Faculté des Sciences et Techniques
(Chaire Unesco Science, Technologie
et Environnement)

Université d'Abomey-Calavi (UAC)

Ecole Doctorale Pluridisciplinaire
« Espaces, Société et Développement »
(EDP)

ÉCOLE DOCTORALE PLURIDISCIPLINAIRE

« ESPACES, CULTURES ET DÉVELOPPEMENT »

AD MAJOREM SCIENTIAE GLORIAM

Abomey-Calavi, le 29 / 12 /2017

N° 463-2017/UAC/EDP/D/DA/SA

Thèse de Doctorat Unique en Science de la Terre et de l'Univers présentée par :

Jéchonias Bidossèssi HOUNKPE

Pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université d'Abomey-Calavi

Option : Géosciences de l'Environnement et Aménagement de l'Espace

***Spécialité* :** Géosciences et Environnement

ENVIRONNEMENT MORPHO-SEDIMENTAIRE ET GEOCHIMIE DES ELEMENTS EN TRACES DES EAUX ET DES SEDIMENTS DU LAC AHEME AU SUD-BENIN

Sous la direction de

Dr. Nelly KELOME,

Maître de Conférences des Universités (CAMES), Université d'Abomey-Calavi (Bénin)

Soutenue publiquement le 28/12/2017devant le jury international composé de :

Président :	Daouda MAMA, Professeur Titulaire, Université d'Abomey-Calavi (Bénin)
Rapporteur :	Nelly KELOME, Maître de Conférences, Université d'Abomey-Calavi (Bénin)
Examinateur :	Amadou Tahirou DIAW, Professeur Titulaire, Université Cheik Anta Diop (Sénégal)
Examinateur :	Ampah K. C. JOHNSON, Professeur Titulaire, Université de Lomé (Togo)
Examinateur :	Lucien M. OYEDE, Professeur Titulaire, Université d'Abomey-Calavi (Bénin)

Sommaire

Remerciements……ii

Dédicace……..v

Résumé…….....vi

Introduction générale……...1

Première partie : Synthèse bibliographique……..5

Chapitre 1 : Généralités sur les éléments en traces…….....……6

Chapitre 2 : Pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin…..…….....21

Deuxième partie : Cadre d'étude et méthodologie…….……35

Chapitre 3 : Cadre d'étude……..36

Chapitre 4 : Matériel et Méthodes……..…….....54

Troisième partie : Résultats et discussions…….……78

Chapitre 5 : Dynamique hydro sédimentaire actuelle du lac Ahémé et les différentes activités développées autour de cet écosystème…….……79

Chapitre 6 : Qualité physico-chimique des eaux et des sédiments du lac Ahémé……...99

Chapitre 7 : Evaluation du niveau de pollution des éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé……...123

Chapitre 8 : Spécification chimique et biodisponibilité des éléments en traces dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé……...……..140

Conclusion générale et Perspectives……..…..153

Références bibliographiques……...…….156

Liste des figures……..172

Liste des tableaux…….....177

Annexes ……..186

Listes des Publications et Communications...…….…….....199

Remerciements

Ce travail de thèse a été réalisé au Laboratoire de Géologie, Mines et Environnement de l'Université d'Abomey-Calavi grâce au soutien financier du Ministère d'Etat chargé de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique. Je tiens à exprimer, dans les premières phrases de ce mémoire de thèse de doctorat, l'expression de ma profonde reconnaissance aux nombreuses personnes qui m'ont apporté leur soutien.

Ma première pensée va tout naturellement à ma directrice de thèse Docteur Nelly C. KELOME qui suit fidèlement mon parcours depuis le Master. Je tiens à la remercier pour son encadrement et son soutien. Je la remercie pour la confiance qu'elle m'a témoignée en me confiant ce travail et pour m'avoir donné les moyens d'arriver au bout de ce projet. J'ai apprécié sa grande chaleur humaine et sa disponibilité quotidienne. Grâce à elle, les moments de découragement connus de tous les thésards furent rares et brefs.

Je remercie vivement les membres du jury de thèse de l'honneur qu'ils me font en acceptant de consacrer une part importante de leur temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail.

Je voudrais manifester ma vive reconnaissance à l'endroit du Docteur Christophe KAKI pour ses remarques très pertinentes aux différents points de thèse et pour son soutien moral tout au long de ce travail.

Mes remerciements vont à l'endroit du Professeur Daouda MAMA pour ses contributions aux différents points de thèse et lors des diverses rencontres pendant la rédaction de ce document.

J'adresse également mes sincères remerciements au Docteur Raoul A. LAIBI, pour son implication personnelle et pour sa disponibilité le jour comme la nuit, à me recevoir dans son bureau pour des échanges fructueux lors de la rédaction de ce document. Très cher Docteur, votre humilité et votre générosité feront de vous un grand homme dans le Seigneur.

Mes sincères remerciements vont spécialement à l'endroit de Docteur Gérard DALMEDA, Chef du Département des Sciences de la Terre pour son soutien moral et sa volonté de faire de ce département un modèle pour le rayonnement de la science et le développement économique.

Je tiens à remercier très sincèrement tout le personnel enseignant du Département des Sciences de la Terre notamment, Soulémana YESSOUFOU, Nicaise YALO, Luc ADISSIN pour la formation académique dont j'ai pu bénéficier durant tout mon cursus universitaire.

Qu'il me soit permis, Professeur Lucien Marc OYEDE, de vous exprimer mes profondes et sincères gratitudes pour m'avoir associé au projet ''d'étude de faisabilité du programme intercommunal de réhabilitation du lac Ahémé et ses chenaux et la mise en place d'une zone de développement économique''. Ce qui m'a permis d'utiliser les données dudit projet dans le cadre de cette étude. Que le Seigneur Tout-Puissant vous prête longue Vie.

Que tout le personnel enseignant de la formation doctorale ''Géosciences de l'Environnement'' de l'Ecole Doctorale Pluridisciplinaires ''Espace, Cultures et Développement'' et tous les enseignants de la Faculté des Sciences et Techniques et de la Faculté des Lettres Arts et Sciences Humaines de l'Université d'Abomey-Calavi, acceptent mes sincères remerciements pour la formation académique dont j'ai pu bénéficier durant mon cursus universitaire. Je n'oublie pas de manière particulière, le Professeur CLEDJO Placide pour tous ses soutiens.

Mes remerciements vont à l'endroit de tout le personnel du Laboratoire d'Hydrologie Appliquée (LHA), du Laboratoire des Sciences du Sol, Eau et Environnement (LSSEE), du Laboratoire de Contrôle de Qualité des Eaux (LCQE), et en particulier à Messieurs Elias POGNON et Bouré MOHAMED pour leurs divers conseils et coups de main durant les périodes de manipulation aux laboratoires.

Mes gratitudes vont à l'endroit du docteur Expédit VISSIN, Maître de Conférence des Universités (CAMES) à la FLASH et des docteurs Waris CHOUTI et Arthur CAKPO, Maîtres-Assistants des Universités (CAMES) à la FAST de l'Université d'Abomey-Calavi, pour leur contribution de très grande valeur et leur franche collaboration.

Mes sincères remerciements vont également à l'endroit de mon très cher oncle, celui que j'appelle d'ailleurs mon papa d'Université, Professeur Clément AGBANGLA pour son amour à mon égard, son implication personnelle et tous ses soutiens moraux et financiers dont j'ai bénéficié durant tout mon cursus universitaire. Daigne le Seigneur vous combler de toutes ses grâces.

A tous les camarades doctorants et spécialement Messieurs Rodrigue ADECHINA, Armand KIKI, Michael TOSSOU, Bertrand AKOKPONHOUE, Charles KOMADJA, Florent ESSOU et Mesdames Rébécca LAWANI, Juliette HOUNKPATIN, Antoinette ADJAGODO, Espérance HOUNSOUNOU, merci pour vos soutiens et pour la bonne ambiance qui a toujours caractérisé nos différentes rencontres.

Je suis extrêmement reconnaissant à mon père Albert HOUNKPE et mes deux frères Josias et Tobias HOUNKPE qui ont toujours cru en moi et m'ont toujours soutenu durant tout mon cursus universitaire.

Je n'oublie pas de manière particulière ma tante maternelle, Albertine KINKPON pour son affection, ses aides de très grande valeur et ses encouragements de tous les instants.

Un sincère merci à Monsieur Timoléon AHOUANGNIVO pour tout son soutien inconditionnel à chaque fois que l'occasion m'est permis de le rencontrer.
A tous les autres que je n'ai pas pu citer ici, je dis merci.

Dédicace

Je dédie cette thèse à ma très chère mère, Hélène KINKPON, qui aurait été certainement la plus heureuse en ce moment exceptionnel de ma vie. Malheureusement le Seigneur l'a rappelée plus tôt. Où que tu sois, dans les cieux, je te dis infiniment merci. Que ton âme repose en paix.

Résumé

Le lac Ahémé, situé au sud-ouest du Bénin est un écosystème qui présente un intérêt à la fois biologique, écologique, économique et paysager. A l'heure actuelle, ce lac est menacé par des risques environnementaux qui peuvent avoir des répercussions très graves sur la santé humaine. L'objectif de cette étude est d'évaluer la disponibilité en éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé et leur influence sur cet écosystème, afin d'améliorer les connaissances scientifiques sur la ressource et finalement contribuer à la réduction des risques de pollution auxquels est exposé ce lac.

Dans ce contexte, trois campagnes d'échantillonnage ont été effectuées sur le lac Ahémé. La première a permis de procéder à des mesures sédimentologiques et bathymétriques, et les deux dernières ont consisté à prélever des échantillons d'eau et de sédiment répartis sur quatorze sites durant deux saisons (pluie, sèche). L'étude de la qualité physico-chimique, de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments en traces (Fe, Zn, Pb, As, Cd) a été réalisée sur les eaux et les sédiments. L'interprétation des séries d'images satellitaires combinées aux analyses statistiques multivariées, aux normes et aux indices géochimiques ont permis de déterminer les origines de la contamination des sédiments de ce plan d'eau.

Il en ressort que les états d'occupation du sol entre 1986 et 2016 présentent une modification marquée des unités paysagères, avec une régression sensible des formations végétales et une progression des formations anthropisées. Les données bathymétriques et sédimentologiques révèlent les preuves tangibles d'un comblement du lac. Les eaux et les sédiments du lac Ahémé sont de mauvaise qualité puisque la plupart des paramètres physico-chimiques dépassent leur norme. Les éléments Fe, Pb et Cd ont des teneurs élevées par rapport aux normes de l'USEPA pour les eaux de surface. Le FE et l'Igéo montrent que le Cd est le plus enrichi de tous les éléments étudiés et présente une très forte à extrême contamination pendant les deux périodes. Ces éléments en traces se retrouvent dans l'eau sous formes libres, complexées et liées à la matière organique. Dans les sédiments, les éléments en traces sont généralement plus liés à la phase non résiduelle qu'à la phase résiduelle. Que ce soit dans les eaux ou les sédiments du lac Ahémé, le cadmium est l'élément le plus biodisponible. Les sources anthropiques de ces éléments métalliques prédominent dans le lac.

Pour un développement durable des ressources de ce plan d'eau, les données acquises au cours de cette étude seraient d'un grand intérêt dans l'élaboration d'un vaste programme de préservation de cet écosystème.

Mots clés *: Lac Ahémé, géochimie, sédimentologie, éléments en traces, pollution.*

Abstract

The Ahémé lake, located in the south-west of Benin, is an ecosystem of biological, ecological, economic and landscape interest. At present, this lake is threatened by environmental hazards that can have a very serious impact on human health.

The objective of this study is to evaluate the bioavailability of trace elements in the water and sediments of Lake Ahémé and their influence on this ecosystem, in order to improve the scientific knowledge on the resource and finally to contribute to the reduction of pollution risks, which this lake is exposed.

In this context, three sampling campaigns were carried out on lake Ahémé. The first campaign consisted on sedimentological and bathymetric measurements, and the last two campaigns were carried out in the (rainy and dry) season, consisted to the collect of water and sediment samples distributed over fourteen stations. The study of the physicochemical quality, contamination, speciation and bioavailability of trace elements (Fe, Zn, Pb, As, Cd) was carried out on water and sediments. The interpretation of the satellite imagery combined with multivariate statistical analyzes, standards and geochemical indices alllow to determine the origins of sediment contamination in this body of water.

The results show that the soil occupation between 1986 and 2016 is marked by modification of the landscaped units, with regression of the natural plant formations and growing of the anthropized formations. Bathymetric and sedimentological data reveal tangible evidence of lake filling. The waters and sediments of Lake Ahémé are bad qualities, most of physicochemical parameters exceed their norms. The Fe, Pb, and Cd elements have high grade relative to USEPA standards for surface waters. The FE and Igeo show that Cd is the most enriched of all the elements studied and shows a very high to extreme contamination during the two periods. The free, complexed and organic forms of these metallic elements have been found in the waters of the lake. In sediments, metallic elements are generally more linked to the non-residual phase than to the residual phase. Whether in the waters or the sediments of Lake Ahémé, cadmium is the most element available. The anthropic sources of these metallic elements predominate in the lake.

For a sustainable development of the resources of this body of water, the data acquired during this study would be of great interest in the development of a vast program of preservation of this ecosystem.

Key words: *Lake Ahémé, geochemistry, sedimentology, traces elements, pollution*.

Sigles et Abréviations

ACP : Analyse en Composante Principale

AFNOR : Association Française de Normalisation

As : Arsenic

ASECNA : Agence pour la Sécurité et la Navigation Aérienne en Afrique et à Madagascar

Cd : Cadmium

CEC : Capacité d'Echange Cationique

COD : Carbone Organique Dissous

COT : Carbone Organique Total

ETM : Eléments en Traces Métalliques

Fe : Fer

FE : Facteur d'Enrichissement

GPS: Global Positionning System

Igéo : Index de géoaccumulation

INRAB : Institut National de la Recherche Agricole du Bénin

LaboGME : Laboratoire de Géologie, Mines et Environnement

LaCIE : Laboratoire de Chimie Inorganique et de l'Environnement

LHA : Laboratoire d'Hydrologie Appliquée

MES : Matière en Suspension

mg/kg : milligramme par kilogramme

mg/L : milligramme par litre

MOT : Matière Organique Total

NPK : Azote phosphore potassium

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OSPAR : Oslo Paris Convention

pH : potentiel Hydrogène

Pb : Plomb

SAA : Spectrophotomètre d'Absorption Atomique

TDS : Sels Totaux Dissous

UAC : Université d'Abomey-Calavi

USEPA : United States Environment Protection Agency

UE : Union Européenne

Zn : Zinc

°C : Degré Celsius

Introduction générale

Introduction générale

L'eau revêt une importance particulière dans les sociétés humaines. Elle intervient aussi dans l'ensemble du fonctionnement du milieu naturel, car elle est le vecteur privilégié d'éléments transportés en solution ou en suspension (Ambroise, 1991). Cependant, les activités socio-économiques telles que le tourisme, l'agriculture, la pêche, l'expansion industrielle et les exploitations minières ont des impacts directs ou indirects sur les ressources en eau (Brambati *et al.*, 2003). On observe par exemple, une modification du régime des fleuves, des rivières et des lacs pouvant augmenter l'érosion et/ou la sédimentation de leurs lits et accroître l'intensité des crues et des inondations (Dron et Pujol, 1998). De même, ces activités génèrent dans les écosystèmes aquatiques des substances polluantes qui ont des répercussions néfastes sur l'environnement et par suite sur la santé humaine (Bloundi, 2005). Dans certains écosystèmes, ces substances polluantes peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales et par conséquent, elles peuvent entraîner le dysfonctionnement de la chaîne trophique (Gold, 2002). Parmi ces substances chimiques susceptibles de constituer un danger pour la vie aquatique, il y a les éléments traces métalliques, dont certains comme le mercure, le plomb et le cadmium sont très nocifs et non biodégradables. Une contamination à grande échelle par l'un de ces métaux peut entraîner un taux de mortalité important au sein de la population. Au Japon, dans les années 1950-1960, une pollution par le cadmium a déclenché de nombreux troubles rénaux et osseux, entraînant une importante mortalité dans les populations des régions contaminées (Boucheseiche *et al.*, 2002). Certains métaux non toxiques le deviennent, vu leur pouvoir bio-accumulateur et leur rémanence dans le milieu aquatique et notamment dans les sédiments compte tenu de leur non dégradation biologique, c'est le cas du fer et du zinc (El Morhit, 2009).
Ces substances chimiques sont véhiculées du continent vers le milieu marin qui est le siège ultime de l'accumulation de ces produits. Avant leur arrivée dans l'océan, elles peuvent transiter ou s'accumuler dans certains milieux aquatiques comme les lacs, les rivières, les lagunes et les estuaires (Bloundi, 2005).

Le lac Ahémé, l'un des composants du système estuarien du Mono et deuxième plus vaste plan d'eau du Bénin, n'échappe guère à cette réalité. Ce lac, classé site Ramsar 1017 à cause de ses atouts exceptionnels et de ses variables potentialités économiques, est exploité non seulement pour ses richesses en ressources halieutiques, mais aussi, à des fins touristiques et des transactions commerciales. Ainsi, il contient une diversité d'espèces halieutiques (poissons, crabes, crevettes…) et constitue une importante réserve d'eau que les populations riveraines utilisent pour leurs besoins hydriques (Badahoui *et al.*, 2010). Avec les modes d'exploitation anarchique utilisés aujourd'hui par les populations riveraines pour prélever les ressources du lac et la très forte poussée démographique qui caractérise cette zone humide du Bénin, les ressources naturelles de

ce plan d'eau, sans aucune exception, sont menacées. Par ailleurs, la mise en service du barrage de Nangbéto en 1987 dans ce milieu estuarien a entraîné un changement profond dans l'équilibre hydrodynamique du lac Ahémé. De même, les variabilités climatiques et la déforestation dans le bassin versant du fleuve Mono et sur les berges du lac Ahémé entraînent une érosion poussée suivie d'un drainage massif de sédiments vers ce plan d'eau. De plus, dans la vallée de ce lac où sont actives les cultures vivrières et de rente, les populations riveraines utilisent des engrais minéraux pour la fertilisation des sols et les pesticides pour la lutte contre les adventices et le traitement phytosanitaire des plantes. Cette mauvaise pratique agricole pourrait être responsable de l'enrichissement en éléments en traces et en éléments nutritifs des eaux et des sédiments de cet écosystème aquatique comme l'ont montré les travaux de Dèdjiho *et al.* (2013) pour la contamination en zinc et cuivre de quelques échantillons d'eau et de sédiment prélevés dans le lac. L'ensemble de ces nuisances fait que la situation actuelle du lac Ahémé est préoccupante à maints égards.

De nombreuses études ont montré que la seule connaissance des concentrations totales en métaux dans l'écosystème aquatique ne permet pas d'évaluer leur effet potentiel sur les organismes (Hlavackova, 2005 ; Pétré, 2008 ; El Morhit, 2009 ; Sahli *et al.*, 2014). De même, les études hydrodynamiques et sédimentologiques effectuées ne sont pas récentes et datent des années 1983 (Oyédé, 1983).

Quelle est donc l'évolution morpho-sédimentaire récente de ce plan d'eau et quel est le devenir des éléments en traces qui s'accumulent depuis des années dans le lac Ahémé ? Pour mieux répondre à cette question, il est alors nécessaire d'envisager une meilleure compréhension des processus hydrodynamiques et sédimentologiques, et du comportement géochimique des éléments en traces au sein de ces différents compartiments, afin de protéger ce milieu d'intérêt socio-économique important.
L'objectif général de l'étude est d'évaluer l'hydrodynamisme sédimentaire et la disponibilité en éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé et leur influence sur cet écosystème.

De façon spécifique, il s'agit de :

- Caractériser la dynamique hydro sédimentaire actuelle du lac Ahémé et les différentes activités développées autour de cet écosystème.
- Déterminer la qualité physico-chimique et les teneurs actuelles en éléments en traces tels que le plomb, le cadmium, l'arsenic, le zinc et le fer dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé ;
- Identifier les différentes espèces chimiques de ces éléments en traces dans les eaux et les fractions géochimiques qui leur sont associées dans les sédiments.

Le contenu de la thèse est structuré en trois parties. La première partie fait un état des connaissances sur les problématiques des polluants métalliques dans les écosystèmes

aquatiques au Bénin et de quelques plans et cours d'eau du monde. La deuxième partie présente le milieu d'étude et les méthodes analytiques utilisées. La troisième partie est consacrée aux résultats des différents travaux effectués, puis à la discussion. Enfin, une conclusion générale est présentée accompagnée des propositions de recherche souhaitées en vue de poursuivre ces travaux.

1ère Partie :
Synthèse bibliographique

Première partie : Synthèse bibliographique

La première partie de cette thèse est consacrée à l'étude bibliographique. Elle comporte deux chapitres. Le premier souligne les notions fondamentales relatives aux polluants métalliques dans les hydrosystèmes littoraux. Le second fait un état des lieux de la pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin.

Chapitre1 : Généralités sur les éléments en traces

Dans ce chapitre, quelques traits essentiels des éléments en trace dans l'environnement ont été abordés afin de mieux cerner le contour de notre problématique. Il s'agit, après une brève définition des éléments en traces, de présenter ceux considérés dans cette étude. Quelques informations sur les sources probables de ces éléments dans la nature ainsi que les processus de leur introduction et de leur devenir dans les environnements aquatiques ont été également soulignées.

1.1. Définition et présentation des éléments en traces

1.1.1. Définition

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des constituants de la croûte terrestre dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 100 ppm (Qasim, 2015). Ils ne représentent que 0,6 % du total des éléments chimiques de la croûte terrestre. Ces éléments sont naturellement présents dans les sols et certains sont indispensables aux plantes et aux organismes vivants. Ils font partie des oligo-éléments et des éléments traces. On utilise également l'expression métaux lourds, qui correspond à une définition physique (masse volumique supérieure à 5 g/cm^3) ou bien oligo-éléments. Les ETM les plus connus pour leur dangerosité sont le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et le zinc (Zn). Il faut ajouter à cette liste l'arsenic (As) et le sélénium (Se), qui ne sont que des Eléments Traces et pas des métaux. Dans cette étude, le terme ‘’Eléments en traces ‘’ a été utilisé.

De nos jours, les éléments en traces représentent un groupe d'éléments dont le potentiel polluant est indéniable, et qui ont simultanément un poids économique considérable.

Afin de protéger la population humaine des effets de la contamination des sols et des eaux, par des éléments en traces, des seuils critiques à partir desquels des effets dangereux peuvent être observés ont été suggérés (Tableau 1).

Tableau 1 : Seuils critiques pour les teneurs de quelques éléments en traces dans les eaux suivant différentes normes (Antéa, 2000)

Eléments en traces	Eaux superficielles		Eaux de boisson	
	OMS 2006	USEPA 1991	OMS 2006	UE 1998
	mg.L-1	mg.L-1	mg.L-1	mg.L-1
Plomb (Pb)	0,01	0,05	0,01	0,01
Cadmium (Cd)	-	0,005	0,003	0,005
Zinc (Zn)	-	5	3	-
Fer (Fe)	0,5	0,3	-	0,2
Arsenic (As)	-	0,05	0,01	0,05

1.1.2. Justification du choix des éléments en traces dans l'étude

Cinq différents éléments en traces ont été choisis pour réaliser cette étude. Il s'agit du plomb, du cadmium, de l'arsenic, du zinc et du fer. Le choix de ces cinq éléments repose tout d'abord, sur leur ubiquité en tant que contaminants chimiques (Calatrese, 1981). De plus, le choix du plomb et du cadmium est dicté par leur toxicité reconnue par leur présence sur les listes des contaminants prioritaires des conventions et réglementations internationales (OSPAR, UE, USEPA, OMS, Convention de Barcelone pour la méditerranée, etc.). Le plomb, l'arsenic et le cadmium ne sont pas exigés pour le cycle biologique et sont fortement toxiques à l'état de trace ; leur présence dans les écosystèmes côtiers témoigne d'une influence anthropique (Sunda, 1989 ; Vazquez *et al.*, 1999). Le zinc et le fer sont des oligoéléments, mais au-delà d'une certaine concentration, ils deviennent toxiques vis-à-vis de l'homme et des organismes aquatiques.

Le choix de ces cinq éléments réside également sous la forte pression anthropique notamment l'agriculture et la pêche auxquelles le milieu d'étude est soumis. Au cours des activités agricoles intensives, les populations riveraines utilisent surtout des intrants contenants les éléments tels que le fer, le zinc, le manganèse et le cadmium comme amendement pour augmenter leur rendement. Le lessivage des terrains agricoles par suite d'une pluie entraîne l'enrichissement des eaux du lac en ces éléments métalliques. Il faut également signaler que des études antérieures ont révélé des teneurs élevées en plomb et en arsenic dans les sédiments du lac Ahémé.

1.1.3. Présentation des éléments en traces sélectionnés

1.1.3.1. Le plomb

De numéro atomique 82 et d'une densité de 11,3 ; le plomb (Pb) est un métal grisâtre que l'on retrouve dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. Dans la croûte terrestre, le plomb apparaît comme le 36ème élément en termes d'abondance. Il provient essentiellement du carburant, des batteries et de la peinture. Le plomb est l'un des métaux les plus étudiés au monde du fait de sa toxicité et de sa présence durant des décennies dans les essences plombées. La concentration moyenne en Pb dans la croûte terrestre varie entre 13 et 17 µg/g (N'guessan, 2008).

Dans les milieux naturels, le plomb se présente généralement sous deux états d'oxydation : +II et +IV. Ses caractéristiques physico-chimiques le rapprochent des alcalino-terreux (Ca^{2+}, Ba^{2+}) et du potassium (K) ; il peut ainsi remplacer le K dans les feldspaths potassiques. Parmi les éléments traces métalliques, il a le plus grand rayon ionique (1.75 Å). A l'état naturel, il se trouve dans la galène. Le plomb peut être associé aux sulfates et aux carbonates, mais aussi aux argiles et à la matière organique suivant le pH. Il a beaucoup d'affinités avec le cadmium (Cd) et le zinc (Zn). Lors de l'altération des minéraux primaires, le Pb peut être fixé par des argiles comme la kaolinite (Mosser, 1980). Seulement 1/6 du plomb libéré dans le système aquatique est sous forme dissoute, le reste est associé aux matières en suspension. De ce fait, la majorité du plomb transporté par les eaux de surface se trouve dans les sédiments (Rodier *et al.*, 1996).

Le plomb n'est pas essentiel pour les organismes et sa présence à des taux élevés est toxique. Il est connu pour entraver la fabrication de l'hémoglobine et modifier la composition du sang. La toxicité causée à long terme par le plomb est communément appelée « saturnisme ». Elle peut avoir des effets sur les systèmes nerveux, hématopoïétiques et cardio-vasculaires. A forte dose, le plomb provoque des troubles neurologiques, hématologiques et rénaux. Il peut entraîner chez l'enfant l'anémie, des pertes auditives, des troubles du développement cérébral, avec des perturbations psychologiques et des difficultés d'apprentissage scolaire (Bloundi, 2005).

1.1.3.2. Le cadmium

Le cadmium est un élément chimique de symbole Cd et de numéro atomique 48 (Mahan, 1987). Il appartient à la famille des éléments chalcophiles. C'est un métal mou et malléable, présentant généralement une couleur blanche. Il ternit au contact de l'air (Callender, 2003).

Le cadmium n'existe pas à l'état natif. Son minerai, la greenockite (CdS), est très rare et inexploité. Le cadmium est un métal composant naturel des roches et du sol, dont les minerais sont associés à ceux du zinc, du plomb et du cuivre, ainsi que dans les phosphates naturels (Aranguren, 2008). Il est également présent dans l'eau, l'air

atmosphérique des agglomérations urbaines et il contamine les végétaux et les tissus animaux. Il est utilisé comme colorant et se trouve fréquemment dans les alliages et les batteries. Il est très nocif et ses composés à fortes doses peuvent provoquer des cancers, des problèmes rénaux et l'augmentation de la tension. Il s'accumule principalement dans le foie, les poumons et les reins, ces derniers étant généralement considérés comme les organes critiques de la toxicité du cadmium. Le cadmium est toxique pour les organismes supérieurs et les algues à partir de 0,1 mg/L (Lawani, 2007).

1.1.3.3. L'arsenic

L'arsenic est un élément chimique de symbole As et de numéro atomique 33, présentant des propriétés intermédiaires entre celles des métaux et des métalloïdes (Mahan, 1987). Avec une concentration moyenne de 1,8 $\mu g.g^{-1}$, l'arsenic est le 51ème élément dans la croûte terrestre en termes d'abondance. Il existe plus de 200 minéraux contenant de l'arsenic qui correspondent à des arséniates, des sulfures et sels sulfatés, des arsénites, des arséniures ou encore des oxydes (Aranguren, 2008). Répandu dans la croûte terrestre, il peut aussi provenir des activités anthropiques (métallurgie, agriculture, peinture, coloration de verre et céramique). L'arsenic apparaît dans l'environnement sous 5 états d'oxydation (5+, 3+, 0, 1- et 2-) parmi lesquels les formes oxydées (As^{3+} et As^{5+}) sont relativement plus toxiques que les autres (Brown *et al.*, 1999). Les formes trivalentes et pentavalentes constituent des espèces anioniques en solution aqueuse où elles peuvent être adsorbées par les surfaces minérales ou être précipitées. La forme pentavalente s'adsorbe plus fortement sur les surfaces minérales que la forme trivalente ; elle est ainsi moins mobile et moins toxique que l'arsenic trivalent (Frost et Griffin, 1977 ; Korte et Fernando, 1991).
L'arsenic est un poison cellulaire qui pénètre dans l'organisme par les voies digestives ou respiratoires et peut provoquer des troubles de la respiration et des voies urinaires. Il est responsable de troubles hépato-digestifs, sanguins, rénaux, osseux et est parfois mortel. Pour ce qui est de la vie aquatique, des teneurs supérieures à 2 mg/l peuvent déclencher des phénomènes de toxicité chez certaines espèces de poisson (N'guessan, 2008).

1.1.3.4. Le zinc

Le zinc est un élément chimique, de symbole Zn, de numéro atomique 30 et d'une densité de 7,2. Cet élément se trouve dans la nature uniquement sous le degré d'oxydation (+II). Ainsi, la géochimie du zinc est relativement peu complexe et présente un comportement chalcophile assez marqué par une association fréquente avec le soufre. Il a des propriétés chimiques voisines du cadmium, cependant les concentrations rencontrées dans la nature ne sont pas du même ordre de grandeur (un rapport de 1 à 1000 peut être observé entre ces deux métaux). Le zinc se retrouve dans les roches

généralement sous forme de sulfures. Le minerai le plus répandu est le sulfure de zinc (blende ou sphalérite) qui contient également du fer, du cadmium, du manganèse et de l'arsenic. Sa teneur moyenne, dans la croûte terrestre, varie entre 70 et 132 µg/g et est beaucoup plus élevée dans les sédiments argileux et les schistes (80 à 120 µg/g) (Baize, 1997). Le zinc peut être complexé par les acides humiques. Les hydroxydes et les carbonates n'ont pas grande influence sur la concentration en zinc dissous dans les eaux (Guilmet, 1988). Il est présent dans les eaux courantes simultanément sous forme ionique et associé aux colloïdes inorganiques. Dans l'eau, la solubilité des chlorures et des sulfates de zinc est importante, leur hydrolyse conduit à une diminution du pH. En présence d'un excès d'hydrogénocarbonates, la solubilité du zinc est contrôlée par la solubilité des carbonates qui sont relativement solubles, et des hydroxydes qui le sont peu. D'une façon générale, les eaux à pH faible ont des teneurs en zinc plus importantes (Rodier *et al.*, 1996).
Le zinc est utilisé dans différents domaines tels que la métallurgie, l'imprimerie, la peinture, les alliages, l'énergie, l'agriculture et les bâtiments. Il est essentiel pour tous les organismes et est caractérisé par sa faible toxicité par rapport aux autres éléments.

1.1.3.5. Le fer

Le fer est un élément chimique de symbole Fe et de numéro atomique 26. C'est le métal et le matériau ferromagnétique le plus courant dans la vie quotidienne, sous forme pure ou d'alliage. A l'état naturel, le fer est un métal très ductile et malléable présentant une couleur blanc argenté. En solution aqueuse l'élément chimique fer est présent sous forme ionique avec deux valences principales : Fe^{2+} (l'ion fer(II), anciennement appelé ferreux) et Fe^{3+} (l'ion fer(III), anciennement appelé ferrique). La majeure partie du fer dans la croûte terrestre est combinée avec l'oxygène, formant des minerais d'oxydes de fer, tels que l'hématite (Fe_2O_3), la magnétite (Fe_3O_4) et la limonite ($Fe_2O_3.nH_2O$). C'est le métal le moins coûteux. Il est rarement employé à l'état pur, car il se corrode facilement. C'est également le métal le plus utile sous forme d'acier. En plus de son intérêt technologique, le fer est un oligo-élément indispensable qu'on retrouve dans les aliments. Il est nécessaire à toute vie humaine, notamment en assurant le transport de l'oxygène et la formation des globules rouges dans le sang. Une surcharge en fer due à un apport excessif, une absorption trop importante ou des troubles de son utilisation peuvent aboutir à des hémochromatoses (maladie génétique caractérisée par une absorption intestinale du fer anormalement accrue). L'accumulation de fer au sein des cellules fonctionnelles (cellules du parenchyme) conduit à l'apparition de lésions le plus souvent au niveau du foie, du pancréas et du myocarde (muscle cardiaque). Les complications seront différentes selon l'organe touché : cirrhose pour le foie, diabète pour le pancréas, et battements cardiaques irréguliers accompagnés d'insuffisance cardiaque pour le cœur.

1.2. Les éléments en traces dans l'environnement

Les éléments en traces sont omniprésents dans l'environnement. Ils participent aux grands cycles biogéochimiques comme tous les composants chimiques de la croûte terrestre (Nriagu et Pacyna, 1988) (Figure 1).

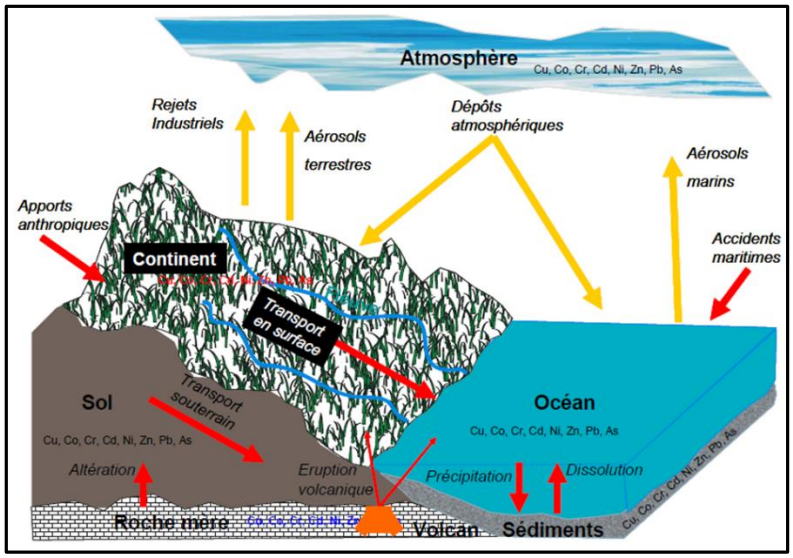


Figure 1: Description schématique du cycle des éléments en traces dans l'environnement (N'guessan, 2008)

Une quantité importante d'éléments métalliques ou non est introduite dans l'environnement par l'intermédiaire de sources naturelles et anthropogènes. Leur entrée dans l'environnement aquatique peut être soit le résultat des déversements directement effectués dans les écosystèmes marins et dans les eaux douces, soit d'un cheminement indirect (cas des décharges sèches et humides ; du ruissellement agricole). S'agissant des sources naturelles, les processus d'érosion naturels sont l'un des plus importants qui participent à la délivrance des ions métalliques vers les eaux de surfaces. Selon Brahic *et al.* (1999), toute roche affleurant à la surface de la terre, qu'elle soit d'origine magmatique, métamorphique ou sédimentaire, et soumise à des conditions physico-chimiques différentes de son milieu de formation conduisant à sa transformation. Naturellement chacune de ces roches contient une certaine concentration d'éléments traces liée aux conditions qui régnaient lors de sa formation (Tableau 2). Parmi les roches magmatiques, les plus basiques contiennent davantage d'éléments traces que celles qui sont acides et riches en silice, alors que dans les roches sédimentaires, la teneur en éléments traces est d'autant plus importante que la roche est argileuse ou schisteuse (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Sous l'action des processus d'altération, les composantes chimiques de ces roches-mères vont être libérées, principalement au niveau des sols et se retrouver finalement dans les écosystèmes aquatiques.

Tableau 2 : Teneurs moyennes ($\mu g.g^{-1}$) des éléments en traces de différentes roches de la croûte terrestre (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Eléments en traces (mg/kg)	**Roches magmatiques**			**Roches sédimentaires**		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches sédimentaires argileuses et sableuses	Grès	carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,09-0,20	0,22-0,30	0,05	0,035
Co	35-50	1,0	1-7	11-20	0,3-10	0,1-3,0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg	0,10	0,09	0,08	0,18-0,40	0,04-0,10	0,04-0,05
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1,0-1,5	0,6-1,0	1-2	0,7-2,6	0,2-0,8	0,16-0,40
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
V	200-250	30-100	40-90	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

Comme sources naturelles de contamination, on peut également citer l'activité des sources thermales, l'infiltration et les volcans. La contribution des volcans peut se présenter sous forme d'émissions volumineuses, mais sporadiques dues à une activité explosive, ou d'émissions continues de faible volume, résultant notamment de l'activité géothermique et du dégazage du magma (Zoller, 1984). Les principales sources de mercure atmosphérique proviennent du dégazage des terres et des océans (Gochfeld, 2003). Par ailleurs, les sources anthropiques des éléments en traces sont vastes et leur introduction est plutôt récente dans l'environnement (Callender, 2003). Différentes activités humaines déterminent les teneurs en éléments traces dans les milieux aquatiques. Il s'agit de l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, l'infiltration des engrais et pesticides appliqués dans la culture des sols, les déchets médicaux, les émissions des usines … (Callender, 2003 ; Aranguren, 2008). Le tableau 3 met en exergue les sources de provenance des éléments en traces dans l'environnement.

Tableau 3 : Sources industrielles et agricoles des éléments en traces présents dans l'environnement (Biney *et al.*, 2003)

Utilisations	Eléments en traces
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

1.2.1. Transport et transfert des éléments en traces dans l'environnement aquatique

Naturellement, les cours d'eau, résultant de la concentration des eaux collectées par les bassins versants suite aux différentes précipitations, mobilisent les produits de l'érosion mécanique et chimique, les transportent et les redistribuent dans l'environnement de trois façons différentes (Figure 2), selon le diamètre des particules (Allen, 1997) :

(i) le transport en suspension concerne les particules fines de diamètre compris entre 0,45 µm et 0,5 mm, et dominées par les sables fins, les limons et les argiles ; ces particules peuvent atteindre directement le domaine marin, parvenir en période de crue dans les plaines alluviales et se déposer au niveau des sédiments en période de décrue;

(ii) le transport en solution (phase dissoute) concerne les ions issus de l'altération chimique des roches du bassin versant, et des microagrégats (diamètre < 0,22 µm) ;

(iii) le transport de fond (les sédiments), concerne généralement les particules de diamètre > 0,5 mm (sables grossiers, galets…), dont la progression vers l'aval se fait par traction et/ou roulement au fond du chenal.

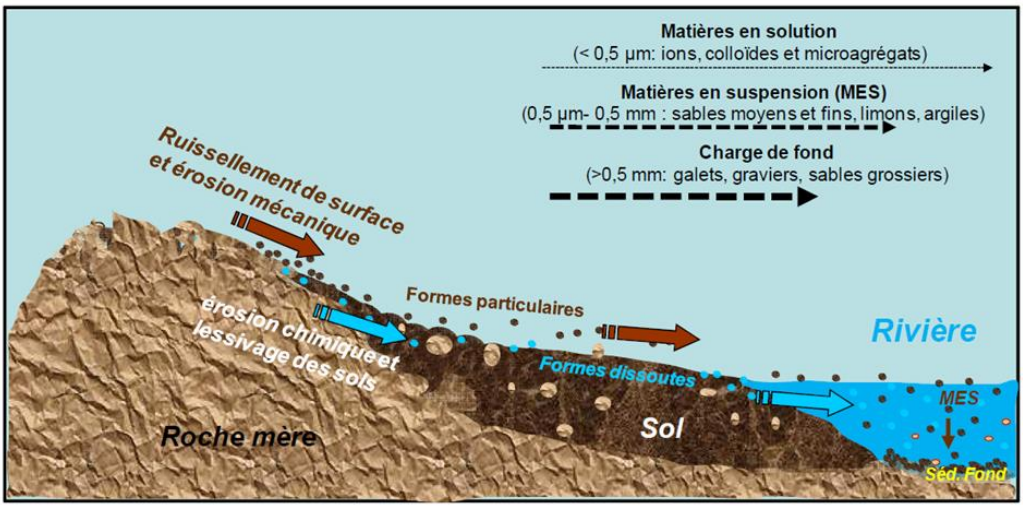


Figure 2 : Modes de transport et devenir des matériaux issus de l'érosion (mécanique et chimique) dans les milieux fluviatiles (N'guessan, 2008)

Lorsqu'un élément trace métallique parvient dans un environnement aquatique, il peut être stocké à différents endroits (Figure 3) :

- associé aux ligands organiques et inorganiques dissous,
- lié aux particules sédimentaires,
- absorbé par les organismes aquatiques,
- sous forme d'ion libre et sous une autre forme chimique.

La plus grande proportion de ces éléments va être immobilisée, à plus ou moins long terme dans le fond des cours d'eau, suivant différents processus physiques, chimiques et biologiques (Tessier et Campbell, 1987 ; Kelderman et Osman, 2007). Les sédiments de fond, contrairement aux MES et à la phase dissoute, sont des compartiments intégrateurs et traceurs de la micropollution, car en plus de présenter des teneurs plus élevées en éléments traces, ils présentent moins de variabilité temporelle et spatiale (Tuncer *et al.*, 2001 ; Caccia *et al.*, 2003 ; De Carlo *et al.*, 2005). L'étude de leur distribution latérale et verticale permet d'une part de connaître leur teneur naturelle en éléments traces, de déterminer et d'évaluer les sources locales de pollution, et d'autre part d'établir l'historique de la pollution (Salomons et Förstner, 1980). La qualité d'un cours d'eau peut donc s'évaluer par l'état de ses sédiments qui, malgré leur rôle de filtre de la colonne d'eau et de piège pour les éléments traces métalliques, peuvent constituer une «bombe à retardement » pour de futures pollutions. En effet suivant les conditions physico-chimiques du milieu, les sédiments peuvent relarguer le stock d'éléments traces métalliques dans la phase dissoute. Ces phénomènes de relargage dans les environnements aquatiques, constituent de véritables dangers pour la faune et la flore aquatiques, mais aussi pour l'homme (Salomons et Förstner, 1984; Calmano *et al.*, 1993), d'où leur importance depuis quelques années, dans les problématiques écotoxicologiques des milieux aquatiques.

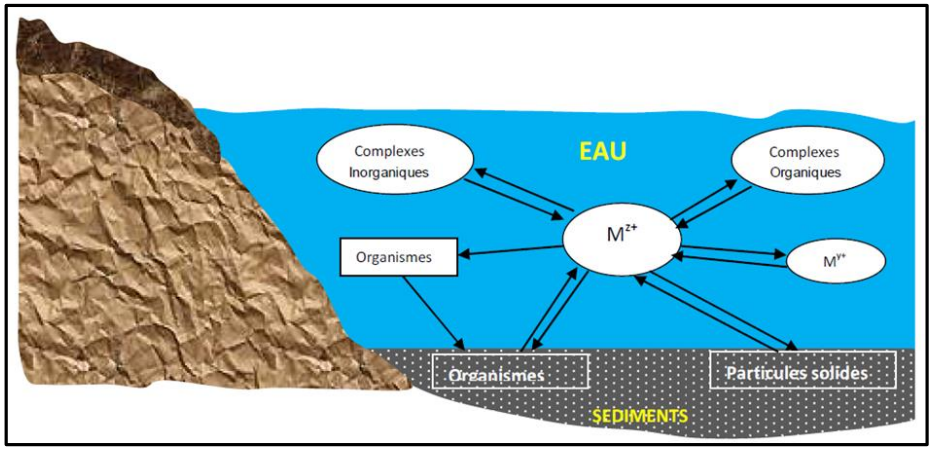


Figure 3 : Schéma représentatif des localisations potentielles des éléments en traces dans un environnement aquatique. Mz^+ : ion libre ; My^+ : ion initial transformé sous une autre forme chimique (**Source** : N'guessan, 2008)

1.2.2. Le comportement des éléments en traces dans les sédiments

Les sédiments fluviaux sont des dépôts de matériel meubles, constitués essentiellement de particules, de taille extrêmement variable, d'origine endogène et exogène au milieu aquatique (Campy et Macaire, 2003). Généralement, les sédiments présents dans les biotopes aquatiques sont de façon prépondérante d'origine exogène. Il s'agit de particules minérales et organiques provenant de l'érosion hydrique et éolienne des sols. Les sédiments endogènes proviennent des débris végétaux et animaux aquatiques (ex. algues et phytoplancton), de la précipitation de carbonates ou d'évaporites (N'guessan, 2008).

Le sédiment, par ses multiples caractéristiques chimiques, biologiques et physiques, constitue un milieu propice à l'accumulation des contaminants dans le système aquatique. Les éléments en traces liés aux sédiments aquatiques sont présents sous différentes formes chimiques. Ils peuvent changer de forme (plus ou moins solubles) ou migrer vers la phase liquide selon les conditions physico-chimiques. Ces changements rendent les éléments en traces plus ou moins mobiles dans les sédiments et plus ou moins disponibles pour la biosphère.

1.2.2.1. La spéciation

Le terme de spéciation a été utilisé dans la chimie des sols et des sédiments et désigne la forme chimique et structurale sous laquelle se trouve un élément métallique. La spéciation a été définie comme étant la détermination d'une forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou bien la configuration selon laquelle un élément peut être présent dans un groupe d'atomes correspondant à différentes matrices (Hetland *et al.*, 1991).

Dans l'environnement, les éléments en traces se trouvent sous différentes formes chimiques et la mesure de la concentration totale de ces éléments métalliques ne suffit pas pour déterminer leur réactivité, mobilité, biodisponibilité et toxicité. Ces faits expliquent l'intérêt majeur qui est donné à la quantification de certaines formes chimiques biodisponibles ou très toxiques des éléments en traces.

1.2.2.2. La mobilité

La mobilité d'un élément est caractérisée par son aptitude à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu (Juste 1988 ; McLaughlin *et al.*, 2000). Les éléments traces métalliques sont associés aux constituants du sol qui contrôlent leur mobilité. Ils peuvent être (Baize, 1997):

- adsorbés sur les phases hydroxydes du fer, de l'aluminium et du manganèse,
- inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires et des constituants secondaires,
- adsorbés sur les matières organiques,

La répartition des métaux et métalloïdes dans ces différents compartiments du sol et toutes les formes disponibles ne présentent pas forcément des risques environnementaux. Les variations des conditions physico-chimiques (pH, température, force ionique….) peuvent jouer directement sur la mobilité des éléments en faisant passer les métaux présents dans un sol d'une forme à une autre. Ce changement met donc en jeu des mécanismes biogéochimiques de mobilisation, d'immobilisation et de transport. Ces mécanismes dépendent de processus de dissolution/précipitation, désorption/adsorption et complexation qui font intervenir des réactions biologiques, chimiques et physico-chimiques (Bourrelier et Berthelin, 1998).

En effet, la mobilité et la biodisponibilité des éléments traces métalliques dépendent fortement de leur spéciation chimique dans les sols. Cependant la détermination exacte de la spéciation chimique est souvent difficile et dans la plupart des cas impossible (Quevauviller *et al.*, 1997).

1.2.2.3. La biodisponibilité

La biodisponibilité désigne la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le sol à être absorbé par un organisme vivant (Newman et Jagoe,1994). La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution. Le changement de la biodisponibilité d'un polluant correspond à un changement de toxicité. La quantité phytodisponible d'un élément dans un sol correspond aux éléments en traces capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante. En effet, l'ion sous forme libre (Zn^{2+}, Cu^{2+}, Pb^{2+}, Cd^{2+}, …) est l'une des formes les plus réactives, avec les espèces neutres et la plus facilement assimilable par les organismes vivants. Les risques liés aux métaux lourds pour l'environnement et la santé humaine devront donc être évalués au

travers leur spéciation, leur mobilité et leur biodisponibilité, qui sont les principaux facteurs conditionnant leur toxicité (Qasim, 2015).

1.3. Les différentes techniques de mesure de la spéciation des éléments en traces dans les sédiments

Les méthodes d'analyse de la spéciation chimique des éléments en traces dans les sédiments peuvent être classées en deux groupes : les méthodes physiques et les méthodes chimiques. Les méthodes physiques permettent une caractérisation directe de l'échantillon solide tandis que les méthodes chimiques utilisent les extractions (simple ou séquentielle) à partir de la matrice solide (Tessier *et al.*, 1979 ; Lebourg *et al.*, 1996).

1.3.1. Les méthodes physiques

Les méthodes physiques interviennent à deux niveaux dans la détermination de la spéciation des éléments en traces. En effet, on entend par méthodes physiques, à la fois les méthodes de fractionnement physiques du sol et les méthodes d'analyse physiques de ses constituants. Les méthodes de tri physique sont basées sur les propriétés physiques macroscopiques (taille, densité, susceptibilité magnétique) distinctes des nombreux constituants du sol. Elles permettent de pré concentrer, de façon non destructive, les différentes phases porteuses des éléments métalliques de manière à rendre leur identification ultérieure plus aisée. Les méthodes physiques d'analyse, non destructrices et directes, sont basées sur l'interaction entre un rayonnement incident et la matière. Elles peuvent donner des informations globales de structures ou de chimie, ou des informations plus fines telles que le degré d'oxydation ou le type de liaison élémentaire.

1.3.2. Les méthodes chimiques

Les extractions chimiques consistent en l'application d'attaques ciblées sur un échantillon solide par un réactif spécifique de la phase visée afin de mettre en solution les éléments en traces qui lui sont associés. Le nombre d'extractions sélectives sera donc déterminé par le nombre de phases étudiées et l'ordre de ces attaques se fera par ordre d'agressivité croissante des réactifs afin de mobiliser des éléments de moins en moins solubles.
Dans la littérature, il existe plusieurs types d'extractions chimiques dont les extractions sélectives et les extractions séquentielles :

1.3.2.1. Les extractions simples (sélectives)

La méthode d'extraction simple est employée dans les sciences du sol pour prédire la disponibilité des éléments en traces pour les plantes. La détermination des teneurs en

métaux et métalloïdes extractibles et facilement échangeables est effectuée par des extractions chimiques simples avec différents réactifs. Les extractants chimiques peuvent varier depuis des acides très forts, tels que l'acide nitrique ou l'acide chlorhydrique, à des solutions salines, comme le chlorure de calcium (Lebourg *et al.*, 1996).

1.3.2.2. Les extractions séquentielles

Les extractions séquentielles permettent de mieux décrire et de mieux caractériser le devenir des éléments en traces dans l'environnement (Lester, 1987).
Les extractions séquentielles ont pour objectifs d'évaluer la répartition des métaux entre les différentes phases des matrices solides. Cette technique permet de quantifier les éléments libérés en fonction des solvants utilisés, et de déterminer la nature des phases hôtes (argiles, oxydes, carbonates, sulfures et matière organique). Selon Bouvet (2004), les extractions séquentielles s'appuient sur le fait que les métaux sont retenus dans la phase solide sous différentes formes et peuvent être extraites suivant trois réactions chimiques majeures : le réactif s'échange avec le métal en raison de sa présence en excès, le réactif a plus d'affinité avec la phase solide que le métal, et enfin le réactif dégrade la phase solide libérant ainsi le métal.
Les séquences d'extractions sont organisées de façon à attaquer les phases impliquées dans la rétention des formes les plus labiles (ions échangeables) vers les formes les moins labiles (résidus silicaté). De façon générale, le principe est de soumettre un échantillon à une série ordonnée de réactifs de force croissante pour solubiliser les différentes formes ou phases d'un métal dans un échantillon de sol (Lester, 1987).
Dans les sédiments et les sols soumis à une contamination polymétallique, deux types de procédures d'extractions séquentielles ont été couramment utilisés : « Tessier » et « BCR ».
La procédure BCR (Bureau Communautaire des Références) établie en 1993 (Ure *et al.*, 1993) est conçue pour tenter d'homogénéiser l'utilisation des techniques d'extractions séquentielles au sein de l'Union Européenne pour des études d'impacts environnementales (Quevauviller *et al.*, 1997). Elle propose un nombre d'étapes inférieures à celles qui sont basées sur le schéma de Tessier. En conséquence, la procédure « BCR » ne possède pas le même degré de définition des compartiments porteurs des éléments traces métalliques.
La procédure de « Tessier » (Tessier *et al.*, 1979) a été reprise par de nombreux auteurs pour caractériser les sources de pollution, évaluer la mobilité et la biodisponibilité d'éléments contaminants et définir les compartiments affectés par leur présence (Qasim, 2015).
Le schéma de Tessier *et al.* (1979) comprend cinq étapes et permet de distinguer l'élément se trouvant sous la forme échangeable, lié aux carbonates, lié aux oxydes, lié à la matière organique et enfin celui correspondant à la fraction résiduelle.

Une description de chaque fraction est faite ci-dessous.

- ✓ Fraction échangeable

Elle met en évidence la proportion de métal présent sous forme rapidement soluble en solution aqueuse, c'est-à-dire principalement sous forme de sels (chlorures et sulfates). L'acide acétique et le chlorure de magnésium sont fréquemment utilisés comme types d'extractants dans les schémas appliqués aux sols et aux sédiments. Cette fraction est potentiellement la plus toxique envers l'environnement.

- ✓ Fraction associée aux carbonates ou fraction acido-soluble

Cette fraction essentiellement composée de constituants carbonatés est sensible à une faible diminution de pH. Le mécanisme utilisé pour évaluer la quantité de métaux associés à cette fraction est la dissolution du matériau solide par des acides faibles à un pH voisin de 5. Elle regroupe les métaux précipités ou co-précipités avec les carbonates naturels qui se dissolvent avec une diminution de pH (Tessier *et al.*, 1979). L'utilisation d'acide faible (CH3COOH) apparaît suffisamment efficace pour dissoudre la calcite et la dolomite sans mobiliser les autres fractions métalliques.

- ✓ Fraction liée aux oxydes métalliques ou fraction réductible

Elle contient les métaux associés aux oxydes plus ou moins cristallisés de fer, d'aluminium et de manganèse. Ces oxydes se présentent sous forme de concrétion ou de revêtement pelliculaire à la surface des particules (Tessier *et al*., 1979). Les métaux lourds associés à cette fraction sont extraits par un mélange de chlorhydrate d'hydroxylamine et d'acide acétique permettant de maintenir en solution les métaux solubilisés.

- ✓ Fraction liée à la matière organique ou fraction oxydable

Les éléments traces métalliques associés sont fixés à divers types de matières organiques (détritus, pellicule organique à la surface des particules). En milieu oxydant, les matières organiques sont dégradées et relarguent des métaux lourds (Tessier *et al.*, 1979). Dans les schémas d'extractions sélectives, cette fraction est généralement obtenue par action d'eau oxygénée acidifiée sur l'échantillon, suivie d'une extraction à l'acétate d'ammonium pour maintenir en solution les métaux solubilisés. On peut également utiliser la soude. Elle permet de détruire la matière organique, mais également les argiles et les aluminosilicates. Cette fraction met en évidence la proportion de métal présent sous forme réduite, c'est à-dire principalement sous forme de sulfures (Sammut, 2007).

- ✓ Fraction résiduelle

La fraction résiduelle est essentiellement constituée de minéraux primaires et secondaires pouvant contenir des métaux dans leur structure cristalline. Elle met en

solution les espèces qui n'ont pas été dissoutes par les attaques précédentes. Leur mise en solution est généralement effectuée par minéralisation acide à l'aide d'acides forts tels que l'acide fluorhydrique (HF), l'acide perchlorique ($HClO_4$), l'acide chlorhydrique (HCl) et l'acide nitrique (HNO_3). La nature et le nombre d'acides varient suivant les auteurs. Dans le cas de Tessier *et al*. (1979), le HF et le $HClO_4$ ont été utilisés.

1.3.2.3. Limite des schémas d'extractions séquentielles

Les méthodes des extractions séquentielles sont largement utilisées mais elles sont en même temps beaucoup critiquées pour l'absence de procédure de référence et de contrôle de la qualité, de par la sélectivité des réactifs et la réadsorstion potentielle des éléments ou de leur recombinaison au cours de différentes étapes de l'extraction (Cornu et Clozel, 2000). Bien que certains schémas d'extractions séquentielles aient été largement utilisés, aucun d'entre eux n'a été désigné comme procédure de référence. Le mode de préparation des échantillons, la diversité des réactifs, le nombre d'étapes d'extraction et leur succession dans les schémas disponibles rendent délicate la comparaison des résultats d'une étude à une autre (Khebohian et Bauer, 1987).
La sélectivité des solutions d'extraction a été également remise en question par des recherches sur des phases minérales synthétiques. En effet, l'attaque chimique d'une phase n'entraîne pas toujours une solubilisation totale des éléments contenus dans cette phase et peut avoir des conséquences sur la solubilisation des éléments présents dans d'autres phases de l'échantillon (Belzille *et al.*, 1989 ; Hass et Fine, 2010).
De plus les problèmes de réadsorption des métaux au cours des extractions ont été mis en évidence dans les sols. Les métaux relargués par minéralisation d'une phase peuvent se répartir sur les phases restantes (Kheboian et Bauer, 1987). La dissolution incomplète de certaines phases, les changements de pH et la modification de l'équilibre peuvent conduire les éléments à se réadsorber sur certaines phases ou à précipiter sous de nouvelles formes. En conclusion, l'extraction séquentielle reste cependant à ce jour la seule approche chimique relativement simple de caractérisation des différentes formes d'un métal dans un sol malgré ses limites.

Chapitre 2 : Pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin

La protection des écosystèmes aquatiques est essentielle à la fois pour l'équilibre des espèces aquatiques et une alimentation saine des populations. Les plans et cours d'eau du Bénin, sont affectés par plusieurs formes de pollution qui sont liées notamment aux brusques accélérations de la croissance démographique et aux activités anthropiques. Ce chapitre fait un état des lieux de la qualité des écosystèmes aquatiques au Bénin. Il passe en revue les types de pollution des cours et plans d'eau au Bénin, leurs causes ainsi que leurs impacts sur l'homme et l'environnement. Il met également en exergue quelques travaux scientifiques consacrés à la question de pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin et dans certains plans et cours d'eau du monde.

2.1. Les différentes formes de pollution des écosystèmes aquatiques

La pollution de l'eau est la contamination par des déchets, des produits chimiques ou des micro-organismes. Elle est aussi une altération qui rend son utilisation dangereuse et perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et les eaux souterraines. Elle se manifeste principalement, dans les eaux de surface par une pollution chimique ou par des virus et des bactéries pathogènes (Maverick, 2012). Selon Montcho (2005), un cours d'eau est considéré comme pollué lorsque la composition ou l'état de ses eaux est directement ou indirectement modifié du fait que celles-ci se prêtent moins facilement à toutes les utilisations auxquelles elles pourraient servir à leur état naturel. Dans les plans et cours d'eau, cette pollution peut se présenter sous différentes formes. Les principales sont les suivantes :

La pollution par la matière organique, elle est causée par la surabondance, dans l'eau, de matière organique d'origine humaine, animale ou végétale. La décomposition de cette matière par des bactéries qui consomment de l'oxygène peut entraîner une diminution marquée de l'oxygène dissous dans l'eau et perturber grandement la vie aquatique, en plus d'être à l'origine d'odeurs nauséabondes. Les rejets domestiques, de même que les activités agricoles et industrielles, peuvent constituer une source importante de matière organique (Hébert et Ouellet, 2005)

La pollution par les fertilisants, elle apparaît lorsque des nutriments comme l'azote et le phosphore se trouvent en trop grande quantité dans l'eau. La surabondance de ces substances nutritives favorise la croissance de plantes aquatiques et d'algues qui peuvent nuire aux organismes aquatiques en modifiant leur habitat et limiter les activités récréatives. Les rejets domestiques et les activités agricoles peuvent constituer d'importantes sources de fertilisants.

La pollution toxique provient surtout des activités industrielles (métaux lourds, BPC, etc.), mais également des secteurs agricoles (pesticides, hormones et antibiotiques), domestiques et récréatifs (pesticides, antibiotiques, nettoyants, solvants, etc.). Les

substances toxiques représentent un danger potentiel pour l'homme et la faune aquatique, puisqu'elles peuvent contaminer l'eau et les sédiments et s'accumuler à l'intérieur des organismes aquatiques.

La pollution microbienne découle de la présence dans l'eau de bactéries ou de virus issus le plus souvent des déjections humaines ou animales. Le milieu devient alors insalubre et propice à la propagation de maladies, ce qui limite la pratique des activités nautiques et contraint à désinfecter l'eau destinée à la consommation (Hébert et Ouellet, 2005).

La pollution visuelle se manifeste par une certaine coloration de l'eau, la présence de matière en suspension (sédiments), de déchets flottants et d'algues dans l'eau ou sur les rives d'un cours d'eau. Cette pollution peut être associée à plusieurs problèmes, tels que l'érosion des rives, l'excès d'éléments nutritifs dans l'eau, ou simplement le manque de civisme de certains citoyens qui prennent le cours d'eau pour une poubelle. Ce type de pollution constitue une nuisance tant pour les activités récréatives que pour les habitats aquatiques (Hébert et Légaré, 2000).

La pollution thermique consiste en une modification de la température de l'eau dans une section d'un cours d'eau, en raison de la présence d'un effluent industriel de température plus élevée que le milieu récepteur (eaux de refroidissement d'usines, de centrales thermiques, etc.). Le déboisement des rives contribue également au réchauffement de l'eau. Même de faibles changements de température peuvent avoir des effets sur la faune aquatique, dont notamment sur des espèces plus sensibles, comme la truite (Hébert et Légaré, 2000).

2.2. Les causes de dégradation des écosystèmes aquatiques au Bénin

Au Bénin, les activités anthropiques et l'accélération de la croissance démographique constituent les principales causes de la dégradation des écosystèmes aquatiques. Plusieurs secteurs d'activités sont ici source d'importantes pollutions des plans et cours d'eau.

2.2.1. L'agriculture

Parmi les activités anthropiques, les pratiques agricoles sont vues comme la première source de pollution diffuse des eaux (PNE-Bénin, 2010 ; Lawani *et al.*, 2017). Le Bénin exploite chaque année plus de 25 000 000 hectares de superficie cultivables dont 320 000 hectares de terres irrigables dans les vallées du Niger, de l'Ouémé et du Mono où sont actives les cultures vivrières et de rentes (Soule, 2012). L'agriculture Béninoise dominée par la production cotonnière est un puissant levier de croissance de l'économie nationale. Elle constitue la plus grande partie de la production primaire et des exportations du pays, car représente environ 80 % des recettes d'exportations officielles

et contribue pour 13 % à la formation du produit intérieur brut (PIB) (AIC, 2008). Pour accroître leur production, la populations utilise les engrais minéraux pour la fertilisation des sols et les pesticides pour la lutte contre les adventices et le traitement phytosanitaire des plantes. Certes, le recours aux pesticides chimiques a fait augmenter significativement la production agricole, mais en même temps cet usage aurait une influence négative sur la biodiversité (Monkiédjé *et al.*, 2000). En effet, la fraction de pesticides qui atteint le sol rejoint ensuite, sous l'effet des pluies, les eaux de surface par ruissellement superficiel ou les eaux souterraines par infiltration (Ramade, 1989). De plus, la fraction émise dans l'atmosphère par volatilisation finit aussi par regagner, sous forme de retombées atmosphériques, les sols et les plans d'eau lors des précipitations. Pendant la campagne agricole 2007-2008, environ 64,5 milliers de tonnes d'engrais et 1,2 millions de litres de pesticides ont été utilisés. Plus de 50% de la quantité de ces intrants n'a pas été valorisé par les plantes et serait drainé finalement par les eaux de ruissellement vers les cours et plans d'eau du pays (PNE-Bénin, 2010). Le lessivage de ces fertilisants et pesticides des plantations aux rivières et aux écosystèmes marins côtiers induit une eutrophisation et une contamination chimique des eaux et des produits de pêche. Les pollutions des plans d'eau par les pratiques agricoles ont été aussi mises en évidence dans d'autres écosystèmes aquatiques, c'est le cas de la lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). Les sédiments de la lagune Aghien sont pollués par le cuivre et le mercure. Les facteurs d'enrichissement calculés à chaque station pour le cuivre, le zinc, le cadmium, l'aluminium et le mercure sont majoritairement supérieurs à 10. Ils mettent en évidence une prédominance des sources anthropiques de l'enrichissement de ces métaux dans les sédiments. Les sources anthropiques sont notamment et en grande partie les fertilisants utilisés dans les plantations situées sur les berges de la lagune, les déchets domestiques issus des villages riverains et les fermes d'élevage environnantes (Traoré *et al.*, 2014).

2.2.2. L'industrie

Parallèlement à cette pollution chimique d'origine agricole, les industries rejettent dans les plans d'eau des substances toxiques. La zone côtière abrite plus de 80% des unités industrielles du Bénin, notamment la Société Béninoise de Brasserie (SOBEBRA), la Société Nationale pour l'Industrie des Corps Gras (SONICOG), la Société Béninoise de Textile (SOBETEX), la Société Béninoise de Peinture et Colorants (SOBEPEC), la Société des Ciments du Bénin (SCB), etc. Celles-ci sont pour la plupart installées dans les villes de Cotonou et de Porto-Novo. Bien que les industries modernes aient des effets positifs sur l'économie de la zone côtière, elles contribuent largement à polluer les cours d'eau le long des côtes. Les déchets liquides générés par ces industries (eaux de refroidissement des installations et eaux usées de production) contiennent environ 1.200 tonnes de DBO (Demande Biochimique en Oxygène) et 10 250 tonnes de DCO (Demande Chimique en Oxygène) par an et sont déversés dans les eaux lagunaires et/ou

en mer (CEDA, 2007). C'est le cas de la savonnerie d'Agbokou, près de Porto-Novo qui déverse ses effluents fortement basiques et chauds (pH>12 et température>40°C), sans aucun traitement préalable, dans la nature. Ces pratiques constituent de véritables sources de pollution chimique des puits domestiques environnants et des écosystèmes aquatiques vitaux tels que la lagune de Porto-Novo (Chouti, 2011). Aussi, les cimenteries, le bâtiment et les travaux publics, en tant que sources de poussières et de particules en suspension issues de la dégradation des sols, amplifient-ils la pollution des cours et plans d'eau au Bénin. Dans certains cas, les plans d'eau tels que les lacs et les retenues sont les plus exposés à cette forme de pollution chimique. C'est le cas des lacs Ahémé, Toho et des retenues d'eau de Parakou, de Djougou, de Savalou et de Natitingou caractérisés par un état d'envasement très avancé (PNE-Bénin, 2010). Comme dans certains plans d'eau au Bénin, les écosystèmes aquatiques des pays du nord, sont surtout caractérisés par des sources industrielles de pollution. En Italie, dans la lagune de Venise, des teneurs maximales en métaux lourds sont enregistrées dans le secteur limitrophe des anciennes industries de métallurgie (As = 132, Cd = 70, Hg = 48, Pb = 929, Zn = 8295 µg/g). Ces teneurs sont largement supérieures à celles du centre de la lagune qui sont respectivement de : 2,5 ; 5 ; 2,3 ; 114 et 1115 µg/g (Bellucci *et al.*, 2002). Dans cet écosystème, la distribution des métaux lourds n'est pas contrôlée par les caractéristiques des sédiments (taille des grains, teneurs en carbone organique…) mais plutôt par la proximité des sources de pollution (industries de traitement de minerais). C'est aussi le cas du lac Léman en Suisse, où les cinq premiers centimètres de sédiments renfermaient environ 34 tonnes de mercure et 39 tonnes de cadmium (Vernet et Scolari, 1978). La plus grande partie de ces stocks provient indubitablement de sources anthropogéniques, notamment industrielles.

2.2.3. La pêche, le commerce et l'artisanat

Les pêches continentales participent également à la dégradation de l'environnement fluvio-lagunaire, notamment dans le Sud-Bénin. Cette dégradation a pour cause l'utilisation des engins et méthodes de pêche prohibées (PGPE, 2008). Les techniques de pêches à *Acadja* qui consistent au déversement des branchages et des pneus des véhicules chaque année dans les plans d'eau, asphyxient les lacs du Bénin et contribuent énormément à l'envasement et aux pollutions de ces écosystèmes (Badahoui *et al.*, 2010 ; Figure 4).



Figure 4 : Technique de pêche à *Acadja* dans le lac Ahémé (Hounkpè, 2016)

Par ailleurs, les marchés des villes côtières constituent une source importante de production de déchets solides et liquides. C'est le cas des marchés de Cotonou, en l'occurrence le marché de Dantokpa, dont les déchets très abondants et mal gérés, sont pour la plupart déversés dans le lac Nokoué et le chenal de Cotonou, contribuant ainsi à leur envasement et à l'accentuation de la pollution (CEDA, 2007) (Figure 5 et 6). En plus des activités anthropiques citées supra, la vente informelle des hydrocarbures est source de pollution des plans d'eau du sud-Bénin, en l'occurrence le lac Nokoué et la lagune de Porto-Novo. Ces deux écosystèmes aquatiques constituent des zones de passage privilégiées des contrebandiers qui y transitent avec des produits pétroliers. Ces produits sont déversés soit volontairement dans les plans d'eau au moment de nettoyage des bidons ou pour équilibrer les barques en surcharges afin d'éviter les naufrages ; soit on assiste à des déversements accidentels dus aux éclatements de bidons et chavirement des barques lors des orages. Ces faits contribuent énormément aux pollutions de ces plans d'eau (Chouti, 2011).



Figure 5 : Immondices dans le lac Nokoué à Dantokpa (Lawani, 2013)



Figure 6 : Dépotoir d'ordures sur la berge du lac Nokoué (Lawani, 2013)

L'artisanat informel, produit beaucoup de déchets solides et liquides susceptibles de contribuer à la pollution chimique des cours et plans d'eau au Bénin. Ainsi, les tanneries, les teintureries, les ateliers de transformation du manioc, du néré et du karité sont générateurs de pollution chimique des cours et plans d'eau (PNE-Bénin, 2010).

Les produits et déchets médicaux constituent également une source importante de pollution chimique des cours et plans d'eau au Bénin, étant donné que le secteur souffre encore de l'absence d'un système d'élimination et de traitement efficace de ces déchets parfois très toxiques. C'est ainsi qu'en 1996, seulement 4% des 1616 tonnes de déchets biomédicaux produits ont été incinérés (ABE, 2006).

2.2.4. La croissance démographique

L'expansion démographique des populations riveraines autour des écosystèmes aquatiques au Bénin s'accompagne toujours comme dans toute zone en développement des problèmes de gestion des déchets solides et liquides (Chouti, 2011 ; Houémènou, 2012). Ces déchets continuent d'être rejetés sans traitement dans les plans d'eau (lacs et

lagunes) de certaines grandes villes de l'Afrique de l'Ouest, posant de graves problèmes de santé (Lamizana-Diallo *et al.*, 2008). Cet état de fait contribue à l'enrichissement des milieux aquatiques en polluants et autres éléments indésirables ou potentiellement dangereux pour la santé publique (Darboux, 2008). Au Bénin, 48% de la population est concentrée sur la zone côtière qui représente environ 7,7% du territoire national (Djidogbé, 2003). Cette situation justifie la très forte pression et les problèmes de déchets solides et liquides autour des écosystèmes aquatiques côtiers du Bénin. C'est le cas de la lagune de Porto-Novo qui reçoit régulièrement les déchets liquides urbains de la ville, sans traitement, par l'intermédiaire des collecteurs d'eau (Chouti, 2011). Les déchets solides sont déposés un peu partout dans la ville et le long de la lagune sans aucun contrôle. Les eaux de ruissellement drainent donc vers la lagune, les éléments issus de ces déchets et contribuent à augmenter son niveau de pollution. (Figure 7).



Figure 7 : Eaux usées drainées par les canaux vers la lagune de Porto-Novo (Chouti, 2011)

2.3. Quelques données de la pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin

Les différentes activités menées par la population ont des incidences sur l'équilibre et la durabilité des écosystèmes aquatiques. Plusieurs études menées sur les plans d'eau du Bénin ont montré une pollution de plus en plus inquiétante de ces écosystèmes aquatiques et les dangers auxquels sont exposés les organismes qui y vivent.

2.3.1. La pollution des fleuves au Bénin

Les fleuves du Bénin constituent des écosystèmes aquatiques très vulnérables aux pollutions vu qu'ils traversent plusieurs localités. De ce fait, plusieurs activités anthropiques exercées aussi bien dans les bassins que sur les versants de ces cours d'eau contribuent à leur pollution. Dans le bassin de l'Ouémé, au centre du pays, une étude sur la pollution chimique et bactériologique dans les retenues d'eau de l'Okpara, de Djougou et de Savalou a révélé que la totalité des échantillons prélevés était polluée par la présence de coliformes car les taux de ceux-ci dépassent largement les normes recommandées par le Bénin et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en matière

d'eau potable. Le maximum et le minimum observés sur les retenues varient respectivement entre 562 CT/100 ml (retenue de la Doninga sur la Térou) et de 10 CF/100 ml (retenue de l'Okpara). Les eaux et les sédiments de cette dernière retenue sont également sous l'influence de la contamination par les métaux lourds tels que le cuivre et le plomb (Hounsou *et al*., 2010 ; Adjagodo, 2012).

Le Mono, un des plus grands fleuves à l'Ouest du pays, est également menacé par la pollution de ces eaux. Les activités telles que l'agriculture, l'élevage, la pêche, les emplois domestiques (cuisine, lessive, vaisselle), le transport et le tourisme qui se développent souvent dans son lit mineur ou à sa proximité présentent des risques importants pour la durabilité de la qualité de l'eau (Figure 8). En plus des activités anthropiques, les eaux de surface sont parfois utilisées comme des dépotoirs d'ordures de tout genre à cause des dysfonctionnements des services de collecte et de traitement des eaux usées. De même, l'utilisation des pesticides et engrais chimiques pour la production agricole sont une source potentielle de contamination des eaux du fleuve. Les intrants agricoles et produits phytosanitaires sont utilisés dans les champs de culture très proches du cours de Mono. Ces intrants sont ensuite lessivés vers les eaux du fleuve, ce qui conduit indubitablement à la dégradation de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau du fleuve Mono et à la recrudescence des maladies hydriques, etc. (MYP II, 2013).



Figure 8 : De gauche vers la droite, les cultures maraîchères sur le versant du Couffo et la culture du maïs dans le lit majeur du fleuve Couffo à Tchi-Ahomadégbé (Amoussou, 2010)

Ce constat de pollution des fleuves fait au Bénin est aussi observé dans d'autres pays de l'Afrique. C'est le cas du fleuve Sénégal au niveau de la ville de Rosso en Mauritanie, où les eaux, les espèces halieutiques et les sédiments sont contaminés par des polluants d'origine organique et métallique (Mohamedou *et al.*, 2008). Le fleuve Niger, le troisième grand fleuve d'Afrique (4 200 km) n'est pas exempt des problèmes de

pollution. Le Niger et ses affluents sont contaminés par les produits agrochimiques et les rejets urbains au niveau de la ville de Niamey (Adamou *et al*., 2015).

2.3.2. La pollution des lagunes intérieures au Bénin

Le Bénin regorge de plusieurs lagunes intérieures. Ces lagunes intérieures souvent appelées ‘’lacs’’ sont exploitées par les populations riveraines surtout pour les activités de pêche et parfois agricoles. Ces activités sont sources de pollution de ces plans d'eau. Au Sud-Bénin, le lac Nokoué, la plus grande lagune du pays est sous l'emprise des effets de la pollution. Les eaux, et les sédiments du lac Nokoué et du chenal de Cotonou sont contaminés par le cadmium, le cuivre, le zinc, le fer, le mercure et l'arsenic (Agonkpahoun, 2006 ; Lawani, 2007 ; Darboux, 2008). Les espèces halieutiques telles que les huîtres, les poissons sont négativement impactés par les métaux lourds (plomb, cuivre et zinc) au niveau de la zone urbaine du lac Nokoué et du chenal de Cotonou (Sènouvo, 2002). Dans ce même lac, l'eau, les sédiments et les poissons de la cité lacustre de Ganvié contiennent des teneurs en plomb et en cadmium qui dépassent pour la plupart les limites admises (Hounkpatin *et al*., 2011). Les valeurs moyennes observées pour le plomb et le cadmium : 54,04 et 0,74 (sédiments), 0,56 et 0,3 (eau), 26,85 et 2,01 (poissons) montrent d'une part, une accumulation du plomb et du cadmium dans les sédiments et une détérioration de la qualité de l'eau et des poissons du lac Nokoué. Les poissons faisant partie de la chaîne alimentaire de l'homme, ces métaux toxiques pourraient facilement se retrouver dans l'organisme (Agonkpahoun, 2006).

Le lac Ahémé, deuxième lagune importante du pays de par sa superficie est confronté aux problèmes de pollution par les déchets solides, les eaux usées domestiques ainsi que celles issues des lessivages des terres agricoles (Figure 9 ; Badahoui *et al.*, 2010 ; Hounkpe *et al.*, 2017). Ce lac est dans un état d'eutrophisation. Les sédiments, les poissons et la colonne d'eau sont contaminés en éléments métalliques (Cu, Zn, Pb et Cd). Sur ce lac, l'utilisation des *Acadja* par les populations asphyxie le complexe, et est la cause de la disparition de 24,29 % des forêts denses et de 1,30 % des mangroves autour du lac Ahémé et de ses chenaux (Dèdjiho, 2014). Dimon et *al*. (2014) ont également signalé la présence du nitrate, du nitrite, du phosphore total et du phosphate dans l'eau et de certains métaux lourds comme le zinc, le plomb et l'arsenic dans les sédiments. Sur ce même lac, dans les années 2000, le bureau d'étude canadien, Roche International a fait un diagnostic environnemental sur les plans d'eau du Sud-Bénin. Cette étude a révélé la présence de l'hectachlore époxide, un sous-produit du Lindane, en concentration qui dépasse le seuil d'effets probables dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé. Ce produit est très hautement toxique pour les invertébrés et poissons d'eau douce, car, il possède un facteur significatif de bioconcentration. Cette étude a fait également ressortir la présence de certains métaux comme l'arsenic, le plomb, l'aluminium, et le fer en concentration élevée dans les eaux et les sédiments du lac

Ahémé. Il a été mis en évidence une pollution domestique très importante dans la localité de Bopa due à la présence de 750 000 coliformes fécaux par litre d'eau, indiquant ainsi que l'eau du lac Ahémé est la plus bactériologiquement contaminée de tout le Sud-Bénin.



Figure 9 : Image montrant la pollution du lac Ahémé par les déchets solides (a), les eaux usées domestiques (b) et les latrines (c), (Hounkpe, 2016)

En 2013, dans le lac Toho, situé au sud-ouest du Bénin, Liner Environnement dans le cadre d'audit environnemental et social du lieu d'enfouissement sanitaire de Ouèssè, a réalisé des analyses physico-chimiques et bactériologiques sur les eaux de surfaces prélevées en amont et en aval afin d'apprécier l'état de pollution de ce plan d'eau. Il ressort donc de cette étude que, la teneur du lac Toho en plomb et en cadmium a augmentée entre 2001 et 2013 et est passée au-dessus de la norme. En effet, la teneur en plomb est passée de 0,05 mg/L en amont et en aval en 2001 à 0,437 mg/L en aval et 0,156 mg/L en amont en 2013. La teneur en cadmium est passée de 0,01 mg/L en amont et en aval en 2001 à 0,091 mg/L en aval et 0,069 mg/L en amont en 2013, signe que la décharge contribuerait à polluer le lac Toho. Il a été également mis en lumière une diminution de la DCO et de la DBO en amont et en aval du lac Toho. En 2001, la valeur de la DBO (191 mg/L de O_2) qui était en dessous de la norme (100 mg/L de O_2) est passée à moins de 10 mg/L de O_2 en 2013. Quant à la DCO, elle reste toujours en deçà de la norme (40 mg/L de O_2).

Dans le lac Azili au Sud du pays, une étude réalisée par le cabinet Golf Expertises sur le plan de gestion de ce plan d'eau a révélé une dégradation des eaux à cause de la surexploitation des ressources halieutiques et à l'utilisation d'engins de pêche non conformes à la réglementation en vigueur. Les déchets liquides et solides rejetés par les populations riveraines contribuent à la pollution des eaux du lac Azili (Golf Expertises, 2008).

Des études similaires ont été faites dans d'autres écosystèmes lacustres et ont révélé les mêmes problèmes de pollution observés dans les lacs béninois. Les lacs Bini et Dang (Cameroun), ont des teneurs élevées en Ni, Fe, Cr, Pb et Cd comparés aux normes de l'OMS sur les eaux de boisson et aux normes canadiennes sur la protection de la vie aquatique (Oumar *et al.*, 2014). Dans les sédiments de ces deux lacs, le cadmium

présente des facteurs d'enrichissement (FE) forts à très forts alors que le plomb affiche des FE modérés à forts. L'Index de géo-accumulation (Igéo) varie d'une forte contamination à une contamination extrême pour le cadmium. Cet index est modéré à fort pour le plomb et modéré pour le fer. Les sédiments du lac de Dang sont dans l'ensemble les plus contaminés en métaux lourds par rapport à ceux du lac Bini. Les activités agricoles, les rejets des eaux usées domestiques et les décharges incontrôlées sont considérés comme principales sources de pollution de ces deux lacs (Oumar *et al.*, 2014).

2.3.3. La pollution des lagunes littorales au Bénin

Les lagunes côtières sont définies comme des écosystèmes peu profonds qui sont reliés à la mer par une ou plusieurs admissions restreintes (Pinot, 1998). Elles offrent des secteurs d'habitat particulier pour la faune et la flore. Leurs diversités biologiques sont élevées et leurs chaînes alimentaires sont riches et complexes (Bloundi, 2005). Mais ces écosystèmes sont naturellement vulnérables et leur équilibre écologique peut être rapidement modifié sous l'influence de facteurs naturels ou anthropiques (Kouassi, 2005). C'est le cas des lagunes au Bénin qui possèdent des atouts écologiques mais qui sont menacées par des problèmes de contamination des éléments toxiques. La lagune côtière du Bénin est caractérisée par des taux de matières organiques très élevés (Avlékété, 7169 mg/l ; Togbin 5425 mg/l) (Soclo *et al.*, 2000). De la même manière, la pollution azotée est considérable dans ce plan d'eau. Les taux d'ammonium (NH4) sont de 11 mg/l à Adounko, de 46,23 mg/l à Togbin, et de 16,80 mg/l à Avlékété. La salinité prise au niveau de la lagune varie de 1 à 15 g/l et agit directement sur les eaux de puits de ces localités. Baglo (2007) révèle une faible présence de pesticide dans les espèces aquatiques (poissons, crevettes et mollusques) de cette lagune.

La lagune de Porto-Novo est caractérisée par de forte concentration en éléments métalliques tels que le Fe, Cd, Pb, Cr et Mn. Les teneurs en ces différents éléments dans les eaux de cette lagune dépassent les valeurs seuils recommandées par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement pour ces différents métaux. Les eaux de ruissellement constituent une source de pollution non négligeable de cet écosystème aquatique (Chouti, 2011).

2.4. Quelques exemples d'impacts de la pollution des cours et plans d'eau sur l'homme et l'environnement au Bénin

La pollution des cours et des plans d'eau a des effets directs et indirects très importants sur la vie humaine. Ses impacts vont se répercuter dans tous les domaines de la vie et peuvent être évalués à deux niveaux : sur l'écosystème aquatique et sur l'homme. Au Bénin, les nuisances de pollution des plans et cours d'eau s'observent surtout dans les

domaines socio-économiques, sanitaire, écologique, environnemental, climatique, touristique, et culturel.

2.4.1. Sur le plan socio-économique

Au plan socio-économique, l'augmentation de la turbidité et la présence de substances chimiques indésirables affectent la qualité de l'eau, occasionnant ainsi des coûts élevés de production de l'eau potable notamment à partir des eaux de surface ; ce qui constitue une entrave au relèvement du défi de réduction de la frange de population sans accès aux services liés à l'eau potable. Selon Mama (2010), l'utilisation des eaux des lacs eutrophes des zones du socle au nord du Bénin, nécessite donc des traitements poussés de potabilisation ce qui augmente le coût de production et aggrave les difficultés pour l'accès à l'eau potable de la population la plus pauvre. De même, lorsque la qualité de l'eau devient mauvaise, certaines activités comme l'industrie, l'agriculture et la pêche sont compromises, ce qui entraîne des répercussions néfastes aussi bien sur la rémunération des travailleurs et sur l'économie du pays. Par exemple les rejets d'eaux usées issues de la transformation du manioc de l'usine de fabrication d'alcool de Logozohê polluent les eaux du fleuve Ouémé et entraînent la mortalité des ressources halieutiques notamment les poissons et des conflits entre la société et les maraîchers (PNE, 2010).

2.4.2. Sur le plan sanitaire

Les problèmes sanitaires rencontrés en milieu lacustre ou lagunaire sont dus, soit au contact des riverains avec le milieu aquatique pollué, soit après consommation des produits de pêche contaminés par les différents polluants. La consommation d'une eau de mauvaise qualité a des répercussions néfastes sur la santé des populations. Elle accentue la pauvreté et entraîne parfois des pertes en vies humaines. C'est l'exemple de l'excès de cadmium et de plomb qui est susceptible d'entraîner des affections telles que l'hypertension artérielle, des troubles neurologiques, rénaux et hépatiques, l'ostéopathie et les fausses couches (Darboux, 2008). Le véritable problème est que ces conséquences ne sont pas toujours immédiates, elles peuvent intervenir des mois voire des années après. L'un des cas graves connus de pollution par le mercure est celui de MINAMATA (Japon) : intoxication de la population côtière due à la consommation de poissons pollués ; 45 morts sur 119 cas recensés. Au Bénin, environ 7000 personnes, notamment 4300 enfants de moins de 5 ans, meurent chaque année de diarrhée. Ces décès sont à presque 90% directement attribués à la pollution des ressources en eau et au manque d'assainissement et d'hygiène (WSP, 2012).

2.4.3. Sur le plan environnemental

La dégradation de la biomasse végétale dans les écosystèmes aquatiques conduit à un enrichissement de ces milieux en nutriments, par minéralisation de la matière organique. Il en résulte l'eutrophisation qui appauvrit ces plans d'eau en faune et en flore et, exacerbe le risque de résurgence des conflits intra-usagers en raison de la baisse drastique de la capacité de régénération de ces écosystèmes aquatiques, et ce notamment en ressources halieutiques. La prolifération des jacinthes d'eau, par l'encombrement qu'elles créent dans les systèmes aquatiques, rend difficile le captage des eaux. De plus, la navigation devient difficile, ce qui limite les activités de transports des usagers. Au Bénin sur le lac Nokoué, l'accès aux villages lacustres comme Ganvié, devient difficile et les activités touristiques sont limitées. Les jacinthes d'eau dans ces villages lacustres et celles des quartiers qui bordent le lac, deviennent les habitats idéaux pour les moustiques responsables du paludisme (Mama, 2010). Dans le plus grand écosystème aquatique côtier d'Afrique de l'Ouest, la lagune d'Ebrié (Côte d'Ivoire), les mêmes impacts à savoir les développements excessifs des végétaux d'eau liés à l'eutrophisation ont été signalés entraînant ainsi la mortalité des poissons et le développement de micro-organismes pathogènes néfastes pour l'environnement (Scheren *et al*., 2004). De même, la détérioration de la qualité des sols et de l'environnement due à la pollution chimique des cours et plans d'eau, est à l'origine de la baisse de la productivité agricole et donc de l'amplification de l'insécurité alimentaire. Yèhouénou (2005) souligne la contamination de quatre espèces et neuf variétés de poissons pêchés dans le fleuve Ouémé, le lac Nokoué ainsi que dans la lagune de Cotonou due à la pollution chimique de ces plans d'eau. La pollution des écosystèmes aquatiques impacte le fonctionnement physiologique des ressources halieutiques (Imoro Toko *et al.*, 2014).

2.4.4. Sur les plans écologique, touristique et culturel

Certains plans d'eau du Bénin sont marqués par l'envahissement des macrophytes telles que la jacinthe d'eau douce due à la pollution en azote et en phosphore de ces plans d'eau. Ceci a des conséquences sur la navigation et les activités de loisirs telles que le tourisme et les baignades. Il faut noter qu'en général, la pollution des cours et plans d'eau ainsi que de leurs milieux environnants les rend impropres et disqualifiés pour les activités sportives, touristiques et culturelles. Le lac Nokoué au niveau du village lacustre de Ganvié enregistre des pollutions par des excrétas humains qui occasionnent de nombreux cas de décès de ces populations dus à des maladies hydriques et perturbent les activités culturelles (PNE, 2010).

2.4.5. Au plan climatique

Le changement climatique lui aussi, a des répercussions sur la qualité de l'eau. Les taux d'acidité des mers et océans ne cessent d'augmenter à cause des gaz à effet de serre, mais ce ne sont pas les seules manifestations. Le réchauffement global, induit une

augmentation de la température des eaux de surface (cours d'eaux, lacs, mers) et modifie les conditions de vie des microorganismes de ces écosystèmes. Une augmentation de quelques degrés peut favoriser la prolifération d'amibes, de bactéries (comme vibrion), d'algues et de phytoplanctons toxiques, et la libération de toxines. La qualité des eaux de baignade s'en voit altérée, de même que la salubrité des produits de la pêche.

2.5. Analyse globale de la pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin et esquisses de solution

Un examen sur la pollution des écosystèmes aquatiques du Bénin fait apparaitre que les données sont insuffisantes et ne couvrent pas tous les cours et plans d'eau du pays, et lorsqu'elles sont disponibles, elles concernent les plans d'eau du sud en majorité et ne sont pour la plupart que des études diagnostiques. Mais globalement au niveau de ces écosystèmes aquatiques, on note trois formes de pollution. La première, la pollution par les fertilisants qui proviennent de l'utilisation excessive d'engrais minéraux (NPK et urée). La deuxième, la pollution toxique issue des activités anthropiques, notamment industrielles et agricoles et la troisième, la pollution microbienne engendrée par les actions conjuguées des excrétas humains et animaux. Tous les compartiments de ces plans et cours d'eau sont affectés à savoir : l'eau, les sédiments ainsi que la faune et la flore. Ceci représente une menace pour le fonctionnement écologique des cours et des plans d'eau et pour la vie des humains.

Nonobstant ce qui précède, les concentrations en polluants observées dans les plans et cours d'eau du Bénin sont similaires à certains plans d'eau africains tels que le Massili (Burkina-Faso), la lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire), les lacs Bini et Dang (Cameroun). Mais les teneurs en ces polluants des plans d'eau du Bénin restent inférieures aux concentrations retrouvées dans certains plans d'eau en Afrique du nord par exemple la lagune de Nador (Maroc oriental), les lagunes d'Oualidia et de Moulay Bousseleham (côte atlantique, Maroc) et d'autres régions du monde telles que la lagune de Thau (France), le lac Léman en Suisse et le lac Saint-François (Canada) … (Tableau 4). Mais il est important de mentionner que globalement, que ce soit les plans d'eau béninois, africains ou d'autres régions du monde, la pollution qui affecte ces écosystèmes provient des déversements aussi bien domestiques, agricoles qu'industriels.

Afin donc de préserver la qualité écologique des écosystèmes aquatiques au Bénin et pour mieux protéger l'état de santé de la population, les comportements des agriculteurs sur les modes d'emploi des engrais et pesticides, les comportements des industriels sur les procédés d'élimination et de gestion des déchets de même que les comportements culturels de gestion des déchets par les populations elles-mêmes doivent être corrigés. Pour cela, des actions concrètes doivent être faites à travers la sensibilisation des acteurs intervenants dans la pollution des plans d'eau et sur les dangers que revêtent la pollution

des eaux, des sols et des ressources halieutiques et les dispositions à prendre par les populations riveraines pour les surmonter. Pour y parvenir véritablement, la volonté politique doit aussi agir au niveau des approches institutionnelles, réglementaires et technologiques pour freiner et réduire significativement la pollution des cours et plans d'eau du Bénin.

Tableau 4 : Comparaison des concentrations moyennes de métaux dans les sédiments de quelques écosystèmes aquatiques du Bénin et d'autres régions du globe (µg/g)

Ecosystèmes aquatiques	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Mn	As	Hg	Fe	Références
Lac Nokoué (Bénin)	15,48	9,33	76,64	0,011		12,32	-	-	-	-	Lawani, 2013
Lac Ahémé (Bénin)	-	171,44	109,61	0,19	2,97	-	-	-	-	-	Dèdjiho, 2014
Lac Bini (Cameroun)	120,06	45,46	43,52	5,12	65,43	4,62	-	-	-	87033, 56	Oumar *et al.*, 2014
Lac Ichckel (Tunisie	100	20	180	1	60	50	30	-	-	-	Ben M'barek, 1995
Lac Fouarat (Maroc)	73,9	45,5	219	0,4	64,6	33,2	407	-	-	-	Ben Bouih, 2005 *et al.*,
Lagune de Porto-Novo (Bénin)	-	2,65	16,30	0,04	9,55	-	-	-	-	-	Cakpo, 2015
Lagune Aghien (Côte d'Ivoire)	-	145,71	29,25	0,03	1,41	-	-	-	0,54	646,32	Traoré *et al.*, 2014
Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire)	-	53,15	209,34	-	110	-	-	-	-	-	Scheren, 2004
Lagune de Nador (Maroc)	55	37	98	1,25	51	26	-	13,93	-	-	Bloundi, 2005
Lagune de thau (France)	38,1	72	168,8	0,42	66,9	44,5	336,1	-	0,3 1	18.5	Péna *et al.*, 1991
Lagune de Venise (Italie)	-	-	8295	70	925	-	-	132	48	-	Bellucci *et al.*, 2002

2.6. Conclusion partielle

La pollution induit et entraîne au quotidien la dégradation des écosystèmes aquatiques au Bénin, avec des conséquences et des impacts multiformes sur la santé humaine et le développement socio-économique. C'est pourquoi, au-delà des simples déterminations de l'état de pollution des cours d'eau effectuées jusque-là, des investigations sérieuses doivent être faites pour approfondir les connaissances sur le devenir de ces polluants (métaux lourds et pesticides) du fait de leurs nocivités, afin que des mesures idoines soient prises pour sauver la biodiversité en général et celle ichtyologique en particulier. Ces mesures doivent passer par des actions concrètes comme la surveillance régulière du niveau de pollution de ces plans et cours d'eau pour concilier protection de l'environnement et développement durable.

2ème Partie :
Cadre d'étude et Méthodologie

Deuxième partie : Cadre d'étude et Méthodologie.

Cette partie se présente en deux chapitres. Le premier, intitulé cadre d'étude, retrace le contexte géologique et géomorphologique ainsi que le régime hydrologique du système lagunaire du Sud-Bénin dans lequel s'inscrit le lac Ahémé. Les principaux traits caractéristiques du climat ainsi que le milieu biologique et les différentes activités économiques développées dans la région du lac Ahémé y sont également exposés. Dans le second chapitre, intitulé méthodologie, une description détaillée de tous les protocoles d'échantillonnage des eaux et des sédiments du lac et toutes les méthodes d'analyses et de traitement statistiques effectuées ont été présentées.

Chapitre 3 : Cadre d'étude.

Ce chapitre s'intéresse à la présentation du milieu d'étude. Les caractéristiques biophysiques ainsi que les facteurs climatiques de l'environnement lagunaire du lac Ahémé ont été présentés. Quelques activités économiques de la région du lac Ahémé ont été également exposées.

3.1. Situation géographique

Situé au Sud-ouest du Bénin, le lac Ahémé est compris entre les parallèles 6° 20 et 6° 40 de latitudes Nord et les méridiens 1° 55 et 2° de longitude Est. Il a une superficie de 8 500 ha et représente le deuxième plus vaste plan d'eau du Bénin après le lac Nokoué (15 000 ha). Ce lac qui fait partie du système lagunaire du Sud-Bénin, communique avec la mer par le chenal Ahô. Ce dernier d'une longueur de 10 km traverse sous forme de méandre une plaine inondable parsemée de buttes (petits cordons) sableuses et relie les lagunes côtières de Ouidah et de Grand-Popo (Figure 10). Les Communes riveraines du lac Ahémé sont : les Communes de Comé, de Bopa dans le Département du Mono et la Commune de Kpomassè dans le Département de l'Atlantique.

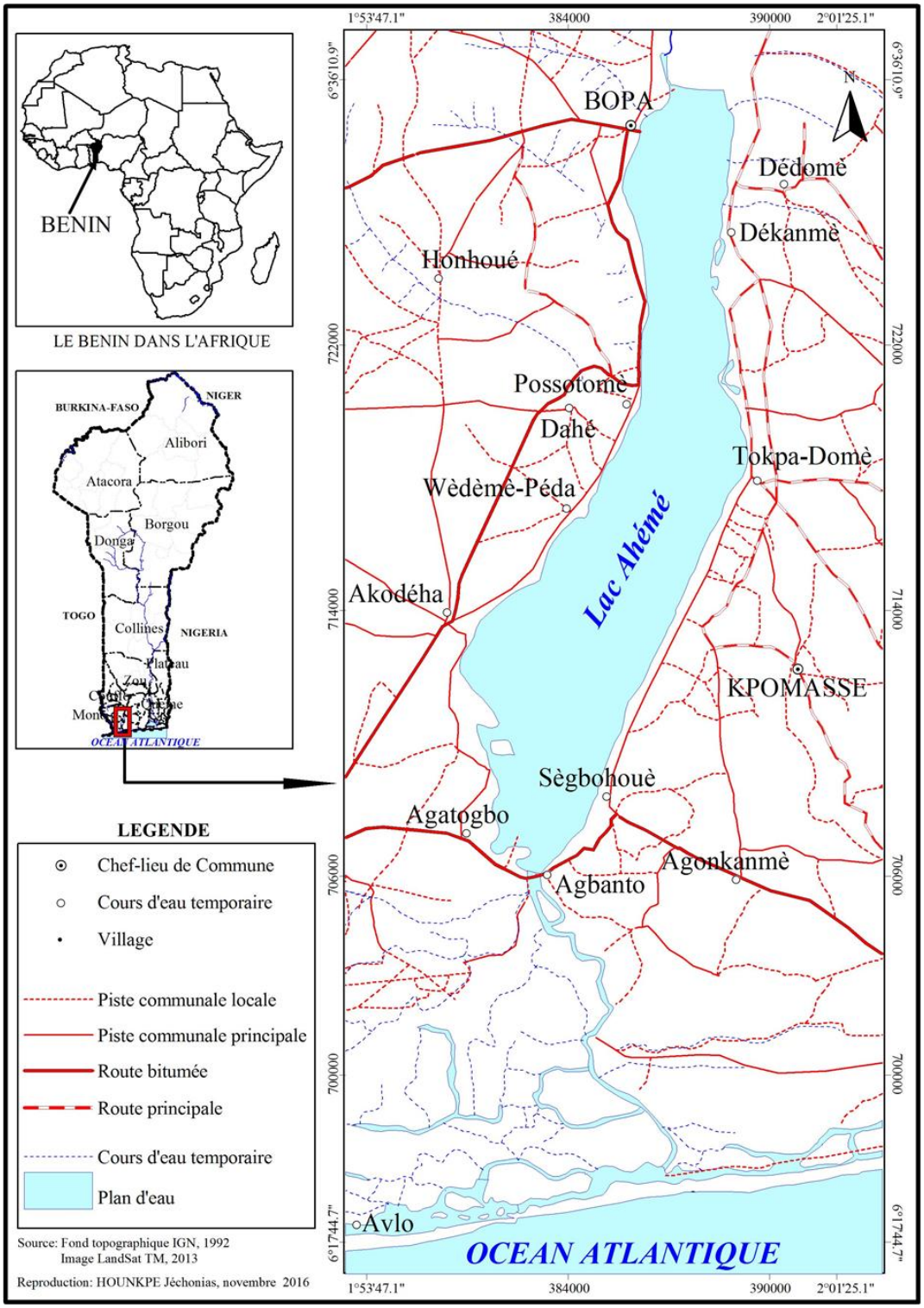


Figure 10 : Situation géographique du lac Ahémé

3.2. Contexte géomorphologique et géologique

3.2.1. Contexte géomorphologique

3.2.1.1. Géomorphologie régionale

Le complexe lagunaire du Sud-Bénin constitue un géosystème du bassin sédimentaire côtier du Bénin.

Sur le plan géomorphologique, le bassin sédimentaire côtier onshore est formé d'une série de plateaux et présente une topographie en pente douce du Nord vers le Sud. Il est entaillé par une dépression médiane d'orientation WSW-ENE, la dépression de la Lama, qui permet de distinguer les plateaux du Nord (plateau de Kétou, de Zagnanado, d'Abomey et d'Aplahoué) de ceux du Sud (plateau de Sakété, d'Allada et de Comé). Les plateaux du Nord présentent une altitude relativement élevée variant de 90 à 245 m. La bordure septentrionale de ces plateaux marque le contact avec le socle. On note dans la partie méridionale de ces plateaux des formations superficielles à gravillons latéritiques qui se soudent parfois en véritables cuirasses. Les plateaux du Sud sont recouverts par des sédiments sablo-argileux appelés Terre de barre. Leur altitude est plus basse que celle des plateaux du Nord et varie de 40 à 140 m. Les différents plateaux sont séparés les uns des autres par les vallées des principaux cours d'eau d'orientation méridienne que sont d'Ouest en Est, le Mono, le Couffo, la Sô, l'Ouémé et ses affluents au centre du pays (Oyédé, 1983).

La partie méridionale du bassin sédimentaire côtier est une plaine littorale. Elle est formée des cordons littoraux qui sont issus des dernières oscillations marines de la période holocène. Il existe, dans la plaine côtière trois générations de cordons de sables : les cordons internes de sables jaunes longent la bordure sud des plateaux ; les cordons médians de sables gris se retrouvent au nord de la lagune côtière ; le cordon actuel et subactuel de sables bruns entre la lagune côtière et le milieu océanique (Oyédé, 1983).

3.2.1.2. Géomorphologie locale

Le système estuarien du Mono-Couffo dans lequel s'inscrit le lac Ahémé permet de définir la géomorphologie locale de ce plan d'eau.

L'estuaire de Mono-Couffo ou estuaire de l'Ouest comprend le lac Ahémé et une lagune-vive étroite allongée parallèlement à la côte appelée lagune côtière (Laibi, 2011).

D'une longueur de 24 km et d'une largeur variant entre 2 et 5,5 km, le lac Ahémé à une superficie de 78 km^2 à l'étiage et de 100 km^2 en crue. C'est un plan d'eau encaissé à l'intérieur des terres, avec des rives à parois très abruptes. Les profondeurs sont inférieures à 1,5 m au sud du lac, elles varient entre 1,5 et 2,5 m au centre et au nord du lac ; toutefois à l'entrée du fleuve Couffo qui est son principal tributaire, les profondeurs sont relativement importantes : 3 à 4 m (Oyédé *et al*., 2007).

La lagune côtière est constituée d'un chenal étroit de 500 m de large au maximum. Elle s'étire parallèlement à la côte depuis le village Agbanakin (au voisinage de Grand-Popo) à l'Ouest, jusqu'au village de Togbin à l'Est, à proximité de la ville de Cotonou. La superficie de la lagune côtière est d'environ 12 km^2 avec une longueur de 60 km (de Togbin à Grand-Popo). La section de ce chenal est très irrégulière et se ramifie souvent

entre de nombreux bancs de sable. Les profondeurs varient entre 0 et 6 m. Elle est alimentée par le fleuve Mono et son défluent, la Sazoué (Laibi, 2011).

Le lac Ahémé et la lagune côtière communiquent entre elles par l'intermédiaire du chenal Ahô (Figure 11). Le chenal Ahô à une longueur de 10 km avec des profondeurs faibles (entre 0 et 2 m) mais elles peuvent atteindre 4 à 5 m à certains endroits comme à Nazounmè (Laibi, 2011).

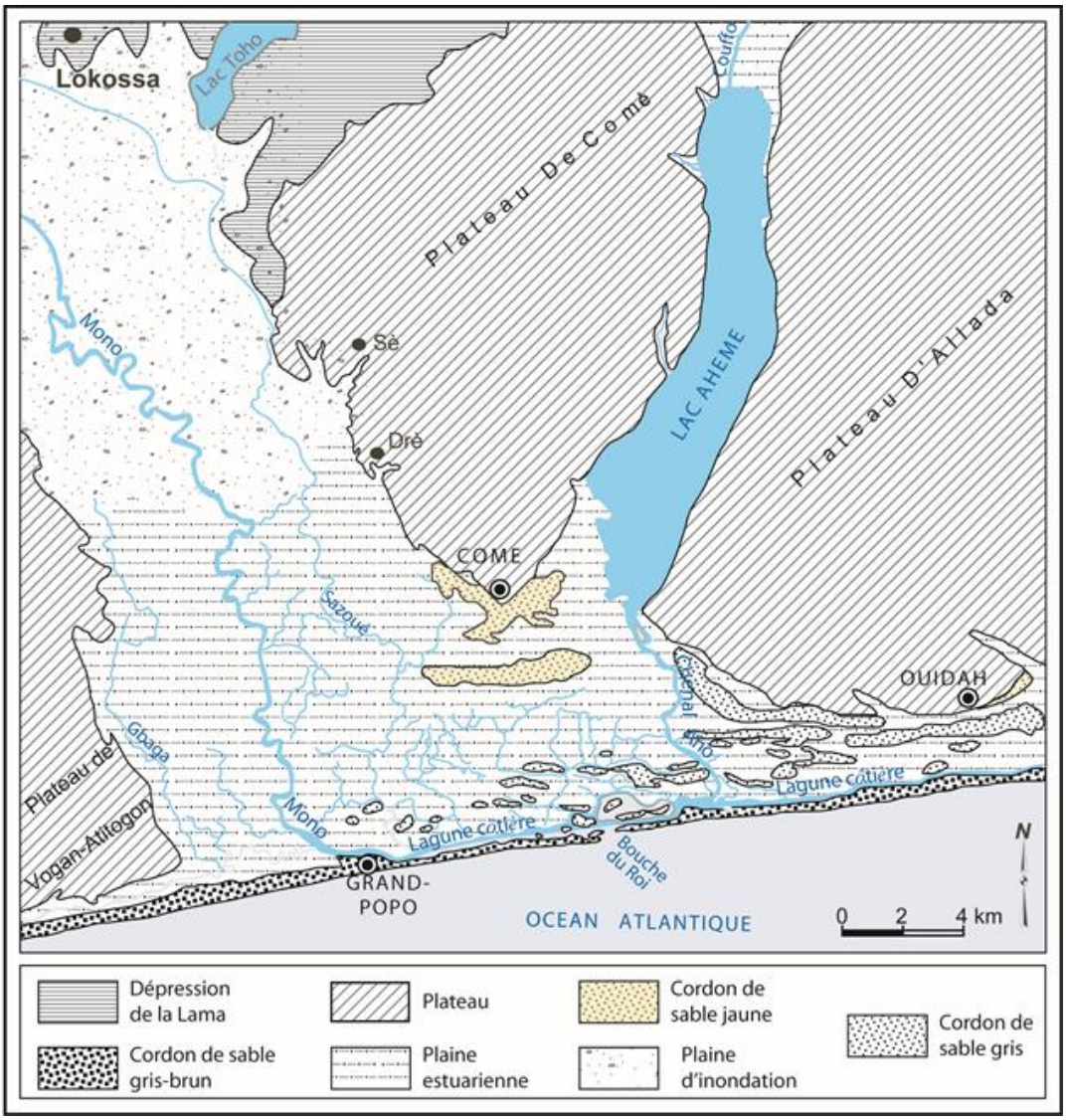


Figure 11 : Carte géomorphologique de l'estuaire du Mono-Couffo (Anthony *et al.*, 1996)

Le système estuarien du Mono-Couffo est délimité par trois reliefs tabulaires inclinés en pente douce vers le Sud : les plateaux de Comé et d'Allada au Bénin puis celui de Vogan-Attitogan au Togo. Les plateaux de Comé et d'Allada forment des reliefs qui surplombent le lac Ahémé avec des altitudes variant entre 40 et 50 m. Les minces cordons sableux de la plage actuelle assurent la séparation entre le système et l'océan Atlantique.

3.2.2. Contexte géologique

3.2.2.1. Contexte géologique régional

Le bassin sédimentaire côtier du Bénin a fait l'objet de plusieurs études lithostratigraphiques, dont ceux de Slansky (1962), Houessou (1974), Pereira (1978), et IRB (1987). Ces différents travaux ont révélé que dans le domaine des plateaux du bassin sédimentaire côtier, la stratigraphie des dépôts présente une structure monoclinale des couches, avec un léger pendage vers le Sud ou le Sud-Est. Cette disposition permet de remonter les couches de plus en plus anciennes vers le Nord (Figure 12).

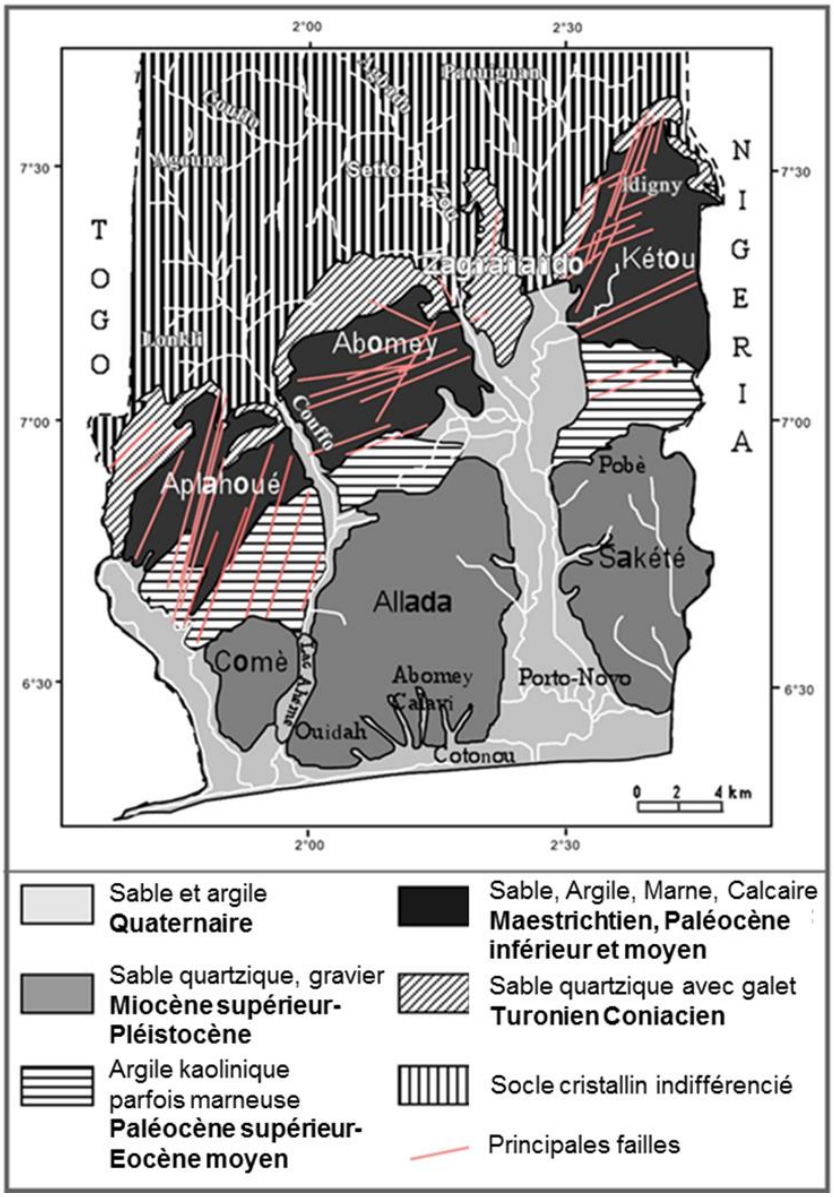


Figure 12 : Carte géologique du bassin sédimentaire côtier du Bénin (IRB, 1987)

La zone des plateaux du Nord laisse affleurer des formations du Crétacé supérieur (Turonien-Coniacien). Ces formations sont constituées par des grès quartzeux, à

éléments très anguleux, riches en minéraux lourds (Zircon, Tourmaline) et renfermant des oolithes ferrugineuses kaolinitiques. Elles recouvrent le Maestrichtien représenté par des sables et des argiles avec parfois de la pyrite et des débris végétaux puis par des calcaires au sommet. L'ensemble est recouvert en discordance (lacune du Paléocène basal) par les formations du Paléocène inférieur à moyen constituées à la base, des sédiments argileux passant vers le sommet à un calcaire zoogène. Sur le continent, ces formations sont moins épaisses (30 à 50 m) qu'en mer (plus de 150 m).

Au niveau de la dépression de la Lama affleurent les formations du Paléocène supérieur, l'Eocène inférieur et l'Eocène moyen. Son épaisseur maximale est de 170 m.

Le Paléocène supérieur est représenté par des faciès argileux et marneux avec des niveaux glauconieux et phosphatés.

L'Eocène inférieur ou Yprésien est constitué de faciès comparables à ceux du Paléocène supérieur. Il s'agit d'argiles à attapulgite coupées de lits calcaires.

L'Eocène moyen ou Lutétien se traduit par des faciès argilo-sableux avec des niveaux phosphatés à la base.

Au niveau de la zone des plateaux du Sud affleurent des formations du Continental Terminal (d'âge miocène à pliocène) et la Terre de barre (datant du quaternaire ancien). Ces formations sont constituées de sables, d'argiles, de grès et localement des galets de quartz roulés. Elles débutent au-dessus des sables et argiles de l'oligocène supérieur qui reposent sur le Lutétien par la discordance angulaire de l'Oligocène inférieur (Oyédé, 1991).

Les différentes vallées du domaine des plateaux laissent affleurer le quaternaire récent constitué d'alluvions et d'argiles à graviers.

En amont de la partie septentrionale du bassin sédimentaire côtier on observe une pénéplaine cristalline. Elle correspond au domaine de l'unité structurale de la plaine du Bénin (Bessoles et Trompette, 1982) d'âge panafricain (500 à 600 Ma). Ce domaine est constitué essentiellement des formations gneissiques comprenant des intrusions granitiques et une succession de massifs basiques et ultrabasiques. Les gneiss sont alcalins ou calco-alcalins avec notamment des gneiss à biotite, à deux micas, à amphiboles, à grenat et des intercalations d'amphibolites. Les massifs basiques et ultrabasiques comportent des gabbros, des péridotites, des ortho-amphibolites, des ortho-pyroxénites, des grenatites, des épidotites et des serpentines.

3.2.2.2. Contexte structural du lac Ahémé

Le contexte géologique de la formation du lac Ahémé est diversement apprécié par les rares travaux géologiques effectués dans cette zone. Selon Gaillard (1981), le lac Ahémé résulterait d'un affaissement récent suite à des mouvements néotectoniques. Selon cet auteur, la présence de sources d'eaux chaudes (45 à 50 °C) dans la partie centrale du bassin sur la rive ouest du lac Ahémé à Possotomè et Bopa serait aussi en relation avec ces mouvements tectoniques. Les travaux d'Oyédé (1983) dans cette zone, montreraient qu'au cours de la dernière transgression flandrienne correspondant à la fin du dernier épisode de glaciation (Würm), la mer a fortement envahi les basses vallées des fleuves Mono et Couffo et a entraîné la création du « lac Ahémé », qui est considéré comme une ancienne ria.

3.3. Facteurs climatiques

Les principaux traits caractéristiques du climat de la région du "lac" Ahémé sont ceux du Sud Bénin et donc le climat béninien ou subéquatorial. La pluviométrie, la température et les vents sont des paramètres considérés pour l'étude des facteurs climatiques dans le milieu d'étude.

3.3.1. La pluviométrie

Le milieu d'étude caractérisé par un climat subéquatorial humide permet d'observer deux saisons pluvieuses allant d'avril à mi-juillet (trois mois et demi) pour la grande saison des pluies et de septembre à mi-novembre (deux mois et demi) pour la petite saison des pluies, qui alternent avec deux saisons sèches généralement de mi-novembre à mars (quatre mois et demi) pour la grande saison sèche et de mi-juillet à fin août (un mois et demi pour la petite saison sèche.

L'analyse de l'histogramme de pluies de 1971 à 2014 à la station de Bopa, station synoptique la plus proche de la zone d'étude, indique un régime bimodal avec deux modes d'inégale importance. La première pointe s'observe en juin et la deuxième en septembre-octobre (Figure 13a).

Par ailleurs, le rythme annuel de la pluviométrie suggère que les années 1979 et 1983 sont respectivement celles ayant enregistré une forte (1543,8 mm de pluie) et une faible (419,1 mm de pluie) pluviométrie pendant les périodes considérées. La tendance pluviométrique ces dernières années à Bopa est à une légère hausse suivant la droite de régression linéaire d'équation $\mathbf{y} = 6{,}602x + 761{,}2$ (Figure 13b).

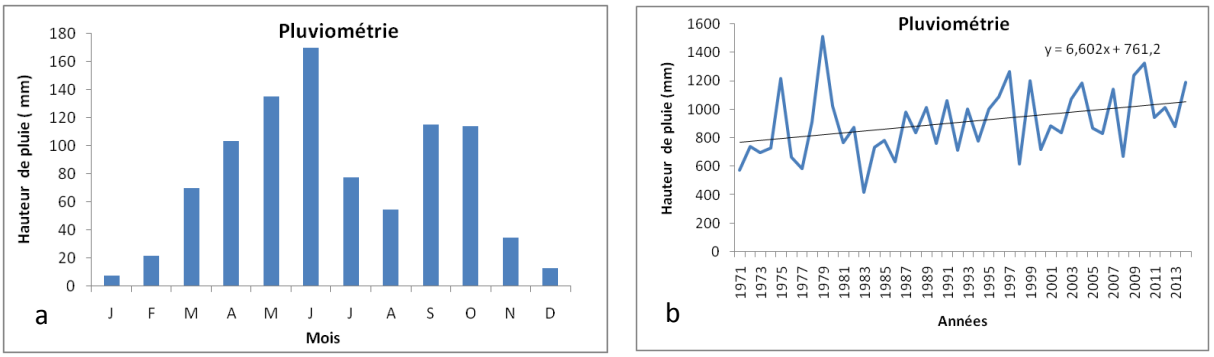


Figure 13 : Variations mensuelles (a) et annuelles (b) des moyennes pluviométriques sur le lac Ahémé de 1971 à 2014 (ASECNA station de Bopa)

3.3.2. La température

La température de l'air dans la zone d'étude varie très peu. En effet, la courbe de variation des moyennes des amplitudes thermiques montre que le mois le plus chaud est celui de mars (29,26 °C en moyenne) et le mois le moins chaud est le mois d'août (25,84 °C en moyenne) pendant toute la période considérée (1970 à 2014) (Figure 14).

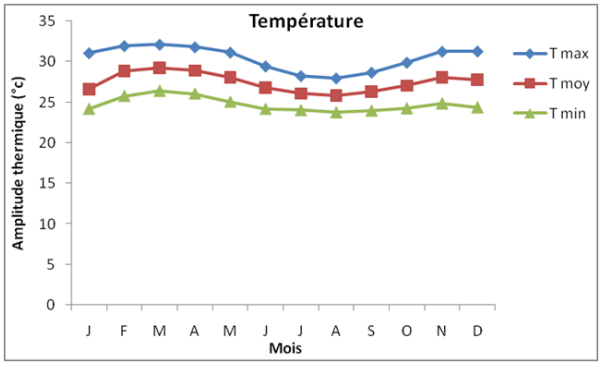


Figure 14 : Variation des moyennes d'amplitudes thermiques dans la vallée du lac Ahémé de 1970 à 2014 (ASECNA station de Cotonou)

3.3.3. Les vents

Le vent local est responsable des vagues agissant sur le "lac" Ahémé. La direction dominante est SW (63 %) à SSW (13 %) (Adjanohoun, 1999). Ces données sont confirmées par les relevés de 2014 (tableau 5) où la direction prédominante est de SW en rapport avec la mousson du golfe de Guinée.

Tableau 5 : Direction et vitesse du vent à Cotonou (ASECNA, 2014)

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
direction	SW	SW	SSW	SW	SSW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW
Vitesse (m/s)	4	4	5	4	3	4	5	6	5	4	3	3

La lecture du tableau 5 montre que la vitesse moyenne du vent est de 4,16 m/s. Selon Pliya (1980), la vitesse peut atteindre et dépasser 8,33 m/s quand l'influence de la mousson du sud-ouest intervient à partir de 16 heures jusqu'à 24 heures. Ce vent provoque la formation d'une houle dont l'amplitude atteint 0,6 m (Houadégla, 1991) modifiant fortement la turbidité des eaux du ‘‘lac’’.

3.4. Hydrogéologie

Les dépôts superficiels de la zone margino-littorale et ceux des plateaux bordiers dont l'ensemble forme la zone côtière permettent d'identifier deux principaux aquifères dans les niveaux sommitaux du bassin sédimentaire côtier. Il s'agit de :

-L'aquifère superficiel ou du Quaternaire : il est contenu pour l'essentiel dans les différents cordons littoraux de la plaine littorale mais s'étend aussi aux plateaux bordiers du lac Ahémé (plateaux de Comè et d'Allada) au niveau desquels il ne se retrouve que dans les dépôts sablo-argileux (Terre de barre) ou juste à leur base. C'est un aquifère à nappe phréatique (donc libre) dont le mur est constitué par les dépôts argileux remarquablement continus et épais (20 m) dans la plaine, mais moins épais et parfois discontinus dans la zone des plateaux.

-L'aquifère inférieur ou aquifère du Continental Terminal (Mio-pliocène) : c'est l'aquifère capté par la majorité des puits qui alimente la zone d'étude. Il est relativement hétérogène et à nappe mixte. Il est captif dans la plaine littorale sous le mur argileux saturé de l'aquifère superficiel.

Par ailleurs, il importe de préciser que, dans la plaine littorale de la zone d'étude, l'aquifère superficiel est directement en interconnexion avec les eaux lagunaires du lac Ahémé et de ses chenaux. Cet aquifère constitue ainsi une nappe phréatique contenant de l'eau douce sous forme de lentilles concaves flottant sur une nappe d'eau salée d'origine marine ou lagunaire. La côte de l'eau dans les ouvrages de captages se situe entre 0,5 et 3 m en moyenne au-dessus du niveau moyen de la mer. En raison de ce mode particulier de gisement des eaux de cet aquifère, les ouvrages de captage ne peuvent pas pénétrer profondément dans la nappe pour éviter l'infiltration d'eau saline.

Dans les alluvions de la basse vallée du Mono, les nappes sont souvent en charge sous des niveaux d'argilites plus ou moins superficiels, et il n'est pas exclu d'observer des phénomènes d'artésianisme.

Par ailleurs, il faut signaler qu'au cours du Quaternaire, la néotectonique ayant engendré le lac Ahémé a occasionné le relèvement d'un troisième aquifère plus profond : **l'aquifère du Crétacé**. L'anomalie du gradient géothermique qui en a résulté se traduit aujourd'hui par un phénomène d'artésianisme à eau thermale à Bopa et à Possotomè. En effet, dans ces localités, la nappe du Crétacé remonte naturellement dans les ouvrages et devient même jaillissante.

En somme, dans la zone d'étude, les alternances de niveaux sableux ou argileux plus ou moins continus sont favorables à l'existence d'un aquifère superficiel à nappe phréatique. Celle-ci se présente sous forme de lentilles d'eau douce flottantes au-dessus de l'eau salée et se prête bien à un captage par des puits à grand diamètre, même si les chances de captage varient d'un endroit à un autre dans cet environnement littoral. Aussi, la qualité des eaux est-elle souvent mauvaise compte tenu des interférences avec les eaux salées marines ou lagunaires, et la faible profondeur de la nappe qui favorise la contamination par des rejets domestiques, industriels, voire agricoles.

3.5. Régime hydrologique

L'hydrologie du système lagunaire du Sud-Ouest du Bénin est sous la commande des forçages marins (houle et marée de l'océan atlantique sud) et des débits liquides des fleuves Mono et Couffo.

La marée océanique affectant le littoral béninois est de type semi-diurne et microtidal avec des marnages extrêmes de + 1,95 m et – 0,20 m, mais l'amplitude tourne généralement autour d'un mètre. La direction et le régime des houles sont liés à des tempêtes dans l'Atlantique sud, notamment, celles générées par l'Anticyclone de Saint Hélène et, accessoirement, à des vents locaux. Elles font apparaître deux saisons de houle : l'une, avec des houles de faibles hauteurs (0,4 à 0,5 m en moyenne) d'octobre/novembre à mai ; l'autre, où, durant l'été boréal, de juin à septembre, les hauteurs atteignent et dépassent 2 m. Les directions de houle sont constantes et montrent une prédominance des directions S à SSW pour les premières houles et SSW à SW pour les secondes. On peut considérer que la houle, facteur essentiel du transport des sédiments sur le littoral béninois, a une période comprise entre 10 s et 15 s avec une fréquence moyenne de 11 - 12 s. L'obliquité de la houle au déferlement par rapport au rivage varie entre 4° et 9°, avec une moyenne autour de 6°-7°. Elle entraîne un courant de dérive littorale dirigée d'Ouest en Est et dont la vitesse mesurée à Cotonou est de l'ordre de 0,3 à 1 m/s. Ce courant était responsable du transit de 1,2 à 1,5 million de m^3 de sables le long de la côte du golfe de Guinée (Sitarz, 1960 ; NEDECO, 1975 ; Lackner

& Partners, 1983). Les relevés effectués par l'Université Nationale du Togo en 1994 montrent que le volume de sable mobilisé par la dérive n'est plus que de 1 million de m³/an entre Lomé et Cotonou, en raison du blocage des sédiments en transit par le Port de Lomé et du fonctionnement des beach rocks de plage à l'aval du port de Lomé (Blivi, 2000).

Le Mono prend sa source dans les hauteurs de Bafilo-Tchamba au Togo (Rossi et Antoine, 1990). Il a une longueur de 527 km dont 148 km sur le territoire béninois. Il draine avec ses affluents l'Anie, l'Ogou et la Sazué, un bassin de 21500 km^2 et se jette dans le golfe de Guinée par la "Bouche du Roi''. Le fleuve Mono montre une dynamique hydrologique liée d'une part aux précipitations du Bas-Bénin et Bas-Togo, qui nourrissent sa basse vallée, et d'autre part, aux pluies des régions du Nord-Togo et Nord-Bénin, qui alimentent son cours supérieur. A l'état naturel, le Mono se caractérisait par des apports d'étiage pratiquement nuls durant six mois (de décembre à mai). Il connaît une crue unique pendant les mois de septembre-octobre avec des débits pouvant atteindre 680 à 700 m³/s (Rabier, 1978 ; Pliya, 1976 ; PNUD, 1987 ; Blivi, 2000). Depuis la mise en service du barrage de Nangbéto en juillet 1987, l'écoulement du fleuve Mono est devenu permanent et les étiages nuls ne sont plus observés (Rossi et Antoine, 1990, Rossi et Blivi, 1995, Blivi, 2000 ; Ago, 2005) (Figure 15).

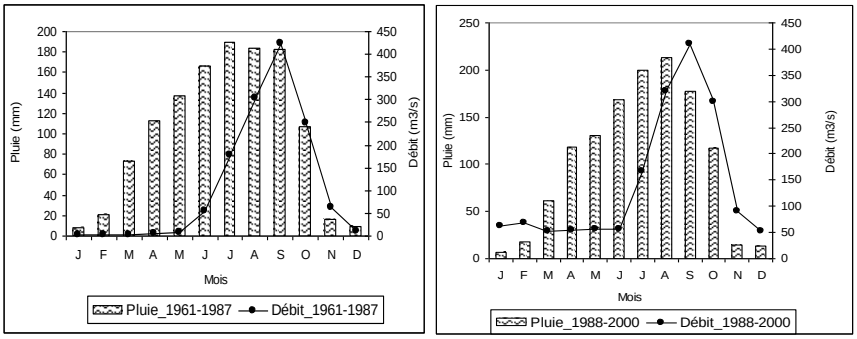


Figure 15 *:* Variation mensuelle moyenne de la lame d'eau précipitée/lame d'eau écoulée dans le bassin du Mono à Athiémé, avant (1961 à 1987 : régime naturel) et après (1988-2000 : régime artificiel) le barrage de Nangbéto (Amoussou, 2010)

Le fleuve Couffo, principal tributaire du lac Ahémé, prend sa source au Togo, dans les monts Djami, près du village de Tchetti (Bénin) à 240 m d'altitude (Amoussou, 2010). Il a une longueur de 190 km et draine un bassin versant de 3000 km^2 jusqu'à son entrée dans le lac. Le fleuve Couffo connaît deux périodes de crue par année, en juin – juillet pour la première et septembre-octobre pour la seconde ; avec des débits voisins de 16 m^3/an (Guilcher, 1959). Cet écoulement bimodal est en relation avec le climat qui gouverne son bassin hydrologique (Figure 16).

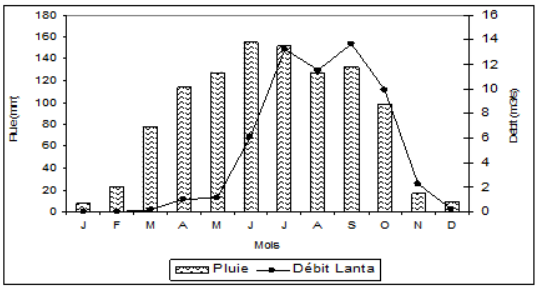


Figure 16 : Variation mensuelle moyenne de pluie/débit dans le sous-bassin-versant du Couffo à Lanta, de 1961 à 2000 (Amoussou, 2010)

En somme, avant et après le barrage de Nangbéto, le Mono demeure le principal fleuve qui commande l'hydrologie continentale de l'estuaire, le Couffo étant un petit cours d'eau à bassin versant moins vaste et moins arrosé. C'est ainsi que suivant les saisons et surtout à marée haute, les eaux du Mono mélangées à celles de la mer dans la lagune côtière peuvent remonter jusqu'au niveau du lac Ahémé par le chenal Ahô (Figure 17).

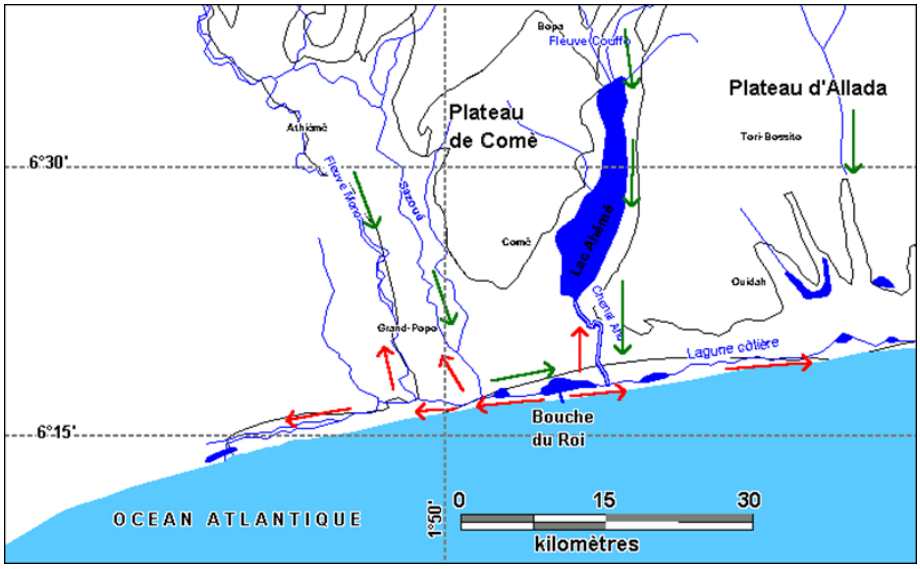


Figure 17 : Influence des eaux marines et continentales sur le ''lac'' Ahémé (Base de données CATCH 2002)

3.6. Milieu biologique

3.6.1. La flore

La végétation se distingue en trois catégories dans le milieu d'étude : les végétaux flottants, les végétaux du bas de pente et les végétaux de pente des plateaux (Somusfor, 2013).

La végétation flottante est constituée des espèces dulçaquicoles telles que *Echinocloa pyramidalis* (Poacées), *Ipomea aquatica* (Convolvulacées), *Nymphea maculata* (Nymphaeacées), *Pistia stratiotes* (Aracées). Cette formation végétale atténue plus ou moins l'intensité des rayons solaires dans l'eau et crée un biotope favorable aux animaux

qui peuvent s'y développer et s'y reproduire. Mais dès le mois de janvier, en saison sèche, cette formation disparaît avec l'augmentation de la salinité. Ces végétaux qui meurent sont décomposés par les microorganismes ou déposés au fond de l'eau contribuant à l'envasement du lac. Il en est de même de *Echhornia crassipes* (Jacinthe d'eau) dans certains chenaux du lac.

Les végétaux du bas de pente s'observent aussi bien dans les chenaux que sur le bord immédiat du lac. Elles sont constituées de *Rhizophora racemosa* (Rhizophoracées), *Phragmites karka* (Poacées), de *Paspalum vaginatum* (Poacées), *Acrostichum aureum* (fougères) parsemée de quelques pieds d'*Avicennia germinans* (Verbenacées) et de *Drepanocarpus lunatus.*

Les végétaux de pente des plateaux constitués en général des arbustes et des herbacées, couvrent le sol et le protège contre l'action érosive des eaux de ruissellement. Nous retiendrons, par exemple, des herbacées comme *Axonopus compressus* (Poacées),*Tridax procumbens* (Astéracées), *Sporobolus pyramidalis* (Poacées), *Cenchrus biflorus* (Poacées) qui tapissent le sol à Adja-Tokpa, à Tokpa-Domè comme à Dékanmè et Couffonou ; des arbustes tels que *Bursocarpus coccineus* (Connaracées), *Cnestis ferruginea* (Connaracées), *Mimosa pigra* (Mimosacées), *Uvaria chamae* (Annonacées), *Combretum zenkeri* (Combretacées), *Fagara xanthoxyloides* (Rutacées), *Daniellia oliveri* (Cesalpiniacées), et des lianes comme *Shrenkia letocarpa* (Mimosacées), *Cassita filiformis* (Lauracées) dont l'ensemble forme parfois un fourré dense impénétrable, recouvrant le sol. (Somusfor, 2013).

3.6.2. La faune

La faune typiquement aquatique comprend les ressources halieutiques, dont les plus dominantes dans le lac Ahémé sont les poissons (genre : Tilapia, Chrysichthys, Mugil, Parachana, Ethmalox, Elops), les crevettes (genre Penaeus) et les crabes (genre Callinectes) (Pazh, 2000). On retrouve également dans le lac Ahémé et ses chenaux des mollusques, notamment des lamellibranches comme *Corbula trigona, Tellina ampulacea, Ostrea tulipa, Anadara senilis,* et des gastéropodes tels que *Tympanotonus fuscatus, Pachymelania aurita* (Maslin, 1983) qui pullulent aux abords du lac. A leur mort, leurs coquilles, disséminées dans les sédiments se dissolvent, et enrichissent le milieu en calcium.

Des Arthropodes, notamment des crustacés tels que *Uca tangeri, Callinectes latianus, Cardiosoma armatum* déjettent sur le sol des pelotes fécales qui contribuent à l'envasement du lac.

Quant à la faune semi-aquatique, elle est représentée par des espèces comme les pythons, les varans, les couleuvres, les crocodiles… (PDC Kpomassè, 2006).

3.6.3. Le sol

Le bassin versant de l'hydrosystème Mono-Ahémé-Couffo porte une grande diversité de sol. On distingue autour du lac Ahémé, trois types de sols à savoir : les sols faiblement ferrallitiques (les plus répandus), les sols hydromorphes et les sols ferrugineux tropicaux (les moins repandus) (Amoussou, 2010) (Figure 18).

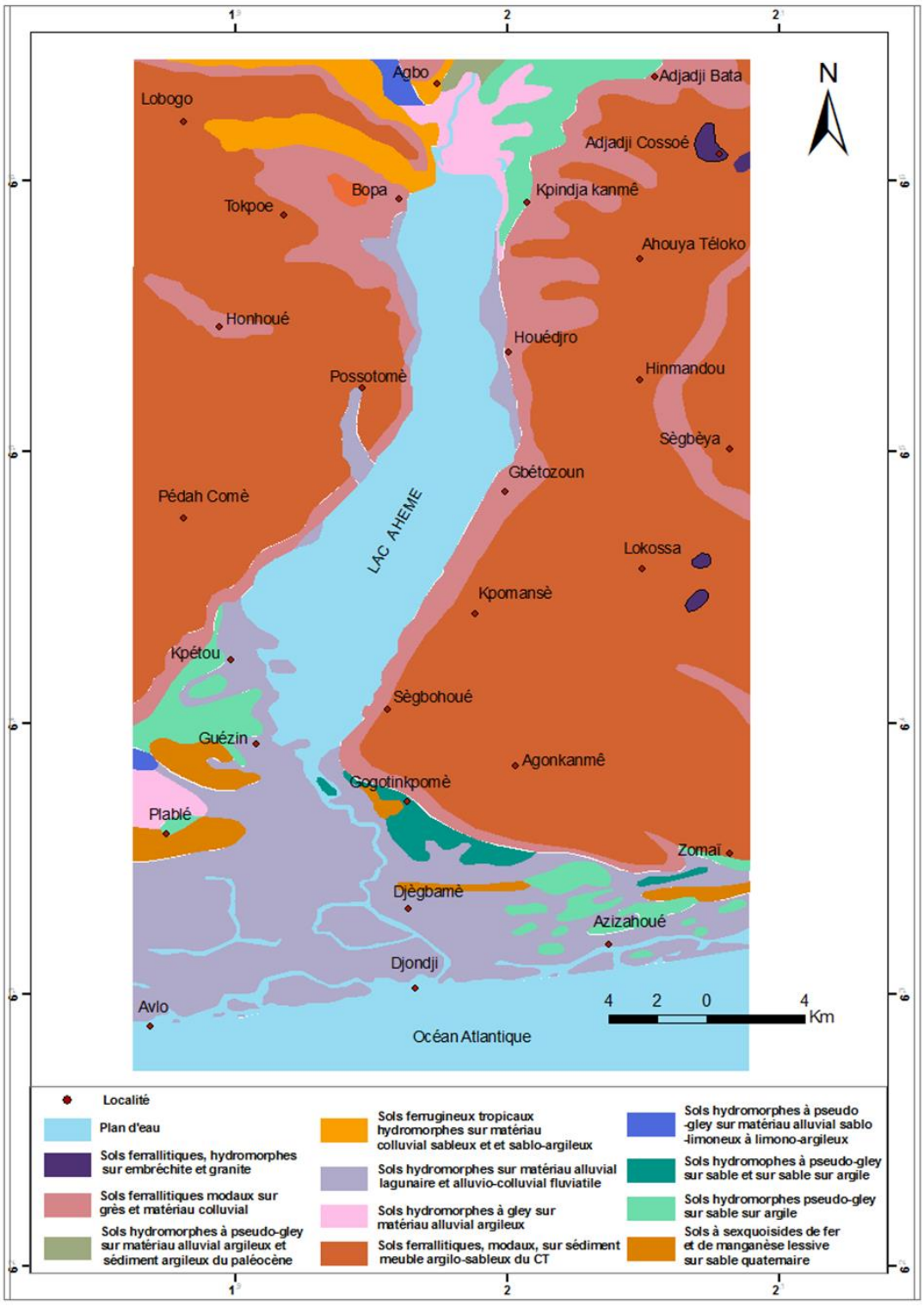


Figure 18 : Les différents types de sols autour du lac Ahémé (Carte pédologique de reconnaissance du Sud-Bénin, 1989)

3.6.3.1. Les sols ferrallitiques

Ces sols sont issus des sédiments meubles argilo-sableux du Continental Terminal et des grès sur sédiments du Crétacé (Azontondé, 1991). Relativement fertiles, ils sont cultivés, mais sont très sensibles à l'érosion. Sur les versants des plateaux, les sols ferralitiques offrent particulièrement une faible résistance aux agents d'érosion surtout lorsqu'ils sont débarrassés du couvert végétal. Ils ont de bonnes propriétés physiques et hydrauliques, néanmoins leur réserve en eau est assez faible et leur structure peut se dégrader rapidement s'ils sont également cultivés (Azontondé, 1991).
Dans le bassin inférieur de l'hydrosystème, ces sols, riches en fer, perméables sont fortement utilisés en agriculture itinérante sur brûlis. Ils portent aussi des formations forestières denses humides quand la ferrallitisation est plus marquée (sols ferrallitiques forestiers). Ce milieu est aujourd'hui très anthropisé du fait de la forte pression démographique foncière autour du lac. Il est caractérisé par une altération très poussée des minéraux primaires.

3.6.3.2. Les sols hydromorphes à pseudogley

Ces sols résultent de l'accumulation et de la transformation en milieu inondé périodiquement des matières organiques et minérales. Ils évoluent dans une ambiance physico-chimique d'anoxymorphie favorisant des phénomènes d'oxydo-réduction (Azontondé, 1991). Ils se trouvent en bas de pente sur une roche-mère acide et subissent un lessivage intense par les eaux pluviales. Ils occupent la majeure partie des basses vallées des sous-bassins du Mono, du Couffo et de leurs affluents, de la rivière Sazué, des marais de Dohi, de Gogotinkponmè et tout le long du chenal Ahô. Ces sols assez fertiles se forment dans un environnement caractérisé par un déficit prolongé en oxygène dû à une saturation temporaire ou semi-permanente du milieu par la nappe phréatique. Leur évolution et leurs caractères dépendent de la lame d'eau précipitée, de la remontée de la nappe phréatique et des apports terrigènes des différents cours d'eau. Ils sont riches en argiles (30 à 60 %), et assez profonds (> 1 m). Leur perméabilité est moyenne en surface et faible en profondeur. Leur réserve hydrique est faible : 75 à 100 mm environ (Azontondé, 1991).

3.6.3.3. Les sols ferrugineux tropicaux

Ils sont issus de l'altération du socle précambrien et occupent la plus grande partie du bassin. Ils sont caractérisés par un lessivage intense et résultent d'une forte altération (Amoussou, 2003). Ils sont sableux en surface, mais au-delà de 50 cm, ils deviennent sablo-argileux, argilo-sableux, ou sablo-argilo-graveleux, ce qui les rend imperméables (Togbé, 2003). Leur capacité de rétention en eau est faible du fait de leur épaisseur. Mais ils sont très intéressants pour l'agriculture une fois qu'on leur apporte de l'engrais. Suivant leur capacité de drainage et leur perméabilité, trois catégories peuvent être

distinguées : les sols ferrugineux tropicaux à concrétions sur embréchite (la teneur en argile varie de 5 à 25 %), plus perméables que les sols ferrugineux tropicaux lessivés hydromorphes (taux d'argile variant entre 35 à 40 %) et les sols ferrugineux tropicaux lessivés non concrétionnés. Ces derniers sont caractérisés par une hydromorphie temporaire due à l'accumulation d'argile (Aubert, 1967) qui leur confère une texture ne leur permettant qu'une faible réserve d'eau.

3.6.4. Les ressources minérales

L'environnement du lac Ahémé regorge d'importants gisements de sable provenant de deux origines principales :

- *les sables d'anciens cordons littoraux* : ce sont des sables fossiles très abondants et plus ou moins continus dans la plaine littorale où ils sont noyés par les marais issus des débordements du fleuve Mono, mais aussi par les marécages connexes aux chenaux lagunaires (lagune côtière, chenal Ahô, etc). Les épaisseurs sont très considérables et plusieurs promoteurs de sables lagunaires s'investissent dans la recherche et l'acquisition de périmètres miniers de ce type de sable dans la zone (à Kpahou, à Hinhloué, etc.). Toutefois, il faut signaler que l'absence de voie d'accès constitue la principale contrainte au développement de cette activité.
- *les sables lagunaires* : ce sont des sédiments sablo-argileux voire graveleux formant des gisements à extension limitée déposés dans le lac Ahémé, la lagune côtière, le chenal Ahô et leurs marécages connexes. Lorsque l'extension est appréciable et l'épaisseur considérable, l'exploitation de ce type de sable est plus facile et économiquement rentable au niveau du lac Ahémé, en raison de l'existence de voies d'accès. C'est sans doute ce qui justifie l'intérêt que portent déjà des promoteurs de sable aux gisements du lac Ahémé.

Par ailleurs, il faut signaler que le domaine du système lagunaire du lac Ahémé et ses chenaux constitue une zone d'intenses productions artisanales de sel. Les villages tels que Djègbadji, Djègbamè, Gbèhoué, Togbin, etc. disposent d'une forte réputation dans cette activité (Somusfor, 2013).

3.7. Les activités économiques autour du lac Ahémé

3.7.1. La pêche

Les plans d'eaux sont la principale ressource naturelle que les populations exploitent en utilisant des techniques et des équipements variés. Ainsi, plusieurs catégories de pêcheurs ont été identifiées. Il s'agit des pêcheurs saisonniers, des pêcheurs associant d'autres activités (agriculture et élevage) et des pêcheurs professionnels. Le nombre de pêcheurs en activité qui exploitent en permanence ce lac est considérable. On y compte en 1996, environ 8 491 pêcheurs avec une densité qui passe de 96 pêcheurs au km^2 en 1987 à 109 pêcheurs au km^2 en 1997 (Direction des pêches, 1998 ; Roche International,

2000b). Les produits de pêche sont essentiellement les poissons (Tilapia, silures, etc.), les crevettes et les crabes (PDC Kpomassè, 2006). Ces produits sont vendus dans les marchés locaux tels que ceux de Lobogo, Comé, Tokpa-Domè et dans les marchés internationaux tels que Dantokpa et Lomé.

Depuis plusieurs années, le lac Ahémé s'appauvrit très cruellement en ressources halieutiques. La production halieutique est passée de 6 298,57 tonnes en 1987 à 4 283,51 tonnes et 1813,2 tonnes, respectivement en 1990 et 2000 (Direction des pêches, 2002). La baisse continue de la production de ces plans d'eau ne permet donc pas de couvrir les besoins halieutiques de la population. Cette baisse a pour causes la surexploitation, l'utilisation des engins et méthodes de pêches prohibées, la destruction des mangroves qui constituent le nid de reproduction des poissons. La conséquence immédiate de cette pratique est le comblement du lac et son appauvrissement, avec la disparition complète de certaines espèces de poissons (Badahoui *et al*., 2010 ; Laïbi *et al.*, 2017).

3.7.2. L'agriculture

Dans le domaine agricole, il existe des plaines inondables favorables à l'agriculture. Dans la région côtière du bassin versant du Mono-Couffo, se sont développées les cultures maraichères : *Solanum macrocarpum* (gboma), *Chorcorus olitorius* (crincrin), *Hibiscus esculentus* (gombo), les aubergines, les carottes, les oignons, les choux-fleurs, les tomates, etc. Ces cultures se font sur de petites parcelles de 1 à 2,5 hectares, voire 5 hectares par famille, et nécessitent beaucoup d'entretiens et l'utilisation de beaucoup de produits chimiques tels que les pesticides, les insecticides et les fongicides (Amoussou, 2010). Aujourd'hui, ces cultures, couplées avec le maïs, sont de plus en plus présentes le long des versants de la basse vallée.

Sur les plateaux bordiers et dans les vallées sèches du système estuarien du Mono-Couffo, les populations cultivent des céréales, des tubercules (le maïs, le manioc, la patate douce, le riz, le niébé, etc.) et des produits de rente notamment l'arachide, le palmier et parfois le coton. La production du coton devient de plus en plus répandue dans le bassin du fait de la politique de promotion des cultures de rente développée par les autorités du Bénin à travers le Centre Régional de Production Agricole (CeRPA) du Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche (MAEP).

Dans la partie sud du bassin, quelques projets agricoles modernes ont permis l'exploitation des eaux pour l'agriculture : l'irrigation. C'est le cas du périmètre rizicole de Dévé sur la rive Est du fleuve Mono qui couvre une superficie de près de 150 ha sur les 1 400 ha initialement prévus (CEB, 1992). A ce périmètre s'ajoute celui de Kpinnou sur lequel on a développé aussi l'élevage et la pisciculture (Amoussou, 2010).

La pression humaine sur les terres pour accroître la production a engendré une dégradation du milieu du fait des techniques culturales rudimentaires (culture itinérante sur brûlis, culture attelée, culture sur billons et utilisation anarchique des engrais chimiques). Ces techniques participent également à la contamination des eaux du fait de

l'utilisation mal contrôlée des fertilisants (NPK et urée), des insecticides (Endosulfan et Dimethoate) et des herbicides (Decis T258, 75 et Cypercal D) pour améliorer le rendement (Amoussou, 2010).

3.7.3. L'élevage

Les ressources en eau du bassin-versant du lac Ahémé sont aussi mises à contribution pour l'élevage du gros bétail, surtout en période de sécheresse, mais celui-ci est moins développé que l'élevage du petit bétail (volailles, porcins, caprins et aulacodes) (Amoussou, 2010). Le déplacement des éleveurs Fulbé avec leurs troupeaux constitue en effet un facteur de dégradation des écosystèmes.

Chapitre 4 : Matériel et méthodes

Pour atteindre l'objectif de cette étude, une démarche méthodologique a été adoptée. Ce chapitre retrace les différentes étapes de la démarche en décrivant les techniques d'échantillonnage ainsi que les méthodes d'analyse et de traitement utilisées.

4.1. Echantillonnage

Dans l'environnement lagunaire du lac Ahémé, les échantillons d'eau et de sédiment ont été prélevés sur différents sites et au cours de diverses campagnes.

4.1.1. Périodicité des campagnes d'échantillonnage

Les échantillons traités au cours de cette étude sont le résultat de trois campagnes d'échantillonnage. La première campagne a eu lieu entre avril-mai 2013 dans le cadre du projet « d'étude de faisabilité du programme intercommunal de réhabilitation du lac Ahémé et ses chenaux et la mise en place d'une zone de développement économique » auquel nous avons participé. Les données sédimentologiques dudit projet ont été exploitées pour la caractérisation de la dynamique hydro sédimentaire actuelle du lac Ahémé.

Les deux autres campagnes d'échantillonnage ont été réalisées au cours de la présente étude en saison sèche et en saison de pluie. Ces différents travaux se sont respectivement déroulés du 15 au 16 juillet 2015, période de la grande saison des pluies et du 09 au 11 mars 2016, période de la grande saison sèche sur le lac Ahémé. Ces deux campagnes ont permis de suivre la variation spatiale et saisonnière des différents paramètres recherchés.

4.1.2. Choix des sites d'échantillonnage

La méthode par quadrillage a été adoptée au cours de la première campagne d'échantillonnage en faisant des radiales est-ouest du lac. Au total, soixante-quinze (75) points ont été localisés le long des radiales à l'aide d'un GPS et positionnés sur une carte topographique au 1/50 000 (Figure 19).

Au cours des deux dernières campagnes d'échantillonnage, une autre stratégie d'échantillonnage a été adoptée. Cette méthode consiste à cibler aussi bien des zones où la pression anthropique se fait ressentir, mais aussi des zones d'apports fluviaux, marins et la bonne répartition géographique (Nord, Sud, Centre, Est et Ouest) de manière à couvrir la totalité de l'écosystème et à avoir le reflet des caractéristiques réelles des eaux du lac. Quatorze sites d'échantillonnage ont été choisis puis codifiés et leurs coordonnées géographiques relevées à l'aide d'un GPS (Tableau 6). Ensuite, ces sites ont été positionnés sur une carte (Figure 20).

4.1.3. Prélèvement et conditionnement des eaux de surface

Au niveau de chaque site prédéfini, les prélèvements d'eau ont été réalisés au cours des deux dernières campagnes à partir d'une barque et à une distance d'au moins vingt mètres de la rive dans des flacons en plastique de 1,5 litre. Ces flacons ont été d'abord proprement lavés au laboratoire avec de l'eau simple puis rincés trois fois de suite avec l'échantillon même sur le terrain. Ensuite, le flacon a été plongé chaque fois dans le lac jusqu'à environ vingt centimètres de profondeur. L'échantillon d'eau a été alors prélevé et le flacon a été automatiquement et hermétiquement fermé avant d'être ramené à la surface, afin d'éviter l'emprisonnement des bulles d'air. A chaque prélèvement, le pH, la température de l'eau, la conductivité électrique, la salinité, les TDS, le potentiel d'oxydo-réduction et l'oxygène dissous ont été mesurés in situ à l'aide du multiparamètre conductimètre WTW 340i et d'un pH-mètre de type WTW pH/Oxi 340i, préalablement calibré. Les échantillons d'eau ont été conservés dans une grande glacière à 4°C jusqu'au laboratoire.

4.1.4. Prélèvement et conditionnement des sédiments de surface

Les sédiments ont été prélevés pendant toutes les campagnes d'échantillonnage sur les mêmes points d'échantillonnage que ceux utilisés pour l'eau au cours des deux dernières campagnes. Ces prélèvements ont été effectués à l'aide d'une benne de Heckmann. L'opération a consisté à racler le fond du lac avec la benne préalablement ouverte et que l'on ferme une fois au fond au moyen d'un contre poids ; cette fermeture rapide entraîne le raclage du sédiment au plus à 10 cm de profondeur du fond du lac. Seuls les échantillons de la première campagne ont été décrits sur place selon la caractérisation sédimentaire établie par Larsonneur en 1977 : lithofaciès (sable : pourcentages de sable compris entre 75 et 100 ; sable vaseux : pourcentages de sable compris entre 50 et 75 ; vase sableuse : pourcentages de sable compris entre 25 et 50 ; vase : pourcentages de sable inférieur à 25), couleur, présence de coquilles… avant d'être emballés. Cette description est portée en annexe du présent document (annexe 1). Les autres échantillons après prélèvement ont été automatiquement emballés dans des sachets stériles en polyéthylène et étiquetés, puis placés à l'obscurité dans une glacière (4°C) avant leur transport au laboratoire.

4.1.5. Prélèvement et conditionnement des carottes

Les carottes de sédiment ont été prélevées dans le lac et dans son bassin versant seulement au cours de la troisième campagne d'échantillonnage durant la saison sèche, période pendant laquelle le niveau de l'eau est minimal dans le lac. Le choix des sites de carottage dans le lac a été fait en tenant compte dans un premier temps des deux sites présentant des teneurs les plus élevées des éléments en traces étudiés (tout élément en traces confondu) obtenues au cours de la saison des pluies. Dans un second temps, les

carottes ont été prélevées sur les sites les plus en amont et les plus en aval du lac, respectivement à l'entrée du fleuve Couffo et à quelques mètres dans le chenal Ahô.
Dans le bassin versant du lac Ahémé, les carottes ont été prélevées en tenant compte des zones de cultures présentant un relief à pente moyenne, surtout au niveau des deux plateaux qui surplombent le lac.
Au total, huit (08) carottes de sédiments, dont cinq (05) ont été récoltées à l'aide d'un tuyau PVC (50 cm de long et 4,5 cm de diamètre) dans le lac et trois (03) à l'aide d'une tarière dans le bassin versant du lac. Chaque carotte a été subdivisée en trois parties : une partie sommitale (0-5 cm), une partie centrale (25-30 cm) et une partie basale (45-50 cm). Ces échantillons, emballés dans des sachets stériles en polyéthylène, ont été étiquetés, puis placés à l'obscurité dans une glacière à 4 °C avant leur acheminement au laboratoire.

4.1.6. Mesures bathymétriques du lac Ahémé

Les mesures bathymétriques ont été effectuées uniquement au cours de la première campagne d'échantillonnage à l'aide d'une barque munie d'un moteur de marque YAMAHA 20 CV. Les difficultés de navigation sont apparues au sud du lac et dans les chenaux où les profondeurs ne dépassent pas généralement 0,50 m ; la barque touche le fond et les hélices du moteur s'embourbent dans la vase.

Les profondeurs d'eau du lac Ahémé ont été relevées deux manières différentes. Ces deux techniques (usage du fil à plomb et sondeur) sont complémentaires et permettent une comparaison des profondeurs obtenues.

La première, le procédé manuel où à l'aide d'un fil à plomb muni d'une masse de 10 kg environ qu'on jette dans le lac à partir de la barque. Les profondeurs ont été prises partout où les sédiments ont été échantillonnés (Figure 19).

Le procédé moderne a été la seconde manière pour le relèvement de la profondeur d'eau du lac Ahémé. Les sondeurs sont aujourd'hui des outils précieux pour la détermination des profondeurs des cours et plans d'eau. La campagne bathymétrique du lac Ahémé a été réalisée à l'aide d'un traceur GPS MAP 521S équipé d'un sondeur à double fréquence. L'appareil est monté à bord de la barque motorisée. Un support en bois fixé contre la barque maintient le sondeur à la verticale, à 20 cm de la surface de l'eau. La campagne a été effectuée suivant des transects. Les points de chaque transect sont positionnés à l'aide du traceur GPS MAP 521S et le sondeur détermine la profondeur correspondant à chacun des points. Le sondeur émet un signal acoustique vers le fond et analyse l'écho retour. A partir de la vitesse de propagation du son dans l'eau et le temps entre l'émission du signal et la réception de l'écho du fond, le sondeur calcule la distance entre sa position et le fond (la profondeur). Ainsi, à chaque émission du signal

acoustique, le sondeur fournit une valeur de hauteur d'eau sous le navire à partir de l'analyse de l'écho retour.

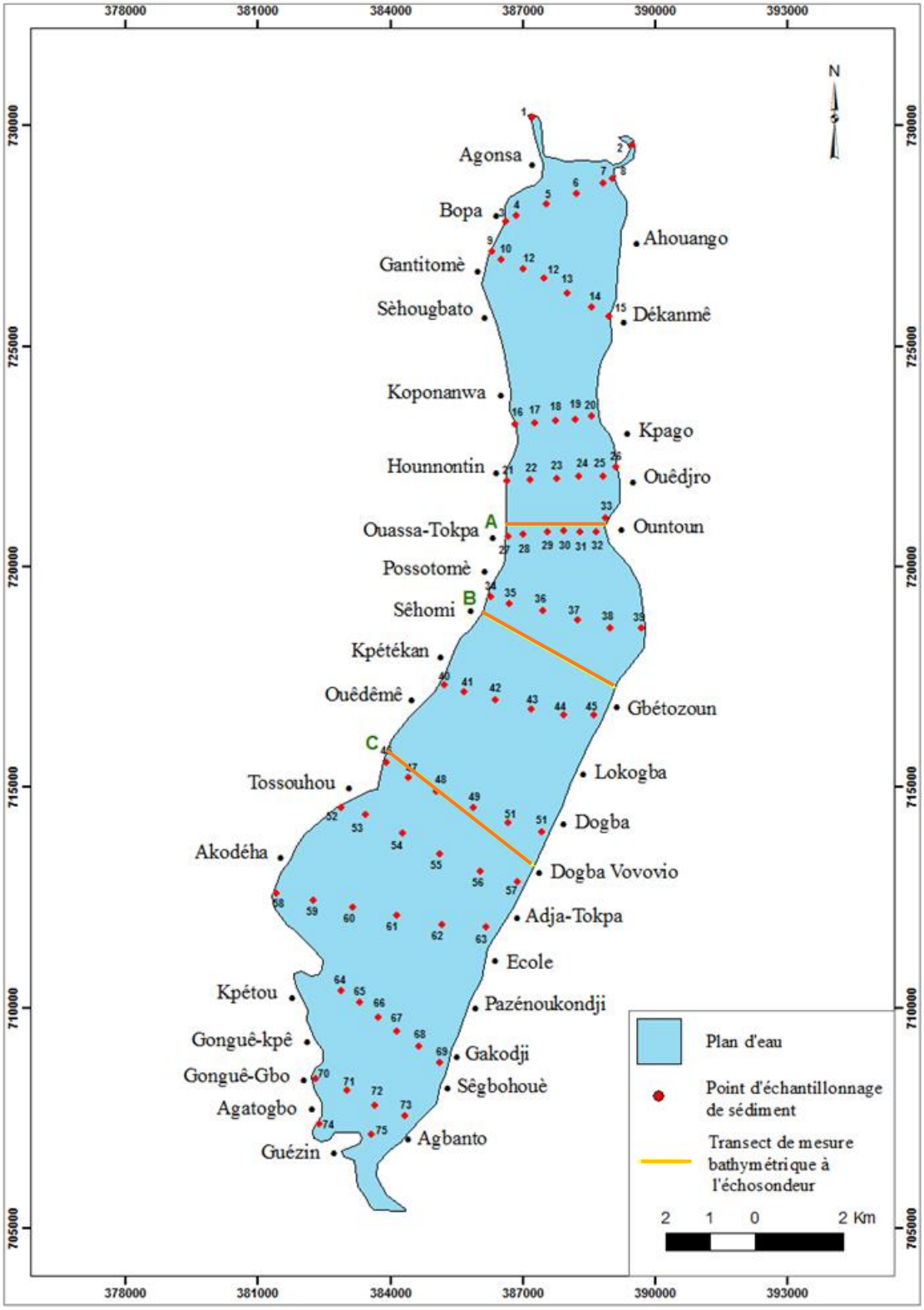


Figure 19 : Position des sections bathymétriques et des points d'échantillonnage de sédiments dans le lac Ahémé

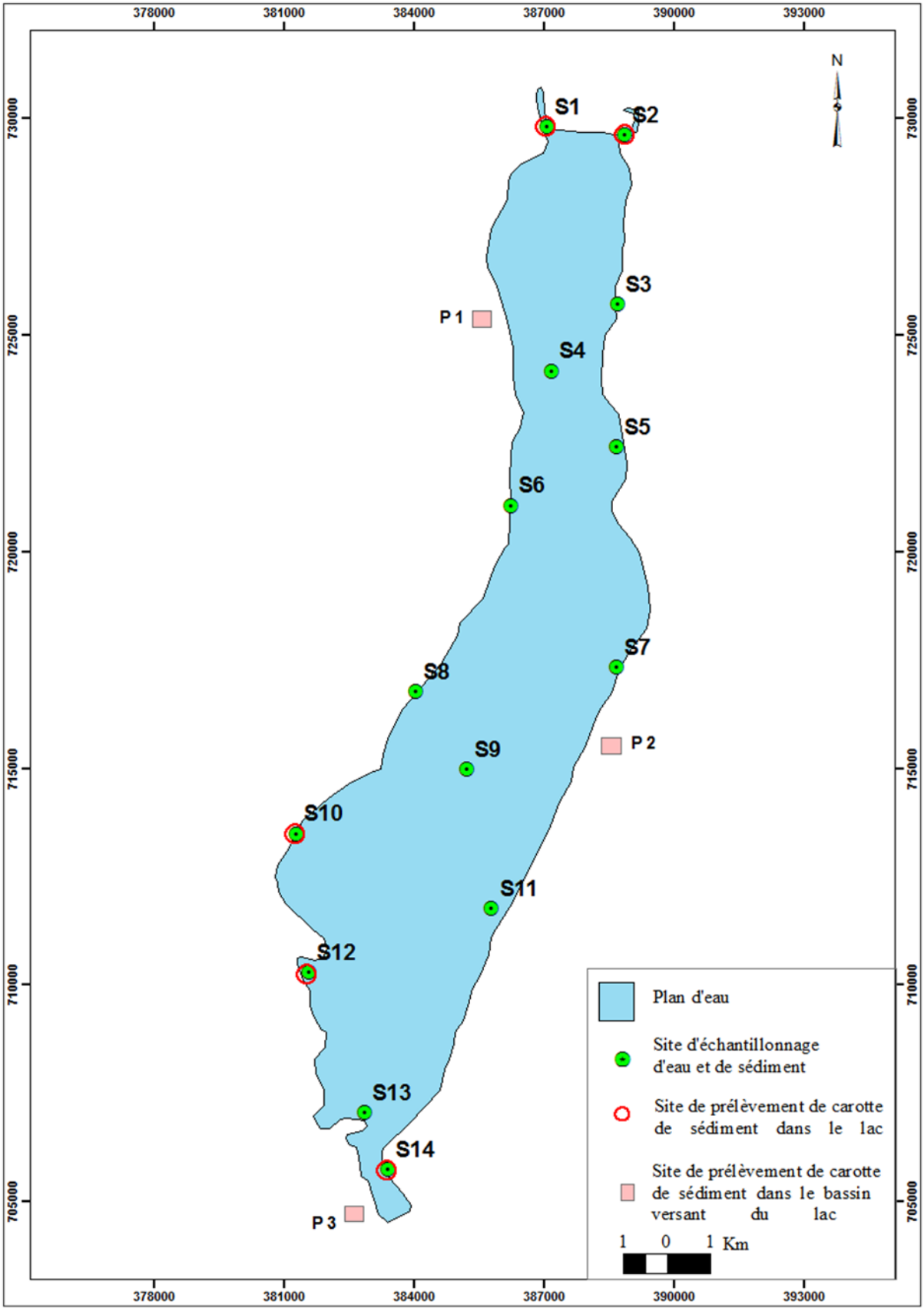


Figure 20 : Position des points d'échantillonnage d'eau, de sédiment et de carotte dans le lac Ahémé et son bassin versant

Tableau 6 : Codes et coordonnées géographiques des points d'échantillonnages

Sites de prélèvement	Code	Coordonnées géographiques
Agonsa	S1	N 729829 / E 387098
Couffonnou	S2	N 729636 / E 388746
Dékanmè	S3	N 725727 / E 388709
Sogbato	S4	N 724189 / E 387186
Oudjro	S5	N 722428 / E 388703
Possotomè	S6	N 721075 / E 386204
Gbétozoun	S7	N 717341 / E 388693
Ouèdèmè	S8	N 716825 / E 383960
Dogba	S9	N 714988 / E 385180
Houéyogbé pédah	S10	N 713503 / E 381200
Adjatokpa	S11	N 711768 / E 385804
Kpétou	S12	N 710276 / E 381486
Guézin	S13	N 707056 / E 382870
Gogotinpkomè	S14	N 705744 / E 383414
Koponanwa	P1	N 725433 / E 385626
Lokogba	P2	N 715625 / E 388428
Nazoumé	P3	N 704672 / E 382633

4.2. Méthodes analytiques

Au laboratoire, les différents échantillons d'eau et de sédiment prélevés au cours de diverses campagnes ont été analysés par différentes techniques.

4.2.1. Analyses sédimentologiques

Les analyses sédimentologiques réalisées dans le cadre de ce travail ont été effectuées au Laboratoire de Géologie, Mines et Environnement (LaboGME), de l'Université d'Abomey-Calavi. Les échantillons de sédiments prélevés ont fait l'objet d'une analyse granulométrique.

4.2.1.1. Procédé de séparation des fractions granulométriques

Les échantillons de sédiments prélevés au cours de la première campagne de terrain ont été séchés à 60°C à l'étuve pour faire évaporer l'eau qu'ils renferment. 100 ou 150 g de chaque échantillon séché ont été ensuite prélevés et lavés à l'eau sur un tamis à mailles carrées, d'arêtes égales à 50 µm pour évacuer la fraction fine. La fraction supérieure à 50 µm recueillie est à nouveau séchée puis pesée avant d'être tamisée. Ce tamisage a été effectué à sec dans un appareil de type « rotap » constitué d'une série de huit tamis à mailles carrées d'arêtes variant entre 2 mm et 0,05 mm et suivant la série AFNOR (Association Française de Normalisation). L'opération a duré 10 minutes avec une amplitude de 70 vibrations/mn. Les refus de chaque tamis ont été alors pesés et conservés pour l'établissement des courbes granulométriques (histogramme de fréquence et courbe cumulative).

4.2.2. Analyses chimiques

La plupart des analyses physico-chimiques et des éléments en traces réalisées dans le cadre de ce travail ont eu lieu au Laboratoire de Contrôle de la Qualité des Eaux et Aliments (LCQEA) de la Direction Nationale de Santé Publique (DNSP). Les autres ont été faites au Laboratoire des Sciences du Sol, Eau et Environnement (LSSEE) de l'Institut National des Recherches Agricoles du Bénin (INRAB), au Laboratoire d'Hydrologie Appliquée (LHA) de l'Institut National de l'Eau (INE) et au Laboratoire de Chimie Inorganique et de l'Environnement (LaCIE) de l'Université d'Abomey-Calavi.

4.2.2.1. Traitement physique des échantillons

- Echantillons d'eau

Le dosage des éléments en traces dans l'eau nécessite, au préalable, la filtration de la solution. Les échantillons ont été filtrés grâce à des filtres MILLIPORE de porosité 0,45 µm qui est une barrière arbitraire internationale permettant de distinguer la phase dissoute (<0,45 µm) de la phase particulaire (> 0,45µm). Les filtres ont été préalablement trempés pendant plus de 24 heures dans du HCl (25%) et abondamment rincés avec de l'eau distillée avant leur emploi. Les filtrats ont été ensuite récupérés dans différents piluliers (petite bouteille en plastique), selon le type d'analyse envisagé. Un traitement à l'acide nitrique bidistillé a été réalisé sur les filtrats destinés à la mesure des cations majeurs et des éléments en traces. Les échantillons ont été conservés entre 3 et 5°C à l'abri de la lumière.

❖ Echantillons de sédiments et de carotte

A la différence des échantillons liquides, les échantillons solides (sédiments, carottes) exigent une préparation particulière en fonction du type de technique d'analyse que l'on doit réaliser. L'objectif de la préparation de l'échantillon avant l'analyse est d'obtenir un échantillon représentatif dans lequel la concentration en polluants est aussi proche que celle présente dans le sol. Les échantillons de sédiments pour l'analyse des éléments en traces ont été séchés à l'air libre (26 °C) dans une salle propre et ceci dans des petits plateaux en plastiques pendant trois à quatre semaines. Ils ont ensuite été délicatement homogénéisés dans un mortier en agate, en veillant à ne pas altérer les grains. L'ensemble issu du mortier est quarté puis tamisé à l'aide d'un tamis de maille 63µm. La fraction obtenue après tamisage a été utilisée pour les analyses car ces particules fines (limons et argiles) sont des cibles privilégiées pour l'adsorption des éléments naturels et plus particulièrement pour les éléments en traces.

4.2.2.2. Analyses des paramètres physico-chimiques

Différents paramètres physico-chimiques des eaux et des sédiments prélevés dans le lac Ahémé ont été déterminés au cours de cette étude.

❖ Echantillons d'eau

Dans les échantillons d'eau, les éléments physico-chimiques mesurés sont les suivants :

- Matières en suspension et Turbidité

Les matières en suspension et la turbidité ont été mesurées au Laboratoire d'Hydrologie Appliquée à l'aide d'un colorimètre de type DR/890.

- Alcalinité

La méthode titrimétrique a été utilisée pour le dosage du titre alcalimétrique simple (TA) et du titre alcalimétrique complet (TAC) dans les échantillons d'eau du lac Ahémé. Le mode opératoire se présente comme suit :

✓ Détermination du TA

100 ml d'eau à analyser a été prélevé dans une fiole conique, puis une à deux gouttes de solution de phénolphtaléine ont été ajoutées. Une coloration rose se développe. Dans le cas contraire, le TA est nul (pH < 8,3). Ensuite, de l'acide sulfurique est versé doucement dans la fiole à l'aide d'une burette, en agitant constamment, et ceci jusqu'à décoloration complète de la solution (pH 8,3). Le volume utilisé pour obtenir le virage est noté V. Ce volume V exprime le titre alcalimétrique en degrés français (1° f correspond à 10 mg de

carbonate de calcium ou à 0,2 mEq/L) et V/5 exprime le titre alcalimétrique (TA) en milliéquivalents par litre.

✓ Détermination du TAC

L'échantillon traité précédemment a été utilisé et le prélèvement primitif s'il n'y a pas eu de coloration, c'est-à-dire en fonction du pH de l'échantillon. Ensuite, deux gouttes de solution de vert de bromocrésol et de rouge de méthyle ont été ajoutées puis titrées de nouveau avec le même acide jusqu'à disparition de la coloration bleu verdâtre et apparition de la couleur rose (pH 4,5). Le dosage a été effectué rapidement pour réduire les pertes de CO_2 qui pourraient entraîner une élévation du pH de virage. Le volume d'acide 0,02 N versé depuis le début du dosage est noté V' et exprime le titre alcalimétrique complet en degrés français. De même V'/5 exprime le titre alcalimétrique complet (TAC) en milliéquivalents par litre.

- Carbone organique Total et Dissous (COT et COD)

Le carbone organique total a été déterminé dans les échantillons d'eau du lac Ahémé par la méthode d'oxydation thermique. Cette méthode d'analyse s'effectue en deux phases. D'abord, le carbone inorganique total (CIT) est expulsé à l'aide de l'agitateur TOC-X5, puis le carbone organique total (COT) est oxydé en dioxyde de carbone (CO_2). Le CO_2 passe à travers une membrane dans la cuve indicatrice, où il entraîne un changement de couleur, qui est évalué à l'aide d'un photomètre. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la concentration du carbone organique contenu dans l'échantillon.

Le carbone organique dissous a été déterminé par la même méthode, mais après une filtration des échantillons d'eau.

- Ions majeurs

Les différentes méthodes d'analyse ainsi que les réactifs utilisés pour le dosage des différents cations et anions majeurs sont résumés dans le tableau 7. Les protocoles sont tirés de Rodier *et al.* (1996).

Tableau 7 : Les différentes techniques d'analyse des ions majeurs des eaux du lac Ahémé

Paramètres		**Méthodes d'analyse**	**Réactifs**	**Unités**	**Sources**
cations	Magnésium (Mg^{2+})	Méthode à flamme	Acide chlorhydrique 0,1 N.	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Calcium (Ca^{2+})	Méthode à flamme	Carbonate de calcium pur ; Solution d'hydroxyde de sodium 2 N	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Sodium (Na^{+})	Méthode à flamme	Acide nitrique ; Chlorure de sodium pur déshydraté	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Potassium (K^{+})	Méthode à flamme	Acide nitrique ; Chlorure de potassium déshydraté.	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Ammonium (NH_4^{+})	Méthode colorimétrique	Nesler	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
Anions	Chlorure (Cl^{-})	La méthode au thyosianate mercurique	Thyocianate mercurique	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Sulfate (SO_4^{2-})	méthode sulfaVer 4.	Barium du sulfaVer 4	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Fluorure (F^{-})	Méthode photométrique	Acide perchlorique	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Hydrogéno-carbonate (HCO_3^{-})	Méthode titrimétrique	Rouge de méthyle	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Phosphate ($P O_4^{3-}$)	Méthode à l'acide ascorbique	PhosVer 3	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Nitrite (NO_2^{-})	Méthode colorimétrique	Salicylate de sodium	mg/L	Rodier *et al.*, 1996
	Nitrate (NO_3^{-})	Méthode colorimétrique	Salicylate de sodium	mg/L	Rodier *et al.*, 1996

- Eléments nutritifs

Les concentrations des nutriments tels que l'azote et le phosphore totaux des échantillons d'eau ont été déterminées au spectrophotomètre DR 2800.

✓ Azote total

L'azote total contenu dans les échantillons d'eau a été dosé par la méthode de Nessler. Elle consiste à la stabilisation de la coloration de l'échantillon minéralisé par un

dispersant (alcool polyvinile) au cours de la réaction. La couleur jaune formée est proportionnelle à la concentration de l'azote total contenu dans l'échantillon.

✓ Phosphore total

La méthode à l'acide ascorbique est celle qui a été utilisée pour le dosage du phosphore total contenu dans les échantillons d'eau. Cette méthode consiste à utiliser le phosVer 3 pour le dosage du phosphore après avoir neutralisé le minéralisât par ajout de NaOH 5N. Une coloration bleue se développe après deux minutes de réaction. L'intensité de la couleur est proportionnelle au phosphore total contenu dans l'échantillon.

❖ Echantillons de sédiments de surface

Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été déterminés dans les sédiments de surface du lac Ahémé.

- pH des sédiments (pH_{KCl})

Afin de connaître le caractère acide, neutre ou basique des sédiments, leurs pH ont été mesurés. Le protocole se résume comme suit :

10g de sédiment fin tamisé à 0,2 mm dans un bécher a été pesé, puis 25 ml d'eau distillée et 1/3 de KCl 3N ont été ajoutés. Ensuite, l'ensemble a été agité avec un agitateur magnétique pendant 1 heure à la température ambiante de 20 ± 2° C. Cela a permis de mettre en suspension la totalité de l'échantillon et d'obtenir ainsi un équilibre entre la phase solide et celle aqueuse. La suspension a été ensuite laissée au repos durant 2 heures à l'abri de l'air puis le pH de la suspension a été mesuré. Le pH-mètre WTW pH/Oxi 340i a été utilisé pour cette opération.

- Matière organique totale

Pour connaître la matière organique totale dans les échantillons de sédiment, la méthode de la perte au feu (PAF) ou méthode de perte par calcination a été utilisée. La perte au feu permet de mesurer directement la matière organique dans le sol. La procédure est la suivante :

L'échantillon de sol broyé et tamisé à 2 mm (10 Mesh) est séché pendant une nuit (16 heures) à la température de 150 °C. Ensuite, 10g du sol séché sont mis dans un creuset de porcelaine de 30 ml préalablement chauffé et nettoyé. L'ensemble est placé dans un four à moufle à 375 °C pour calcination pendant une nuit (16 heures). La perte de poids après calcination donne la matière organique. Elle est déterminée à partir de la formule suivante :

$$\% \text{ MO} = \frac{\text{poids sol sec (g)} - \text{poids sol incinéré (g)}}{\text{poids sol sec (g)}} \times 100$$

- Capacité d'échange cationique (CEC)

La détermination de la CEC consiste à saturer le complexe adsorbant par un ion assez efficace équilibrant la charge de l'échangeur et assez facile à déplacer par la suite, et à doser enfin cet ion par les méthodes courantes de laboratoire. La méthode Metson ou méthode à l'acétate d'ammonium à pH =7 a été utilisée pour la détermination de la capacité d'échange cationique des échantillons de sédiments. Cette détermination suit un procédé qui comporte trois (03) phases :

- ✓ Déplacement des cations échangeables et leur substitution avec un cation monovalent (NH_4^+).

A cette phase les cations échangeables et l'hydrogène du complexe adsorbant (complexe argilo-humique du sol) sont déplacés par un cation monovalent (l'ammonium d'une solution tamponnée d'acétate d'ammonium pH = 7). A l'issue de cette phase, le complexe est saturé à l'aide de la solution d'acétate d'ammonium et le filtrat recueilli est utilisé pour déterminer les cations échangeables (en l'occurrence Ca, Mg, K et Na).

- ✓ Lavage du sédiment à l'alcool éthylique 95°

En dehors du complexe, un excès du cation monovalent de saturation humecte le matériau : il y a donc lieu d'éliminer cet excès en procédant à un lavage à l'alcool.

- ✓ Déplacement du cation saturant par un autre cation monovalent (K^+)

Le cation (NH_4^+) est récupéré à l'aide d'une solution de KCl, 10 %. Il est alors dosé par distillation et permet de connaître le nombre de site disponible sur le complexe adsorbant et par conséquent la capacité d'échange cationique de ce dernier. (Mathieu et Pietain, 2003).

4.2.2.3. Analyse des éléments en traces des échantillons d'eau, de sédiment et de carotte

Les éléments tels que le fer, le zinc, l'arsenic, le plomb et le cadmium ont été déterminés dans les différents échantillons d'eau, de sédiment et de carotte prélevés au cours des deux dernières campagnes d'échantillonnage. La détermination des teneurs des éléments en traces aussi bien dans les échantillons d'eau que ceux des sédiments a d'abord nécessité leurs minéralisations.

❖ Minéralisation des échantillons d'eau et de sédiment

La minéralisation des échantillons d'eau et de sédiment a été effectuée selon la méthode de HACH. Pour les sédiments, les étapes de séchage, mouture et tamisage précèdent cette minéralisation. Le protocole se présente comme suit :

0,5 g de matière solide préalablement séchée, moulue et tamisée (2µm) est pesée dans le cas des échantillons de sédiment. En ce qui concerne l'eau, 40 ml d'échantillon d'eau sont prélevés dans une fiole digesdhal de 100 ml. Selon le cas, 3 ml d'acide sulfurique concentré sont ajoutés et le mélange est porté à 440 °C sur le minéralisateur. L'ensemble est laissé carbonisé pendant 3 à 5 minutes puis on y ajoute 10 ml d'eau oxygénée. Si l'échantillon n'est pas tout à fait clair, des fractions de 5 ml d'eau oxygénée sont continuellement ajoutées. Après évaporation totale de l'eau oxygénée, la fiole est retirée du minéralisateur. L'échantillon minéralisé est complété avec de l'eau distillée jusqu'au trait de 100 ml après 15 minutes de refroidissement.

❖ Dosage des éléments en traces des échantillons d'eau, de sédiment et de carotte

Plusieurs éléments en traces ont été déterminés dans les différents compartiments de l'écosystème aquatique du lac Ahémé.

- Dosage de l'arsenic, du plomb et du cadmium

Le dosage de l'arsenic, du plomb et de cadmium a été fait par un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme Spectr AA 110.

✓ Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique

La spectrophotométrie d'absorption atomique repose sur la loi de BEER-LAMBERT. En effet, l'excitation des atomes d'un élément chimique s'accompagne d'un retour à l'état fondamental après émission d'une radiation de fréquence bien définie correspondant à l'énergie émise. Son intensité est fonction de la concentration des atomes. Le passage au four ou à la flamme de ces éléments en traces provoque une dispersion de ces éléments à l'état atomique. Les atomes ont alors la propriété d'absorber toute radiation de la même fréquence pour passer de l'état fondamental à l'état excité. Ainsi, lorsqu'une solution contenant ces atomes est soumise à une radiation incidente adéquate d'intensité I, il y a diminution de l'intensité incidente de façon proportionnelle à la concentration de l'élément dans la solution. On obtient alors une radiation transmise d'intensité $I < Io$

Selon la loi de BEER-LAMBERT, la diminution de l'intensité du rayonnement incident est telle que :

$$\text{Log } (Io/I) = KCL$$

I = intensité du rayonnement transmis ; Io = intensité du rayonnement incident
K = coefficient d'absorption ; C = concentration en atomes
L = longueur du chemin parcouru par le rayonnement à travers l'échantillon.

A une longueur d'onde spécifique, une partie de l'énergie lumineuse émise par une lampe à cathode creuse (lampe émettant une lumière aussi spécifique à l'élément) est absorbée par la solution à doser. Cette quantité d'énergie est utilisée par l'élément pour passer de son état « fondamental » à un état « excité métastable » : c'est l'énergie d'excitation. Elle est proportionnelle à la concentration en l'élément de la solution. Ainsi connaissant la quantité d'énergie absorbée par une solution d'échantillon, on en déduit sa concentration.

- ✓ Préparation des étalons

L'analyse de la teneur de chacun de ces éléments en traces dans les eaux et les sédiments a nécessité la préparation de cinq (05) solutions étalons. Il s'agit des étalons 0 ; 0,5 ; 1 ; 2 et 3 ppm. Un soin minutieux a été mis à la préparation des étalons car de ces derniers dépendent un bon étalonnage de l'appareil et une meilleure limite de détection.

- ✓ Réglage de l'appareil

Le spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme a été mis en marche puis l'allumage de la lampe de l'élément à doser est programmé à partir de l'ordinateur. Les boutons de réglage ont permis d'augmenter ou de réduire l'intensité de la flamme. La lampe s'échauffe pendant 10 à 20 minutes afin d'obtenir une stabilité d'émission en terme de largeur de raie.

- ✓ Préparation des échantillons et manipulation

Les minéralisâts des différents échantillons ont été placés dans de petits tubes à essai de 02 ml disposés dans un porte-tube à essai.

A tour de rôle, chaque petit tuyau appelé capillaire et relié au nébuliseur de l'appareil a été placé dans les tubes à essai contenant les étalons dans l'ordre des concentrations croissantes. Chaque fois que le capillaire est placé dans un étalon, l'ordinateur trace une courbe qui se redresse au fur et à mesure que les autres étalons arrivent au niveau du capillaire et donne à la fin une droite. Tous les points sont sur la droite d'étalonnage ; ce qui montre que les étalons ont été bien préparés et que l'appareil a été bien étalonné.

L'eau bi distillée, le blanc et le premier étalon ont été successivement passés au niveau du capillaire. Ensuite, tous les échantillons sont passés au niveau du capillaire en lançant

à chaque fois la lecture sur l'ordinateur qui affiche toutes les données de l'analyse en l'occurrence les absorbances.

Le deuxième étalon a été choisi et la manipulation précédente est reprise jusqu'à ce que tous les étalons passent à tour de rôle et suivant les concentrations croissantes.

Après dix (10) lectures, l'appareil est réétalonné pour que les résultats soient fiables. Tous les résultats tels que la courbe d'étalonnage, les absorbances, les teneurs des éléments en traces dans les échantillons dosés s'affichent sur l'ordinateur et peuvent être imprimés.

- Dosage du fer et du Zinc

Le fer et le zinc ont été dosés dans les échantillons d'eau et de sédiment respectivement par la méthode de ferrover et la méthode zinconver.

Après la phase de la minéralisation, le minéralisât a été neutralisé avec du NaOH 5N. Ensuite 20 ml du produit a été prélevé et la poudre 1.10. phénanthroline a été ajoutée. Le fer total contenu dans l'échantillon est converti en fer ferreux par le réactif 1.10.phénanthroline. Ce fer ferreux réagit avec ledit réactif pour former un complexe orange.

Dans le cas du zinc, le 2-carboxy-2-hydroxy-5'-sulfoformaziyl benzène a été ajouté sur 20 ml du minéralisât neutralisé avec du NAOH. Le zinc total contenu dans l'échantillon réagit avec l'indicateur pour former des espèces de couleur de bleu. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la concentration en zinc dans la solution.

Pour ces deux éléments, une lecture comparée avec l'échantillon sans le réactif sur le spectrophotomètre d'absorption DR 2800 est faite. La limite de détection du zinc comme le fer est de 0,01 mg/L.

Pour le calcul des concentrations du zinc et du fer les formules ci-dessous ont été utilisées :

$$\text{Fe (mg/L)} = \frac{A \times 2500}{B \times C} \qquad \text{Zn (mg/L)} = \frac{A \times 5000}{B \times C}$$

A= valeur lue sur l'appareil en µg/L ; B= poids engagé pendant la minéralisation

C= Volume prélevé pour les analyses.

4.2.2.4. Techniques d'étude de la spéciation des éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé

Les différentes formes des éléments métalliques étudiées ont été déterminées aussi bien dans les échantillons d'eau que dans les carottes prélevées dans l'écosystème aquatique du lac Ahémé. Seules les parties superficielles de ces différentes carottes ont été prises en compte pour cette étude. Ce travail a été réalisé au Laboratoire de Chimie Inorganique et Environnement de l'Université d'Abomey-Calavi.

- Technique d'étude de la spéciation des éléments en traces des eaux du lac Ahémé

Dans les eaux du lac Ahémé, la spéciation des éléments en traces a été faite à partir du modèle WHAM 7.0.5 (Windermere Humic Aqueous Model, version 7.0.5). Ce modèle permet de déterminer les fractions complexées et la fraction libre des métaux dissous dans les eaux. Pour cela, les données de concentrations totales en métaux (Fe, Zn, Pb, Cd) mesurées ainsi que les paramètres physico-chimiques des eaux du lac Ahémé (T, pH, COD, Ca, CO_3, Cl, K, Na, Mg, NO_3, NH4, SO_4, F, PO_4) ont été entrés dans le code de spéciation WHAM pour connaître la part de chaque espèce métallique.

- Technique d'étude de la spéciation des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé.

La procédure d'extractions séquentielles établie par Tessier *et al.* (1979) a été utilisée au cours de cette étude pour le fractionnement du plomb et du cadmium dans les sédiments du lac Ahémé. Ces deux éléments (plomb et cadmium) ont été spécifiés dans les sédiments en tenant compte de leurs biodisponibilités dans la phase aqueuse.

Le schéma de Tessier *et al.* (1979) comprend cinq étapes et consiste à utiliser des réactifs d'extractions sélectifs dans un ordre bien défini pour déterminer les diverses formes dans l'ordre de leur solubilité décroissante. Les fractions choisies sont celles susceptibles d'être affectées par des variations de conditions environnementales.

Le mode opératoire consiste à peser 1,0 g d'échantillon de sédiment séché et finement broyé et tamisé dans un erlenmeyer de 100 ml auquel est appliqué le protocole d'extractions séquentielles décrit dans le tableau 8. Après chaque séquence, le résidu est récupéré pour l'étape d'extraction suivante après lavage avec 10 ml d'eau distillée. Entre deux étapes d'extractions successives, l'extrait est centrifugé pendant 15 minutes. Le surnageant est ensuite filtré, acidifié par quelques gouttes d'acide nitrique concentré puis complété au volume d'extraction (25 ml) avec de l'eau distillée. Le filtrat obtenu est conservé à 4°C dans les flacons en polyéthylène jusqu'aux analyses par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Tableau 8 : Schéma du protocole des extractions séquentielles du plomb et du cadmium pour un 1g d'échantillon (Tessier *et al.*, 1979)

Fractions	**Réactifs d'extraction**	**Volume (ml)**	**Temps (h)**
Echangeable	1M MgCl2, pH7, 20 °C, agitation continue	8	1
Acido-soluble(CO_3^{2-})	1M CH3COONa/CH3COOH, pH 5, 20°C, agitation continue	8	5
Réductible (Fe ; Mn)	Chlorure d'hydroxylamine (0,04 M NH2OH, HCl) + 25 % CH3COOH, 95°C agitation intermittente	20	6
Oxydable (M.O.)	Peroxyde d'hydrogène (30 % H2O2, 0,02 M) HNO3, pH2, 85°C, agitation intermittente, Acétate d'ammonium (3,2 M CH3COONH4, + 20 % HNO3)	5 3 5	2 0,5
Résiduelle	Acide nitrique et perchlorique (40 % HNO3 + 60 % HClO4) Minéralisation totale	5	à sec
Teneur totale en Métal	Acide nitrique et perchlorique (40 % HNO3 + 60 % HClO4) Minéralisation totale	10	à sec

4.2.3. Méthode d'étude de l'occupation des terres

L'étude de l'occupation des terres autour du lac Ahémé a été faite en plusieurs étapes.

4.2.3.1. Technique de réalisation des différentes cartes d'occupation du sol

L'évolution des différentes unités d'occupation du sol autour du lac Ahémé a été établie à partir de l'exploitation du fond topographique et des images satellitaires Landsat des années 1986, 2000 et 2016 couvrant la zone d'étude. Ces images satellitaires ont servi à construire une mosaïque du domaine d'étude à l'aide du logiciel ArcGIS. Les différentes images obtenues après mosaïque ont été confrontées à la réalité du terrain pour vérifier les emplacements des unités géomorphologiques et biogéographiques. Elles ont aussi servi, après interprétation, à produire les cartes d'occupation du sol des années 1986,

2000 et 2016 à partir du logiciel Arc View pour l'évaluation des superficies des unités paysagères.

4.2.3.2. Technique d'évaluation spatiale de l'état des unités paysagiques

Après avoir réalisé les différentes cartes d'occupation du sol, une synthèse diachronique de 1986-2000 et 2000-2016 a été effectuée pour montrer l'évolution des unités paysagiques en termes de superficie comme l'ont fait plusieurs auteurs (Vissin, 2007 ; Amoussou, 2010 ; Akognongbé *et al*., 2014). Enfin, l'évolution des unités spatiales a été évaluée en termes de progression, de régression ou de stabilité de chaque unité d'occupation du sol.

La dynamique évolutive des unités spatiales est ainsi caractérisée de la façon suivante :
Soit $\Delta 1$, l'écart entre la superficie des différentes unités paysagiques de 1986 et 2000 ;
$\Delta 2$, l'écart entre la superficie des différentes unités paysagiques de 2000 et 2016 ;

- si $\Delta 1$ ou $\Delta 2 = 0$, la superficie de l'unité est donc stable dans le temps et dans l'espace;
- si $\Delta 1$ ou $\Delta 2 > 0$, la superficie de l'unité concernée est en progression ;
- si $\Delta 1$ ou $\Delta 2 < 0$, la superficie de l'unité concernée est dite en régression.

4.3. Traitement des données d'analyses d'eau et de sédiment

Au cours de cette étude, plusieurs techniques ont été utilisées pour mieux traiter les différentes données.

4.3.1. Traitement des données granulométriques et bathymétriques.

Le traitement des données granulométriques a consisté d'abord au tracé des histogrammes de fréquences, courbes cumulatives afin de calculer les paramètres granulométriques tels que le mode, la médiane, le classement et l'asymétrie. Ces paramètres ont été déterminés graphiquement suite à l'application des formules proposées par Folk et Ward (1957). Ensuite, trois principaux logiciels, Arc View (Esri Software), Surfer (Golden Software) et Canvas (Deneba Software) ont été utilisés. Dans l'environnement du logiciel ArcView, les points d'échantillonnages repérés en coordonnées UTM (Universal Transverse Mercator) ont été projetés sur un fond d'image satellitaire Landsat de laquelle les contours du lac ont été extraits. Les coordonnées des points de mesures juxtaposées aux données bathymétriques et sédimentologiques ont permis de réaliser les cartes bathymétriques et sédimentologiques. Pour l'établissement de ces deux modèles numériques de terrain (cartes bathymétriques et sédimentologiques), la méthode d'interpolation utilisée est le krigeage par autocorrélation spatiale. Le traitement par Krigeage donne les résultats les moins déformés, quel que soit le type de semis de points en entrée. La densité des points en entrée est certes peu élevée, mais le fond du lac est relativement plat et présente peu de variations. Dans ces conditions, l'interpolateur du type krigeage par autocorrélation

offre une interpolation la plus proche de la réalité et la morphologie générale et locale est bien conservée. Le logiciel Canvas a été utilisé pour réaliser la finition des cartes éditées.

4.3.2. Traitement des données chimiques

Les données chimiques obtenues au cours de cette étude ont été traitées par différentes méthodes.

4.3.2.1. Méthode de traitement des données des paramètres physico-chimiques

Après avoir réalisé les histogrammes présentant les variations saisonnières des teneurs des différents paramètres chimiques dans le tableur Excel, les concentrations de certains paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau prélevés au cours de différentes saisons ont été comparées par rapport à la grille d'évaluation générale de la qualité des eaux définie par Beaux en 1998 (Tableau 9). Ensuite, les teneurs des ions majeurs des eaux du lac Ahémé ont été comparées par rapport aux limites admissibles pour l'eau potable définies par l'OMS en 2006.

Tableau 9 : Grille multi-usage des critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau (Beaux, 1998)

Qualité décroissante	Excellente	Bonne	Passable	Médiocre	Pollution
Classe de qualité	1A	1B	2	3	4
Température (°C)	< 20	20 à 22	22 à 25	25 à 30	> 30
Conductivité (us/cm)	< 400	400 à 750	750 à 1500	1500 à 3000	-
pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	5,5-9,5	<5,5 ou > 9,5
O_2 dissous (mg/L)	> 7	5 à 7	3 à 5	< 3	-
Matière en Suspension (mg/L)	0	< 30	-	30 à 70	< 70

En ce qui concerne l'eutrophisation des eaux du lac Ahémé, trois approches ont été utilisées :

- La première a consisté à analyser à l'aide du tableur Excel les concentrations des éléments nutritifs par rapport à la norme de l'IBGE établie en 2005 (Tableau 10).
- La deuxième a consisté à déterminer le niveau critique d'azote dans les eaux de surface à partir des concentrations d'azote proposées par Grizzetti *et al.* (2011). Ces derniers proposent d'évaluer le potentiel d'eutrophisation des eaux douces selon trois concentrations d'azote définies dans le tableau 10.

Tableau 10 : Classe de risque potentiel d'eutrophisation pour les eaux de surfaces selon Grizzetti *et al.* (2011).

Risque potentiel d'eutrophisation	Concentration totale d'azote
Faible	< 0,5 mg/l
Moyen	0,5 - 1,5 mg/l
Elevé	>1,5 mg/l

- La troisième a consisté à déterminer le Rapport N / P ou Rapport de Redfield et le facteur AEP (Aquatic eutrophication potentiel).

Le Rapport de Redfield est indicateur de l'eutrophisation et permet d'évaluer les équilibres en nutriments des masses d'eau continentales ou marines. N et P sont deux éléments considérés comme facteurs limitants de la croissance des algues. La croissance est optimale dans les eaux marines pour N/P > 16 (Redfiel *et al.*, 1963) où N (mg/L) correspond à l'azote total de tous les composés azotés présents dans l'eau (ammonium, nitrates, nitrites) et où P (mg/L) correspond au phosphore total des orthophosphates. Ce ratio implique que s'il y a plus de 16 moles d'azote pour une mole de phosphore, le système est limité en phosphore. S'il y en a moins, le système est limité en azote.

Le facteur AEP par contre, apporte des informations complémentaires au rapport N/P car il permet de désigner l'élément (N ou P) qui contribue le plus à l'eutrophisation aquatique. Selon Udo de Haes (2002), l'AEP (N) – l'AEP (P) est défini par la formule ci-après :

$$AEP = \sum i\ (mi\ \times EPi)$$

avec mi = masse de l'élément nutritif émis (N ou P) ; Epi = facteur de caractérisation basé sur le rapport de Redfield.

4.3.2.2. Méthode de traitement des données des éléments en traces

Pour apprécier la qualité des eaux, les concentrations des éléments en traces obtenues aux divers points échantillonnés dans le lac ont été comparées avec les normes pour la qualité des eaux superficielles, définies par l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats Unis (USEPA, 1991). En ce qui concerne les sédiments, leurs concentrations ont été comparées avec deux différentes normes. La première est celle établie par le conseil canadien des ministres de l'environnement en 1998 et la seconde est celle définie par la GESAMP (Group of Experts on the Scientifique Aspects of Marine Pollution) en 1982 (Tableau 11).

Tableau 11 : Normes des eaux et des sédiments utilisées

Eléments en traces	Norme Eaux de surface	Norme Sédiments		
	USEPA, 1991	GESAMP, 1982	CCME, 1998	
			RPQS	CEP
Fer	0,3	41000		
Zinc	5	95	123	315
Arsenic	0,05	-	5,9	17
Plomb	0,05	19	35	91,3
Cadmium	0,005	0,11	0,6	3,5

4.3.2.3. Méthode de traitement des données des éléments en traces par l'utilisation des indices géochimiques

Pour estimer l'intensité de la contamination, le facteur d'enrichissement (FE) et l'index de géo-accumulation (Igéo) ont été calculés. Leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport à des valeurs de références telles que les moyennes des teneurs en éléments de la croute terrestre.

Le facteur d'enrichissement (FE) fournit le nombre de fois qu'un élément est enrichi par rapport à l'abondance de cet élément dans le matériau de référence. Compte tenu de l'absence des données du fond pédogéochimique local dans la zone d'étude, le matériau de référence utilisé dans cette étude est la croûte continentale telle que définie par Wedepohl (1995). Les concentrations de la croûte continentale sont reconnues mondialement comme concentrations de référence dans les zones non polluées (Tableau 12). Le calcul du FE a été défini en rapportant la teneur d'un élément contaminant de l'échantillon à la concentration d'un élément réputé relativement immobile de cet échantillon, comparé avec le même rapport trouvé dans le matériau de référence. L'élément immobile est exclusivement issu de la source naturelle terrigène. Il est souvent choisi parmi Al, Li, Sc, Zr, Ti et Th ou parfois Fe ou Mn (Reimann *et al*., 2005).

Le fer (Fe) a été choisi comme élément immobile de référence pour réaliser ce calcul. Ce choix repose sur le fait que le fer est naturellement présent dans les eaux et les sédiments de la zone d'étude. En plus, il fait partie des matériaux de référence largement utilisés dans la littérature. Il n'existe pas de règle prédéfinie pour le choix de l'élément de référence si ce n'est qu'il doit être localement principalement représentatif de sources terrigènes (Lamaison, 2006).

$$FE = \frac{[\mathrm{M}]\text{éch}/[\mathrm{Fe}]\text{éch}}{[\mathrm{M}]\mathrm{RM}/[\mathrm{Fe}]\mathrm{RM}}$$

où FE = Facteur d'enrichissement, [M]éch = concentration en métal M dans l'échantillon, [Fe]éch= concentration du fer dans l'échantillon, [M]RM = concentration du métal M dans le matériau de référence et [Fe]RM = concentration du fer dans le matériau de référence.
Les valeurs du FE ont été interprétées en fonction du niveau de contamination défini par Bilos *et al.* (2001) et Acevedo-Figueroa *et al.* (2006) (Tableau 13 et 14).

Tableau 12 : Concentration des éléments en traces dans la croûte continentale (Wedepohl, 1995)

Eléments en traces	Fer	Zinc	Arsenic	Plomb	Cadmium
UCC (mg/kg)	30890	79	2	17	0,1

Tableau 13 : Niveau de contamination en fonction des valeurs du FE (Acevedo-Figueroa *et al.*, 2006)

Valeur de FE	**Niveau de contamination**
FE < 1	Pas d'enrichissement
1 < FE < 3	Enrichissement faible
3 < FE < 5	Enrichissement modéré
5 < FE < 10	Enrichissement modéré à fort
10 < FE < 25	Fort enrichissement
25 < FE < 50	Très fort enrichissement
FE > 50	Enrichissement extrême

Tableau 14 : Niveau de contamination en fonction des valeurs du FE (Bilos *et al.*, 2001)

Valeur de FE	**Source de contamination**
FE ≤ 1	Source naturelle terrigène
FE > 1	Autres sources que la source terrigène naturelle
FE > 2	Début d'enrichissement
FE > 10	Source anthropique

Un second critère pour évaluer l'intensité de la pollution métallique est l'index de géo-accumulation (Müller, 1969). Cet index de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique.

$$\text{Igéo} = \log 2\ (\text{Cn}/1{,}5\text{Bn})$$

où Igéo = index de géo-accumulation ; log2 = logarithme de base 2 ; n = élément considéré, C= concentration mesurée dans l'échantillon ; B = fond géochimique ; 1,5 = facteur d'exagération du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les fluctuations naturelles du fond géochimique. En outre, Müller a défini une échelle de valeurs avec sept classes en fonction de l'intensité de la pollution (Tableau 15).

Tableau 15 : Niveau de contamination en fonction des valeurs du Igéo (Müller, 1969)

Valeur de l'index (Igéo)	Classes Igéo	Intensité de la pollution
Igéo>5	6	Contamination extrême
4>Igéo>5	5	Forte à extrême contamination
3>Igéo>4	4	Forte contamination
2>Igéo>3	3	Contamination modérée à forte
1>Igéo>2	2	Contamination modérée
0>Igéo>1	1	Sans à légère contamination
Igéo<0	0	Sans contamination

4.3.2.4. Méthode de détermination de la fraction biodisponible des éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé.

Dans l'environnement lagunaire du lac Ahémé, les fractions biodisponibles des éléments en traces ont été déterminées dans les compartiments eaux et sédiments de ce plan d'eau.

- Méthode de détermination de la fraction biodisponible des éléments en traces des eaux du lac Ahémé.

Les concentrations biodisponibles des éléments en traces des eaux du lac Ahémé ont été déterminées grâce à la formule ci-dessous proposée par Unsworth en 2006 pour les eaux de surface. Selon cet auteur, la concentration maximale en métal biodisponible est égale à la concentration en métal inorganique (c'est-à-dire la concentration en ion libre plus la concentration en métal lié aux ligands inorganiques) plus 20 % de la concentration en métal lié aux ligands organiques.

$$[\text{Métal biodisponible}]_{max} = [\text{Métal inorganique}] + 0{,}2\,[\text{Métal Complexes Organiques}]$$

Cette formule a donc été appliquée pour les quatre métaux spécifiés dans l'eau afin de connaître la part de chaque métal sous forme dissoute qui est biodisponible.

- Méthode de détermination de la fraction biodisponible des éléments en traces dans les sédiments du lac Ahémé.

Le Risk Assessment Code (RAC) a été utilisé pour déterminer les teneurs biodisponibles des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé à l'aide des résultats issus de l'extraction séquentielle. Le Risk Assessment Code (RAC) évalue la disponibilité des éléments en traces en solution par l'application d'une échelle de pourcentage aux phases échangeables et acido-solubles des sédiments. Dans ces phases, la liaison est faible et les éléments en traces posent un plus grand risque de biodisponibilité pour l'environnement aquatique (Perin *et al.*, 1985). Il se calcule en effectuant principalement la somme des fractions échangeables et carbonatées (acido-soluble) que l'on compare à la classification (Sharmin *et al.*, 2010 ; Huajun *et al*., 2011 ; Abdallah, 2012) (Tableau 16).

Tableau 16 *:* Classification du code d'évaluation des risques (risk assessment code : RAC) (Wang *et al.*, 2010).

Risques	**Critères**
Pas de risques	< 1%
Risque faible	1-10%
Risque moyen	11-30%
Haut risque	31-50%
Très haut risque	>50%

4.3.3. Méthode de traitement statistique des données chimiques

Une analyse en composante principale (ACP) a été effectuée sur les différentes données chimiques afin de mieux expliquer le comportement de ces éléments et d'apporter des informations nécessaires sur la pollution de l'écosystème aquatique du lac Ahémé. Les méthodes d'analyses multidimensionnelles, dont l'ACP sont utilisées pour l'interprétation objective des résultats analytiques (Ouddane *et al.*, 1992). En effet, L'ACP a deux objectifs majeurs : le premier est de déterminer les représentations graphiques planes, appelées cartes, qui permettent d'analyser au mieux les proximités et les écarts entre les différentes variables. En particulier, elle doit permettre d'isoler les individus « atypiques » et de regrouper les individus « semblables ».

Le deuxième objectif de l'ACP est de fournir des « résumés linéaires » des variables, c'est-à-dire de remplacer des variables initiales par des combinaisons linéaires de celles-ci. Ces nouvelles variables, appelées composantes principales ou facteurs ont des propriétés qu'il est important de présenter pour faciliter l'interprétation de l'analyse.

Dans l'ACP, les variables doivent être quantitatives et hétérogènes, et ne doivent pas être globalement indépendantes. L'ACP procède par réduction de la dimension de l'espace des variables en tirant parti des corrélations entre les variables initiales. Pour la réalisation des ACP, le logiciel '' Minitab 14'' a été utilisé.

3ème Partie :
Résultats et discussions

Troisième partie : Résultats et discussions

La troisième partie de cette thèse est consacrée aux différents résultats obtenus au cours de cette étude. Les quatre chapitres qui la composent traitent tour à tour de la présentation et de l'analyse des résultats, des interprétations et des discussions qui en découlent.

Chapitre 5 : Dynamique hydro sédimentaire actuelle du lac Ahémé et les différentes activités développées autour de cet écosystème

L'objectif de ce chapitre est de comprendre l'évolution morpho-sédimentaire du lac Ahémé et la transformation dans le temps et dans l'espace des différentes unités paysagères autour de ce plan d'eau. Ces deux aspects constituent les principaux facteurs de dégradation de cet écosystème fragile et précieux

5.1. La dynamique hydro sédimentaire actuelle du lac Ahémé

Dans les environnements laguno-estuariens à dominance de houle, le bilan de la dynamique hydrologique et sédimentaire se traduit souvent par le comblement des lagunes, ce qui conduit à la dégradation de ces écosystèmes fragiles, pourtant très précieux. Le lac Ahémé est un exemple de plan d'eau lagunaire appartenant à l'estuaire du Mono dans le Sud-Ouest du Bénin. Afin de caractériser la dynamique hydro-sédimentaire de ce plan d'eau, une analyse de son évolution morphologique et sédimentologique entre 1983 et 2013 a été réalisée.

5.1.1. Granulométrie de la couverture sédimentaire actuelle du lac

Les teneurs des différentes fractions granulométriques des sédiments superficiels montrent des variations notables et permettent de distinguer quatre types de faciès sédimentaires au sein du lac Ahémé (Figure 21).

- **Faciès de sables**:

Il se rencontre en bordure du lac au pied des plateaux du Continental terminal et de la Terre de barre. Mais il est particulièrement développé sur la rive Est et surtout sur la moitié nord-est du lac où son étendue peut dépasser le kilomètre de large, face à Houton, Houédjro et Kpago. La moyenne granulométrique de ces différents échantillons de sables se situe entre 1,2 et 2,43Ø (Figure 22). Il s'agit d'un sable propre, très peu coquillier, présentant généralement une taille moyenne. Il s'accumule à la faveur des clapots (ou vagues) liés au vent du Sud-Ouest et qui battent, à l'image des vagues en mer, la rive Est du lac.

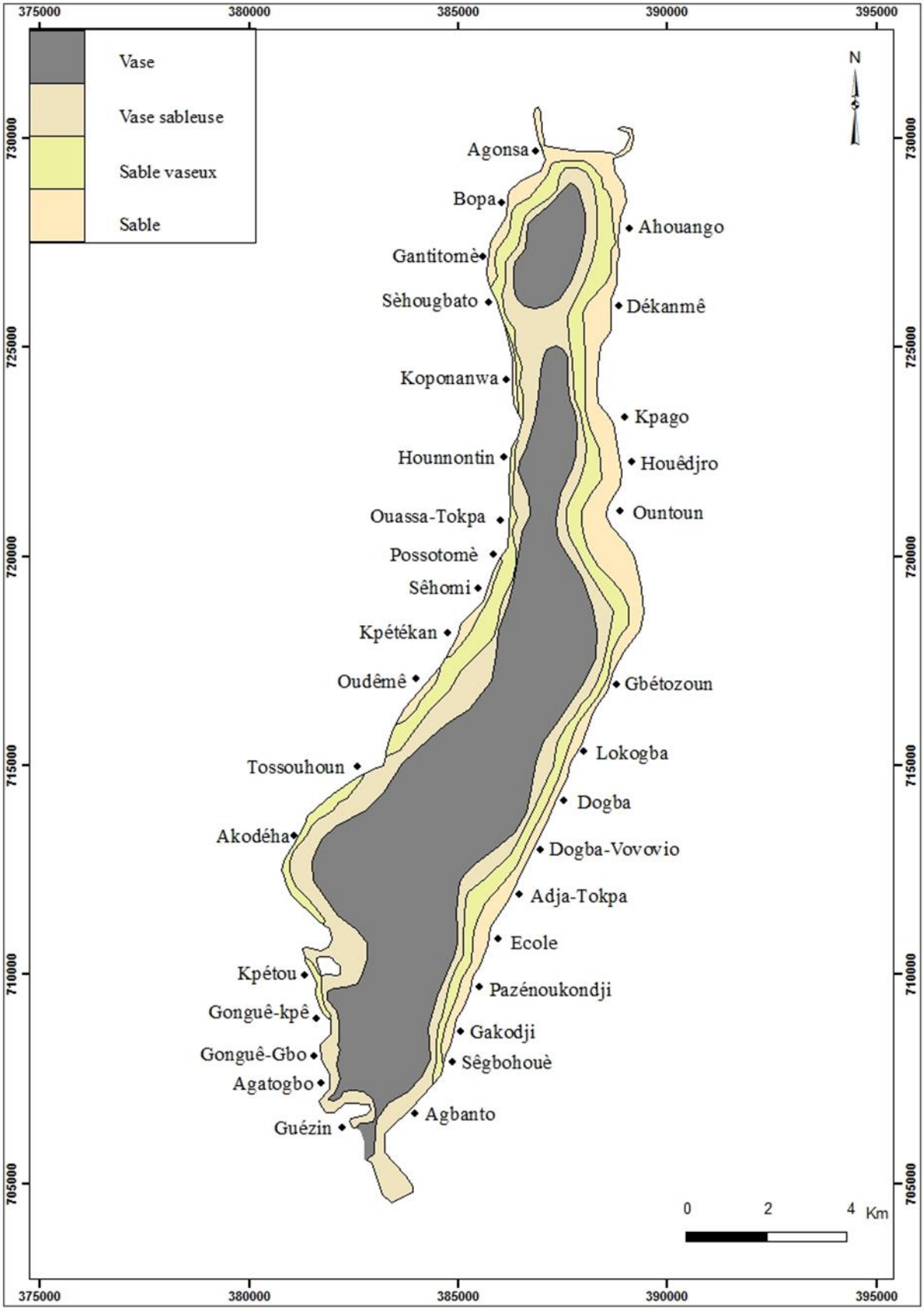


Figure 21 : Carte de lithofaciès du lac Ahémé (Présente étude)

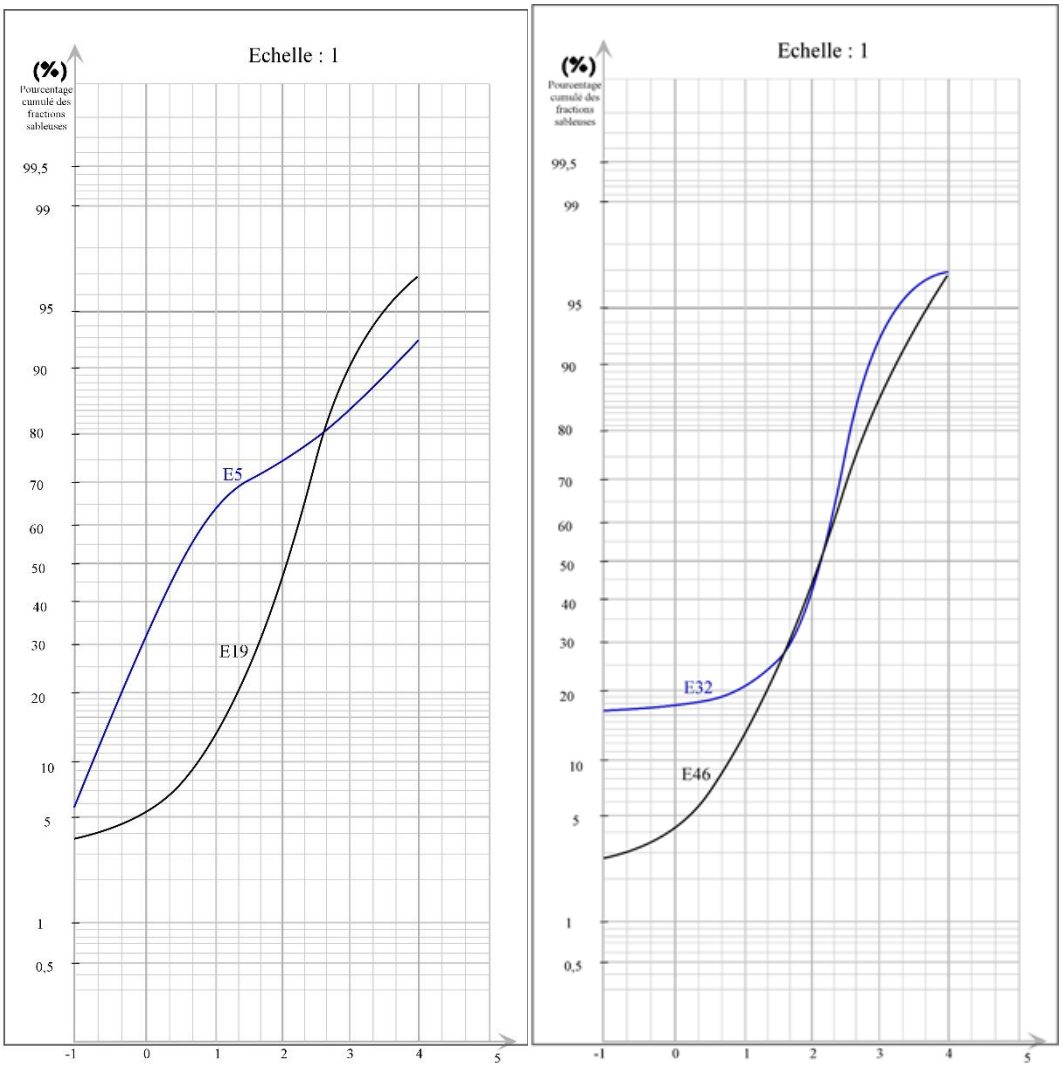


Figure 22 : Courbe cumulative de quelques échantillons de sable prélevés dans le lac Ahémé

- **Faciès de sable vaseux**

Il se retrouve autour du faciès sableux en progressant à l'intérieur du lac. Le sable, souvent coquillier, présent dans ce faciès est généralement d'une taille moyenne à faible (Figure 23).

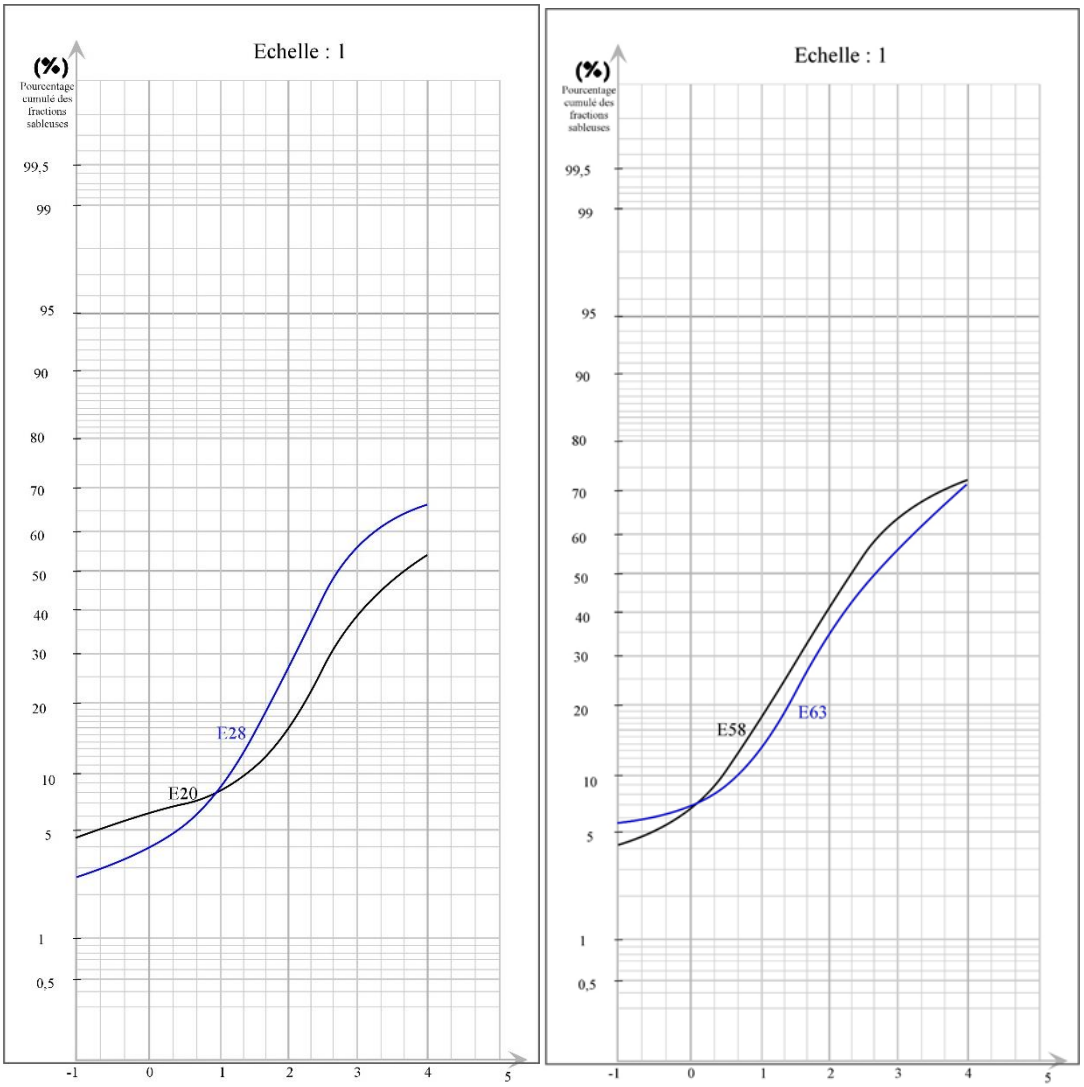


Figure 23 : Courbe cumulative de quelques échantillons de sable vaseux prélevés dans le lac Ahémé

- **Faciès de vases sableuses**

Il domine à l'intérieur du lac dans la partie Nord, en face de Bopa, Sèhougbato, Dékanmè…. Ce faciès est également assez important au Sud-ouest à l'intérieur du lac dans les localités de Kpétou, Akodéha, Tossouhoun, Ouèdèmè…. La fraction sableuse présente dans ces différents échantillons de vases sableux est comprise entre 25 et 50 % ; le reste étant constitué de particules fines (silts et argiles) de taille inférieure à 0,063 mm. Il s'agit d'un sable fin déposé sous un régime hydrodynamique faible.

- **Faciès de vases**

Les vases se retrouvent au centre du lac et abondamment au sud du lac. La rive sud-ouest du lac, de Houéyogbé à Agatogbo, où prennent naissance les vagues en liaison avec le vent du Sud-Ouest, est essentiellement encombrée de vases et de vases sableuses.

Les débouchés du Couffo sur le lac, face à Tohonou et Couffonou, sont également vaseux ; ce qui témoigne du peu d'apports sédimentaires qui arrivent par le Couffo.

5.1.1.1. Essai de comparaison avec les cartes sédimentologiques antérieures

Les faciès du lac Ahémé ayant été suivis depuis 1981, une évolution dans la répartition des sédiments du fond du lac a été observée. Selon les observations depuis 1983, le lac se comportait en première approximation comme un bassin de sédimentation où les faciès de bordure sont plus ou moins sableux, tandis que les particules fines sont transportées au centre du lac.

Par rapport à la carte sédimentologique de 1999, une plus large répartition des vases et vases sableuses dans la partie sud du lac est observée. Les vases et vases sableuses ont gagné la partie nord du lac, alors qu'elles se cantonnaient davantage dans la moitié sud du lac. La répartition des vases n'est donc plus uniforme, comme ce fut le cas il y une dizaine d'années. Dans la seconde moitié Nord de la rive Est, l'accumulation du sable est permanente, en liaison avec les vents locaux.

Ces modifications observées dans la répartition des sédiments ont des conséquences sur le plan hydrologique, car un remblai tend naturellement à freiner les courants d'eau, c'est-à-dire, à limiter les échanges.

5.1.2. Etude bathymétrique du lac Ahémé

La carte bathymétrique est le reflet de la disposition des sédiments au fond du lac. C'est elle qui traduit l'évolution sédimentologique entre des mesures de deux périodes différentes. Les mesures actuelles permettent de distinguer trois parties dans le lac (Figure 24).

- ***Partie nord***

Des débouchés du Couffo à la hauteur de Bopa, le fond du lac est assez plat et la profondeur ne dépasse pas 1 m. Entre Gandomè et Dékanmè, une petite cuvette de 1,6 m de profondeur s'observe (Figure 24).

- ***Partie centrale***

Entre le transect Houéyogbé–Doga au Sud et celui de Bopa - Ahouango au Nord, les profondeurs deviennent relativement importantes (2 m – 2,2 m) au centre du lac. Ici également le fond n'est pas uniforme avec des creux très localisés et au niveau de la rive est, il apparaît un haut-fond de sable avec moins d'un mètre de profondeur qui nous conduit au rivage**.** Ce sable est lié à la direction des vagues qui viennent du Sud-Ouest (en liaison avec le vent local) pour s'abattre sur la rive est et nord-est. Le sable est exploité de façon artisanale pour les constructions.

- ***Partie sud***

C'est une zone de replat liée à une importante accumulation de vases amenées de l'Aho après le filtrage exercé par les barrières (*Xha*) érigées sur le chenal au sud du lac. Cependant il y existe, en dehors des îlots qui portent les habitations, quelques hauts fonds liés aux activités humaines.

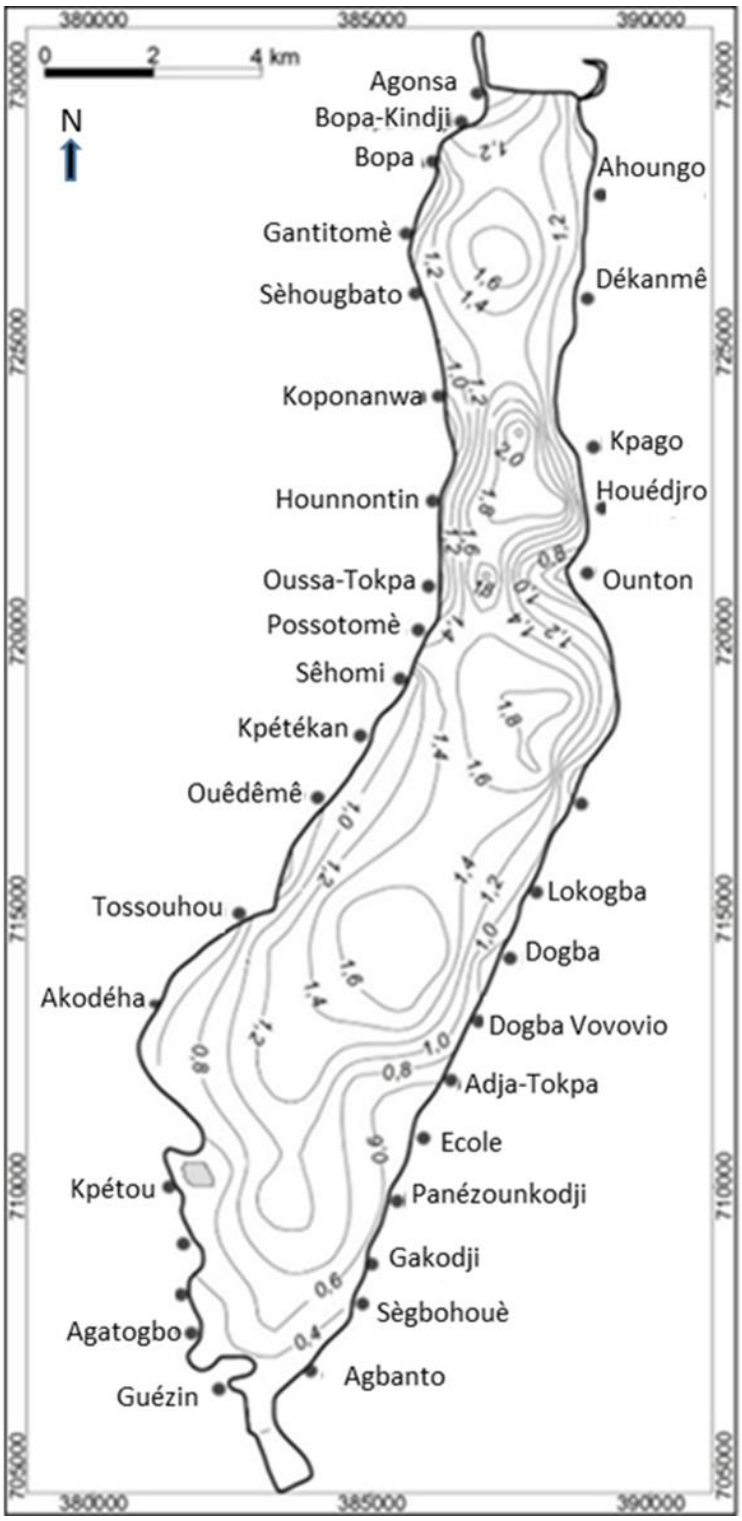


Figure 24 *:* Carte bathymétrique du lac Ahémé (Présente étude)

5.1.2.1. Comparaison avec les cartes bathymétriques antérieures du lac

Des relevés bathymétriques ont été faits par Oyédé (1983) et Oyédé *et al*. (2007) dans le lac Ahémé. Pour mieux apprécier les modifications intervenues dans la topographie du fond lagunaire du lac Ahémé entre les relevés bathymétriques de 1999 et celles de 2013, cinq transects sur la même entité spatiale ont été positionnés sur la carte (Figure 25).

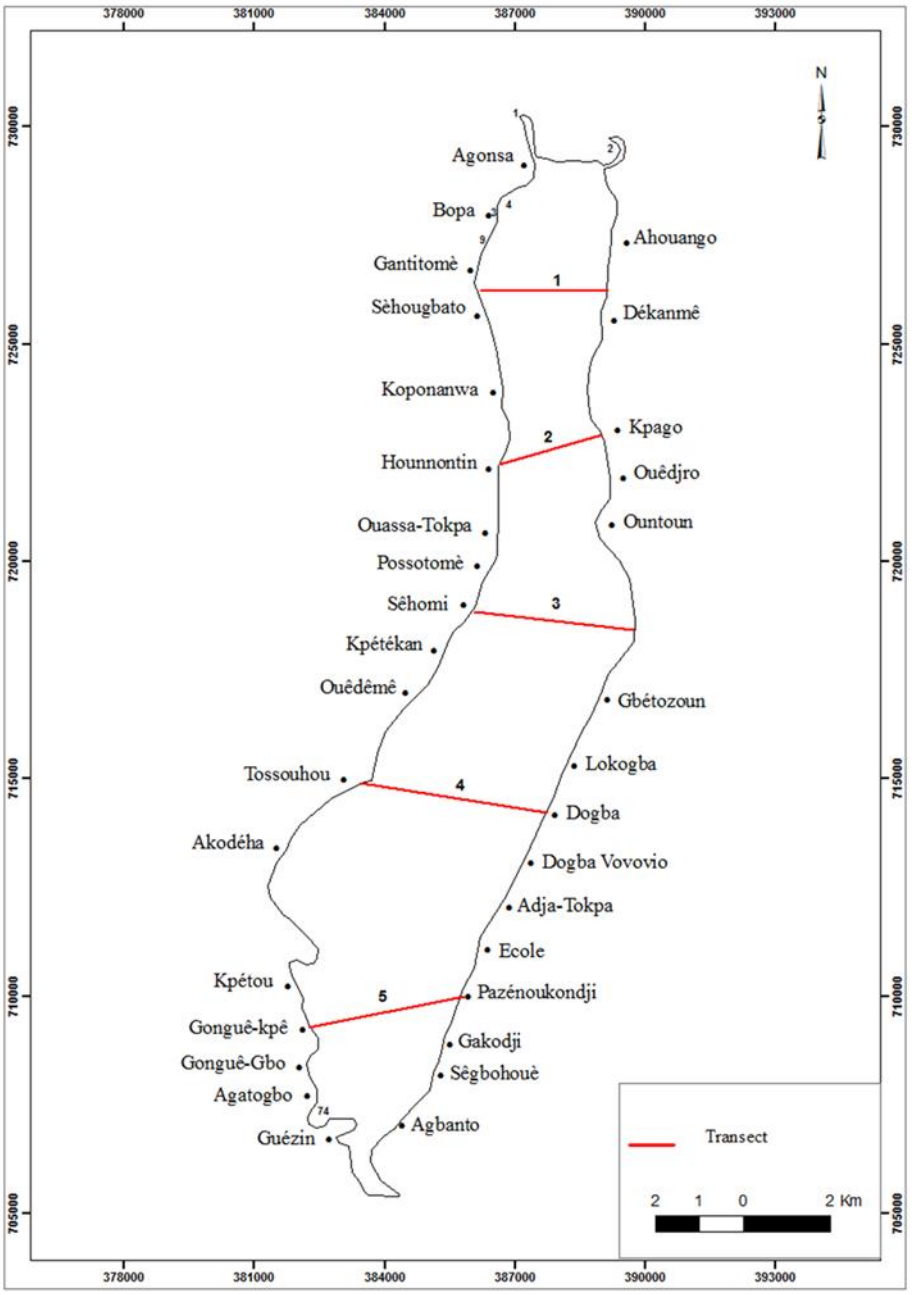


Figure 25 : Carte de positionnement des transects du lac Ahémé

La superposition des deux séries de mesures montre que les différents transects présentent des traits de profils à peu près identiques en 1999 et en 2013 (Figure 26). Les différents profils montrent un creusement des deux rives et un comblement au centre du

lac à l'exception du transect T5 qui montre un léger comblement sur la rive Ouest. Globalement du Nord au Sud le fond lagunaire présente une évolution dans le sens d'un comblement de ce plan d'eau.

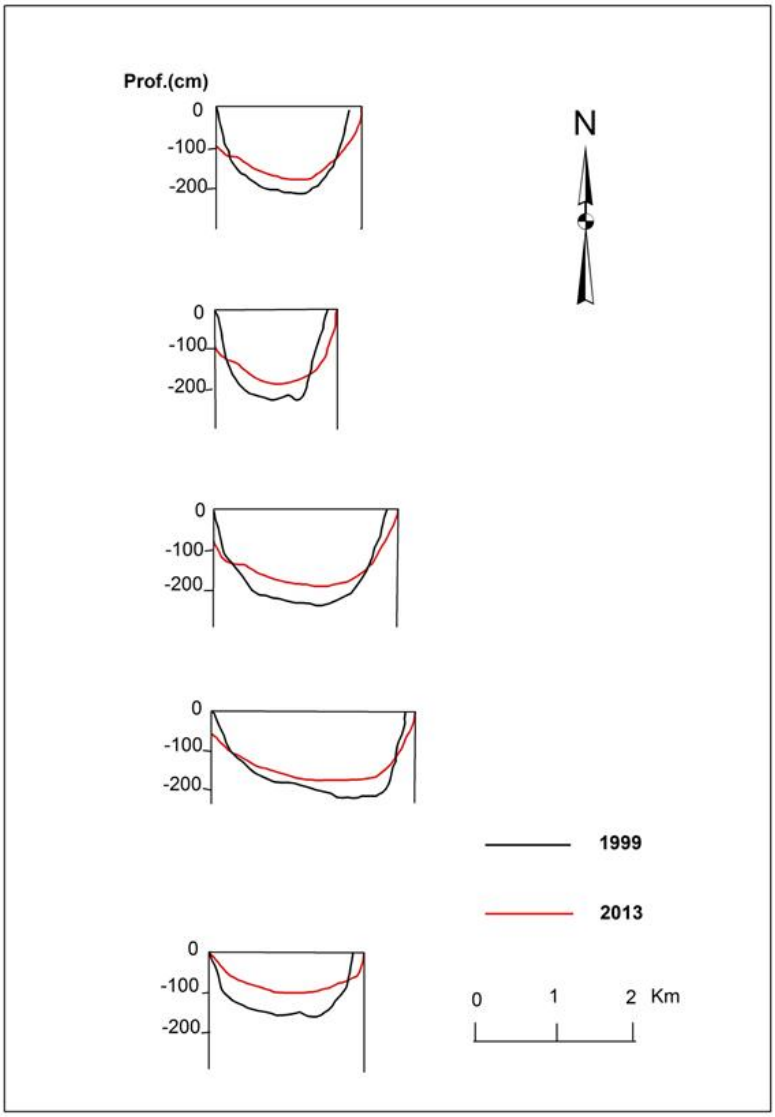


Figure 26 : Profils bathymétriques du lac Ahémé comparés de 1999 et de 2013 suivant les transects de la Figure 25

La comparaison de relevés actuels avec les précédents montre qu'il se produit constamment un remaniement dans le fond du lac, d'un relevé à un autre. En 1983, le fond du lac a la forme d'un ''V'' et celle d'un ''U'' en 1999.

En 2013, le lac présente un fond qui n'est plus uniforme, mais qui présente plutôt de petites cuvettes disposées à recueillir des particules sédimentaires les plus fines (Figure 27). On peut alors comprendre que, par exemple au nord du lac où il y avait moins de vases, la carte sédimentologique révèle une extension du faciès vaseux vers le Nord alors que celui-ci n'était représenté que dans le centre et le Sud du lac.

Les cuvettes qui se forment dans le lac sont le signal d'un énorme ralentissement de l'écoulement des eaux : le lac ne ‘’respire’’ plus. Cet état de chose est préjudiciable aux organismes vivants inféodés dans le milieu et ne peut que favoriser le dépôt des particules fines, c'est-à-dire, l'envasement du lac.

De façon générale, depuis 1983 les hauteurs maximales de la colonne d'eau mesurées : 3 m en août 1982 (Oyédé, 1983), 2,90 m en septembre-octobre 1991 (Salami & Tchawlassou, 1992), 2, 47 m en juin 1999 et 2,2 m en avril-mai 2013 montrent que le lac reste très peu profond et se comble. Les fluctuations des hauteurs d'eau sont en partie liées à la saison de mesures, aux remaniements de sédiments dans le lac et aux variations de la marée pendant les périodes de mesures.

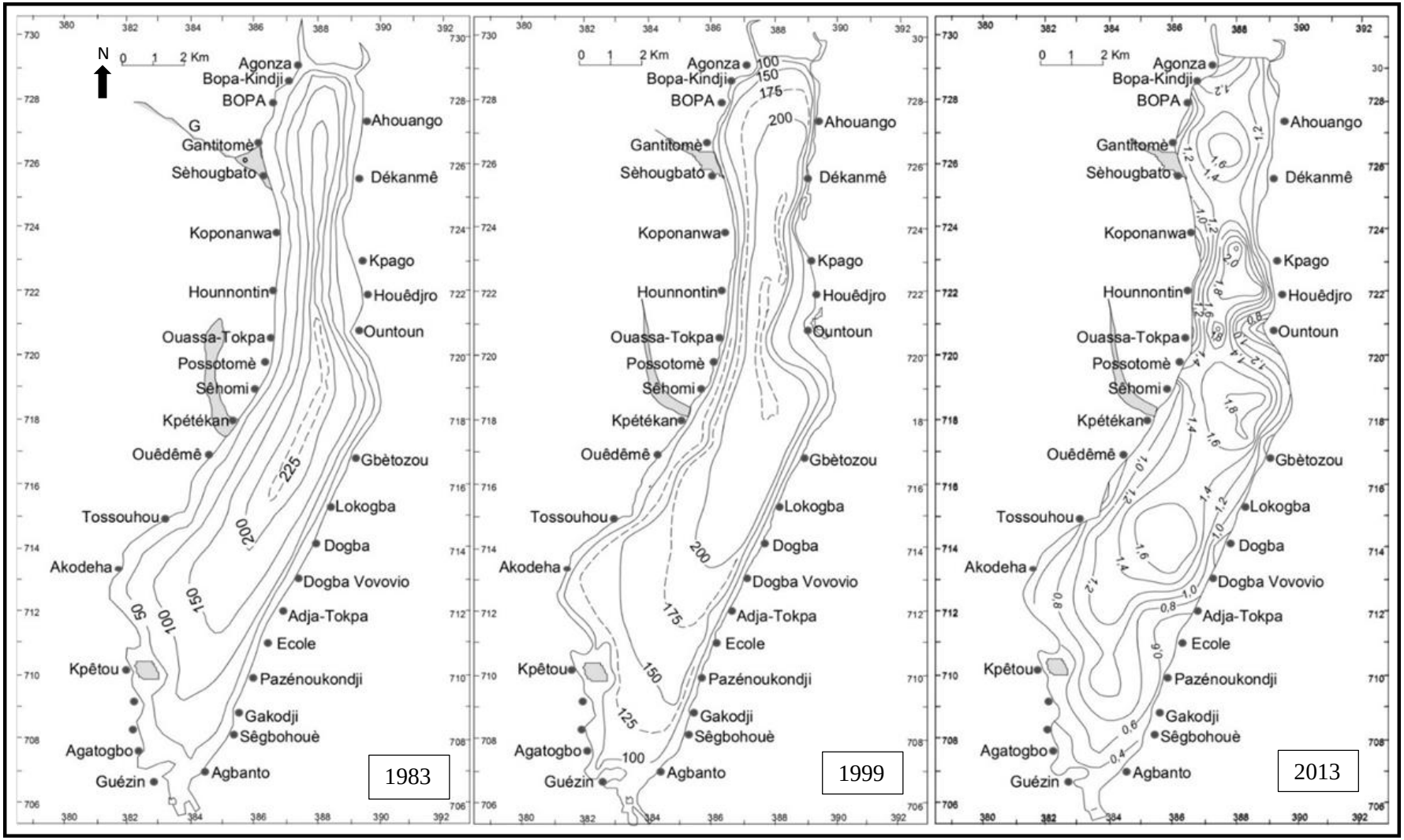


Figure 27 : Comparaison des cartes bathymétriques des années 1983, 1999 et 2013

5.1.3. Analyse du comblement du lac

Par son cadre géomorphologique, le lac Ahémé constitue un environnement sédimentaire original qui illustre cependant les phénomènes hydrologiques et sédimentologiques qui interviennent dans un milieu de mangrove en climat tropical humide. L'héritage des matériaux détritiques à partir du continent est dominant. Les études antérieures ont montré que l'essentiel des matériaux détritiques (sables et argiles) du lac provient des plateaux environnants. En effet, le lac Ahémé est très encaissé et les pentes souvent abruptes de ces plateaux environnants favorisent l'érosion de ces derniers par les eaux de ruissellement à la faveur des zones dénudées (pratiques agricoles, agglomérations avec des toitures en tôle, nombreuses pistes menant des agglomérations au lac). Les nombreux ravins en bordure des pistes et le déchaussement des cocotiers et autres arbres observés dans les localités en sont très illustratifs.

Dans le milieu lagunaire, nombreux sont les facteurs, souvent liés à l'homme qui sont à l'origine de la dégradation et contribuent au comblement des plans d'eau. Il s'agit par exemple de certaines techniques de pêche, notamment les *Xha* et les *Acadja* qui freinent les courants d'eau et favorisent le dépôt des vases. Il y a également l'action des végétaux et des animaux qui enrichissent le milieu en matière organique.

Concernant les apports sédimentaires de l'intérieur du continent, l'essentiel se fait par le Sud du lac. Les études sédimentologiques indiquent que les apports du bassin versant du fleuve Mono et les apports d'origine marine prédominent dans le lac. Par contre, les apports sédimentaires du Couffo sont très insignifiants.

Au total, les facteurs anthropiques favorisant le comblement, nous retiendrons la construction des pistes et des agglomérations autour du lac, certaines techniques de pêche, les pratiques agricoles et le déversement des ordures dans le lac.
Dans les facteurs naturels, nous mettrons le climat, les forçages marins, le relief et la nature des sols de bordure du lac ainsi que les actions des végétaux et des animaux.

5.1.4. Discussion

Le système estuarien autour du lac Ahémé est un environnement sédimentaire très actif. Les données bathymétriques obtenues au cours de cette étude montrent une évolution du fond du lac dans le sens du comblement entre 1999 et 2013 ; ce qui est en accord avec les travaux de Oyédé en 1983 et en 1999.
Du point de vue sédimentologique, les résultats de cette étude montrent une relative évolution de la répartition des sédiments de surface par rapport aux travaux antérieurs (Oyédé, 1983 et Oyédé *et al.*, 2007). Les vases envahissent davantage le centre du lac et la partie nord-centre, dans la zone la plus proche du fleuve Couffo. Ces zones constituent des pièges des sédiments fins issus des apports fluviaux lors des crues et qui se déposent, soit par excès de charge, soit par décantation. Oyédé *et al.* (1988), souligne

que l'étendue des vases et l'alluvionnement progressif de ce plan d'eau sont liés d'une part, au contexte climatique de la zone subéquatoriale humide dans laquelle est inscrit le lac, et d'autre part, aux facteurs anthropiques et naturels du milieu. Konaté (2005), en analysant les risques de comblement des petites retenues d'eau au Burkina Faso, par mesure directe de turbidités (sans évaluation quantitative), a montré que le risque de comblement par des matières solides est très important en zone sahélienne ; cette situation étant en rapport avec la fragilité des sols et de l'absence du couvert végétal, important en zone soudano-sahélienne et faible en zone soudanaise. L'évolution progressive du fond lagunaire observée dans la présente étude a été également constatée dans le lac Nokoué, un plan d'eau du Sud-Bénin (Sossou-Agbo, 2013). L'auteur a expliqué le comblement de ce plan d'eau, par les apports alluvionnaires provenant de la rivière Sô et les activités anthropiques notamment la pêche par ‘’acadja’’ qui se pratique dans le lac. En France, l'analyse de l'évolution morphologique récente du système des étangs Palavasiens par Castings *et al.* (2011), a montré que les activités anthropiques sont responsables de plus des deux tiers des zones entièrement comblées au cours des quarante dernières années.
L'action anthropique apparaît donc, comme un facteur important dans l'évolution des fonds du lac étudié.

5.2. Evolution des différentes activités développées autour du lac Ahémé.

Le bassin versant du lac Ahémé est sous l'emprise constante de la pression anthropique. Les investigations montrent que les pratiques culturales et la poussée démographique sont les principaux facteurs de dégradation de l'environnement. L'analyse des cartes d'occupation de sol révèle un accroissement constant des formations anthropiques au détriment de celles naturelles dans le bassin.

5.2.1. Description des cartes d'occupation du sol

Trois différentes cartes d'occupation du sol autour du lac Ahémé réalisées à partir des images satellitaires Landsat des années 1986, 2000 et 2016 ont permis d'apprécier l'évolution des différentes unités paysagères sur une période de trente ans. Une description détaillée de chaque carte est faite.

5.2.1.1. Occupation du sol en 1986

L'observation de la carte d'occupation du sol (Figure 28) réalisée à partir des images satellitaires Landsat TM de 1986 montre une prédominance des champs et jachères sous palmiers (21,41 %) et des formations de mosaïques de cultures et jachères (19,12 %). Ces deux grandes formations sont bien réparties sur les deux plateaux qui bordent ce plan d'eau à l'Est et à l'Ouest. Les savanes arborées et arbustives (9,17 %) se distinguent véritablement au nord et au sud du bassin versant du lac avec toutefois, quelque nette

apparition de cette formation dans certains villages sur les plateaux notamment celui de Kpétou, Wèdèmè Pédah, Kpago, Dékanmè et un peu avant la localité de Bopa. Les formations de plantations (5,94 %) s'observent presque tout le long du lac et sont plus remarquables au sud du lac au niveau de la plaine estuarienne. Elles sont également disséminées dans les formations de champs et jachères sous palmiers et de mosaïques de cultures où elles s'observent en pointement. Les fourrés (4,8 %) sont plus concentrés au centre du bassin versant du lac Ahémé au niveau de la localité de Possotomé. Les agglomérations (4,35 %) ceinturent presque le lac, mais les zones de fortes agglomérations sont celles de Possotomè, de Bopa, Dékanmè, Wèdèmè, Akodéha, Guézin…. Les formations de mangroves (3,26 %) sont beaucoup plus visibles au Nord du lac Ahémé à hauteur de la localité de Couffonou et au Sud-ouest dans le village de Kpétou. Enfin, la forêt dense (2,07 %) présente la plus petite superficie de toutes les unités paysagées identifiées et est présente au nord du bassin.

5.2.1.2. Occupation du sol en 2000

En 2000 le plan d'eau présente une proportion de 29, 57 % par rapport à la superficie totale considérée au niveau de ce sous bassin (Figure 28). Les étendues de mosaïques de cultures et jachères sont les formations dominantes et sont répandues à l'Est et à l'Ouest du plan d'eau. Les champs et jachères sous palmiers (16,28 %) viennent ensuite et sont aussi répandus sur les plateaux qui encadrent le lac, mais sont bien visibles au nord-ouest vers la localité de Bopa, au nord-est aux environs de Couffonou, au sud-ouest dans les localités de Gadomè, Agatogbo et Plabé. Les plantations quant à elles occupent 10, 38 % de la superficie totale et sont mieux visibles le long des berges du lac Ahémé et du chenal Ahô. Elles sont également dispersées sur les plateaux. Les savanes arborées et arbustives (7,58 %) sont très présentes au nord et au sud du lac et dans certaines zones à savoir Kpétou et Dékanmè. Comme en 1986, les agglomérations ceinturent presque le lac Ahémé avec une légère augmentation. Du Nord au Sud, les localités de fortes agglomérations identifiées sont celles de Bopa, Dékanmè, Possotomè, wèdèmè Pédah, Akodéha, Kpétou, Guézin, Agatogbo …. Les fourrés (4,05 %) sont bien identifiés dans les localités de Possotomè et environs. Les formations telles que les mangroves (2,87 %) et la forêt dense (1,29 %) sont faiblement représentées.

5.2.1.3. Occupation du sol en 2016

L'analyse de la carte d'occupation du sol autour du lac Ahémé et ses environs en 2016 fait ressortir neuf (09) différentes unités paysagiques occupant des superficies variées (Figure 28). Les formations de mosaïques de cultures et jachères (32,04 %) sont présentes un peu partout dans le bassin et dominent surtout sur les deux plateaux qui surplombent le lac Ahémé. Le plan d'eau du lac Ahémé occupe 28,92 % de la superficie totale considérée en 2016. Les plantations (11,01%) viennent en troisième rang et sont

plus visibles sur les bordures du lac dans les localités de Kpago, Akodéha et à Agbanto au sud du lac. Les champs et jachères sous palmier viennent ensuite avec un pourcentage de 9,34 % et sont disséminés un peu partout dans les formations de mosaïques de cultures et jachères sur les plateaux. Par ailleurs, les agglomérations (8,85 %) ont aussi évolué dans le bassin et ont presque ceinturé le lac. Les zones de forte concentration de population sont celles de Bopa, Dékanmè, Possotomè, Ouèdemè et Guézin. L'anthropisation des milieux est donc très forte dans ces localités. Les savanes arborées et arbustives sont aussi présentes, mais plus concentrées dans les extrêmes sud et nord du lac et dans la localité de Kpétou. Aussi, la mangrove est toujours présente au nord et au sud du bassin. Les formations de fourrés et de forêts denses sont également présentes dans le bassin, mais avec de faibles superficies.

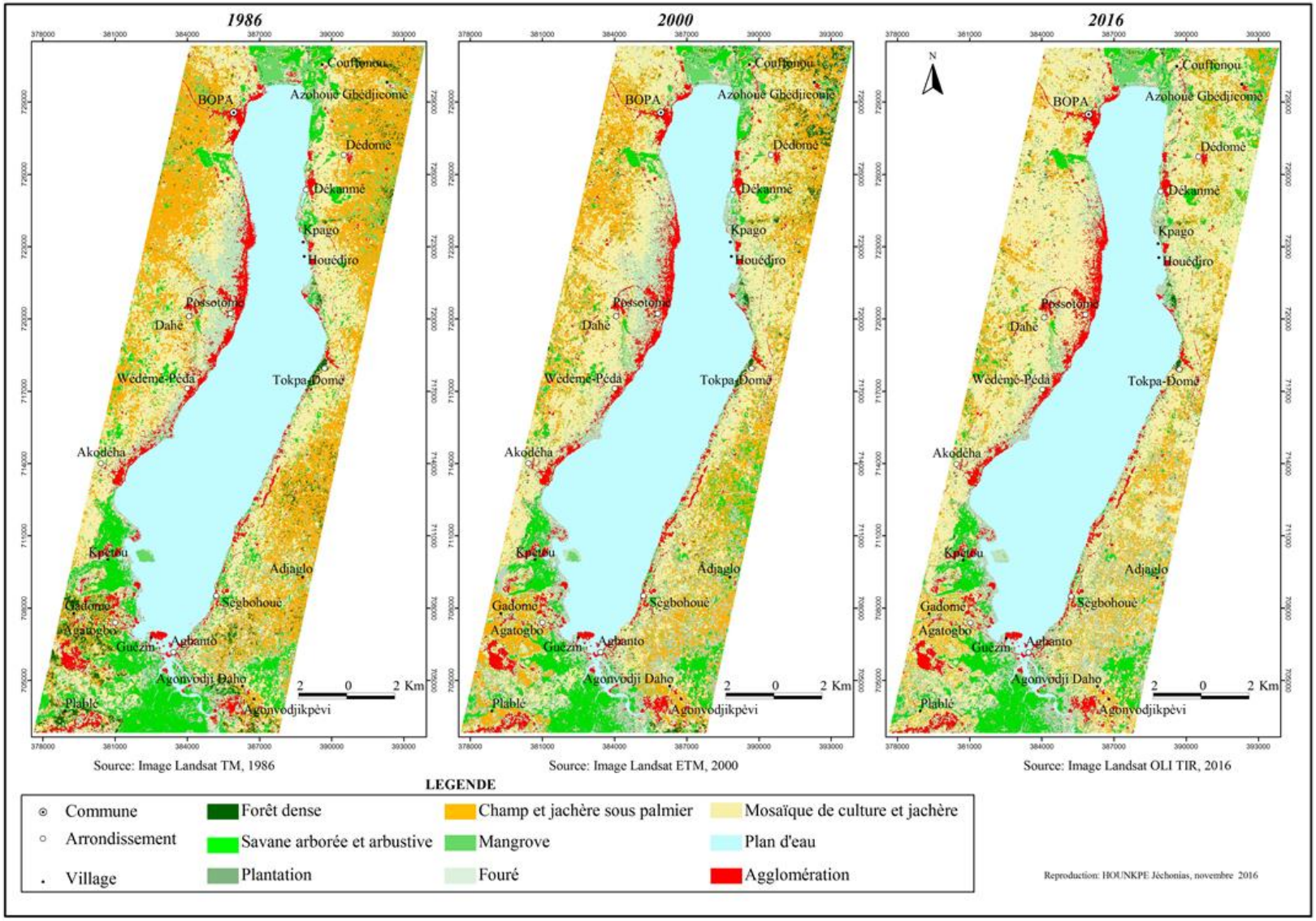


Figure 28 : Etat d'occupation du sol dans le bassin versant du lac Ahémé en 1986, 2000 et 2016

5.2.2. Dynamique d'occupation du sol autour du lac Ahémé entre 1986, 2000 et 2016

L'évolution des différentes unités paysagères sur une période de 30 ans (1986 à 2016) est présentée dans les tableaux 17a et 17b.

Tableau 17a : Etat et variation des différentes unités du couvert végétal (en %)

Unité d'occupation du sol	Etat en 1986 (%)	Etat en 2000 (%)	Etat en 2016 (%)	Variation de 1986 à 2000	Variation de 2000 à 2016	Variation de 1986 à 2016
Forêt dense	2,07	1,29	0,38	-0,78	-0,91	-1,69
Plantation	5,94	10,38	11,01	4,44	0,63	5,07
Mangrove	3,26	2,87	2,82	-0,39	-0,05	-0,44
Savane arborée et arbustive	9,17	7,58	3,83	-1,59	-3,75	-5,34
Fourré	4,8	4,05	2,8	-0,75	-1,25	-2
Champ et jachère sous palmier	21,41	16,28	9,34	-5,13	-6,94	-12,07
Mosaïque de culture et jachère	19,12	23,2	32,04	4,08	8,84	12,92
Agglomération	4,35	4,77	8,85	0,42	4,08	4,5
Plan d'eau	29,87	29,57	28,92	-0,3	-0,65	-0,95
TOTAL	**100**	**100**	**100**			

Tableau 17b : Etat et variation des différentes unités du couvert végétal (en ha)

Unité d'occupation du sol	Etat en 1986 (ha)	Etat en 2000(ha)	Etat en 2016(ha)	Variation de 1986 à 2000(ha)	Variation de 2000 à 2016(ha)	Variation de 1986 à 2016(ha)
Forêt dense	581,34	361	107	-220,34	-254	-474,34
Plantation	1663,18	2907,24	3083,84	1244,06	176,6	1420,66
Mangrove	914,16	804,6	788,92	-109,56	-15,68	-125,24
Savane arborée et arbustive	2568,12	2122,24	1072,8	-445,88	-1049,44	-1495,32
Fourré	1344,2	1133,28	783,64	-210,92	-349,64	-560,56
Champ et jachère sous palmier	5995	4559,84	2615,48	-1435,16	-1944,36	-3379,52
Mosaïque de culture et jachère	5354,12	6495,96	8970,12	1141,84	2474,16	3616
Agglomération	1217,16	1337,28	2479,64	120,12	1142,36	1262,48
Plan d'eau	8365	8280,84	8100,84	-84,16	-180	-264,16
TOTAL	**28002,28**	**28002,28**	**28002,28**			

Il ressort de l'analyse de ces tableaux que, de 1986 à 2016, toutes les formations naturelles (forêt dense, mangrove, savane arborée et arbustive, fourré et plan d'eau) ont

connu une régression de leur superficie au détriment de quelques formations anthropiques (plantation, mosaïques de cultures et jachères, et agglomération). Par ailleurs, les champs et jachères sous palmiers sont les seules activités anthropiques en régression. Ces activités ont connu une régression significative de -3379,52 ha soit, -6,94 % entre 1986 et 2016. Ceci pourrait être lié au délaissement de cette activité au profit des mosaïques de culture et jachère. En effet, les formations naturelles sont passées de 13772,82 à 10853,2 hectares soit une régression de 10,42 % tandis que les formations anthropisées ont connu une augmentation de leur superficie passant de 14229,46 à 17149,08 hectares. Il est important de souligner que les formations naturelles représentent encore 38,75 % de la surface totale du bassin contre 61,25% pour les formations anthropisées. Ainsi, il y a un recul généralisé des savanes, des fourrés, des champs et jachères sous palmiers, des forêts, du plan d'eau sur l'ensemble du sous bassin et une forte progression des surfaces cultivées et/ ou mises en jachères, des agglomérations et des plantations. La figure 29 permet de mieux visualiser les tendances d'évolution des unités d'occupation du sol du lac Ahémé et ses environs.

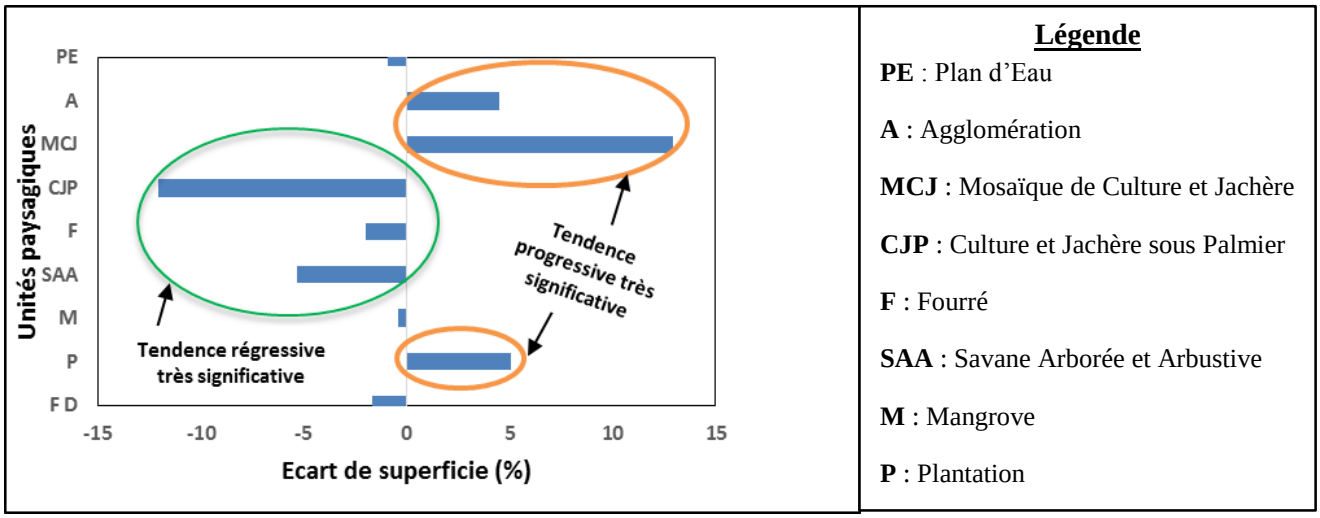


Figure 29 : Tendances d'évolution des unités paysagiques du lac Ahémé et ses environs

La régression significative (-12,07 % ; -5,34 % ; -2 %) matérialisée par le cercle vert respectivement pour les formations de champs et jachères sous palmiers, savane arborée et arbustive et fourré sont due au délaissement de la pratique culturale ''champs et jachères sous palmiers'' au profit de la technique de culture en mosaïque et/ou plantation et aussi à l'extension des aires résidentielles dans les zones des formations naturelles. Ces pratiques qui consistent en la destruction de ces formations naturelles (forêt, savane, fourré, mangrove) contribuent à certains égards au réchauffement climatique, à l'érosion des terres et au comblement subséquent du lac Ahémé. En dehors du rôle de protection et de frayères, les mangroves jouent un rôle de barrières contre l'arrivée des débris solides et des masses de sable drainés par les eaux de ruissellement vers le lac et ses chenaux. La destruction de cette végétation naturelle utilisée pour les techniques de pêche à *Acadja* dans ce lac occasionne l'érosion de ses berges et contribue aussi à son

envasement (Dèdjiho, 2014). Ces observations corroborent ceux de Amoussou (2010) qui affirme que la réduction de la couverture végétale naturelle, due à la récession pluviométrique et à l'emprise humaine, conduit à une « savanisation », qui amplifie les effets érosifs, le ruissellement et les apports de charges solides dans le lit des cours d'eau du complexe lagunaire Mono-Couffo-Ahémé.

5.2.3. Bilan de la dynamique du couvert végétal entre 1986, 2000 et 2016

La forte pression humaine sur les écosystèmes, en particulier sur les formations végétales, influence les ressources en eaux de ce bassin. La figure 30 présente la répartition graphique de chaque portion des unités d'occupation des terres autour du lac Ahémé.

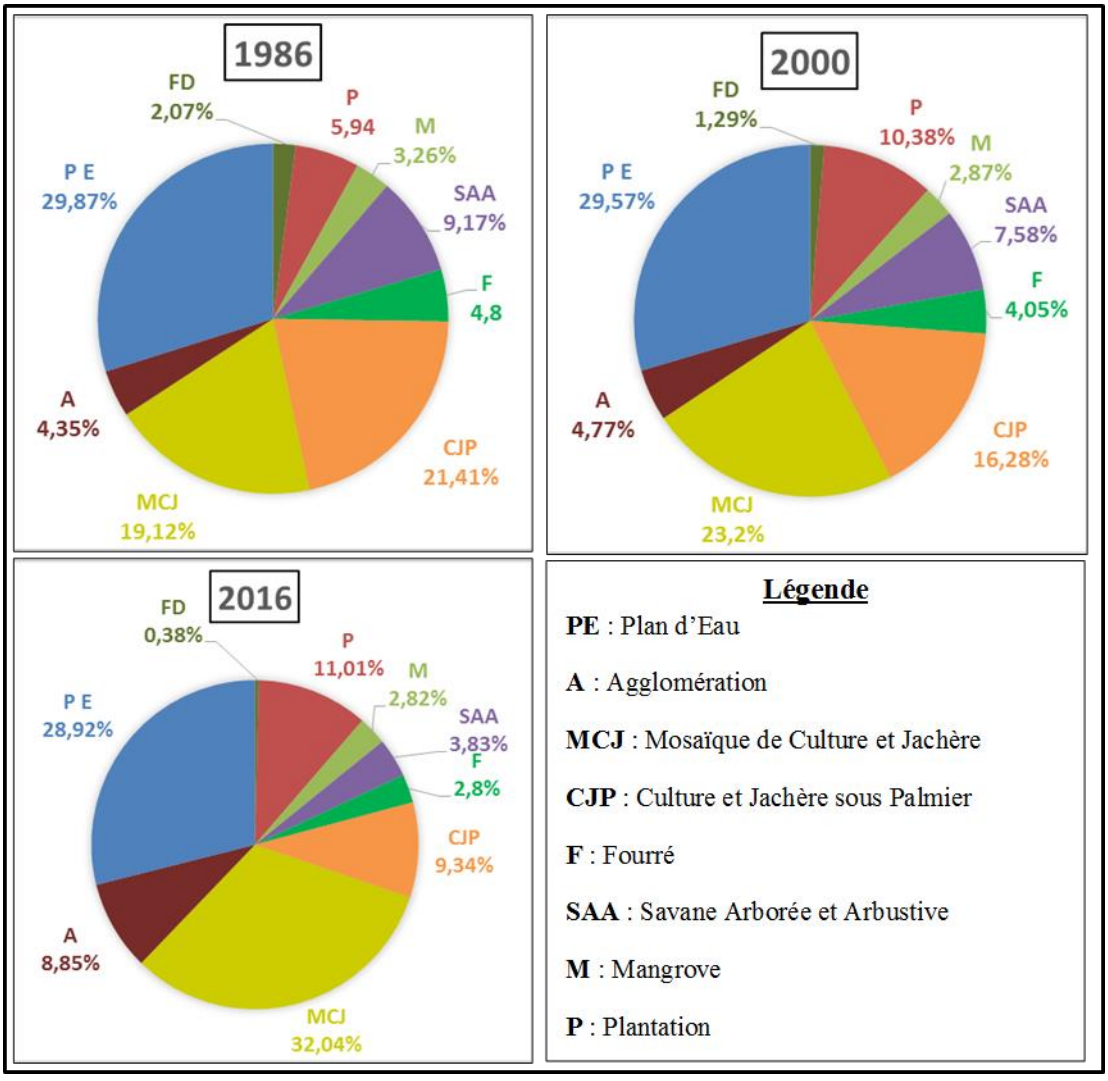


Figure 30 : Répartition spatiale des unités d'occupation du sol en 1986, 2000 et 2016 autour du lac Ahémé et ses environs

Cette figure révèle que les formations naturelles telles que les forêts, les savanes et fourrés sont sérieusement menacées. Les forêts sont passées de 2,07 % en 1989 à 1,29

% en 2000 et à 0,38 % en 2016 ; les savanes sont passées de 9,17 % en 1986 à 7,58 % en 2000 et à 3,83 % en 2016. Aussi les champs et cultures sous palmiers sont aussi en parfaite régression. Ils sont passés de 21,41 % en 1986 à 16,28 % en 2000 et à 9,34 % en 2016. Seules les formations anthropisées, notamment les mosaïques de cultures et jachères, les plantations et agglomérations ont connu une forte progression. En effet, les mosaïques de cultures sous jachères ont évolué de 1,21 fois en 2000 et de 1,68 fois en 2016 par rapport à leurs superficies en 1986. Les plantations et agglomérations ont évolué respectivement de 1,83 et 2,25 fois entre 1986 et 2016. La diminution des formations naturelles est liée à la croissance démographique qui exerce une forte pression sur ces formations naturelles à travers les pratiques agricoles. D'après le mémento du forestier (1976), les cultures itinérantes sur brûlis seraient responsables de 45 % environ du déboisement dans les régions tropicales comme le Bénin (Akognongbé *et al.,* 2014). Les différentes cultures pratiquées dans ce bassin avec l'utilisation d'intenses produits chimiques (pesticides, engrais …) peuvent contribuer à modifier les paysages et la « donne » hydrologique (Amoussou, 2010).
Les évolutions constatées ici sont relativement conformes à celles obtenues par Louis *et al*. (2005) sur le bassin du lac Peligre en Haïti ; Vissin (2007) sur les différents sous-bassins du fleuve Niger au Bénin ; Amoussou (2010) sur les différents sous-bassins du complexe lagunaire sud-ouest du Bénin et Akognongbé *et al*. (2014) sur le bassin versant de l'Ouémé à l'exutoire de Bétérou au Bénin. Le premier facteur de dégradation du lac Ahémé et son environnement est donc l'accroissement démographique et l'augmentation des terres agricoles.

5.3. Conclusion partielle

Ce chapitre a permis de faire le point aussi bien sur l'évolution du comblement du système lagunaire du lac Ahémé que sur l'évolution des états de surfaces autour de ce plan d'eau. En ce qui concerne le premier aspect de l'évolution morpho-sédimentaire du lac Ahémé, il ressort après comparaison de l'état actuel avec les études bathymétriques des années 1983 et 1999, un comblement de ce plan d'eau. En 1983, le fond du lac Ahémé a la forme d'un « V » et celle d'un « U » en 1999. Du point de vue de la sédimentologie, nous notons jusqu'en 1999, qu'en évoluant de la partie axiale vers les bordures du lac, on passe progressivement des vases aux vases sableuses, puis aux sables vaseux et enfin aux sables. Actuellement, le lac Ahémé présente un fond tapissé de petites cuvettes et les dépôts vaseux du centre du lac se sont davantage étalés. Cette double évolution bathymétrique et sédimentologique du lac Ahémé constitue les preuves tangibles d'un comblement du lac. Ce comblement est le résultat des flux sédimentaires d'origines diverses : eaux du Mono, courants de marée, ravinement des berges du lac, forte emprise humaine et technique de pêche.

L'analyse de l'état d'occupation du sol a montré une modification marquée des unités paysagées entre 1986 et 2016, avec une régression sensible des formations végétales

naturelles (forêt, savane) et une progression des formations anthropisées (mosaïques de cultures et jachères, les plantations et agglomérations) à l'exception des cultures et jachères sous palmiers.

La forte dégradation du couvert végétal autour du lac Ahémé est sans doute un des facteurs les plus importants du comblement de ce plan d'eau. Elle pourrait aussi influencer négativement la qualité physico-chimique des eaux suite à la forte emprise agricole des bassins versants du lac.

Chapitre 6 : Qualité physico-chimique des eaux et des sédiments du lac Ahémé

Ce chapitre présente dans un premier temps les résultats de l'étude des paramètres physico-chimiques du lac Ahémé qui vont renseigner sur les possibilités de distribution des éléments traces métalliques dans les deux compartiments : eaux et sédiments. Ensuite, l'étude des éléments minéraux (ions majeurs et éléments nutritifs) a permis aussi bien de déterminer le degré de minéralisation des eaux, mais aussi les sources d'alimentation du lac.

6.1. Variation des paramètres physico-chimiques

Les résultats bruts des différents éléments physico-chimiques des eaux et des sédiments sont présentés en annexe du présent document (confère annexe 2).

6.1.1. Paramètres physico-chimiques des eaux

6.1.1.1. Température

La température des eaux du lac Ahémé oscille entre 28,6 °C et 31,7 °C en saison des pluies et de 28,1 °C à 32,8 °C en saison sèche (Figure 31). La valeur moyenne de la température obtenue en saison des pluies (30,23 °C) est inférieure à celle enregistrée au cours de la saison sèche (30,74 °C). Ces valeurs montrent que la température varie d'une saison à une autre et d'un site à un autre sans suivre une périodicité particulière. Les valeurs de températures mesurées et les variations saisonnières sont influencées par les conditions climatiques, notamment la température de l'atmosphère ayant régné dans la région au moment des prélèvements. Le site S11 présente une particularité (température plus élevée en saison sèche) due à l'arrivée des eaux issues des ouvrages d'écoulement d'eaux usées.

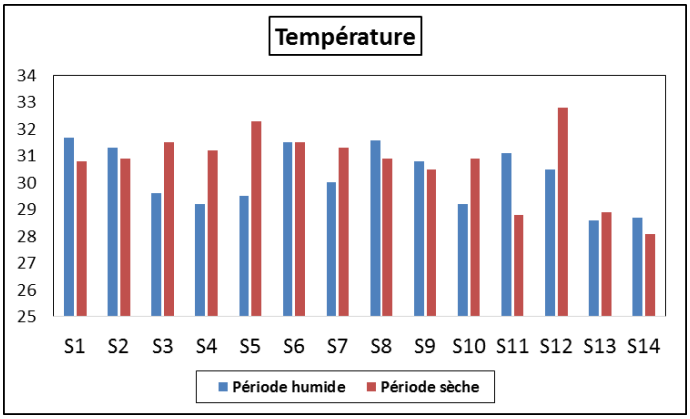


Figure 31 : Variation saisonnière de la température des eaux du lac Ahémé

6.1.1.2. pH eau

Les valeurs du pH mesurées dans l'eau varient de 6,3 à 7,9 avec une moyenne de 7,16 pendant la saison des pluies et de 7,21 à 8,37 avec une moyenne de 7,85 en saison sèche (Figure 32). Le pH le plus élevé a été enregistré en saison sèche sur le site S11 alors que

le pH le plus bas a été enregistré en saison des pluies sur le site S1. Ces valeurs de pH obtenues au cours des deux saisons montrent que les eaux du lac Ahémé sont faiblement acides à neutres et peuvent favoriser le relargage des éléments métalliques emprisonnés dans les sédiments du lac Ahémé.

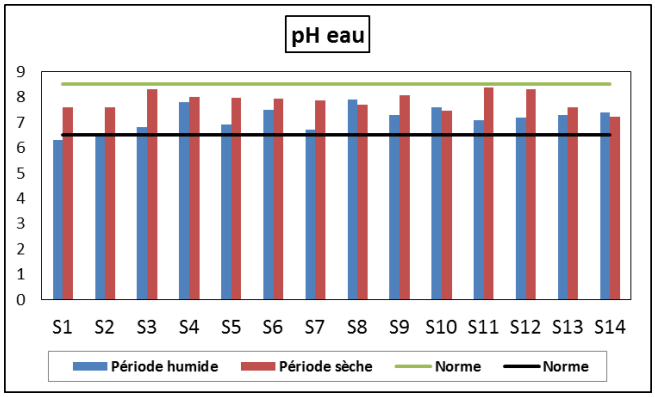


Figure 32 : Variation saisonnière du potentiel hydrogène des eaux du lac Ahémé

6.1.1.3. Conductivité, TDS et Salinité

Les valeurs de la conductivité des eaux du lac Ahémé fluctuent entre 295 et 12100 µS/cm avec une moyenne de 8855,35 µS/cm en saison des pluies (Figure 33). En saison sèche, la conductivité des eaux varie entre 10660 et 25000 µS/cm avec une moyenne de 16720 µS/cm.

Les valeurs du TDS des eaux du lac Ahémé varient de 201 à 6900 mg/L avec une moyenne de 4729,71 mg/L en période humide et de 5020 à 12540 mg/L avec une moyenne de 8447, 14 mg/L en saison sèche (Figure 33).

En ce qui concerne la salinité, les eaux du lac Ahémé présentent des valeurs qui oscillent entre 0,1 à 6,9 mg/L avec une moyenne de 5,06 mg/L en saison de pluie et de 1,2 à 14,9 mg/L avec une moyenne de 10,07 mg/L en saison sèche (Figure 33).

Ces différents paramètres ont des teneurs plus élevées en saison sèche qu'en saison des pluies au niveau de tous les sites d'échantillonnage. Ceci peut être expliqué par la dilution des eaux durant la saison humide. L'augmentation de la température pendant la saison sèche favorise l'évaporation, et provoque l'augmentation de la concentration des ions dissous et donc l'augmentation de la conductivité, la salinité et les TDS.

Les sites S1 et S2 présentent les faibles valeurs de ces trois paramètres aussi bien en saison des pluies comme en saison sèche alors que le site S12 en présente les plus fortes valeurs au cours des deux saisons.

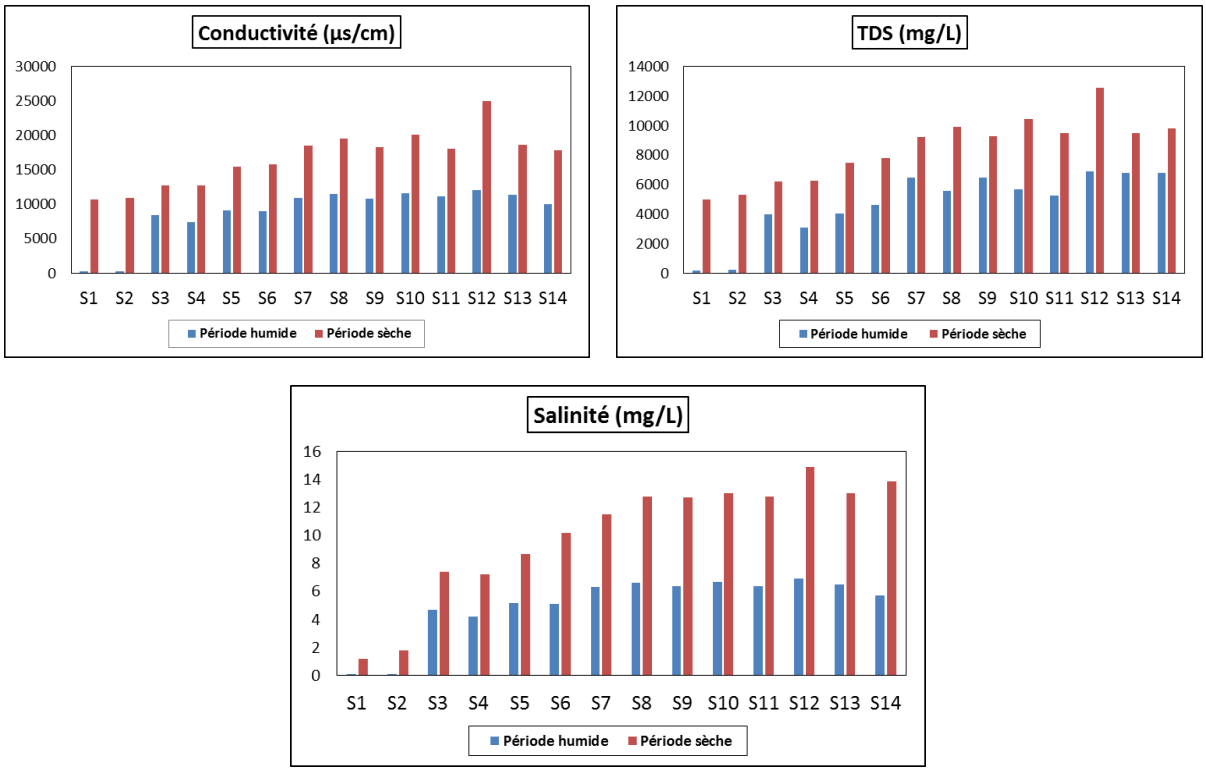


Figure 33 : Variation saisonnière de la conductivité, des TDS et de la salinité des eaux du lac Ahémé

6.1.1.4. Turbidité et matière en suspension

Les valeurs des matières en suspension des eaux du lac Ahémé varient de 20 à 61 mg/L avec une moyenne de 37, 85 mg/L en saison des pluies et de 2 à 29 mg/L avec une moyenne de 11,5 mg/L en saison sèche (Figure 34). Pendant la période sèche, les valeurs des matières en suspension sont plus faibles par rapport à celles observées en période humide sur tous les sites. La plus faible teneur de matière en suspension a été enregistrée au niveau du site S5 (2 mg/L) au cours de la saison sèche alors que la plus forte teneur de matière en suspension a été obtenue au cours de la saison pluvieuse sur le site S12 (61 mg/L).

La turbidité des eaux du lac Ahémé fluctue entre 15 à 78 NTU avec une moyenne de 32,35 NTU en saison humide et de 2 à 39 NTU avec une moyenne de 15,92 NTU en saison sèche (Figure 34). La turbidité présente elle aussi de faibles valeurs en saison sèche par rapport aux valeurs observées en saison des pluies à l'exception des sites S8 et S10. La plus faible valeur de la turbidité a été observée au niveau du site S9 (2 NTU) en saison sèche alors que la plus forte valeur a été observée au niveau du site S12 (78 NTU) en saison des pluies.

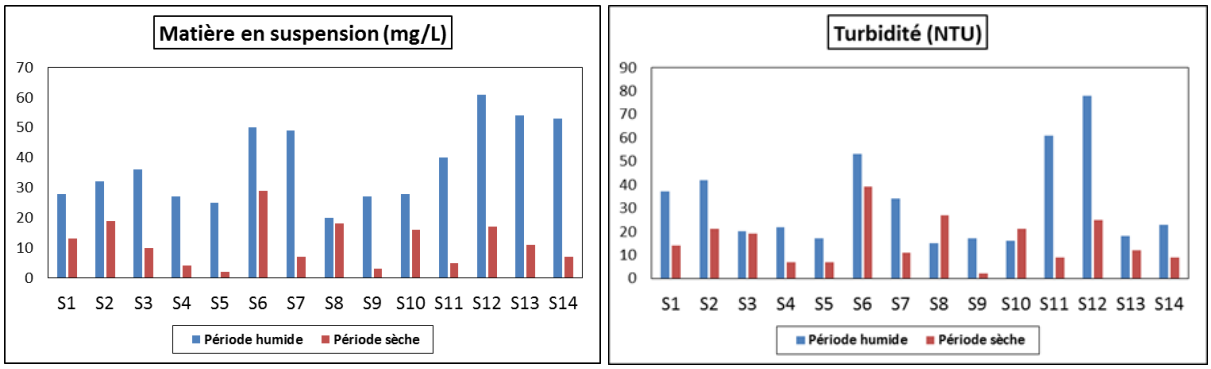


Figure 34 : Variation saisonnière de la turbidité et matière en suspension des eaux du lac Ahémé

6.1.1.5. Carbone organique total (COT) et carbone organique dissous (COD)

Les valeurs du COT varient de 22,9 à 45,3 mg/L en saison des pluies et de 25,14 à 255,61 mg/L en saison sèche. Le COD montre des valeurs qui fluctuent entre 8,58 à 17,3 mg/L en saison des pluies et de 9,49 à 104,03 mg/L en saison sèche (Figure 35). Les eaux du lac Ahémé présentent donc des concentrations en carbone organique total et dissous faibles en saison des pluies par rapport aux concentrations observées en saison sèche au niveau de tous les sites échantillonnés sauf le site S11. Les valeurs moyennes de COT (30,53 mg/L) et de COD (11,65 mg/L) observées en saison des pluies restent nettement inférieures aux valeurs moyennes observées en saison sèche qui sont de 82,38 mg/L pour le COT et de 43,53 mg/L pour le COD. Ces fortes valeurs observées indiquent que les eaux du lac Ahémé sont plus soumises à une contamination organique en saison sèche qu'en saison des pluies.

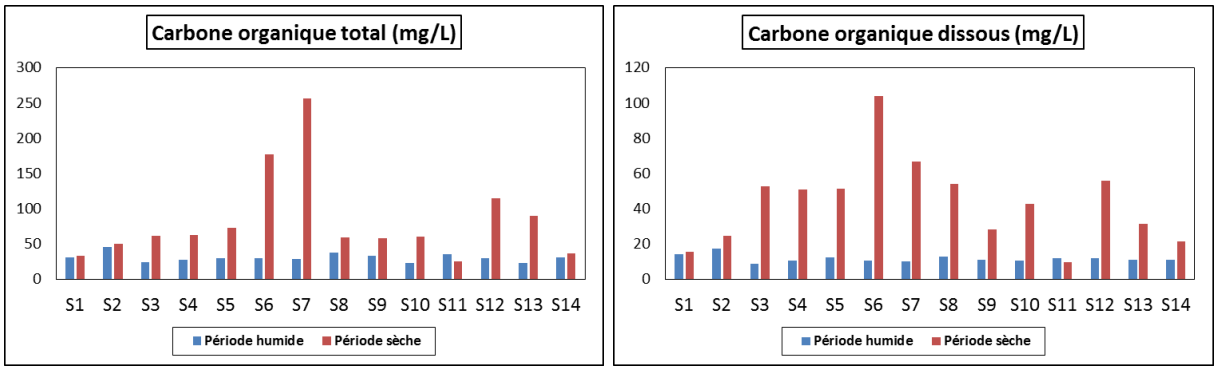


Figure 35 : Variation saisonnière du COT et du COD des eaux du lac Ahémé

6.1.1.6. Potentiel d'oxydoréduction

L'évolution du potentiel d'oxydoréduction au niveau des différents points échantillonnés dans le lac Ahémé au cours des deux saisons est représentée par la figure 36. L'analyse de ces différents résultats montre que les potentiels d'oxydo-réduction des échantillons d'eau prélevés en saison des pluies comme en saison sèche sont tous

négatifs. Or, la plupart des types d'eau, y compris l'eau du robinet et l'eau embouteillée, sont des agents oxydants et la valeur de leur potentiel rédox est positive (http://www.produitsaquasante.com/), donc les eaux du lac Ahémé sont des agents antioxydants et leur source de pollution peut être proche de cet écosystème aquatique. Notons que les valeurs obtenues au cours de la saison sèche sont toutes supérieures à celles obtenues au cours de la saison des pluies sauf au niveau du site S1. La plus forte valeur (- 0,9 mV) a été observée au niveau du site S10 pendant la saison sèche alors que la plus faible (- 109,9 mV) a été observée au niveau du site S13 pendant la saison des pluies.

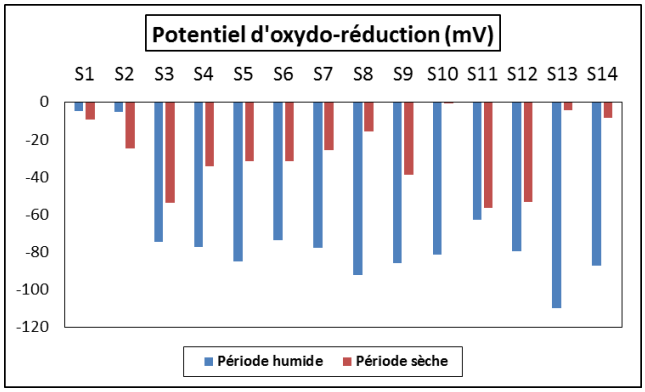


Figure 36 : Variation saisonnière du potentiel d'oxydoréduction des eaux du lac Ahémé

6.1.1.6. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous des eaux du lac Ahémé sont dans l'intervalle 1,13 à 6,45 mg/L avec une moyenne de 2,84 mg/L en saison des pluies et de 0,77 à 2,82 mg/L avec une moyenne de 1,61 mg/L en saison sèche (Figure 37). La plus faible concentration en oxygène dissous se situe au niveau du site S6 et la plus forte au niveau du site S11 pendant la saison des pluies alors que les sites S12 et S8 en présentent respectivement les concentrations les plus faibles et les plus fortes pendant la saison sèche.

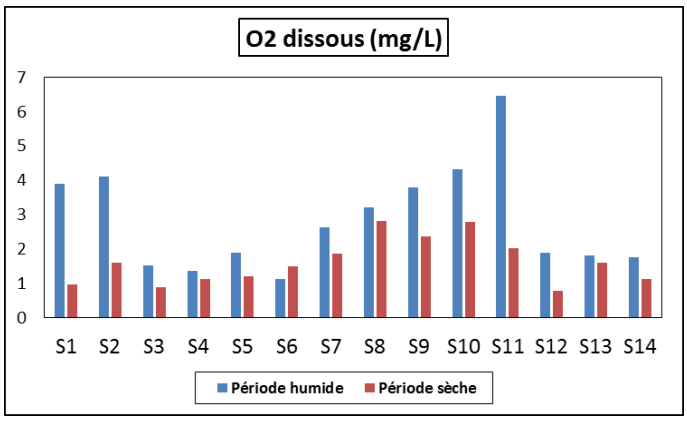


Figure 37 : Variation saisonnière de l'oxygène dissous des eaux du lac Ahémé

6.1.2. Paramètres physico-chimiques des sédiments

6.1.2.1. pH_{KCl}

Les valeurs du pH mesurées dans les sédiments oscillent entre 5,1 et 7,6 avec une moyenne de 6,7 au cours de la saison des pluies et de 3,92 à 8,1 avec une moyenne de 6,68 en saison sèche (Figure 38). Les sédiments du lac Ahémé sont faiblement acides et peuvent favoriser la biodisponibilité des éléments majeurs, des oligoéléments et des éléments en traces dans ce plan d'eau.

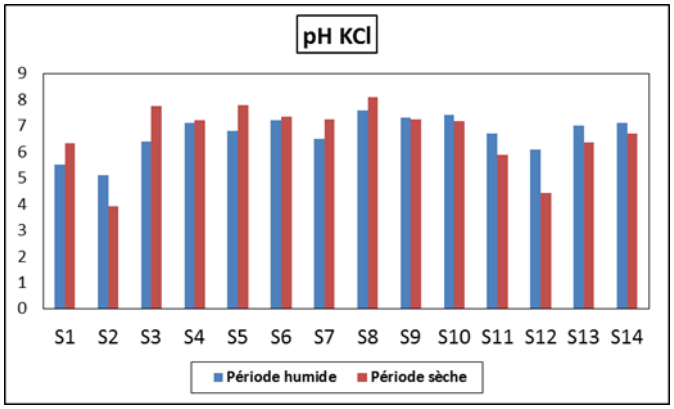


Figure 38 : Variation saisonnière du potentiel hydrogène des sédiments du lac Ahémé

6.1.2.2. Matière organique totale

La matière organique dans les échantillons de sédiment du lac Ahémé varie en fonction des sites et des saisons. En saison des pluies, la teneur en matière organique varie de 1,12 à 20,32 % et de 2,22 à 21,5 % en saison sèche (Figure 39). Le taux moyen observé en période humide (8,12 %) est plus élevé que celui obtenu en période sèche (7,45 %).

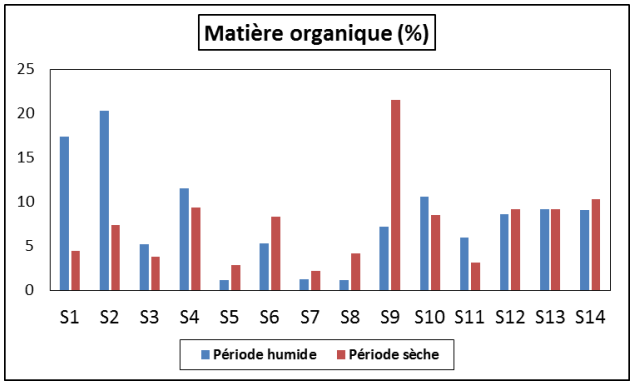


Figure 39 : Variation saisonnière du taux de matière organique dans les sédiments du lac Ahémé.

6.1.2.3. Capacité d'échange cationique (CEC)

D'après les résultats obtenus, la CEC des sédiments du lac Ahémé varie de 1,84 à 40,08 meq/100g en saison des pluies et de 5,28 à 35,92 meq/100g en saison sèche (Figure 40).

Les valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique des sédiments varient très peu au cours des deux saisons. Elle est de 19,78 meq/100g en saison des pluies et de 18,20 meq/100g en période sèche. Les plus fortes valeurs des CEC sont observées sur les sites S1 et S9 respectivement en période humide et en période sèche. Ces résultats corroborent ceux de la matière organique de ces deux sites.

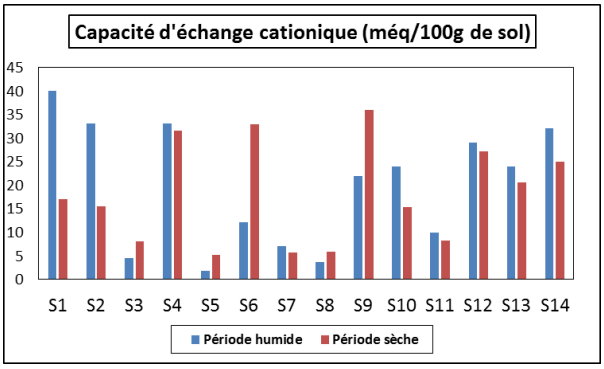


Figure 40 : Variation saisonnière de la capacité d'échange cationique des sédiments du lac Ahémé

6.1.3. Discussion

Les eaux du lac Ahémé présentent des valeurs moyennes de température qui dépassent 30 °C au cours des deux saisons. En effet, selon Cakpo (2015), dans les écosystèmes aquatiques tropicaux, des températures élevées peuvent présager une pollution, surtout lorsqu'elles sont au-delà de 30 °C. Ces valeurs moyennes de température (30, 23 °C en saison des pluies et 30, 74 °C en saison sèche) sont supérieures à celles obtenues par Dovonou, *et al.* (2011) (29,9 °C en saison des pluies et 28,41 °C en saison sèche) dans le lac Nokoué, situé également au sud Bénin.

Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Les valeurs du pH des échantillons d'eau obtenues sur différents sites et au cours de différentes saisons sont bonnes pour l'aquaculture. Elles se situent dans la limite tolérable pour la plupart des espèces végétales et animales du milieu particulièrement les poissons, car elles sont situées entre 5 à 9 (Lamizana-Diallo *et al.*, 2008). La valeur moyenne du pH obtenue au cours des deux saisons (7,50) est similaire à celle observée par Oumar *et al*. (2014) dans le lac Dang (7,60) au Cameroun.

La minéralisation globale de l'eau du lac Ahémé montre des différences importantes entre les valeurs minimales observées sur les sites S1 et S2 au nord du lac et les valeurs maximales relevées sur S10, S11, S12, S13 et S14 au sud du lac. Ces mêmes constats sont observés pour les TDS et la salinité qui présentent des fortes teneurs sur les sites du Sud et des faibles teneurs au niveau des sites du Nord. Ces faibles valeurs observées au niveau des sites du Nord se justifient par leur proximité au fleuve Couffo qui déverse ses eaux douces dans le lac Ahémé. Par contre, les plus fortes valeurs observées sur les

sites du Sud sont dues à l'influence des eaux marines qui parviennent au lac Ahémé via le chenal Ahô. La baisse de la salinité favorise la prolifération des espèces aquatiques, plus précisément les jacinthes d'eau, qui en se développant empêchent la pénétration des rayons solaires dans l'eau et contribuent à la baisse de l'aération de l'eau. Ceci constitue une menace pour la survie des poissons (Lalèye, 2010). Selon Wilson *et al.* (2005), une salinité supérieure à 7 g/L peut inhiber la croissance des jacinthes d'eau. A l'exception des sites S1 et S2, les valeurs de la salinité des différents sites en saison sèche sont supérieures à 7g/L. Cette forte salinité des eaux en période sèche peut donc contribuer à l'inhibition de la croissance des jacinthes d'eau dans ces milieux aquatiques. L'augmentation de la salinité peut provoquer la remobilisation des métaux sédimentaires par compétition des ions magnésium et calcium vis-à-vis des autres métaux sur les sites de fixation (Lau et Chu, 1999 ; Rasmussen et Andersen, 1999). Cette augmentation observée au cours de la période des basses eaux peut entraîner une forte concentration de certains ions tels que les ions chlorures (Cl^-) et les ions sodium (Na^+) qui sont toxiques pour la plupart des organismes vivants puis une augmentation de la pression osmotique qui rend difficile l'assimilation d'eau par les plantes (Beisel *et al*., 2011 ; Cakpo, 2015).

L'oxygène dissous est un facteur clé et un excellent indicateur de la qualité de l'eau. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'auto épuration d'un cours d'eau. Dans l'ensemble des sites, les concentrations moyennes en oxygène dissous observées en période humide (2,84 mg/L) et en période sèche (1,61 mg/L) restent nettement inférieures aux concentrations (3 mg/L) définies par Beaux (1998) et celles qui sont recommandées (5,5–9,5 mg/L) pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (Bloundi, 2005). Ces faibles concentrations dans les eaux du lac Ahémé sont dues à des réactions de dégradation biologique des matières organiques contenues dans les rejets. D'après Houémènou (2012), ces concentrations entraînent des effets physiologiques nocifs et comportements anormaux chez divers organismes, en particulier chez les poissons.

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux (N'diaye *et al.*, 2013). Les fortes valeurs de matières en suspension et de turbidité observées dans le lac Ahémé en période humide sont liées à une intense érosion du bassin versant, suite à des pluies orageuses brutales. Lors d'événements de pluie, le transport par ruissellement, de particules de terre vers les cours d'eau occasionne une augmentation des matières en suspension. Une hausse des MES est généralement accompagnée d'une hausse de la turbidité, ce qui rend le traitement de l'eau pour des fins d'approvisionnement en eau potable plus complexe et plus coûteux. De plus, les agents dynamiques tels que les courants liés à la marée peuvent contribuer aussi à l'augmentation de la teneur en MES par la remise en suspension de la couche fine des sédiments dans le lac. Selon la grille multi-usage des critères d'appréciation

globale de la qualité de l'eau établie par Beaux en 1998, une eau est considérée de bonne qualité si les MES sont inférieurs à 30 mg/L. La valeur moyenne des MES est de 37,86 mg/L en période humide, les eaux du lac Ahémé sont donc de mauvaise qualité. De fortes valeurs de MES ont été aussi observées dans la lagune de Porto Novo (Cakpo, 2015). De telles valeurs sont capables d'empêcher la respiration des poissons et d'accumuler les substances toxiques nuisibles (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques…) aux espèces aquatiques (El Morhit, 2009).

Le carbone organique dissous présente une valeur moyenne de 11,65 mg/L en saison des pluies et de 43,53 mg/L en saison sèche. Ces fortes valeurs de COD observées sont dues à une importante décomposition de débris organiques végétaux et animaux ou à une quantité élevée de substances organiques issues des déchets solides et liquides émis par les populations riveraines. A Ontario, l'objectif organoleptique pour le COD est établi à 5 mg/L par la règlementation de l'eau. Dans cette étude, ces valeurs du COD (8,58 et 104,3 mg/L) confirment donc leur mauvaise qualité.

Les potentiels d'oxydoréduction des échantillons d'eau prélevés sur le lac Ahémé au cours des deux périodes sont tous négatifs. Par conséquent, les eaux du lac Ahémé sont réductrices. Ces potentiels peuvent rendre plus solubles les substances toxiques, provoquer leur relargage, et enrichir l'eau surnageante en éléments traces métalliques (Zerki, 2013). Les valeurs du potentiel rédox obtenues au cours de cette étude sont contraires à celles obtenues par Chaoui (2013) dans les eaux de surface de l'Oued Moulouya (Maroc). Ce dernier a conclu que ce milieu est bien aéré et les conditions écologiques favorables à l'oxydation. L'eau du lac Ahémé est donc réductrice et ce milieu est anaérobique. Ceci justifie la baisse de la production halieutique (4 283,51 à 1813,2 tonnes entre 1990 et 2000) de ce plan d'eau ces dernières années (Direction des pêches, 2002).

Les valeurs du pH_{KCl} des sédiments obtenues montrent une acidité plus forte dans les sédiments que dans les eaux du lac Ahémé. Les pH acides influencent la diversité, l'abondance et l'activité de la microflore. Ils favorisent la libération des oligo-éléments et des espèces cationiques en l'occurrence les éléments traces métalliques emprisonnés dans les sédiments. C'est ce qui justifie les fortes valeurs de CEC observées dans les sédiments du lac Ahémé. La capacité d'échange cationique étant liée à la présence de matière organique, les CEC présentent des concentrations élevées au niveau des stations où la teneur en matière organique est importante (S1 et S2 en saison des pluies et du site S9 en saison sèche). La pollution organique dans le lac Ahémé est due en partie aux apports continentaux (débris végétaux) en provenance du fleuve Couffo comme l'indique la teneur des sites S1 et S2 en saison des pluies. Les rejets domestiques, de même que les activités agricoles et de pêches pratiquées par les populations riveraines y contribuent également. Les résultats obtenus dans le chapitre 5 montrant le comblement de ce plan d'eau par son hydrodynamisme sédimentaire et les activités

développées dans le lac et sur ces versants viennent confirmer ces fortes teneurs de matière organique dans le lac. Selon Rodier *et al.* (1996), les matières organiques sont de véritables supports pour des êtres biologiques et les éléments traces métalliques. Les fortes teneurs en MOT prédisposent les sédiments et constituent une source de pollution en éléments traces métalliques dans le lac Ahémé.

6.1.4. Typologie spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques

L'ensemble des données physico-chimiques a été soumis à une analyse en composante principale (ACP). Cette analyse a permis de dégager les similitudes et les distorsions qui existent entre les différents paramètres qui agissent sur cet écosystème et de repérer ceux déterminants dans sa dynamique à travers une structure spatiotemporelle cohérente. Cette ACP a été effectuée sur une matrice des données constituées de 28 prélèvements (14 stations x 2 campagnes) au cours desquels, les 14 variables ont été mesurées.

Tableau 18 : Matrice de corrélation entre les différents paramètres physico-chimiques des eaux et des sédiments

	pH	T	Eh	Cond	TDS	Sal	O2	MES	Tur	COD	COT	pHkcl	MOT	CEC
pH	1													
T	0,11	1												
Eh	**-0,79****	0,15	1											
Cond	**0,59***	-0,19	**-0,75****	1										
TDS	0,48	-0,30	**-0,69****	**0,98*****	1									
Sal	**0,61***	-0,33	**-0,79****	**0,98*****	**0,97*****	1								
O2	-0,04	0,01	0,24	0,08	0,07	0,07	1							
MES	-0,02	-0,01	-0,09	0,30	0,36	0,26	-0,35	1						
Tur	0,17	**0,50**	-0,01	0,14	0,11	0,04	-0,05	**0,73****	1					
COD	0,37	**0,50**	-0,30	0,19	0,11	0,15	-0,48	0,39	0,39	1				
COT	0,03	0,30	-0,18	0,25	0,24	0,20	-0,27	0,49	0,34	**0,72****	1			
pHKCl	0,47	-0,20	-0,49	0,37	0,31	0,47	-0,06	-0,34	**-0,52**	0,32	0,07	1		
MOT	-0,22	-0,12	0,42	-0,32	-0,23	-0,32	0,08	0,02	-0,05	-0,39	-0,38	-0,45	1	
CEC	-0,09	-0,14	0,30	-0,19	-0,10	-0,19	-0,20	0,23	0,10	-0,19	-0,21	-0,36	**0,89*****	1

Les valeurs de la probabilité sont mentionnées (* : *(p*<0,05*)* ; ** : *(p*<0,01*)* ; *** : *(p*<0,001*)).*

L'analyse de cette matrice a permis de mettre en évidence trois ensembles de variables constitués de descripteurs corrélés entre eux. Le premier ensemble est constitué de la conductivité, la salinité et les TDS qui présentent entre eux une corrélation très hautement significative. Ce même lien est observé entre la matière organique totale et la capacité d'échange cationique. Le second ensemble est constitué des éléments qui présentent des corrélations hautement significatives. Il s'agit des variables suivants :

- {pH/Eh},
- {Eh/Conductivité, TDS, salinité},
- {MES/Turbidité},

- {carbone organique dissous/Carbone organique total}.

La corrélation entre le pH et la conductivité et celle entre le pH et la salinité représente le dernier ensemble. Ces éléments présentent une différence significative entre eux.

La projection de l'ensemble des paramètres sur le plan formé par les deux premières composantes principales (F1 et F2) est illustrée par la figure 41.

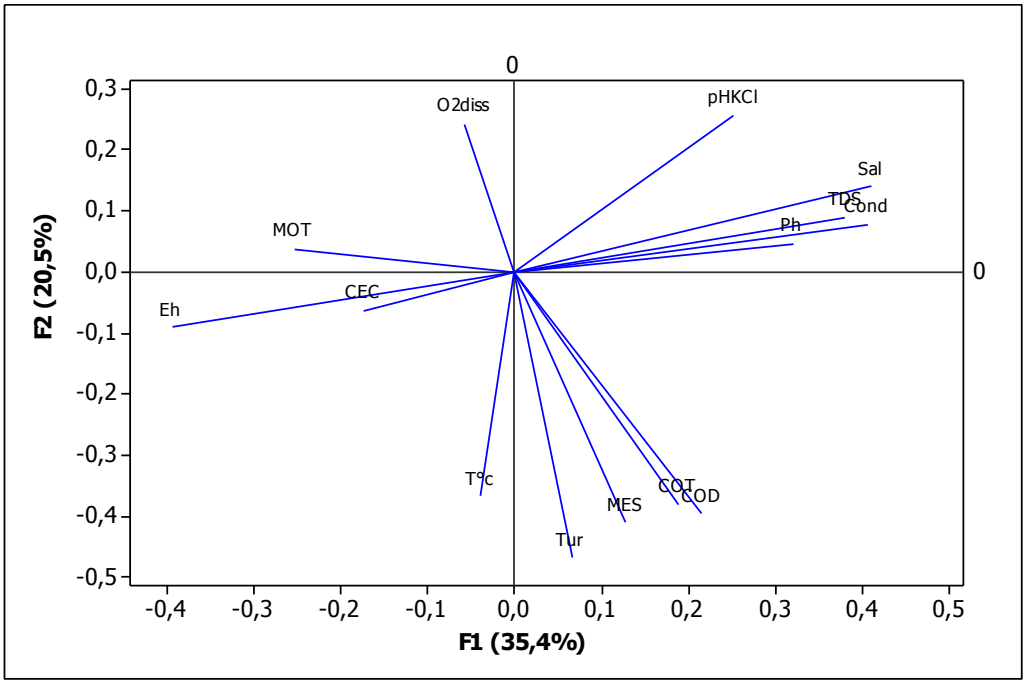


Figure 41 : Projection des paramètres physico-chimiques dans l'espace des axes F1 et F2

L'analyse de cette figure montre que les deux premiers axes expliquent à 56 % toute la variabilité de l'influence des paramètres physico-chimiques sur ce lac. La première composante (F1) contribue avec 35,4 % d'inertie et est exprimée par le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la conductivité, les TDS et la salinité. De ces éléments, seul le potentiel d'oxydoréduction corrèle négativement avec l'axe F1. Tous les autres éléments corrèlent positivement.

L'axe F2 présente une variance de 20,5 % et est exprimé par la température, les matières en suspension, la turbidité, le carbone organique dissous et le carbone organique total. Tous ces éléments sont corrélés négativement avec cet axe.

La projection des individus sur le plan factoriel F1-F2 montre l'individualisation de trois groupes principaux (Figure 42) :

- Le premier groupe GI est constitué par les sites S1 et S2 et est caractérisé par des eaux faiblement minéralisées et présentent des teneurs en potentiel d'oxydo-réduction

élevées. Or, dans les plans d'eaux, lorsque le milieu est oxydé, le soufre peut se minéraliser avec le Fe pour former des oxydes et capturer certains éléments traces comme le Zn, le Cu, le Pb et le Cd (Bertolin *et al.*, 1995).

- Le deuxième groupe GII est constitué par les sites S6, S7, S8, S12 et est caractérisé par des eaux minéralisées et une forte pollution physique et organique.
- Le troisième groupe GIII est constitué de toutes les autres stations (autres que celle des deux autres groupes) est marqué des eaux présentant des caractéristiques physico-chimiques intermédiaires entre les deux premiers groupes.

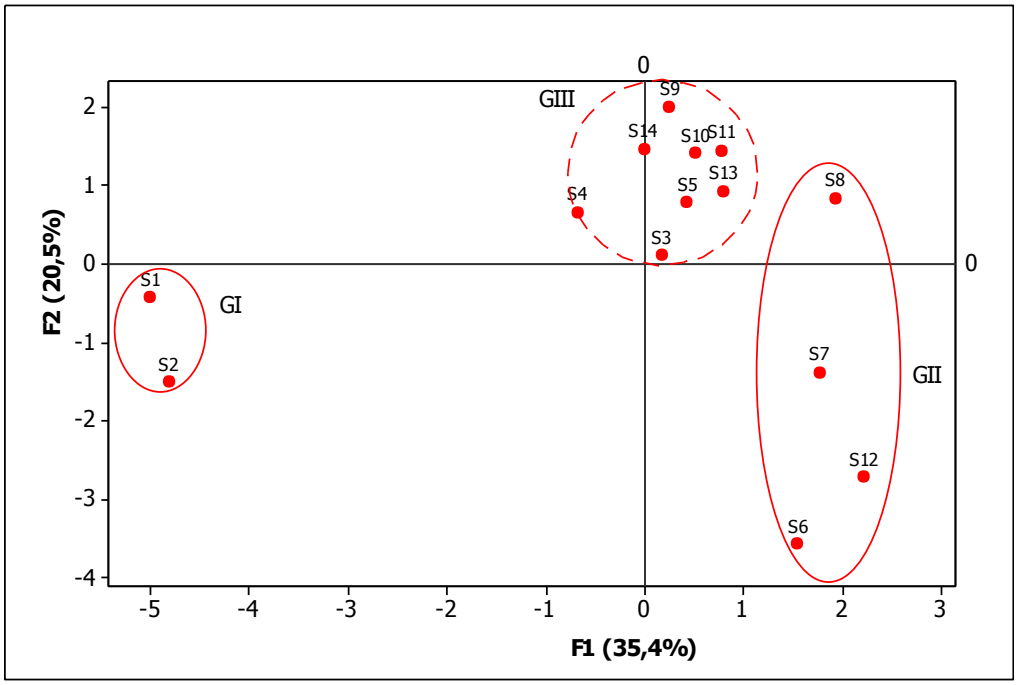


Figure 42 : Projection des différents sites d'échantillonnage sur les plans factoriels F1 et F2

6.2. Variation des ions majeurs et des éléments nutritifs dans les eaux du lac Ahémé

Les teneurs brutes des différents ions majeurs et éléments nutritifs des eaux du lac Ahémé sont présentés en annexes du présent document (annexes 2).

6.2.1. Variation des ions majeurs dans les eaux du lac Ahémé

Les ions majeurs étudiés dans les eaux du lac Ahémé concernent la plupart des ions présents dans les eaux de surface tels que le calcium, le sodium, le magnésium, le potassium, les sulfates, les chlorures et les hydrogénocarbonates. Ces éléments permettent d'évaluer le degré de minéralisation de l'eau qui reflète la facilité avec laquelle les matériaux de la roche mère et les dépôts sont altérés et transportés vers le milieu aquatique. Le calcium et le magnésium permettent en outre de calculer ou de valider les valeurs de dureté de l'eau qui sont nécessaires pour évaluer le degré de

toxicité des éléments traces métalliques présents dans l'eau. Les chlorures et les sulfates sont également des indicateurs de pollution.

6.2.1.1. Anions majeurs : les chlorures, les sulfates, les nitrates et les hydrogénocarbonates.

Les chlorures existent dans la quasi-totalité des eaux naturelles à des teneurs variables. Dans les eaux du lac Ahémé, les teneurs en chlorures varient de 1396 à 11280 mg/L. La teneur moyenne observée en saison des pluies (4815,20 mg/L) est inférieure à celle relevée en saison sèche (7261,4 mg/L) (Figure 43). Ces fortes teneurs de chlorures obtenues au cours des deux saisons peuvent avoir une influence négative sur la croissance de la faune et de la flore aquatiques de ce plan d'eau.

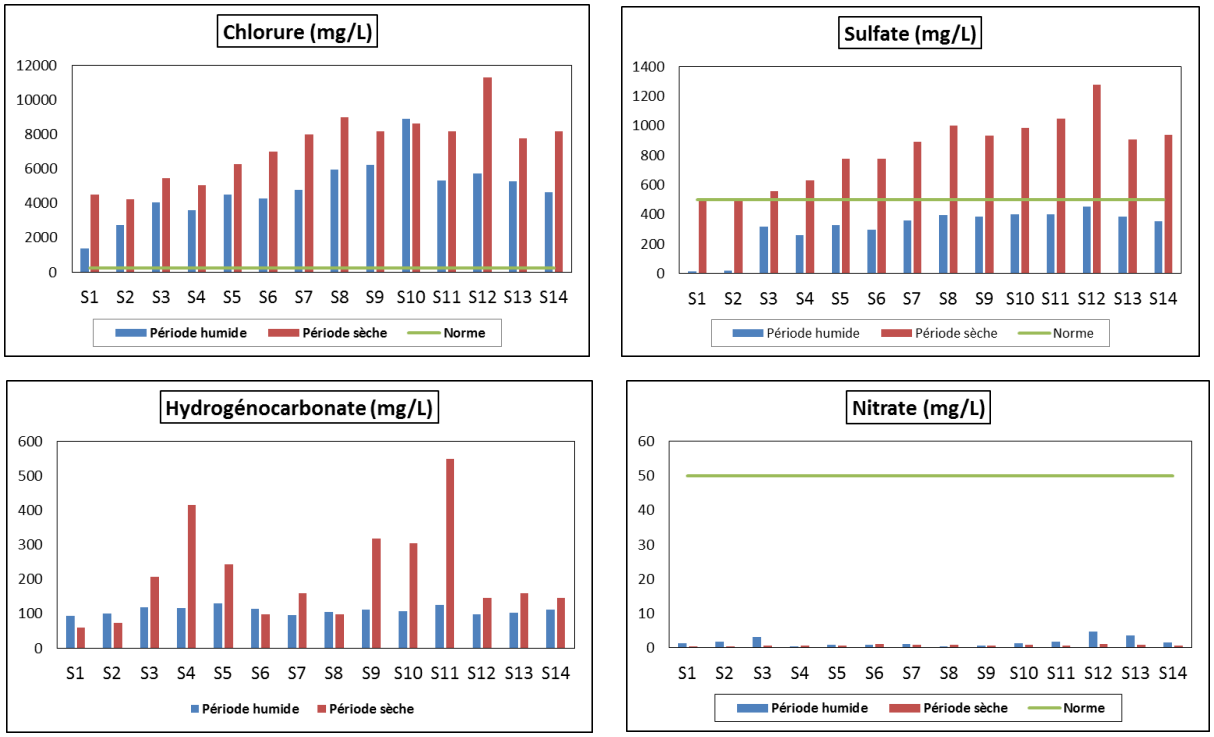


Figure 43 : Variation saisonnière des anions majeurs des eaux du lac Ahémé

Les teneurs en sulfates des eaux du lac Ahémé s'échelonnent entre 13 et 451 mg/L en saison des pluies et entre 502 et 1278 mg/L en saison sèche. Selon Meybeck *et al.* (1996) la concentration des sulfates est généralement comprise entre 2,2 et 58 mg/L dans les eaux superficielles. Ce paramètre présente une forte teneur moyenne dans les eaux du lac Ahémé (311 mg/L et 838 mg/L respectivement pour la période humide et la période sèche) et peut entrainer une limitation de la production biologique.

Dans les eaux du lac Ahémé, les concentrations de nitrate montrent les valeurs maximales de 4,68 mg/L et de 1 mg/L respectivement en saison des pluies et en saison sèche.

Les hydrogénocarbonates présentent des teneurs qui oscillent entre 93,45 et 129,08 mg/L en saison des pluies alors que pendant la saison sèche cet élément présente des valeurs très élevées (entre 61 et 549 mg/L).

Les plus faibles teneurs de ces quatre éléments ont été observées sur les sites S1 et S2 pendant les deux saisons à part le nitrate qui en présente sa plus faible valeur en saison des pluies sur S4. Les plus fortes valeurs des chlorures ont été enregistrées au niveau du site S10 en période humide et S12 en période sèche. Les hydrogénocarbonates présentent leurs fortes valeurs au niveau des sites S5 et S11 respectivement en période humide et en période sèche. En ce qui concerne le nitrate et les sulfates, le site S12 est celui qui présente les concentrations les plus élevées au cours des deux saisons.

6.2.1.2. Cations majeurs : calcium, magnésium, sodium, et potassium

Les concentrations en calcium dans les eaux du lac Ahémé varient de 9,3 à 101,2 mg/L en période humide et de 144 à 354 mg/L en période sèche. La teneur moyenne de calcium relevée en saison sèche (226,5 mg/L) est supérieure à celle obtenue pendant la saison des pluies (72,80 mg/L) (Figure 44).

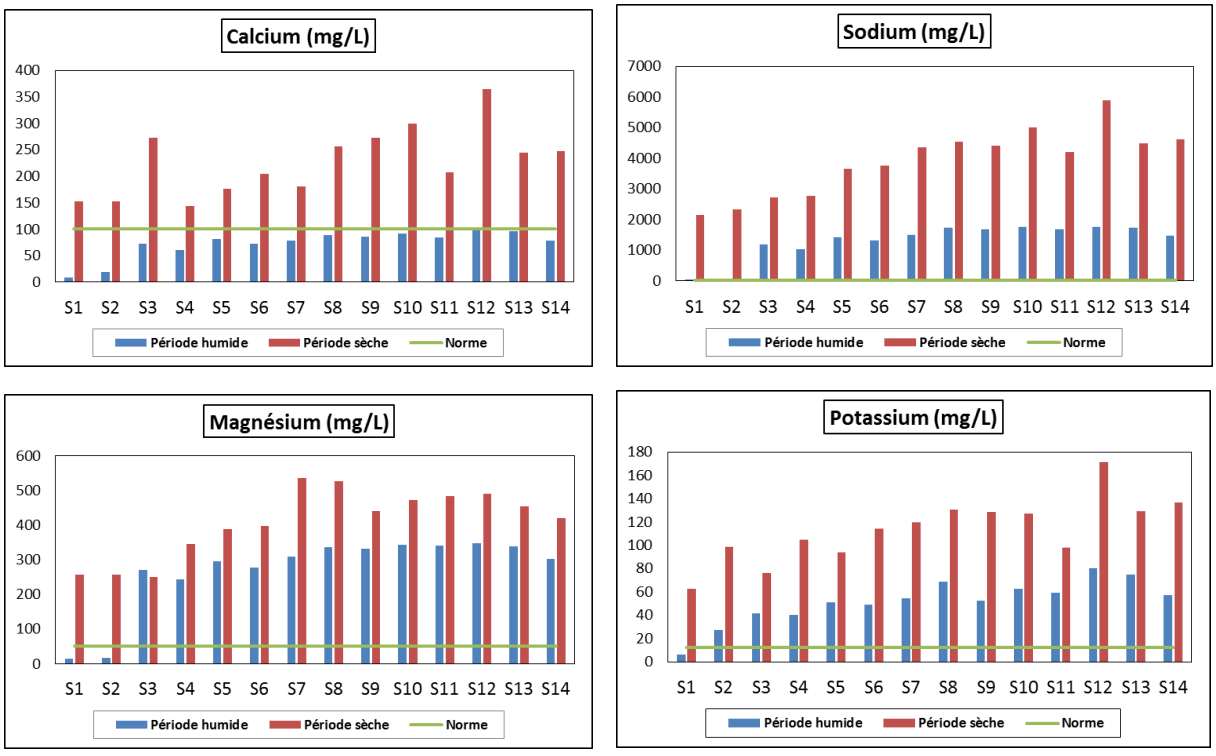


Figure 44 : Variation saisonnière des cations majeurs des eaux du lac Ahémé

Les teneurs en magnésium des eaux du lac Ahémé fluctuent entre 14,95 et 346,5 mg/L en saison des pluies et 249,26 à 534,82 mg/L en saison sèche. Les concentrations moyennes en magnésium (268,9 mg/L pendant la période humide et 408,4 mg/L au cours de la période sèche) relevées au cours des deux campagnes dépassent la limite maximale admissible de la norme établie par l'OMS qui est de 50 mg/L.

Le sodium présente des teneurs qui oscillent entre 41,1 à 1772,3 mg/L avec une moyenne de 1311,6 mg/L au cours de la saison des pluies et de 2155,1 à 5897,8 avec une moyenne de 3923,3 mg/L pendant la saison sèche.

Dans les eaux douces, le potassium provient en grande partie du lessivage des sols contenant des engrais. Cet élément présente des concentrations qui varient entre 5,8 et 80,2 mg/L pendant la période humide et entre 62,8 et 171, 3 mg/L en période sèche dans les eaux du lac Ahémé.

Pour ces quatre ions, les valeurs minimales sont observées au niveau des sites S1 et S2, au cours des deux saisons, mais le sodium, le calcium et le potassium présentent leurs valeurs maximales sur le site S12.

Afin d'avoir une vue d'ensemble et pour mieux apprécier les variations des teneurs des ions majeurs entre les sites, le diagramme de Schoeller-Berkaloff a été tracé tout en portant sur un papier semi-logarithmique les valeurs mesurées des éléments majeurs pour chaque point de prélèvement d'eau en saison des pluies (Figure 45) et en saison sèche (Figure 46).

Tous les sites présentent le même type de minéralisation, avec dominance des ions chlorures, sodium et potassium notamment en saison sèche.

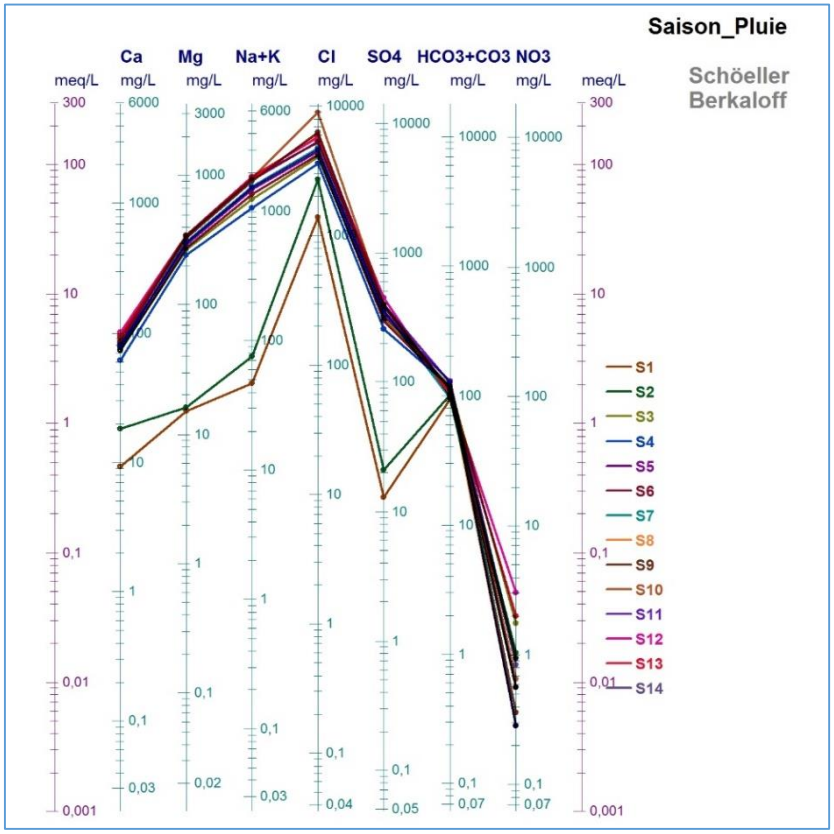


Figure 45 : Chimie des eaux du lac Ahémé au cours de la saison des pluies

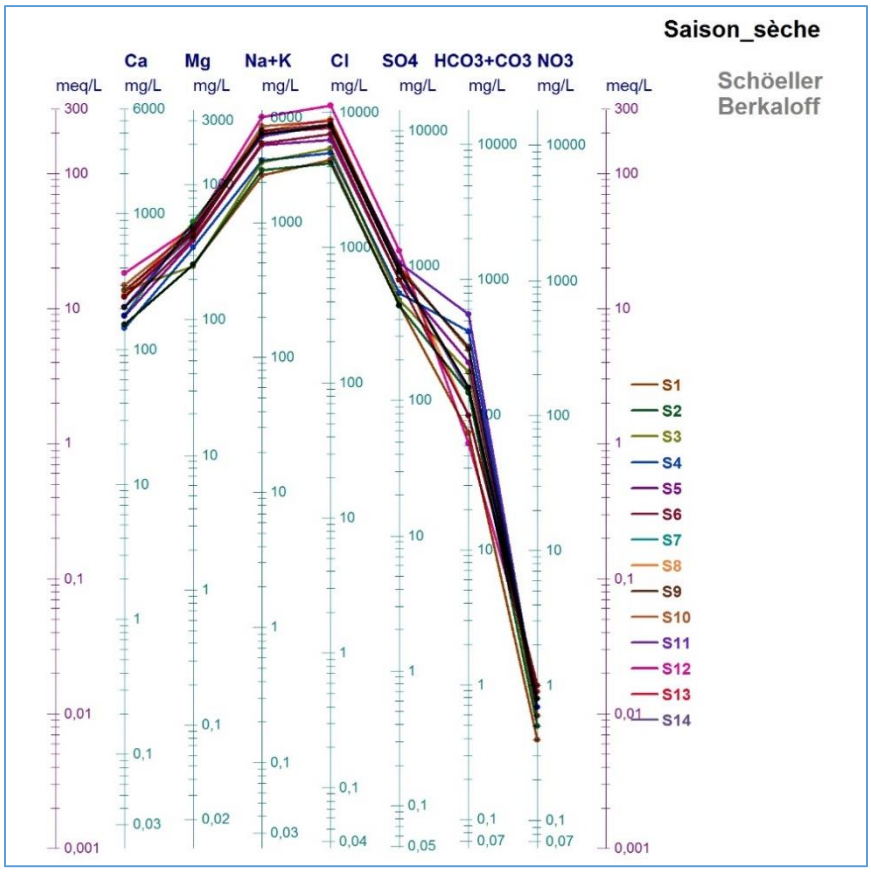


Figure 46 : Chimie des eaux du lac Ahémé au cours de la saison sèche

L'analyse de ces différentes figures montre que la chimie des eaux du lac Ahémé n'est pas constante au cours du temps. Ainsi, les courbes d'évolution des constituants chimiques ne sont pas superposables bien que le rythme de leurs évolutions soit identique, comme pour les magnésiums et les sulfates.

Les eaux du lac Ahémé se distinguent par des variations saisonnières des concentrations en ions majeurs. En effet, les concentrations des différents éléments majeurs sont plus importantes en période sèche qu'en période des pluies. Les faibles teneurs s'expliquent par le fait que les eaux en période de pluie sont généralement plus courantes et on assiste à un phénomène de lessivage et de dilution, dont la conséquence est le transport d'éléments chimiques vers le lac. Pendant la saison sèche, le débit des eaux du lac diminue, la vitesse de l'eau est faible, et par conséquent, une augmentation des concentrations des éléments majeurs dans l'eau suite aux dissolutions (Chaoui, 2013).

6.2.2. Eléments nutritifs des eaux du lac Ahémé

Les éléments nutritifs sont le moteur de la production primaire dans les écosystèmes aquatiques. Mais un excès d'éléments nutritifs entraîne un déséquilibre du système et peut même induire un phénomène d'eutrophisation.

6.2.2.1. Phosphore total

Les concentrations du phosphore total dans les eaux du lac Ahémé fluctuent entre 1,16 et 3,2 mg/L avec une moyenne de 2,12 mg/L pendant la saison des pluies et de 1,3 à 5,54 mg/L avec une moyenne de 2,55 mg/L en saison sèche (Figure 47). Les plus fortes valeurs ont été enregistrées sur S2 au cours des deux saisons.

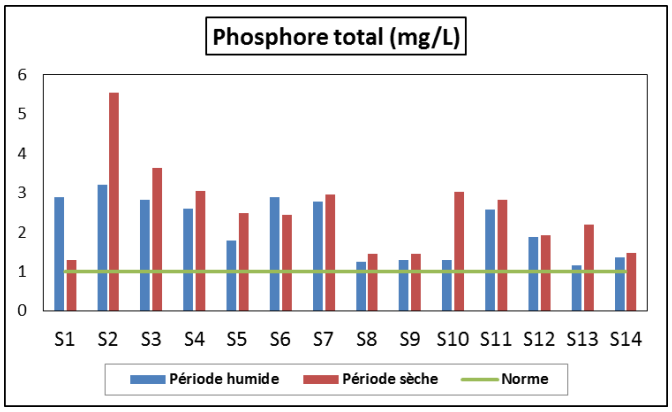


Figure 47 : Variation saisonnière du phosphore total dans les eaux du lac Ahémé

6.2.2.2. Azote total

Les teneurs en azote total dans les eaux du lac Ahémé varient de 0,57 à 5,9 mg/L avec une moyenne de 1,97 mg/L pendant la saison des pluies et de 0,74 à 5,36 mg/L avec une moyenne de 1,64 mg/L pendant la saison sèche (Figure 48). Les plus fortes teneurs ont été enregistrées sur S12 pendant les deux saisons.

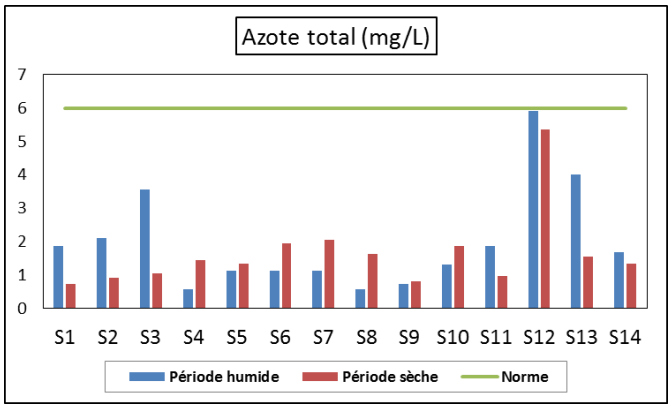


Figure 48 : Variation saisonnière d'azote total dans les eaux du lac Ahémé

6.2.2.3. Niveau critique d'azote dans les eaux de surface du lac Ahémé

Selon Grizzetti *et al.* (2011), un risque ''moyen à élevé'' d'eutrophisation est relevé dans les eaux du lac Ahémé en période humide et en période sèche (Figure 49). Dans l'ensemble des sites, les eaux des sites du Nord (sites les plus proches du fleuve Couffo) et ceux des sites du Sud (sites les plus proches de la mer) présentent un risque ''élevé''

d'eutrophisation en saison des pluies alors que pendant la saison sèche, seules les eaux des sites du Nord présentent un risque ''moyen'' d'eutrophisation (Figure 49).

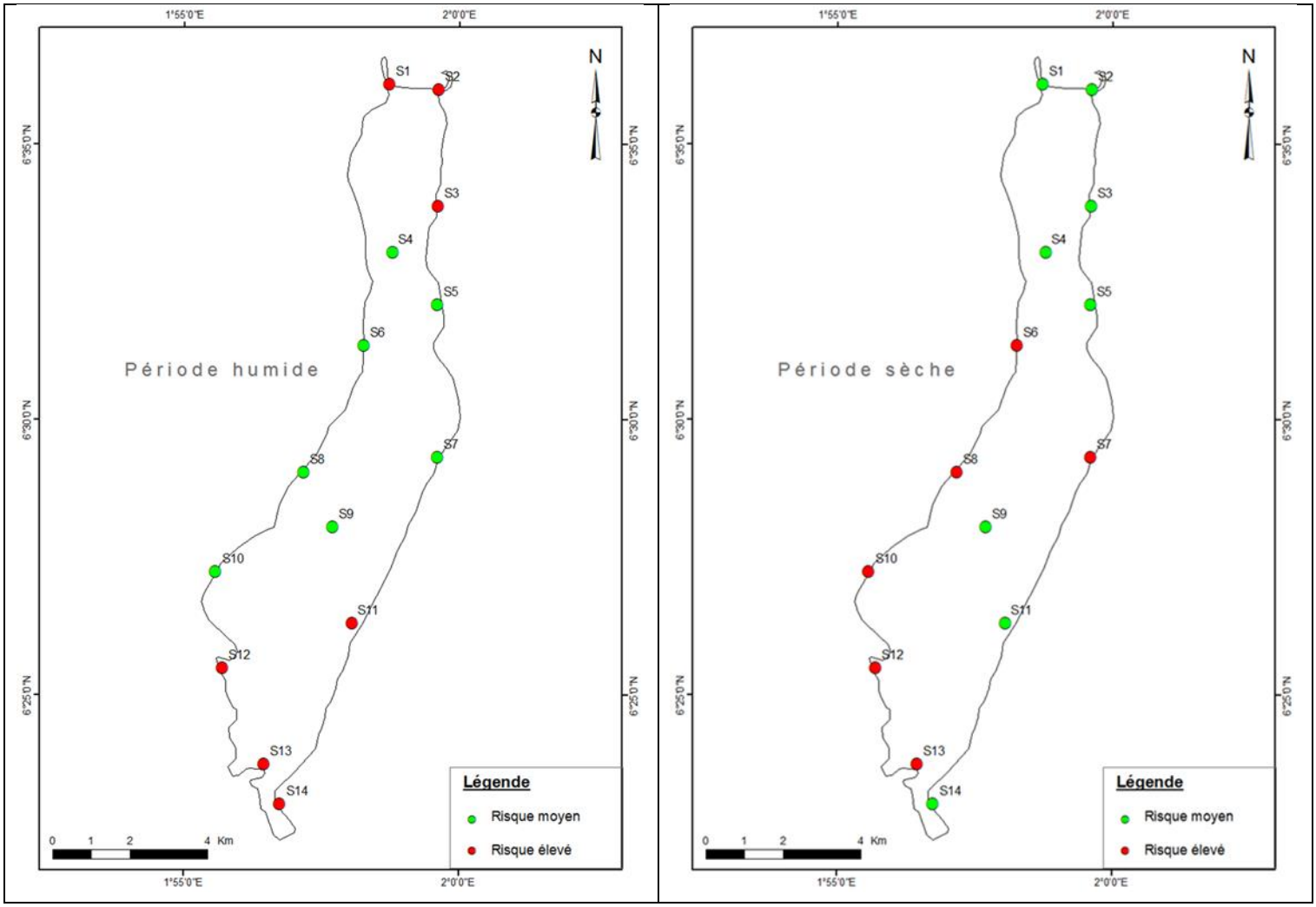


Figure 49 : Variation saisonnière du risque d'eutrophisation dans le lac Ahémé

6.2.2.4. Rapport N/P et Potentiel d'eutrophisation aquatique : AEP (N) – AEP (P)

Les eaux du lac Ahémé ont un rapport moyen N/P de 0,86. Cette valeur moyenne observée est inférieure au rapport de Redfield qui est de l'ordre de 16. Aucun site étudié ne présente de rapport N/P supérieur à celui de Redfield (Figure 50). Il s'avère que c'est l'azote qui est le facteur limitant de la croissance algale dans ce plan d'eau. Ces résultats concordent avec les rapports N/P de la lagune de Thau (Péna, 1989) où les fortes concentrations en phosphore donnent de faibles rapports N/P.

Sur les différents sites d'échantillonnage, l'AEP de l'azote varie de 0,35 à 16,72 mg/L alors que celui du phosphore oscille entre 0,77 et 5,6 mg/L (Figure 50). A l'exception des sites S12, S13 et S14, c'est le phosphore qui contribue le plus à l'eutrophisation potentielle des eaux du lac Ahémé. Ces valeurs de l'AEP viennent confirmer les observations faites précédemment concernant le rôle déterminant de l'azote dans la

limitation de la croissance algale de ce plan d'eau. Les eaux du lac Ahémé sont plus riches en phosphore qu'en azote, ce qui indique des apports anthropiques (eaux domestiques, agricoles et industrielles).

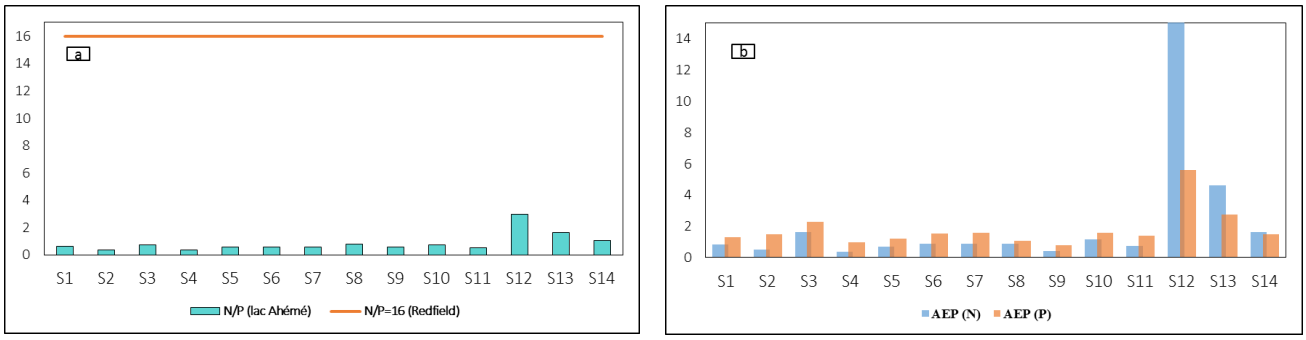


Figure 50 : (a) Rapport N/P dans les eaux du lac Ahémé; (b) potentiel d'eutrophisation aquatique lié à l'azote et au phosphore dans les eaux du lac Ahémé

6.2.3. Discussion

Les résultats de cette étude montrent qu'en saison sèche, tous les ions ont des teneurs élevées par rapport aux teneurs obtenues en saison des pluies. Mais les graphes de ces différents ions présentent généralement les mêmes allures au niveau des différents sites échantillonnés que ce soit en saison des pluies comme en saison sèche sauf au niveau des ions magnésium. Les plus faibles valeurs de tous ces différents éléments ont été observées au niveau du site 1 le plus au nord et le plus proche du fleuve Couffo. Par contre les eaux des sites du Sud, les plus proches de la mer sont les plus chargées en ces différents ions surtout pendant la période humide.

Les eaux du lac Ahémé en saison pluvieuse comme en saison sèche sont chlorurées sodiques, et les teneurs moyennes en ions suivent l'ordre décroissant suivant :

$Cl^{-} > Na^{+} > SO_4^{2-} > Mg^{2+} > Ca^{2+} > K^{+} > NO_3^{-}$.

Les teneurs en ions chlorure et sodium sont supérieures aux limites admissibles de la norme de l'OMS (250 mg/L pour le chlorure et 20 mg/L pour le sodium), que ce soit en saison des pluies ou en saison sèche par opposition au sulfate et au calcium, qui eux, 0présentent respectivement des valeurs inférieures aux limites admissibles de la norme de l'OMS (500 mg/L et 100 mg/L) seulement pendant la saison des pluies. Le magnésium et le potassium présentent aussi des valeurs supérieures aux limites admissibles de la norme de l'OMS (50 mg/L et 12 mg/L) pour l'ensemble des sites sauf sur S1 et S2 pour le magnésium et S1 pour le potassium en saison des pluies. D'après Didier (1995), le fait que les teneurs de magnésium par sites sont supérieures aux teneurs de calcium confirme l'influence des eaux marines sur le lac. Il ressort de l'analyse des résultats de ces éléments chimiques que l'eau du lac Ahémé est de mauvaise qualité.

Les concentrations minimales de tous les ions étudiés s'observent au nord du lac (sites S1 et S2) et les concentrations maximales au sud (sites S12 et S13 et S14). Les minima

peuvent être liés à l'effet de dilution dû à la période de pluie. Ils peuvent être également liés à la proximité du site S1 au fleuve Couffo qui déverse ses eaux moins salées dans le lac. Les maxima sont dûs à l'influence des eaux marines qui parviennent dans le lac via le chenal Ahô. Ces eaux sont les plus chargées en sels minéraux et donc présentent une conductivité élevée. Ces résultats sont en accord avec ceux de Dimon *et al.* (2014) où les eaux du Sud du lac Ahémé présentent une conductivité très élevée par rapport aux eaux du Nord qui ont une faible conductivité.

En ce qui concerne les éléments nutritifs, les teneurs en phosphores totaux observées au niveau des différents sites d'échantillonnage sont au-dessus de la limite admissible de la norme de qualité de base pour les eaux de surface ordinaires définie par l'IBGE (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement) qui est de 1mg/L. Ces observations sont contraires à celles des azotes totaux où leurs concentrations sont inférieures aux limites admissibles de la norme définie par l'IGBE pour les eaux des surfaces qui est de 6 mg/L. Toutefois, les concentrations d'azotes obtenues au niveau des différents sites échantillonnés suggèrent un risque ''moyen à élevé'' d'eutrophisation pour les eaux du lac Ahémé. Selon l'IBGE (2005), l'eutrophisation peut déjà se manifester à des concentrations relativement basses en phosphates (50 µg/l). Il ressort que le lac Ahémé est eutrophe et globalement, ces eaux sont plus riches en phosphore qu'en azote, ce qui indique des apports anthropiques (eaux domestiques, agricoles et industrielles).

6.2.4. Typologie spatio-temporelle des ions majeurs et des éléments nutritifs

L'ensemble des ions majeurs et des éléments nutritifs a été soumis à un traitement statistique ACP (analyse en composantes principales) en vue d'identifier les variables qui définissent la majorité de la minéralisation des eaux et la manière dont les ions s'associent. Cette méthode est largement utilisée pour interpréter les données hydrochimiques (Bennasser, 1997; El Morhit *et al.,* 2008). La matrice de corrélation et les projections dans les plans factoriels sont les deux résultats issus de cette analyse.

Tableau 19 : Matrice de corrélation entre les différents ions majeurs et les éléments nutritifs des eaux du lac Ahémé

	Cl-	SO4-	F-	HCO3-	Ca2+	Mg2+	Na+	K+	P-total	PO43-	NO2-	NO3-	NTK	NH4+
Cl-	1													
SO4-	**0,95*** **	1												
F-	-0,30	-0,19	1											
HCO3-	0,09	0,13	0,04	1										
Ca2+	**0,88*** **	**0,85*** **	-0,3	-0,06	1									
Mg2	**0,90*** **	**0,94*** **	-0,21	0,21	**0,73****	1								
Na+	**0,97*** **	**0,98*** **	-0,23	0,05	**0,87*** **	**0,95*** **	**1**							
K+	**0,87*** **	**0,89*** **	-0,19	-0,11	**0,81*** **	**0,83*** **	**0,92*** **	1						
P-total	**-0,57***	**-0,60***	-0,34	0,13	**-0,54***	**-0,58***	**-0,63***	-0,50	1					
PO43-	**-0,72****	**-0,67****	-0,08	0,003	**-0,67****	**-0,65****	**-0,73****	**-0,68****	**0,83*** **	1				
NO2-	0,5	0,37	-0,19	-0,29	0,45	0,36	0,43	0,44	-0,22	-0,34	1			
NO3-	0,29	0,36	-0,44	-0,29	**0,57***	0,16	0,35	0,45	-0,01	-0,12	0,05	1		
NTK	0,37	0,44	-0,32	-0,38	**0,59***	0,21	0,42	**0,54***	-0,07	-0,11	0,20	**0,92*** **	1	
NH4+	0,25	0,29	-0,18	-0,53	0,46	0,03	0,28	0,41	-0,14	-0,13	0,31	**0,78*** **	**0,92*** **	1

Les valeurs de la probabilité sont mentionnées (* : *(p*<0,05*)* ; ** : *(p*<0,01*)* ; *** : *(p*<0,001*)).*

L'examen de la matrice de corrélation des ions majeurs et des éléments nutritifs des eaux du lac Ahémé indique trois types de corrélation. Dans un premier temps, on observe un ensemble de variables qui présentent une corrélation très hautement significative entre eux. Il s'agit :

- des ions chlorure, sulfate, calcium, magnésium, sodium et potassium ;
- du phosphore total et le phosphate ;
- de l'azote total, le nitrate et l'ammonium.

Cette corrélation positive observée entre ces différents ions indique que ces éléments sont issus d'une même source.

Dans un second temps, une corrélation hautement significative entre le phosphate et les ions calcium, sodium, magnésium et potassium est observée.

Et enfin, une corrélation moyenne est observée entre le phosphore total, le phosphate, les chlorures et les sulfates d'une part et entre l'azote total, le calcium et le potassium d'autre part.

L'examen des résultats de l'analyse en composante principale de la matrice des données a permis de connaître les contributions des différentes composantes aux principaux axes. Ces résultats sont présentés au tableau 20. Ainsi, les deux premiers axes (1 et 2) expliquent 72,4 % de la variance totale.

Tableau 20 : Valeurs propres et pourcentage de contribution des axes

	F1	F2	F3	F4	F5
Valeur propre	7,3018	2,8234	1,4446	1,0174	0,5375
Variabilité (%)	52,2	20,2	10,3	7,3	3,8
% Cumulée	52,2	72,4	82,7	90	93,8

Dans le plan (F1, F2) (Figure 51), la première composante (F1) est définie par les ions chlorures, sulfates, magnésium, calcium, sodium et potassium. Tous ces éléments présentent une corrélation négative avec cet axe. Le deuxième axe est fortement corrélé du côté positif avec les hydrogénocarbonates. Alors que son côté négatif est défini par l'azote total, le nitrate et l'ammonium.

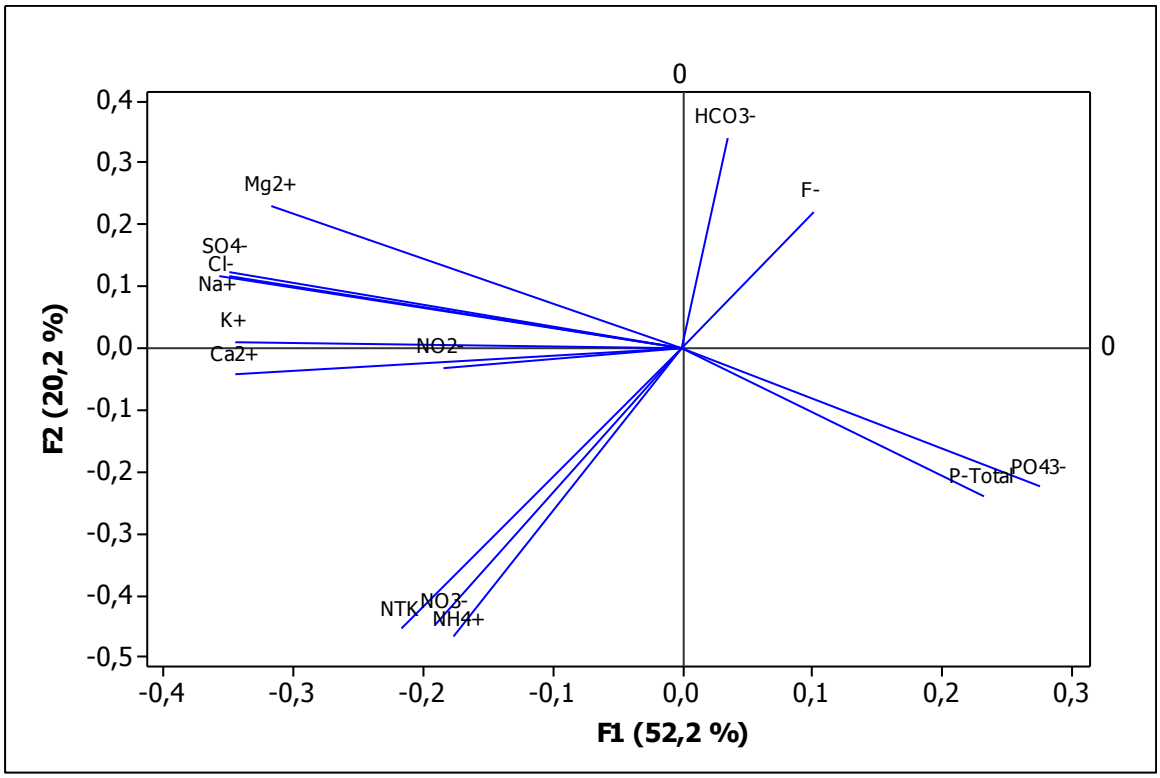


Figure 51 : Projection des ions majeurs dans l'espace des axes 1 et 2

L'analyse globale permet de définir une typologie dominée par l'individualisation de trois groupes de station GI, GII, GIII (Figure 52). Cette organisation dégage la position exacte des stations par rapport à leur situation.

Le groupe I comprend les sites en amont du lac (S1, S2). Ces sites sont caractérisés par une faible minéralisation causée principalement par le fleuve Couffo qui rejette ses eaux douces dans le lac.

Le groupe II est constitué des eaux minéralisées. Ces eaux présentent des valeurs moyennes à fortes en ces différents éléments ioniques qui proviennent des eaux marines

qui lui parviennent du Sud et des apports anthropiques (eaux domestiques, agricoles et industrielles).

Le groupe III comprend le site S12. Il représente une zone de très forte minéralisation causée principalement par les ions chlorures, sulfates, calciums, sodiums, potassiums et les éléments azotés. La présence de ces éléments en très fortes teneurs témoigne d'une part, de leur double origine marine et continentale et, d'autre part, de l'état confiné de cette zone.

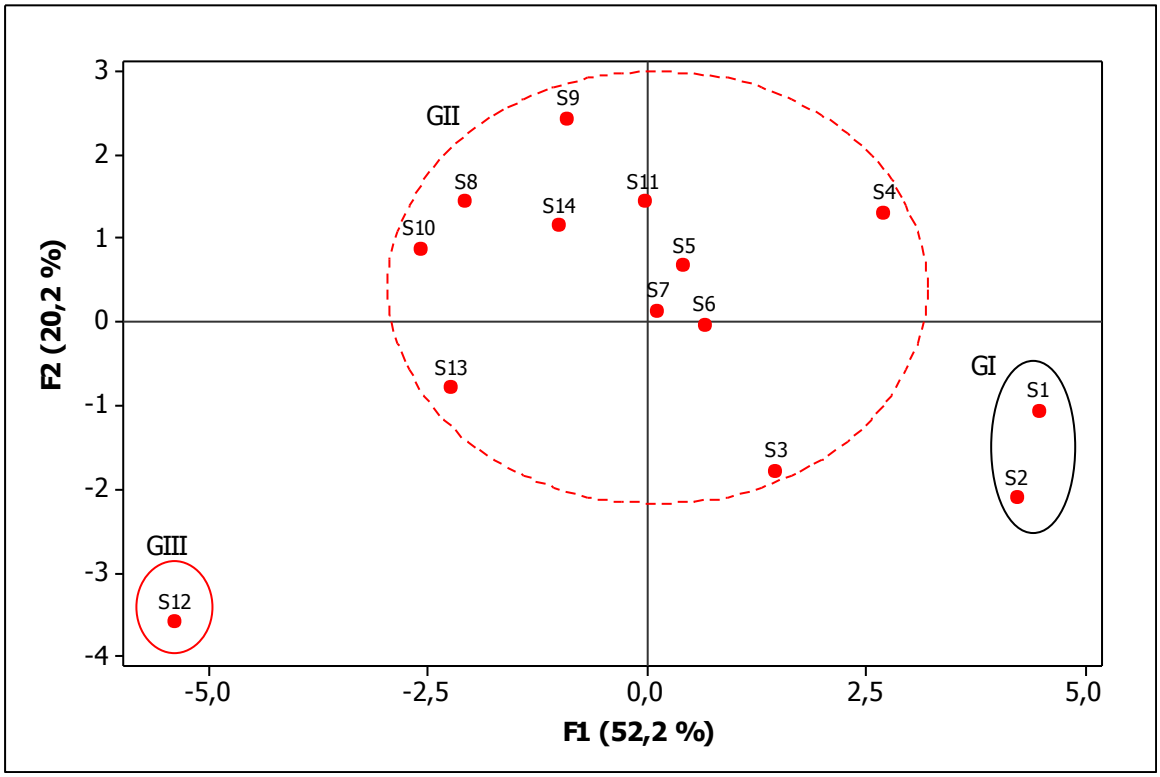


Figure 52 : Projection des différents sites d'échantillonnage sur les plans factoriels F1 et F2

6.3. Conclusion partielle

Les résultats de l'analyse des paramètres physico-chimiques des échantillons prélevés dans le lac Ahémé ont permis de faire un diagnostic de la qualité physico-chimique des eaux de surface du lac Ahémé. Le diagnostic a révélé la présence d'une importante charge organique et minérale, induite par les activités développées dans le lac et sur ces versants. Cette importante pollution organique est également liée à des rejets domestiques des populations riveraines.

A l'exception des deux sites les plus au Nord, le chimisme du lac Ahémé est sous l'influence des eaux marines qui lui parviennent du sud via le chenal Ahô. Ceci confirme les fortes teneurs de salinité, de TDS et de conductivité observées sur les sites les plus au sud du lac. L'apport océanique des éléments minéraux renforcés par leur contribution biogénique fait que les eaux du lac Ahémé présentent des signes de dégradation

importante, puisque la majorité des éléments minéraux étudiés dépassent les limites admissibles des normes de l'OMS et de l'IBGE. Les eaux du lac Ahémé sont très minéralisées et globalement eutrophes.

Chapitre 7 : Evaluation du niveau de pollution en éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé

Ce chapitre présente la variation spatiale et saisonnière des teneurs en éléments traces dans les compartiments eau-sédiment de l'écosystème aquatique du lac Ahémé. Il fait également ressortir à travers l'utilisation des indices géochimiques l'intensité de la contamination métallique des sédiments du lac Ahémé.

7.1. Variation spatio-temporelle des teneurs des éléments en traces dans le lac Ahémé

Dans l'écosystème aquatique du lac Ahémé, les teneurs des éléments en traces varient en fonction des sites d'échantillonnage et des saisons dans les eaux et les sédiments. Les valeurs brutes de dosage de ces éléments sont portées en annexe du présent document (Annexe 3).

7.1.1. Variation spatio-temporelle des teneurs des éléments en traces dans les eaux du lac Ahémé

Les résultats d'analyse des éléments en traces des eaux de surface du lac Ahémé pendant les deux (02) campagnes d'échantillonnage sont consignés dans le tableau 21.

Tableau 21 : Variation des teneurs des éléments en traces (mg/L) des eaux de surface du lac Ahémé

	Période humide			Période sèche			Norme : Eau superficielle (USEPA, 1991)
Éléments en traces	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	
Fer	7,16	1,03	2,94	3,94	0,79	1,88	0,3
Zinc	0,7	0,16	0,43	1,31	0,29	0,79	5
Arsenic	0,013	0,001	0,004	0,115	0,001	0,015	0,05
Plomb	0,29	0,1	0,18	0,32	0,1	0,17	0,05
Cadmium	0,31	0,04	0,12	0,028	0,002	0,013	0,005

Compte tenu des différences des teneurs observées au cours des deux campagnes, une description détaillée de chaque élément permettra de mieux apprécier leur variation spatiale et saisonnière.

7.1.1.1. Variation de la teneur en fer dans les eaux du lac Ahémé

Les concentrations en fer dans les eaux du lac Ahémé au niveau des différents sites varient de 1,2 à 7,16 mg/L pendant la saison des pluies et de 0,79 à 3,94 mg/L pendant la saison sèche (Figure 53). Les sites S6 et S9 présentent respectivement les teneurs les plus élevées et les plus faibles en fer dans les eaux du lac Ahémé au cours des deux

périodes d'échantillonnage. Ces différentes valeurs obtenues sur ces sites dépassent la limite admissible de la norme fixée par l'USEPA en 1991 qui est de 0,3 mg/L pour les eaux superficielles.

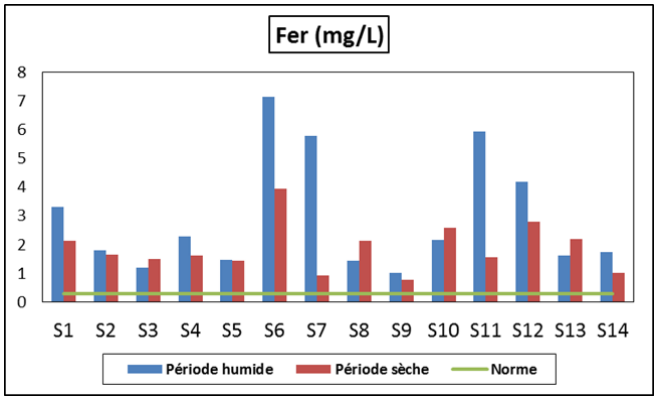


Figure 53 : Variation saisonnière du fer dans les eaux du lac Ahémé

7.1.1.2. Variation de la teneur en zinc dans les eaux du lac Ahémé

L'analyse de la figure 54 montre que les échantillons d'eau prélevés au cours de la saison sèche présentent des concentrations élevées en zinc sur tous les sites d'échantillonnage par rapport à ceux prélevés pendant la saison des pluies. Les plus fortes teneurs en zinc sont enregistrées sur S8 en période humide et S10 en période sèche. Les teneurs maximales enregistrées pendant ces deux périodes n'atteignent pas la valeur maximale admissible qui est fixée à 5 mg/L dans les eaux de surface (USEPA, 1991).

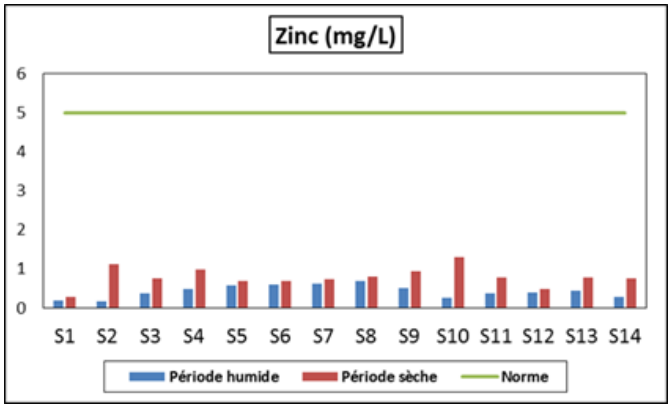


Figure 54 : Variation saisonnière du zinc dans les eaux du lac Ahémé

7.1.1.3. Variation de la teneur en arsenic dans les eaux du lac Ahémé

Les teneurs en arsenic se sont révélées en traces sur les sites S1, S2, S11 et S12 (inférieures à la limite de détection qui est de 0,001 mg/L) au cours des deux saisons (Figure 55). Pendant la saison des pluies, les fortes teneurs sont enregistrées au niveau des sites S6 (0,013 mg/L) et S10 (0,012 mg/L). En saison sèche, le site S5 présente la

valeur maximale (0,115 mg/L), qui dépasse la limite admissible de la norme fixée par l'USEPA en 1991 pour l'arsenic.

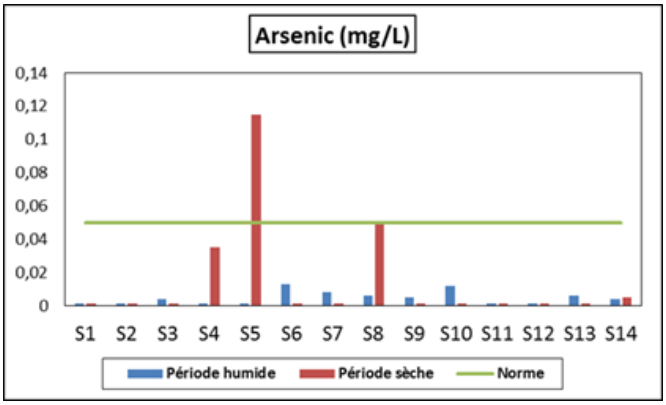


Figure 55 : Variation saisonnière de l'arsenic dans les eaux du lac Ahémé

7.1.1.4. Variation de la teneur en plomb dans les eaux du lac Ahémé

Les concentrations en plomb dans les eaux du lac Ahémé varient en fonction des sites et des périodes de prélèvement. Les plus grandes concentrations sont obtenues au niveau du site S1 en saison des pluies et au niveau du site S3 en saison sèche (Figure 56). Toutes ces valeurs enregistrées sont supérieures à la valeur maximale admissible qui est de 0,05 mg/L dans les eaux de surface (USEPA, 1991).

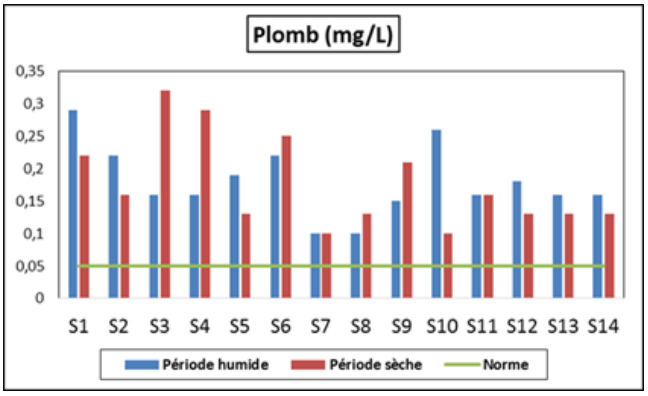


Figure 56 : Variation saisonnière du plomb dans les eaux du lac Ahémé

7.1.1.5. Variation de la teneur en cadmium dans les eaux du lac Ahémé

Les teneurs en cadmium observées au cours de la saison des pluies sont largement supérieures à celles observées en saison sèche sur l'ensemble des sites. Les plus grandes valeurs en cadmium sont observées sur S9 et S10 respectivement en saison sèche et en saison des pluies (Figure 57). Les valeurs moyennes en cadmium obtenues au cours des deux saisons dépassent la limite maximale admissible de la norme de l'USEPA (1991) qui est de 0,005 mg/L.

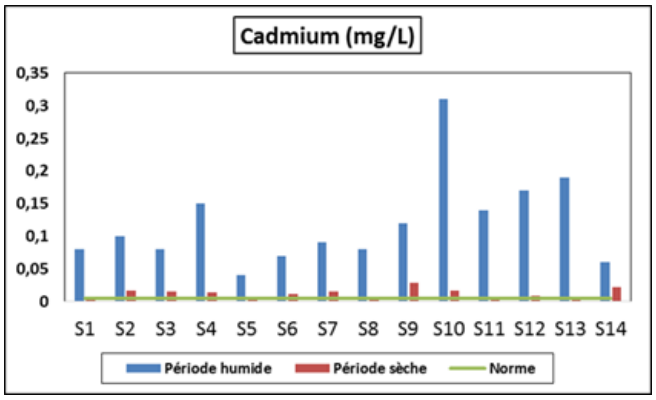


Figure 57 : Variation saisonnière du cadmium dans les eaux du lac Ahémé

7.1.2. Variation spatio-temporelle des teneurs des éléments en traces dans les sédiments du lac Ahémé

Les résultats d'analyses des éléments en traces dans les sédiments du lac Ahémé obtenus au cours des deux campagnes d'échantillonnage ainsi que les différentes normes de comparaison sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 22 : Variation des teneurs des éléments en traces (mg/kg) des sédiments de surface du lac Ahémé

	Période humide			Période sèche			Norme : (GESAMP, 1982)	Norme : (CCME,1998)	
Éléments en traces	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy		RPQS	CEP
Fer	10526,78	691,55	3689,17	12762	721	6224,92	41000		
Zinc	137,1	40,41	67,18	614	71	275,57	95	123	315
Arsenic	3,1	0	0,70	10,5	0	2,49	-	5,9	17
Plomb	92,6	8,36	44,46	45,63	2,78	28,76	19	35	91,3
Cadmium	3,5	0,53	1,22	3,27	0,33	1,42	0,11	0,6	3,5

Ce tableau révèle une grande variabilité des concentrations en éléments en traces que ce soit en période humide ou en période sèche. Un accent particulier est mis sur chacun de ces éléments afin de mieux apprécier leur distribution dans les sédiments du lac.

7.1.2.1. Variation de la teneur en fer dans les sédiments du lac Ahémé

Les teneurs en fer des sédiments du lac Ahémé varient d'un site à l'autre au cours des deux campagnes d'échantillonnage (Figure 58). La teneur moyenne en fer dans les sédiments obtenue au cours de la saison sèche (6224,92 mg/kg) est environ deux fois plus élevée que celle obtenue au cours de la saison des pluies (3689,17 mg/kg). Les

teneurs maximales sont observées au niveau des sites S10 et S14 respectivement pour les périodes humide et sèche.

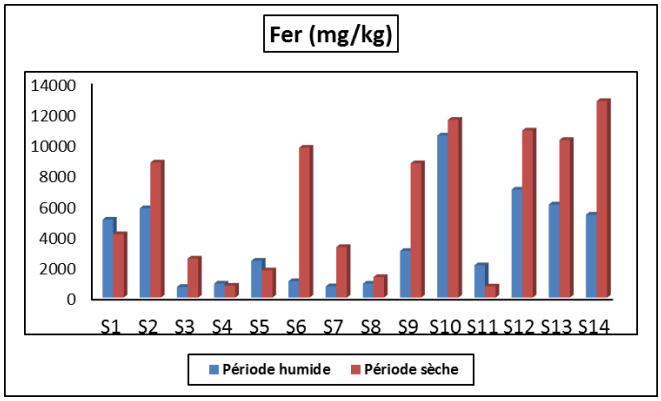


Figure 58 : Variation saisonnière du fer dans les sédiments de surface du lac Ahémé

7.1.2.2. Variation de la teneur en zinc dans les sédiments du lac Ahémé

Dans les sédiments de surface du lac Ahémé, le zinc présente des teneurs très élevées en saison sèche par rapport à celles obtenues en saison des pluies (Figure 59). Les teneurs maximales ont été identifiées sur S9 au cours des deux saisons. Seule la valeur moyenne obtenue au cours de la période sèche (275,57 mg/kg) dépasse la limite maximale admissible de la norme fixée par la GESAMP (1982) pour les sédiments qui est de 95 mg/kg.

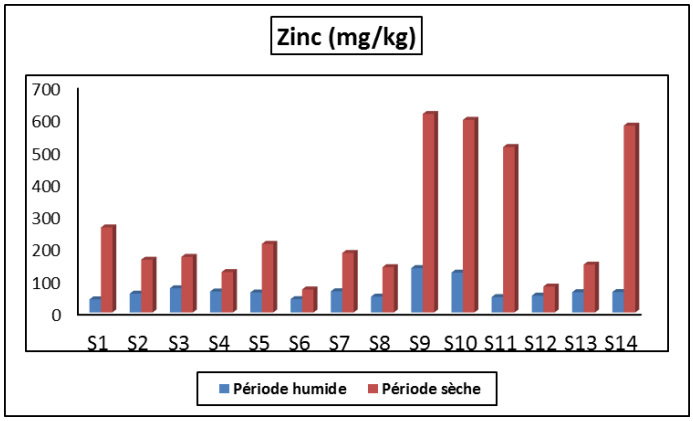


Figure 59 : Variation saisonnière du zinc dans les sédiments de surface du lac Ahémé

7.1.2.3. Variation de la teneur en Arsenic dans les sédiments du lac Ahémé

Les teneurs en arsenic dans les sédiments de surface du lac Ahémé se sont révélées en traces sur les sites S5, S6, S10 et S13 pendant la saison des pluies et S1, S4, S5, S6 et S8 pendant la saison sèche. Les plus fortes valeurs ont été observées sur S2 et S10 respectivement pour les périodes humide et sèche (Figure 60).

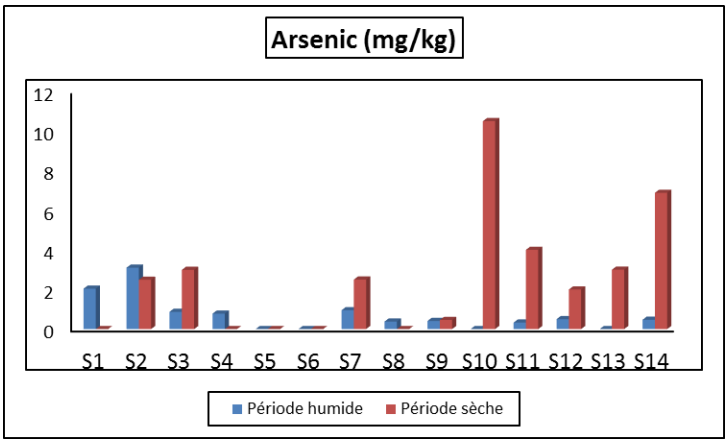


Figure 60 : Variation saisonnière de l'arsenic dans les sédiments de surface du lac Ahémé

7.1.2.4. Variation de la teneur en plomb dans les sédiments du lac Ahémé

Les concentrations en plomb dans les sédiments du lac Ahémé varient en fonction des sites et des périodes d'échantillonnage (Figure 61). La concentration moyenne obtenue en saison des pluies (44,46 mg/kg) est plus élevée que celle obtenue en saison sèche (28,76 mg/kg). Ces valeurs moyennes dépassent la limite maximale admissible de la norme fixée par la GESAMP (1982) pour les sédiments de surfaces qui est de 19 mg/L.

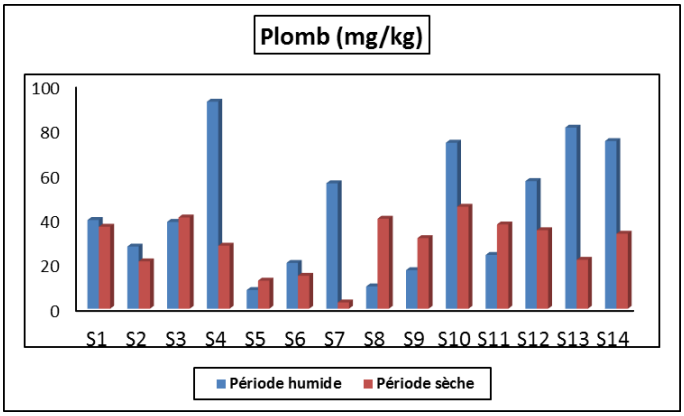


Figure 61 : Variation saisonnière du plomb dans les sédiments de surface du lac Ahémé

7.1.2.5. Variation de la teneur en cadmium dans les sédiments du lac Ahémé

Les concentrations en cadmium dans les sédiments du lac Ahémé au cours de la saison des pluies fluctuent entre 0,53 et 3,5 mg/kg (Figure 62). La valeur maximale est enregistrée sur le site S12 et la valeur minimale sur S5. En saison sèche, ces concentrations oscillent entre 0,33 et 3,27 mg/kg. La forte valeur est enregistrée sur S6 et la faible valeur sur S3. Quelle que soit la saison, les sédiments prélevés au sein du lac présentent des valeurs supérieures à la limite maximale admissible de la norme de la GESAMP (1982) fixée à 0,11 mg/kg.

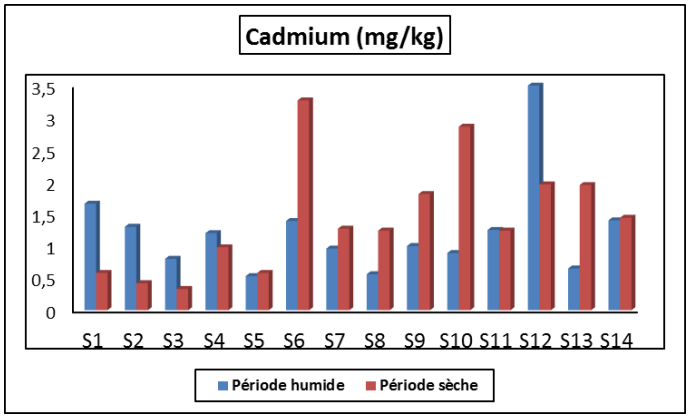


Figure 62 : Variation saisonnière du cadmium dans les sédiments de surface du lac Ahémé

7.1.3. Discussion

L'étude de la variation spatiale et saisonnière des teneurs en éléments en traces dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé montre que les teneurs maximales des différents éléments suivent l'ordre décroissant suivant : Fe>Zn>Cd>Pb>As dans les eaux et Fe>Zn>Pb>Cd>As dans les sédiments pendant la saison des pluies alors que durant la saison sèche on a l'ordre suivant : Fe>Zn>Pb>As>Cd aussi bien dans les eaux que dans les sédiments. On remarque qu'au cours de la saison des pluies, les répartitions des éléments en traces dans les eaux et les sédiments ne sont pas semblables. Le fer, par exemple, a des teneurs élevées dans l'eau, mais faibles dans les sédiments du site S6. L'effet inverse est observé pour le même élément sur le site S10 où les teneurs sont élevées dans les sédiments, mais faibles dans l'eau. Cette répartition différente du fer dans l'eau et les sédiments s'explique par le fait que le site S6 est plus réducteur que le site S10 ; le fer piégé dans la fraction réductrice du sédiment est relargué dans l'eau. Le fer du site S10 est davantage dans la phase particulaire, et celui de S6 dans la phase dissoute pendant la saison des pluies.

En comparant les teneurs en fer, zinc, arsenic, plomb et cadmium mesurées aux limites maximales admissibles, de la norme définie par l'agence de protection de l'environnement des Etats-Unis (USEPA, 1991) pour les eaux superficielles, on constate que, quelle que soit la saison, les teneurs en fer, plomb et cadmium dépassent les valeurs limites. Par contre, le zinc et l'arsenic se retrouvent à des concentrations plus faibles par rapport aux valeurs limites fixées par la norme à l'exception des sites S5 et S8 pour l'arsenic en saison sèche. Les concentrations élevées en fer, plomb, et cadmium observées dans les eaux sont dues à la mauvaise gestion des déchets solides et liquides dans les nombreux villages aux alentours du lac Ahémé et aux activités anthropiques notamment l'agriculture pratiquée sur ses versants et les méthodes prohibées de pêche

sur ce plan d'eau. Les fortes teneurs en fer observées dans la phase aqueuse sont également liées à la nature ferrallitique des sols du bassin versant du lac Ahémé.

Dans les sédiments et durant la saison sèche, le Zn est le seul élément qui présente une teneur moyenne supérieure à la limite maximale de la norme GESAMP. Quelle que soit la saison, les teneurs moyennes en plomb et cadmium sont toujours supérieures à la limite maximale admissible de la norme GESAMP. Les teneurs en fer et arsenic sont inférieures aussi bien aux valeurs guides des teneurs métalliques des sédiments non pollués (GESAMP, 1982) qu'aux valeurs limites de la norme canadienne des éléments en traces pour les sédiments des eaux douces. Les sédiments du lac Ahémé sont donc pollués en zinc, en plomb et en cadmium.

Comparé aux teneurs moyennes en éléments en traces obtenues dans le lac Bini (Tableau 23), un écosystème tropical influencé par les activités agricoles, les rejets des eaux usées domestiques et les décharges incontrôlées (Oumar *et al.*, 2014), le lac Ahémé parait moins pollué en cadmium, en plomb et en fer.

Tableau 23 : Comparaison des teneurs moyennes en métaux (mg/kg) dans les sédiments du lac Ahémé avec celles du lac Bini.

Ecosystèmes aquatiques	**Zn**	**Cd**	**Pb**	**As**	**Fe**	**Références**
Lac Bini (Cameroun)	43,52	5,12	65,43	-	87033,56	Oumar *et al.*, 2014
Lac Ahémé (Bénin)	171,37	1,32	36,61	1,59	4957,04	Présente étude

7.1.4. Typologie spatio-temporelle des éléments en traces dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé

Dans le but d'établir une relation entre les différents éléments en traces, un traitement statistique ACP (Analyse en Composante Principale) a été appliqué à la moyenne des teneurs en éléments en traces des eaux et des sédiments obtenue au cours des deux saisons. La matrice de corrélation et les projections dans les plans factoriels sont les deux résultats issus de cette analyse.

Tableau 24 : Matrice de corrélation entre les éléments traces métalliques des eaux et des sédiments du lac Ahémé

	Fe_e	Zn_e	As_e	Pb_e	Cd_e	Fe_s	Zn_s	As_s	Pb_s	Cd_s
Fe_e	1									
Zn_e	-0,153	1								
As_e	-0,395	0,383	1							
Pb_e	0,104	-0,316	-0,171	1						
Cd_e	-0,003	0,304	-0,298	-0,045	1					
Fe_s	-0,007	-0,133	-0,357	-0,058	0,563*	1				
Zn_s	-0,333	0,153	0,043	-0,091	0,38	0,346	1			
As_s	-0,138	0,047	-0,505	-0,104	0,577*	0,606*	0,556*	1		
Pb_s	-0,176	-0,085	-0,484	0,063	0,649	0,419	0,215	0,549*	1	
Cd_s	0,617*	-0,12	-0,366	-0,012	0,428	0,607*	0,014	0,109	0,248	1

La valeur de la probabilité est mentionnée (* : *(p<0,05)).*

La matrice de corrélation issue de l'ACP des éléments en traces déterminés dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé (Tableau 24) révèle que les différents éléments en traces étudiés ne présentent aucune corrélation entre eux dans l'eau de surface. Cependant, on observe une corrélation significative et positive entre certains éléments pour les deux compartiments considérés. Il s'agit des corrélations entre :

- Le fer dans l'eau et le cadmium dans les sédiments.
- Le cadmium dans l'eau et le fer, l'arsenic, le plomb dans les sédiments.
- Le fer, l'arsenic et le cadmium dans les sédiments
- Le zinc et l'arsenic dans les sédiments
- L'arsenic et le plomb dans les sédiments.

La projection des différents éléments et les différents sites d'échantillonnage sur le plan formé par les deux premières composantes principales (F1 et F2) est illustrée par les figures 63 et 64.

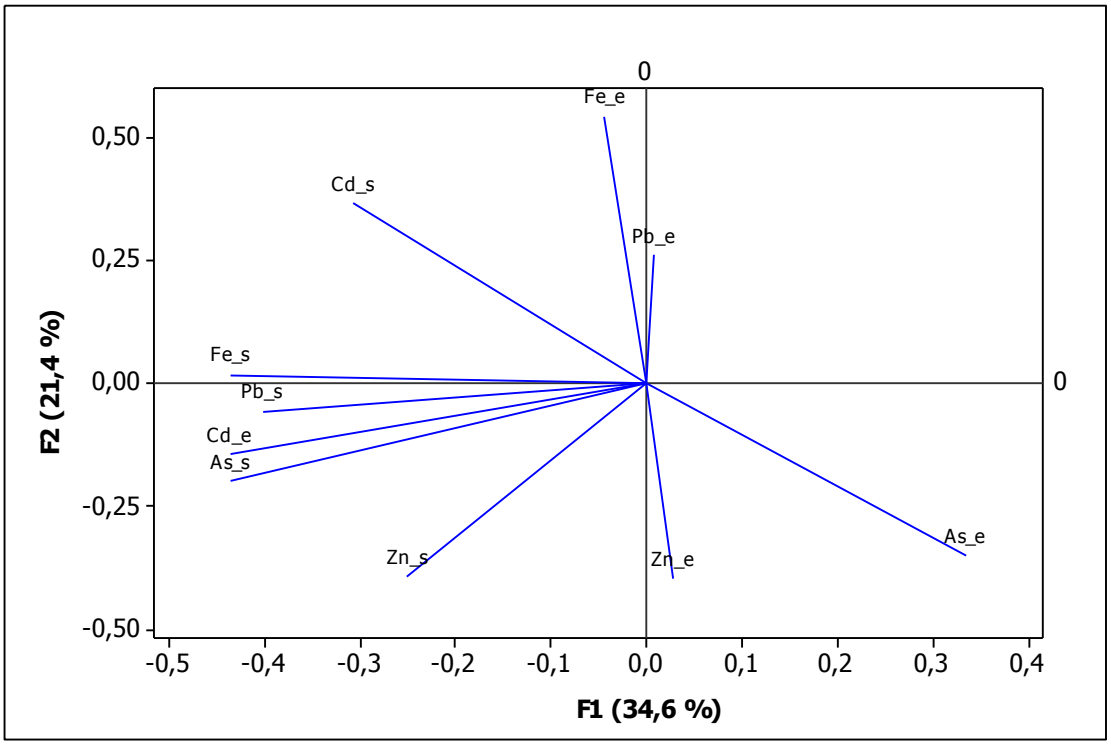


Figure 63 : Projection des éléments en traces des eaux et des sédiments dans l'espace des axes F1 et F2

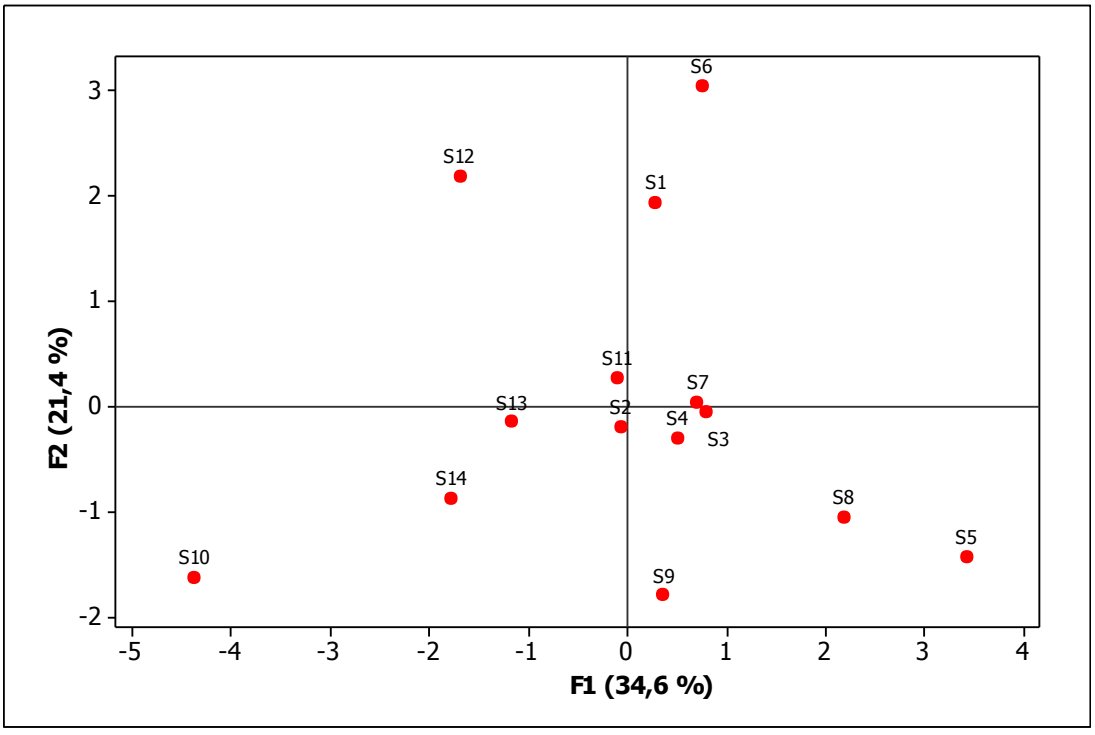


Figure 64 : Projection des sites d'échantillonnage des eaux et sédiments dans l'espace des axes F1 et F2

L'analyse de ces figures montre que les deux premiers axes expliquent à 56 % l'inertie totale des éléments en traces étudiés. L'axe F1 possède une variance de 34,6 % et est exprimé par l'arsenic et le cadmium dans l'eau et les sédiments, le fer et le plomb dans les sédiments. De ces éléments, seul l'arsenic dans l'eau est bien corrélé positivement avec l'axe F1. Sur cet axe, les sites S5 et S8 sont fortement concentrés en arsenic dans l'eau et s'opposent au site S10, qui présente de fortes concentrations pour tous les éléments en traces qui corrèlent négativement avec l'axe F1 (Figure 64). Le deuxième composant, l'axe F2, a une variance égale à 21,4 % et est constitué par le fer dans l'eau, le zinc dans l'eau et les sédiments. On note une corrélation positive du fer dans l'eau par opposition au zinc dans l'eau et les sédiments qui corrèlent négativement avec cet axe. Autrement dit, les sites qui enregistrent de fortes teneurs en fer dans les eaux possèdent de faibles valeurs en zinc dans les eaux et les sédiments et *vice versa*. Il s'agit des sites S1, S6 et S12 qui s'opposent aux sites S5, S8, S9 et S10 sur l'axe F2 (Figure 64).

7.2. Degré de contamination en éléments en traces des sédiments du lac Ahémé

Afin de fournir des indications sur la nature et l'intensité de la contamination dans les sédiments, le facteur d'enrichissement et l'index de géo accumulation ont été calculés. Ces deux éléments permettent de discriminer les apports anthropiques des sources naturelles et de définir l'intensité de la pollution. Ces différentes procédures géochimiques de normalisation ont été utilisées par plusieurs auteurs (Bloundi, 2005 ; N'Guessan, 2008 ; El Morhit, 2009 ; Yao *et al.*, 2009 ; Oumar *et al.*, 2014 ; Sahli *et al.*, 2014 ; Traoré *et al.*, 2014).

7.2.1. Enrichissement en éléments en traces dans les sédiments de surfaces du lac Ahémé

L'analyse des valeurs issues des facteurs d'enrichissements (FE) obtenues en saison des pluies et en saison sèche (Tableau 25) montre que :

- L'élément métallique zinc est enrichi dans de nombreux sites au niveau du lac Ahémé. Outre le site 8, qui est non enrichi en saison de pluie et les sites les plus en amont (S1, S2) et les plus en aval (S10, S11, S13, S14) du lac qui sont faiblement à modérément enrichis au cours des deux saisons, tous les autres sites sont fortement à extrêmement enrichis. Ces derniers sites reçoivent donc, des apports anthropiques de l'élément zinc.

- Quelle que soit la saison, l'arsenic est nullement à faiblement enrichi dans les sédiments du lac Ahémé sauf ceux des sites S3, S4 et S7 en saison des pluies et S3, S7, S10 et S11 en saison sèche. La source anthropique de cet élément est dominante à ces sites.

Tableau 25 : Variation saisonnière du Facteur d'enrichissement des éléments en traces dans les sédiments du lac Ahémé

	Zn		As		Pb		Cd	
	P H	P S	P H	P S	P H	P S	P H	P S
S1	3,12	25,00	6,22	0,00	14,24	16,20	101,31	107,37
S2	3,92	7,26	8,25	4,38	8,71	4,39	69,23	36,61
S3	42,27	26,53	19,43	18,22	102,00	29,26	357,34	99,92
S4	27,9	63,72	13,24	0,00	184,93	66,81	407,41	970,60
S5	10,07	46,96	0,00	0,00	6,35	12,92	68,43	248,52
S6	15,14	85,00	0,00	0,00	34,98	2,75	403,39	256,70
S7	35,06	21,93	20,09	11,77	139,57	1,54	406,11	298,54
S8	0,05	41,00	6,49	0,00	19,99	54,78	191,29	694,16
S9	17,70	27,52	2,09	0,81	10,33	6,58	102,04	146,23
S10	4,57	20,18	0,00	14,05	12,82	7,18	26,11	191,59
S11	8,85	277,66	2,43	85,68	20,85	95,01	184,30	1328,14
S12	2,89	2,88	1,10	2,85	14,80	5,88	154,20	139,17
S13	4,04	5,65	0,00	4,52	24,35	3,89	33,20	147,51
S14	4,58	17,71	1,35	8,33	25,30	4,75	80,28	85,93

P H : Période Humide, **PS** : Période Sèche

- Le plomb reste globalement plus enrichi dans les sédiments du lac Ahémé en saison des pluies qu'en saison sèche. A part les sites S2 et S5 en saison des pluies, tous les autres sites sont très fortement enrichis en plomb. Par contre, en saison sèche, seuls les sites S1, S3, S6 sont très fortement enrichis et les sites S4, S8, S11 extrêmement enrichis. Les sites très fortement à extrêmement enrichis présentent clairement des sources anthropiques de l'élément métallique plomb dans les sédiments du lac Ahémé.

- Le cadmium est enrichi dans la quasi-totalité des sédiments du lac Ahémé. Le niveau d'enrichissement de cet élément varie d'un enrichissement très fort à extrême que ce soit en saison des pluies ou en saison sèche. L'origine anthropique de cet élément prédomine dans l'écosystème aquatique du lac Ahémé.

Ces différentes observations ont permis de classer les éléments par ordre d'enrichissement suivant : Cd>>Pb>Zn>As en saison des pluies et Cd>>Zn>Pb>As en saison sèche. Il est connu que diverses activités anthropiques peuvent changer la dynamique d'un cours d'eau et ajouter une variation de la teneur d'éléments en traces métalliques (N'Guessan *et al.*, 2009). De plus, le Zn, le Pb et Cd sont des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain (Bennasser *et al.*, 2000 ; El Morhit *et al.*, 2008). Ce fort enrichissement de ces éléments métalliques dans les sédiments du lac Ahémé peut s'expliquer par des activités anthropiques, notamment l'agriculture à travers l'usage des intrants chimiques, les méthodes prohibées de pêche avec l'utilisation des pneus de véhicules pour constituer des pièges à poissons, les

déchets liquides constitués des eaux usées directement déversées dans le lac par les riverains, des déchets solides mal gérés avec pour conséquence le développement de nombreuses décharges non contrôlées sur les berges du lac et enfin les dépôts atmosphériques issus de la combustion des carburants liés au trafic routier.

7.2.2. L'index de géo-accumulation des sédiments de surface du lac Ahémé

Le tableau ci-dessous présente les résultats de l'index de géo-accumulation obtenus au cours de la période humide et sèche sur les différents sites d'échantillonnage du lac Ahémé.

Tableau 26 : Index de géo-accumulation des sédiments du lac Ahémé.

Sites	Igéo (Fe)		Igéo (Zn)		Igéo (As)		Igéo (Pb)		Igéo (Cd)	
	P H	P S	P H	P S	P H	P S	P H	P S	P H	P S
S1	-3,19	-3,49	-1,55	1,15	-0,55	0,00	0,63	0,52	3,46	3,25
S2	-2,99	-2,40	-1,02	0,46	0,04	-0,27	0,12	-0,26	3,11	2,79
S3	-6,06	-4,19	-0,66	0,54	-1,78	-0,01	0,60	0,67	2,41	2,45
S4	-5,67	-5,91	-0,86	0,07	-1,94	0,00	1,86	0,14	3,00	4,01
S5	-4,27	-4,71	-0,94	0,84	0,00	0,00	-1,61	-1,02	1,82	3,24
S6	-5,44	-2,25	-1,52	-0,74	0,00	0,00	-0,31	-0,79	3,21	5,75
S7	-5,98	-3,82	-0,85	0,63	-1,66	-0,26	1,14	-3,19	2,67	4,40
S8	-5,67	-5,12	-1,28	0,24	-2,98	0,00	-1,35	0,66	1,90	4,32
S9	-3,93	-2,41	0,21	2,37	-2,87	-2,70	-0,56	0,31	2,73	4,78
S10	-2,14	-2,00	0,05	2,33	0,00	1,81	1,54	0,84	2,56	5,57
S11	-4,46	-6,00	-1,32	2,11	-3,18	0,41	-0,08	0,56	3,06	4,37
S12	-2,72	-2,09	-1,19	-0,56	-2,58	-0,58	1,16	0,46	4,54	5,02
S13	-2,94	-2,17	-0,92	0,32	0,00	0,00	1,66	-0,22	2,11	5,02
S14	-3,10	-1,86	-0,91	2,28	-2,67	1,19	1,55	0,39	3,22	4,56

P H : Période Humide, **PS** : Période Sèche

Il ressort de ce tableau que les cinq éléments analysés pour les sédiments du lac Ahémé, seul le fer ne présente aucune contamination, quelqu'en soit la période.

- Le zinc montre une contamination globalement nulle à légère en saison des pluies alors qu'en saison sèche, il varie d'une contamination nulle à une contamination modérée à forte. 75 % des sites situés au sud du lac (S9, S10, S11 et S14) présentent une contamination élevée en période sèche.

- Quelle que soit la période, l'arsenic présente une contamination nulle à légère à l'exception des sites S10 et S14, de contamination modérée en période sèche.

- Le plomb montre globalement une contamination élevée tant en période humide que sèche. Cette contamination varie de nulle, légère à modérée.

- Le cadmium présente une forte à extrême contamination des sédiments au cours des deux périodes à l'exception du site S8, de contamination modérée.

Ces résultats confirment les observations faites précédemment avec les facteurs d'enrichissement. Des résultats similaires ont été obtenus par Oumar *et al.* (2014), dans le lac Dang au Cameroun où le cadmium présente un index de géo-accumulation qui varie d'une forte contamination à une contamination extrême.

7.3. Variation en profondeur des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé

Les teneurs en fer, zinc, arsenic, plomb et cadmium dans les sédiments des différentes carottes prélevées dans le lac Ahémé ont permis de calculer le facteur d'enrichissement pour chacun de ces éléments dans les différents niveaux des carottes. Pour mieux apprécier l'évolution en profondeur de la contamination de ces éléments dans les sédiments, le rapport (R) du facteur d'enrichissement des éléments en traces entre la surface et le fond des carottes a été déterminé. L'analyse des résultats obtenus (Tableau 27) montre que les sédiments de surface sont les plus enrichis en éléments en traces et il y a globalement une diminution de la concentration de ces éléments en fonction de la profondeur

Tableau 27 : Variation en profondeur du facteur d'enrichissement des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé

		C1	C2	C10	C12	C14
FE (Zn)	X1	24,99	7,26	20,18	2,88	17,71
	X2	15,16	3,91	11,07	2,62	16,78
	X3	8,35	4,40	5,50	2,22	9,02
	R	2,99	1,65	3,66	1,29	1,96
FE (As)	x1	0	4,38	14,04	2,84	8,32
	X2	0,51	2,02	4,01	1,00	8,15
	X3	0	2,00	4,2	0,55	5,41
	R	0	2,19	3,34	5,16	1,53
FE (Pb)	X1	16,19	4,38	7,18	5,88	4,77
	X2	9,69	2,26	4,86	5,73	4,48
	X3	28,1	14,33	1,79	1,30	4,14
	R	0,57	0,30	4,01	4,52	1,15
FE (Cd)	X1	43,85	14,68	76,66	55,83	35,02
	X2	10,24	8,10	30,46	20,02	30,84
	X3	0	20,47	7,62	10,98	27,08
	R	5,31	0,71	10,06	5,08	1,29

X1 = 0 m ; X2 = 0,25 m ; X3 = 0,5 m ; R= FE(Métal) surface / FE(Métal) base

Ce qui indique des rapports ''FE(M) surface / FE (M) base'' supérieurs à 1 à l'exception du plomb des carottes C1 et C2 et du cadmium contenu dans C2. Cette diminution de

l'enrichissement des éléments traces avec la profondeur peut se justifier de deux manières différentes :

-Dans un premier temps, il y a eu peu de migration d'éléments métalliques de la surface vers la profondeur.

-Dans un second temps, il y a un apport récent en éléments en traces provenant probablement des activités agricoles intensives qui, dans le but d'augmenter leur rendement, utilisent les fertilisants et les herbicides enrichis en éléments tels que le fer, le zinc et le cadmium. Les rejets d'eaux usées et les émissions issues du trafic routier ne sont pas à exclure.

L'absence de variation verticale croissante de la base vers le sommet des valeurs du facteur d'enrichissement des carottes C1 et C2 pour le plomb et la carotte C2 pour le cadmium montre que les apports actuels du fleuve Couffo sont insignifiants en ces deux éléments métalliques.

7.4. Variation en profondeur des éléments en traces dans les sédiments du bassin versant du lac Ahémé

Les sédiments des différentes carottes prélevées dans le bassin versant du lac Ahémé présentent des concentrations en fer, zinc, arsenic, plomb et cadmium qui varient en fonction des sites et des profondeurs (Tableau 28).

L'analyse des données de ce tableau montre qu'il y a une diminution des concentrations de ces éléments vers la profondeur des trois carottes prélevées hors lac. Ceci peut être lié à un apport métallique récent provenant probablement des activités anthropiques. Seules les teneurs en cadmium obtenues respectivement à tous les niveaux des carottes P1, P2, P3 et les teneurs en zinc des carottes P1 et P2 sont supérieures aux limites maximales admissibles de la norme GESAMP définie en 1982. Les teneurs en fer, arsenic et plomb sont inférieures aussi bien aux valeurs guides des teneurs métalliques des sédiments non pollués (GESAMP, 1982) qu'aux valeurs admises par la norme canadienne des éléments en traces pour les sédiments des eaux douces. Les sédiments des bassins versants du lac Ahémé sont donc pollués en zinc et cadmium.

Tableau 28 : Variation en profondeur des teneurs en éléments en traces des sédiments des carottes prélevées dans le bassin versant du lac Ahémé

		P1	**P2**	**P3**
Fe (mg/kg)	X1	13622	9731	8501
	X2	8731	7598	8019
	X3	6291	7019	7397
Zn (mg/kg)	X1	401	622	76
	X2	167	223	32
	X3	97	119	21
As (mg/kg)	X1	0,5	5,6	1,1
	X2	0	1	0
	X3	0	0,00	0
Pb (mg/kg)	X1	12,7	18,24	16,1
	X2	8,2	8,00	9,4
	X3	2,1	3,60	1,97
Cd (mg/kg)	X1	8,1	6,31	0,80
	X2	6,2	4,82	0,30
	X3	1,25	2,01	0,15

X1 = 0 m ; X2 = 0,25 m ; X3 = 0,5 m

En comparant les teneurs de ces éléments en traces obtenues au sommet des carottes par rapport aux teneurs obtenues en saison sèche au niveau des sites d'échantillonnage les plus proches de ces carottes dans le lac (sites S1, S4 et S6 pour la carotte P1 ; sites S7, S9 et S11 pour la carotte P2 et les sites S12, S13 et S14 pour la carotte P3), les teneurs en fer, zinc, arsenic et cadmium sont très élevées dans les sédiments des niveaux supérieurs des carottes P1 et P2 et faibles dans la carotte P3 par rapport aux teneurs des sédiments des sites les plus proches de ces carottes dans le lac. Quant au plomb, il présente des teneurs élevées au sommet des carottes P2 et P3, mais faibles au niveau de P1 par rapport aux teneurs observées dans les différents sites les plus proches de ces carottes dans le lac. Il en ressort que l'enrichissement en éléments en traces des sédiments du lac Ahémé provient de trois différentes sources.

La première source est agricole et affecte les teneurs en zinc et en cadmium dans les sédiments du lac Ahémé. L'importante teneur de cadmium notée dans les sédiments est sûrement apportée par les fertilisants, certainement ceux contenant des phosphates qui sont particulièrement connus pour leur association avec le cadmium (Avril, 1992 ; Miao *et al.*, 2006 ; N'Guessan *et al.*, 2009 ; Metahri, 2012). L'intense pratique agricole observée sur les plateaux bordiers du lac Ahémé avec utilisation anarchique des engrais chimiques (NPK et urée), des insecticides (Endosulfan et Dimethoate) et des herbicides (Decis T258, 75 et Cypercal D) pour améliorer le rendement justifie les fortes teneurs en cadmium et zinc observées dans les sédiments des niveaux supérieurs des carottes P1 et P2 situées sur les plateaux (Amoussou, 2010). Le lac Ahémé étant très encaissé,

l'érosion des plateaux à fortes pentes par les eaux de ruissellement draine une bonne partie de ces éléments en traces soit directement au lac, soit par infiltration dans les horizons du sol.

La deuxième source est constituée d'une part, par les déchets solides et liquides déversés directement ou *via* les collecteurs d'eau dans le lac par les populations riveraines et d'autre part, par les dépôts atmosphériques qui affectent les concentrations naturelles des éléments comme le plomb, le zinc et l'arsenic. Ces éléments émis dans l'atmosphère par les activités industrielles et le trafic automobile parviennent dans le bassin versant du lac Ahémé suite aux dépôts atmosphériques humides ou secs *via* la pluie. Ceci est en relation avec les très fortes teneurs en plomb de la carotte P3 située au sud du lac, une zone non loin de la route nationale inter-état Cotonou-Lomé où le trafic routier est dense.

La troisième source est essentiellement liée à la dynamique hydro-sédimentaire actuelle du lac Ahémé, les résultats obtenus dans le chapitre 5 de la présente étude ont montré que l'essentiel des apports sédimentaires se fait par le sud du lac et que les apports du bassin versant du fleuve Mono et les apports d'origine marine prédominent dans le lac. Les teneurs moins élevées en fer, zinc, arsenic et cadmium obtenues au sommet de la carotte P3 située au sud du lac par rapport aux teneurs observées sur les sites S12, S13 et S14 en témoignent. Notons que ces éléments en traces sont également drainés par les eaux en provenance du fleuve Mono, de la lagune côtière et de l'océan Atlantique dans le lac Ahémé *via* le chenal Ahô.

7.5. Conclusion partielle

Les résultats obtenus montrent des teneurs élevées en fer, plomb et cadmium dans les eaux par rapport aux limites maximales admissibles de la norme de l'USEPA (1991) pour les eaux de surface. Dans les sédiments, les concentrations des éléments en traces présentent des niveaux élevés pour le zinc, le plomb et le cadmium. Les valeurs du FE montrent un enrichissement allant de nul à extrême au cours des deux saisons pour l'ensemble de ces éléments, à l'exception du cadmium qui varie entre un enrichissement très fort à extrême. Les niveaux de contamination obtenus par l'Igéo suggèrent que le fer ne présente aucune contamination alors que le cadmium présente une forte à extrême contamination au cours des deux saisons. Les autres éléments en traces (Zn, As, Pb) montrent des niveaux de contamination nulle à modérée. Les principales sources de dégradation de cet écosystème sont liées à la pression anthropique et à la croissance démographique des populations riveraines.

Chapitre 8 : Spéciation chimique et biodisponibilité des éléments en traces dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé

Ce chapitre présente un aperçu des différentes formes chimiques des éléments en traces étudiés dans les compartiments eaux et sédiments de l'écosystème aquatique du lac Ahémé.

8.1. Spécification chimique et biodisponibilité des éléments en traces dans les eaux du lac Ahémé

Dans les eaux du lac Ahémé, la biodisponibilité dépend des différentes formes chimiques des éléments en traces.

8.1.1. Spécification chimique des éléments en traces dans les eaux du lac Ahémé

La variation spatiale et saisonnière des différentes espèces chimiques des éléments traces métalliques des eaux du lac Ahémé a été déterminée à l'aide du modèle WHAM7 (Windermere Humic Aqueous Model, version 7.0.5)

8.1.1.1. Spéciation du Fer dissous du lac Ahémé

Plusieurs formes physicochimiques de fer ont été mises en évidence dans les eaux de surface du lac Ahémé. Il s'agit du fer libre (Fe^{2+}), du fer lié à la phase particulaire (P-B-Fe) et du fer complexé à des ligands inorganiques : ($Fe_2HCO_3^+$, Fe_2HPO_4 , Fe_2OH^+, Fe_2Cl^+, Fe_2SO_4, Fe_2CO_3) (Figure 65).

La répartition du fer selon les différentes formes varie avec une amplitude importante aussi bien en fonction des saisons que des différents sites d'échantillonnage. En saison des pluies, le fer se retrouve pratiquement sous sa forme libre (62 % à 82 %) (Figure 65h et g). Au cours de cette même saison, les complexes inorganiques fluctuent entre 10 % et 35 % alors que les complexes P-B-Fe représentent la plus petite portion et varient entre 2 % et 13 % (Figure 65j et b). En saison sèche, la part de l'ion libre varie entre 19 % et 73 % (Figure 65k' et a'), les complexes P-B-Fe varient entre 1 % et 14 % (Figures 65k' et f') alors que les complexes inorganiques fluctuent entre 24 % et 81 %**.** On observe donc une nette variation du fer libre et du fer complexé inorganique au cours des deux saisons. Par contre, le fer lié à la phase particulaire reste similaire au cours des deux périodes.

En saison sèche, le fer forme principalement des complexes inorganiques avec les carbonates (Fe_2CO_3) à près de 62 % des complexes inorganiques totaux. Ensuite viennent respectivement les sulfates de fer (14 %) et les ions hydrogénocarbonates de fer (11 %) et chlorure de fer (11 %). Au cours de la période humide, les carbonates (Fe_2CO_3) présentent également un pourcentage relativement élevé (33 %) des complexes inorganiques totaux. Les hydrogénocarbonates de fer et les chlorures de fer viennent ensuite avec un pourcentage de 24 % et enfin les sulfates de fer (19 %).

De tous les différents points échantillonnés, les eaux des sites S1 et S14 sont ceux qui présentent des taux élevés (73 %) d'ion libre Fe_2^{2+} et se révèlent comme étant les sites les plus pollués en fer sur le lac Ahémé par opposition au site S11 qui présente la faible proportion de Fe_2^{2+} (19 %) et donc peut être le moins toxique en fer (Figures 65k' et a'). En période humide, les sites S7 et S8 sont respectivement les sites les plus (82 %) et les moins (62 %) chargés en fer libre (Figures 65h et g).

8.1.1.2. Spéciation du Zinc dissous du lac Ahémé

Tout comme le Fer, la distribution des différentes formes chimiques du zinc dans les eaux du lac Ahémé varie d'un site à un autre et d'une saison à une autre (Figure 66). Les espèces chimiques relevées sont celles de l'ion libre (Zn^{2+}), du zinc particulaire (P-B-Zn) et du zinc complexé à des ligands inorganiques ($ZnOH^+$, $Zn(OH)_2$, $ZnSO_4$, $ZnCO_3$, $ZnCl^+$, $ZnHCO_3^+$) (Figure 66).

La fraction libre Zn^{2+} varie entre 20 % et 50 % (Figures 66d' et a'), celle liée à la phase particulaire oscille entre 6 % et 59 % (Figure 66k' et f') alors que celle liée aux complexes inorganiques se trouve entre 20 % et 72 % au cours de la période sèche. En saison des pluies, le zinc se retrouve beaucoup plus sous sa forme libre Zn^{2+} (39 % à 60 %) (Figures 66b et g). Au cours de cette période humide, la part des complexes inorganiques varie entre 15 % et 36 % alors que celle liée à la phase particulaire fluctue entre 9 % et 42 % (Figures 66g et b).

Parmi les complexes inorganiques, le zinc présente une très forte affinité avec les ions hydrogénocarbonates ($ZnHCO_3^+$) au cours des deux saisons (plus de 50 % et 71 % des complexes inorganiques totaux respectivement en période sèche et humide).

Les sites S1 (50 %) et S7 (60 %) sont ceux qui présentent une quantité importante de Zn^{2+} libre respectivement en période sèche et en période humide et paraissent les plus toxiques. Par contre, les sites S3 et S4 (20 %) présentent une faible quantité en période sèche et S2 (39 %) en période humide et sont les moins toxiques.

8.1.1.3. Spéciation du Plomb dissous du lac Ahémé

L'ion libre Pb^{2+}, du plomb complexé à des ligands inorganiques tels que le $PbHCO_3^+$, $PbOH^+$, $PbSO_4$, $PbCl^+$, $PbCl_2$, $PbCO_3$, $Pb(CO_3)_2[^{2-}]$ et le plomb complexé à la phase particulaire (P-B-Pb) sont les différentes espèces chimiques du plomb identifiées dans les eaux du lac Ahémé (Figure 67).

L'analyse de la distribution de ces différentes espèces chimiques du plomb au cours des deux saisons montre qu'à l'exception des sites S9 et S11 en saison sèche, le plomb se trouve en majorité complexé à la phase particulaire sur tous les autres sites (entre 53 % et 90 % en saison sèche (Figures 67d' et f') et entre 44 % à 90 % en saison de pluie (Figures 67f et b)). Le plomb présente donc une très forte affinité avec la matière

organique dissous. En saison sèche, la part du Pb^{2+} libre varie entre 0 % et 4 % alors que celle liée aux complexes inorganiques oscille entre 11 % et 46 % à l'exception des sites S9 et S11 qui présentent des taux relativement élevés de complexes inorganiques. Pendant la période humide, la fraction libre du plomb varie de 2 % à 7 % alors que celle liée aux complexes inorganiques fluctue entre 8 % et 54 %.

Il est important de mentionner que parmi ces complexes inorganiques, le plomb présente une affinité plus élevée aux carbonates (plus de 77,14 % de $PbCO_3$ en saison sèche et 63,15 % de $PbCO_3$ en saison des pluies).

Signalons également que le plomb peut se révéler très peu toxique dans les eaux du lac Ahémé, car sa forme libre Pb^{2+} est quasiment nulle sur plusieurs sites, notamment S3, S4, S5, S6, S11 et S12 en saison sèche (Figures 67c', d', e', f', k' et l'). Ceci peut être dû à l'accumulation du plomb dans les sédiments (cette hypothèse reste à vérifier après spéciation du plomb dans les sédiments du lac Ahémé).

8.1.1.4. Spéciation du cadmium dissous du lac Ahémé

Plusieurs espèces chimiques du cadmium ont été révélées dans les eaux de surfaces du lac Ahémé. On note entre autres le cadmium libre (Cd^{2+}), du cadmium lié à la phase particulaire (P-B-Cd) et du cadmium complexé à des ligands inorganiques ($CdOH^+$, $Cd(OH)_2$, $CdSO_4$, $CdCl^+$, $CdCl_2$, $CdHCO_3^+$, $CdCO_3$, $Cd(CO_3)_2^{2-}$) (Figure 68).

La proportion de ces différentes espèces varie d'un site à un autre et d'une saison à une autre. La plus grande partie du cadmium se trouve lié au complexe inorganique et notamment aux chlorures, dont le $CdCl^+$ (57 % à 63 % en saison sèche (Figures 68f'et a') et 58 % à 64 % en saison de pluie (Figures 68a et c, d, e, f, g, m, n)) et le $CdCl_2$ (17 % à 32 % en saison sèche (Figures 68d et l) et 7 % à 31 % en saison de pluie (Figures 68a et j)). Le cadmium libre oscille entre (7 % et 15 % en saison sèche et 8 % et 26 % en saison de pluie) tandis que le cadmium lié à la phase particulaire présente une faible proportion au cours des deux saisons et varie entre (1 % à 9 %) au niveau des différents sites.

Les sites S1 et S2 montrent des teneurs élevées en ions Cd^{2+} libres au cours des deux saisons (Figures 68a, a' et b, b'). Ces sites paraissent comme étant les plus toxiques et par conséquent, peuvent présenter beaucoup de risques pour les organismes aquatiques.

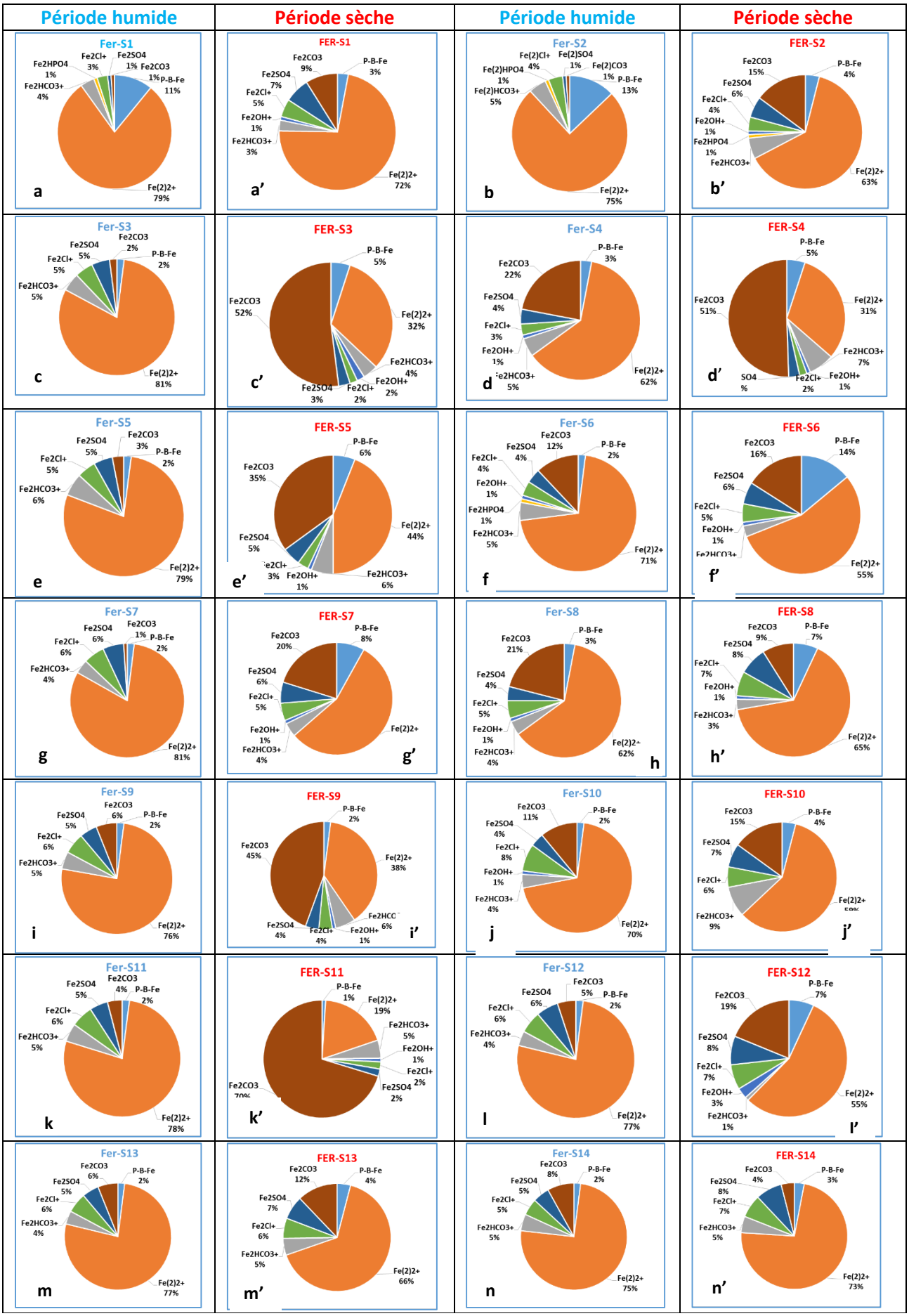


Figure 65 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du fer dissous du lac Ahémé

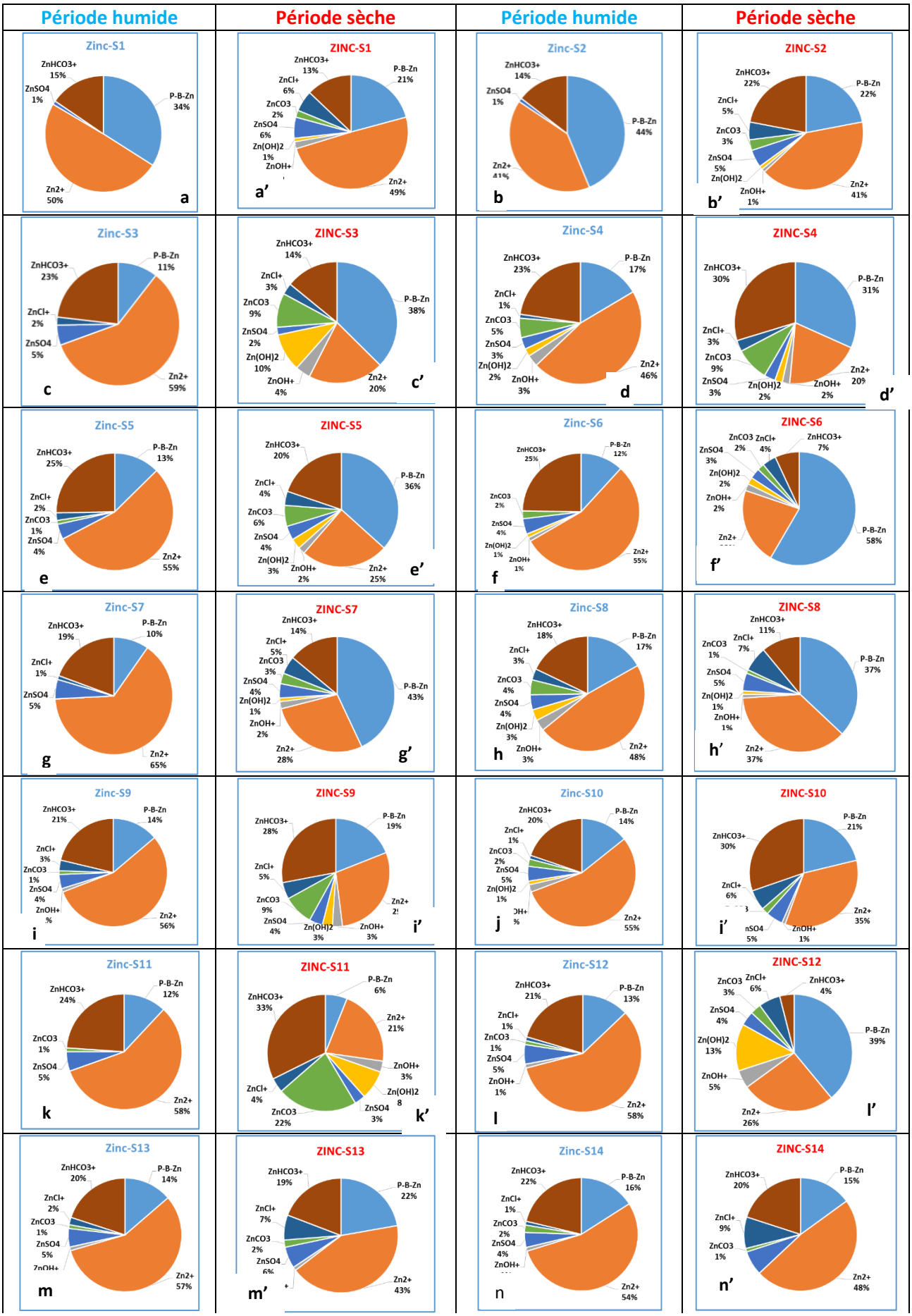


Figure 66 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du zinc dissous du lac Ahémé

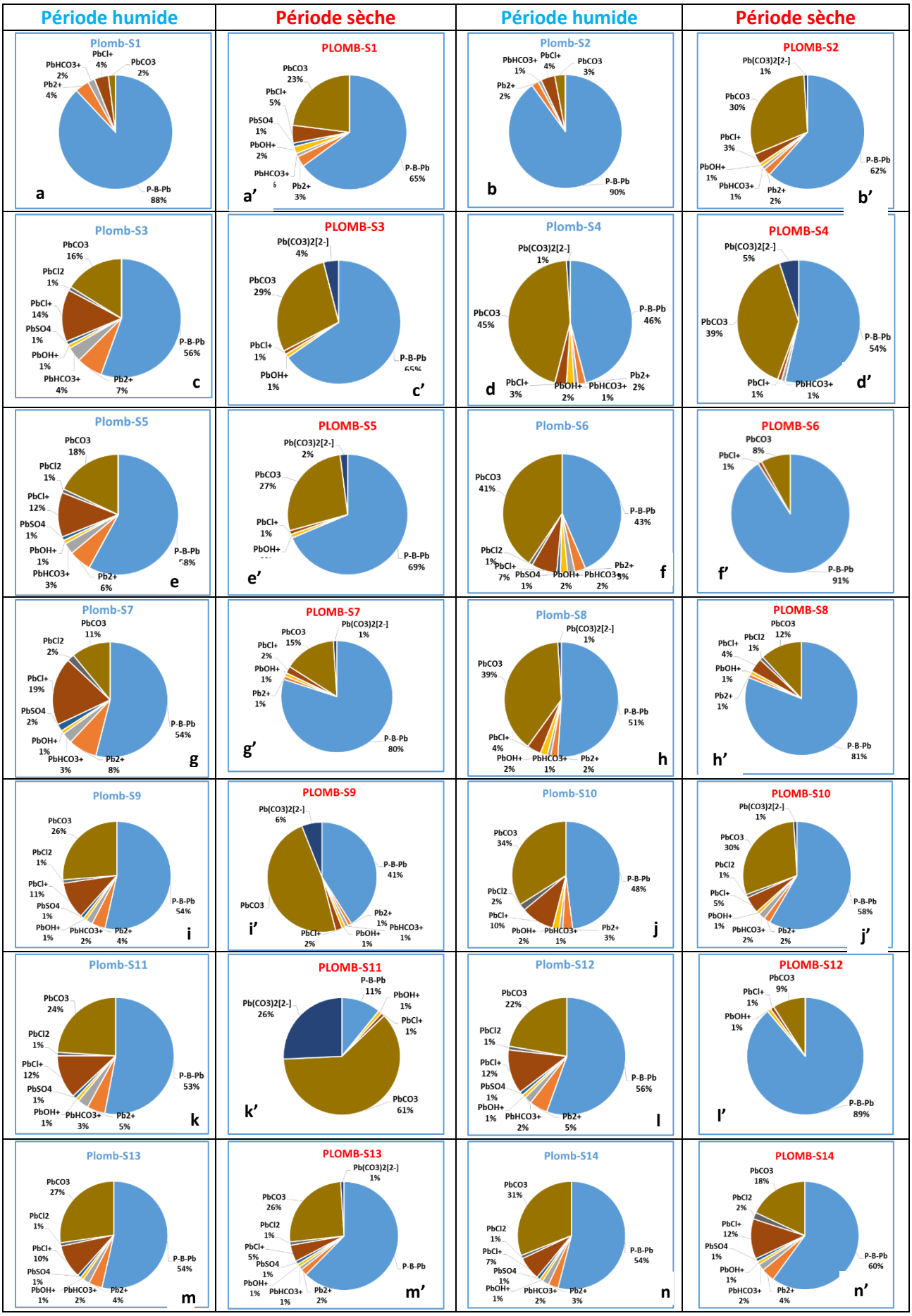


Figure 67 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du plomb dissous du lac Ahémé

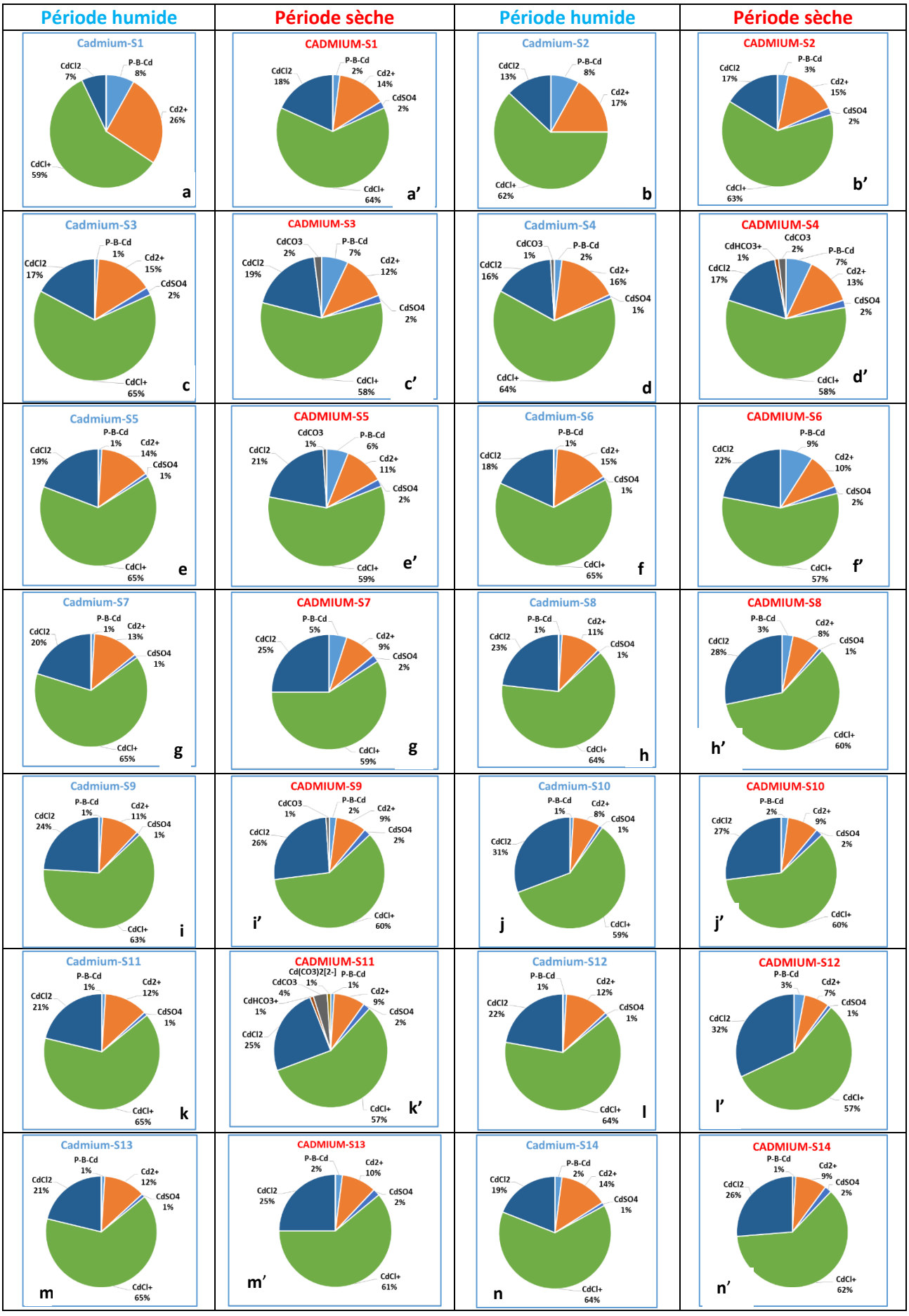


Figure 68 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du cadmium dissous du lac Ahémé

8.1.2. Fraction biodisponible des éléments en traces des eaux du lac Ahémé

La biodisponibilité des éléments traces métalliques des eaux du lac Ahémé varie en fonction des sites et des saisons (Tableau 29).

Tableau 29 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration biodisponible du Fer, Zinc, Plomb et Cadmium dans les eaux du lac Ahémé (en %)

	Fe Bio		Zn Bio		Pb Bio		Cd Bio	
Station	P H	P S	P H	P S	P H	P S	P H	P S
S1	92%	99%	71%	84%	30%	48%	93%	97%
S2	91%	98%	62%	82%	28%	50%	94%	96%
S3	97%	96%	87%	69%	55%	48%	98%	94%
S4	98%	95%	84%	75%	63%	57%	98%	94%
S5	97%	95%	85%	71%	54%	45%	98%	95%
S6	98%	89%	84%	54%	66%	27%	98%	93%
S7	99%	93%	86%	66%	57%	36%	98%	96%
S8	98%	95%	82%	70%	59%	35%	98%	97%
S9	97%	97%	84%	85%	57%	67%	99%	98%
S10	98%	97%	81%	82%	62%	54%	100%	98%
S11	97%	100%	83%	94%	58%	92%	98%	100%
S12	97%	95%	83%	69%	55%	29%	98%	98%
S13	97%	96%	85%	81%	57%	51%	98%	98%
S14	97%	98%	82%	88%	57%	52%	98%	98%
Moyenne	97%	96%	81%	77%	54%	49%	98%	97%

P H : Période Humide ; P S : Période Sèche ; Bio : Biodisponible

Ces éléments traces métalliques sont plus bio-disponibles dans les eaux du lac Ahémé en saison des pluies qu'en saison sèche. L'ordre de biodisponibilité de ces éléments métalliques dans les eaux de surface du lac Ahémé en allant du plus disponible vers le moins disponible est le suivant : Cd > Fe > Zn > Pb. De même, il est important de souligner que, près de la quasi-totalité du cadmium (97 % en période sèche et 98 % en période humide) est biodisponible dans les eaux au cours des deux saisons. Le cadmium est donc l'élément le plus biodisponible par opposition au plomb, qui est l'élément le moins biodisponible dans les eaux du lac Ahémé (Figure 69).

Ces résultats corroborent ceux de Pétré (2008), qui trouve que parmi les métaux traces (Cu, Zn, Cd et Pb) des eaux de la Seine en France, le plomb est l'élément le moins biodisponible.

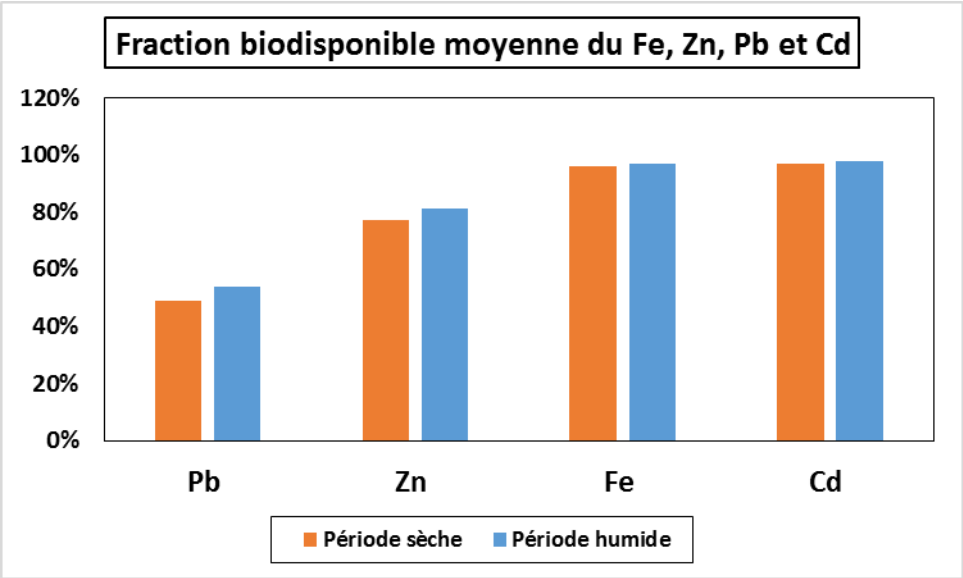


Figure 69 : Variation saisonnière de la fraction biodisponible moyenne (%) du fer, zinc, plomb et du cadmium dans les eaux du lac Ahémé

8.2. Spéciation chimique et biodisponibilité des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé

Dans les sédiments du lac Ahémé, les différentes fractions géochimiques auxquelles les éléments en traces s'associent déterminent leur mobilité et leur biodisponibilité.

8.2.1. Spéciation chimique des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé

Les procédures d'extractions séquentielles développées par Tessier *et al.* (1979) ont été utilisées pour localiser et quantifier les éléments associés aux différentes phases géochimiques des sédiments du lac Ahémé.

Le plomb et le cadmium sont respectivement les éléments le moins et le plus biodisponible de tous les éléments en traces spécifiés dans la phase aqueuse. Il est donc important de voir le comportement de ces deux éléments des sédiments de surface du lac Ahémé.

8.2.1.1. Spéciation du plomb dans les sédiments de surfaces du lac Ahémé

La distribution du plomb dans les différentes phases géochimiques des sédiments du lac Ahémé montre que le plomb est inégalement réparti dans les sédiments du plan d'eau (Figure 70).

Le plomb dans les sédiments du lac Ahémé reste en moyenne à environ 20 % dans la phase résiduelle après extractions séquentielles. Le plomb dans la phase non résiduelle se distribue pour environ 35 % dans la phase oxydable, 25 % avec les oxydes de fer et de manganèse, et pour environ 15 % et 5 % respectivement pour les phases acido-solubles et échangeables. La distribution du plomb entre les différentes phases

constitutives des sédiments suit alors cet ordre : fraction oxydable > fraction réductible > fraction résiduelle> fraction acido-soluble > fraction échangeable.

La forte proportion du plomb non résiduel observée dans les sédiments et notamment son lien avec la fraction oxydable, les oxydes de fer et les carbonates ont été également signalés par N'Guessan (2008) dans les sédiments des cours d'eau gascons en France. L'auteur a affirmé que l'association du plomb avec la phase carbonatée serait liée à son origine exogène. Le plomb d'origine anthropique se trouve aussi souvent associé à la phase acido-soluble des sédiments (Teutsh *et al.*, 2001). La présence du plomb à un taux élevé dans la phase oxydable indique que la matière organique peut être le principal facteur qui impacte le comportement de l'élément plomb dans les sédiments du lac Ahémé. Ce constat est bien remarquable sur les sites les plus en amont du lac (S1 et S2) et confirme d'une part, les fortes teneurs en matières organiques totales (MOT) relevées dans les sédiments au nord du lac et d'autre part, les résultats de la spéciation du plomb dans l'eau selon lesquels le plomb est lié à la phase particulaire à un taux variant entre 53 % et 90 % en saison sèche.

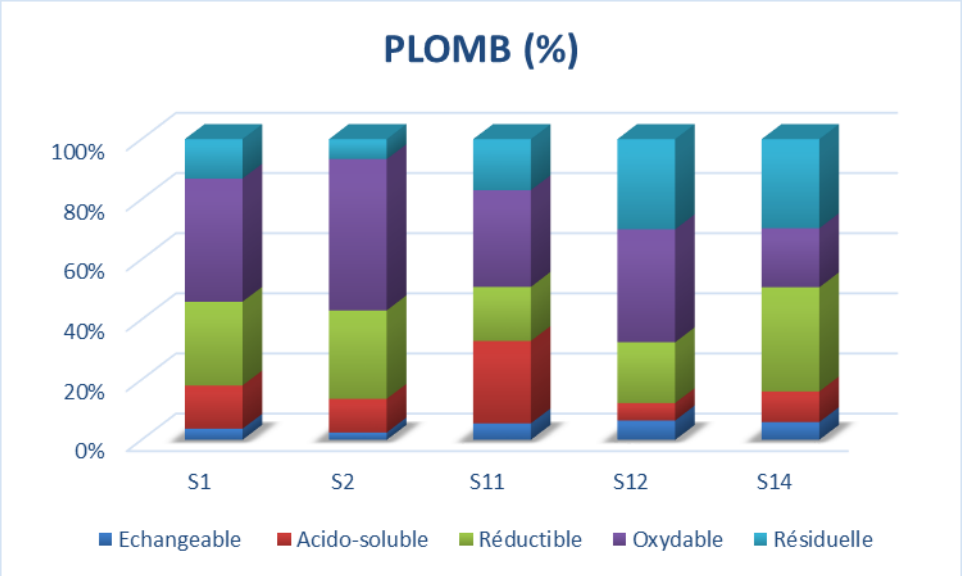


Figure 70 : Répartition du plomb dans les différentes fractions géochimiques des sédiments du lac Ahémé

8.2.1.2. Spéciation du cadmium dans les sédiments du lac Ahémé

Les extractions séquentielles du cadmium contenu dans les phases géochimiques des sédiments du lac Ahémé indiquent qu'une forte proportion de cet élément est présente dans les phases non résiduelles (environ 77 % en moyenne dont 29 % pour la phase acido-soluble) (Figure 71). Les phases non résiduelles à savoir les phases échangeable et réductible représentent respectivement 16,82 % et 18 % de la fraction totale. La phase oxydable contient la plus faible proportion (environ 13 %) de cadmium. Le cadmium résiduel ne représente qu'en moyenne 23 %. En fonction de leurs importances, l'ordre

d'évolution du cadmium dans les différentes fractions géochimiques est le suivant : fraction acido-soluble > fraction résiduelle > fraction échangeable > fraction réductible > fraction oxydable.

Plusieurs études sur l'environnement aquatique montrent que le cadmium est connu pour son affinité avec la phase acido-soluble (Dong et *al.,* 2000 ; Carter *et al.,* 2006 ; Hamzeh, 2013 ; Diop, 2014). De plus, le cadmium étant parmi les métaux bivalents, il présente une grande affinité pour la calcite (Zachara *et al.,* 1991). Dans les sédiments du lac Ahémé, le cadmium a plus d'affinité pour la phase acido-soluble que pour les autres phases. Cette observation est similaire à celle de Zhigang et Zhengyu (2006) sur les sédiments du lac Dongting (Chine centrale). Les auteurs ont observé que dans les sédiments les liaisons des métaux avec les phases carbonatées sont en général très faibles, à l'exception du cadmium associé pour environ 50 % à cette phase.

Une comparaison des différents sites en tenant compte de la répartition du cadmium dans les différentes phases géochimiques montre qu'au niveau des sites les plus en amont du lac (S1 et S2) le cadmium présente une grande affinité avec la fraction réductible alors qu'au niveau des sites les plus en aval (S11, S12 et S14) le cadmium est lié à la phase acido-soluble. Selon Leleyter et Probst (1999), la proportion de la phase acido-soluble dans l'eau est significative seulement si le sédiment étudié possède une part importante d'évaporite. Ces auteurs montrent également que les éléments extraits durant l'étape échangeable, sont ceux liés à la charge permanente des minéraux, qui par simple échange cationique peuvent se retrouver dans la phase dissoute. Ces observations, laissent présager une forte teneur en évaporites dans les sédiments du lac Ahémé notamment au niveau des sites plus au sud. Selon Ma et Rao (1997), parmi les éléments associés aux phases non résiduelles, ceux liés aux fractions échangeables et carbonatées sont plus facilement extractibles face aux changements de conditions physico-chimiques de l'environnement et donc plus mobiles et potentiellement plus toxiques que ceux liés aux phases réductibles et oxydables. Etant donné que le pourcentage du cadmium dans la fraction échangeable n'est pas faible (17 % environ), on peut en déduire qu'il constitue une menace pour le biotope benthique dans le lac. En effet, selon N'Guessan (2008), une contamination anthropique majeure des sédiments entraîne une adsorption plus importante des éléments traces métalliques sur les fractions échangeables.

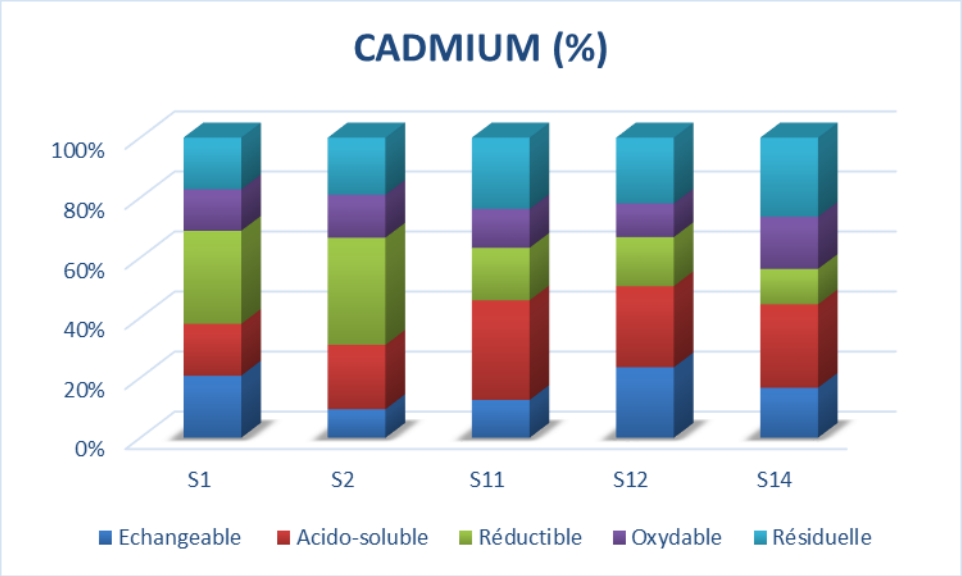


Figure 71 : Répartition du cadmium dans les différentes fractions géochimiques des sédiments du lac Ahémé

8.2.2. Fraction biodisponible des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé.

A partir des données issues du fractionnement géochimique des sédiments, le code d'évaluation des risques (RAC) a été calculé (Tableau 30).

Tableau 30 : Valeurs du code d'évaluation des risques (RAC) du plomb et du cadmium des sédiments du lac Ahémé.

	Risk Assessment Code (RAC)	
Site	Fb Pb (%)	Fb Cd (%)
S1	18,6	32,14
S2	13,32	32,5
S10	32,71	35,31
S12	12,05	30,05
S14	16,19	16,89
Moyenne	18,57	29,38

Les valeurs du code d'évaluation des risques varient de 12,05 % à 32,71 % pour le plomb. Celles du cadmium sont comprises entre 16,89 % et 35,31 %. Ces valeurs indiquent un risque moyen lié à la mobilité du plomb sur la majorité des sites. Le cadmium présente un haut risque de mobilité et de disponibilité dans les sédiments du lac Ahémé à l'exception du site S14 qui montre un risque moyen de remobilisation de cet élément.

La biodisponibilité joue un rôle important sur la mobilité des éléments traces dans les sites contaminés. Le code d'évaluation des risques (RAC) indique surtout pour le

cadmium un haut risque de toxicité sur les organismes aquatiques. Les éléments traces métalliques présents dans l'eau et les sédiments constituent une menace non seulement pour les espèces aquatiques qui y vivent, mais aussi pour l'homme à travers la chaîne trophique. Les éléments traces métalliques étudiés ont une forte mobilité et donc peuvent être remobilisés dans la colonne d'eau en fonction des conditions du milieu. Gao *et al.* (2009) estiment que les concentrations pouvant être remobilisées du sédiment dans la colonne d'eau varient respectivement de $4{,}4 \bullet 10^{-5}$ à 0,10 mmol$\bullet m^{-2} \bullet d^{-1}$ pour le cobalt (Co), le plomb (Pb), le chrome (Cr), l'arsenic (As), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le Fer (Fe) et le manganèse (Mn). Par ailleurs, pour la plupart des éléments traces métalliques, il ressort des résultats qu'ils sont conformes aux distributions géochimiques décrites dans la littérature.

Les valeurs moyennes du code d'évaluation des risques (18,57 % pour le plomb et 29,38 % pour le cadmium) montrent que le cadmium est l'élément le plus biodisponible dans les sédiments du lac Ahémé. Selon les travaux de Ma et Rao (1997) et de Leleyter et Probst (1999), parmi les éléments associés aux phases non résiduelles, ceux liés aux fractions échangeables et carbonatées sont plus facilement extractibles face aux changements de conditions physico-chimiques de l'environnement (donc plus mobiles et potentiellement plus toxiques que ceux liés aux phases réductibles et oxydables).

8.3. Conclusion partielle

Les résultats obtenus dans ce chapitre montrent que différentes espèces chimiques toxiques du fer, du zinc, du plomb et du cadmium sont présentes dans les eaux du lac Ahémé et participent à la modification de la qualité chimique de ce plan d'eau. La spéciation de ces éléments métalliques dans la phase aqueuse varie très peu au cours des deux saisons.

Au niveau des sédiments, les extractions séquentielles ont révélé que le plomb a une grande affinité avec la matière organique alors que le cadmium reste préférentiellement lié aux carbonates. Que ce soit dans les compartiments eaux ou sédiments, le cadmium est l'élément le plus biodisponible dans l'écosystème aquatique du lac Ahémé. Tous ces éléments présentant des taux élevés de biodisponibilité, ce qui représente alors une menace pour cet écosystème.

Conclusion générale et Perspectives

Conclusion générale et Perspectives

Ce travail de thèse s'inscrit dans le contexte de l'évaluation de l'impact des activités anthropiques sur l'écosystème aquatique du lac Ahémé. L'originalité de ce travail réside dans la prise en considération de la dynamique de l'occupation du sol et de l'évolution morpho-sédimentaire de ce plan d'eau pour mieux comprendre l'état de pollution de cet écosystème. Ce travail aborde simultanément l'étude du comportement des éléments en traces dans les deux compartiments (eaux-sédiments) de ce plan d'eau.

Après la détermination de certains paramètres physico-chimiques, l'étude de l'état de contamination des éléments en traces a été réalisée par l'analyse chimique et statistique de ces éléments dans les eaux et les sédiments prélevés durant différentes saisons sur le lac.

Il en ressort que la dynamique hydrologique et sédimentaire du lac Ahémé révèle des variations de morphologie et de faciès. En effet, l'étude bathymétrique comparée des années 1983 et 1999 du lac Ahémé laisse entrevoir une tendance au comblement de ce plan d'eau. Ce comblement est le résultat des flux sédimentaires d'origines diverses : eaux du Mono, courants de marée, ravinement des berges du lac, forte emprise humaine et technique de pêche. Du point de vue sédimentologique, le lac Ahémé présente actuellement un fond tapissé de petites cuvettes et les dépôts vaseux du centre du lac se sont davantage étalés. L'analyse des séries d'images Landsat montre une régression de la superficie des formations végétales au détriment des formations anthropisées. Cette diminution de la superficie des formations végétales est surtout liée à la croissance démographique qui génère une pression foncière.

La qualité physico-chimique des eaux et des sédiments du lac est globalement influencée par les différents apports anthropiques (déchets domestiques, agricoles et industriels) et l'hydrodynamisme du système lagunaire dans lequel se retrouve ce lac. Les eaux prélevées au nord du lac (sites S1 et S2) sont faiblement minéralisées et présentent des teneurs en potentiel d'oxydoréduction élevées alors que les eaux au sud du lac sont très minéralisées et marquées par une forte pollution physique et organique. Des signes d'eutrophisation élevés dus à l'influence anthropique ont été également observés.

Par ailleurs, l'étude de la variation spatiale et saisonnière des teneurs des éléments en traces a montré que les eaux de surface de différents sites prélevés dans le lac Ahémé présentent des teneurs élevées en fer, plomb et cadmium par rapport aux valeurs limites des normes de l'USEPA (1991) définies pour les eaux de surface. Les sédiments par contre présentent des teneurs élevées en zinc, plomb et cadmium par rapport aux valeurs limites de la norme GESAMP (1982). Le lac Ahémé montre un enrichissement des éléments en traces et des niveaux de contamination nulle à modérée pour le zinc, l'arsenic, et le plomb alors que le cadmium en présente une forte à extrême contamination au cours des deux saisons. Les sédiments de base des carottes prélevées aussi bien dans le lac que dans son bassin versant sont globalement moins enrichis en éléments en traces que les sédiments sommitaux des carottes. Le cadmium est l'élément

le plus biodisponible dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé. Tous ces éléments en traces présentent des taux élevés de biodisponibilité, par conséquent, ils représentent une menace pour cet écosystème.

Pour un développement durable des activités socio-économiques et la préservation des biotopes de ce plan d'eau, les données acquises au cours de cette étude doivent d'ores et déjà permettre d'élaborer un vaste programme de gestion de ce fragile et précieux environnement lagunaire. Mais il serait intéressant de les compléter par :

- des études sur des risques naturels et industriels, visant à réduire les apports de charges solides dans le lit des cours et plans d'eau et à intégrer l'environnement, le développement et les enjeux sociaux ;
- des études sur la détermination du fond pédogéochimique locale pour servir de base de données aux travaux de recherches géologiques, hydrogéologiques et écotoxicologiques ;
- des études sur la quantification des teneurs en pesticides et insecticides soupçonnés dans le lac et ses chenaux suite aux intrants agricoles utilisés sur les berges ;
- des études de modélisation géochimiques afin de prévoir l'évolution des teneurs des éléments en traces dans le lac.
- des études isotopiques pour mieux clarifier les sources de contamination des éléments en traces dans le lac.
- l'analyse expérimentale des transferts existants au sein des réseaux trophiques à partir des modèles écotoxicologiques plus ou moins complexes (chaîne trophique, micro écosystème…).
- des études sur la cytotoxicité et la génotoxicité sur les eaux et les ressources halieutiques.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

ABE (2006) *Rapport d'audit de conformité environnementale de la savonnerie d'Agbokou*. 29p.

Abdallah, A. M. (2012) Chemical speciation and contamination assessment of Pb and V by sequential extraction in surface sediment of Nile Delta, Egypt. *Arabian Journal of Chemistry*. 8p.

Acévédo-figueroa, D., Jiménez-Velez, B. D., Rodríguez-Sierra, C. J. (2006) Trace Metals in Sediment of Two Estuarine Lagoons from Puerto Rico. *Environ. Pollut.* 141, 336-342

Adamou, R., Alhou, B., Garba, Z. (2015) Impact de la pollution anthropique du fleuve Niger sur la prolifération de la jacinthe d'eau. *Journal des Sciences*, 1, 25-38.

Adjagodo, A. (2012) *Spéciation du plomb et du cuivre dans les sédiments de la retenue d'eau de l'Okpara*. Mémoire pour l'obtention de master II en hydrologie, Université d'bomey-Calavi, Bénin. 82p.

Adjanohoun, D. (1999) *Les techniques de gestion des écosystèmes lacustres et péri lacustres: l'exemple des populations de pêcheurs du lac Ahémé au sud-Bénin*. Mémoire de DEA, Université Nationale du Bénin, 61p.

Ago, E. (2005) *Analyse des risques d'inondation du barrage hydroélectrique de Nangbéto au Togo et au Bénin*. Travail de fin d'étude pour l'obtention du DES-IU, Orientation Climatorisque. Laboratoire de Géographie physique. Univ de liège-Bèlgique. 63p.

Agonkpahoun, E. (2006) *Evaluation de la pollution des eaux continentales par les métaux toxiques : Cas de la rivière Okpara et du lac Nokoué au Bénin*. Thèse de Doctorat en Pharmacie, Université d'Abomey Calavi, Bénin. 87p.

AIC. (2008) *Plan de campagnes agricoles cotonnières 2008-2009 et perspectives 2009-2010. Cotonou (Bénin)*. Presse de l'Association Interprofessionnelle du Coton. 6p.

Akognongbé, A., Abdoulaye, D., Vissin, E. W., Boko, M., (2014) Dynamique de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Oueme à l'exutoire de Bétérou (Bénin). *Afrique Science*, 2, 228-242.

Allen, P.A. (1997) *Earth Surface Processes*. Blackwell Sciences.

Ambroise, B. (1991) *Hydrologie des petits bassins-versants ruraux en milieu tempéré. Processus et modèle*. Séminaire du Conseil Scientifique du Département « Sciences du sol » de l'INRA, Dijon, 26-27/03/1991, 34 p.

Amoussou, E. (2003) *Dynamique hydro-sédimentaire et mutations des écosystèmes du ''lac Ahémé''*. Mémoire de Maitrise de Géographie. Université d'Abomey Calavi, Bénin, 103p.

Amoussou, E. (2010) *Variabilité pluviométrique et dynamique hydro-sédimentaire du bassin-versant du complexe fluvio-lagunaire Mono-Ahémé-Couffo (Afrique de l'Ouest).* Thèse de Doctorat unique, Université de Bourgogne, Dijon, CRC – CNRS- UMR5210, 313p.

Anthony, E. J., Lang, J., Oyédé, M. L. (**1996)** Sedimentation in a tropical, microtidal, wave-dominated coastal-plain estuary. *International Association of Sedimentologists, Sedimentology*, 43, 665-675.

Antéa. (2000) *Valeurs de références ou valeurs guides*.

Aranguren, M. M. S. (2008) Contamination en éléments traces métalliques des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse III. 489p.

Aubert, G. (1967) *La clasification des sols: utilisée dans les territoires tropicaux de l'union française*. Extrait des comptes rendus de la deuxième conférence interafricaine des sols, Léopoldville (1954), document n°51, ORSTOM, 705-708.

Avril, C. (1992) *Les apports en Cd aux terres par les intrants agricoles et leur gestion*. Agrosol, Québec, Vol.5, n°2. 39-45.

Azontondé, H. A. (1991) Propriétés physiques et hydrauliques des sols du Bénin. Soil Water Bakance in the Sudano-Sahelian Zone. *IAHS*, 99, 249-258.

Badahoui, A., Fiogbé, E. D., Boko, M. (2010) Les causes de la dégradation du lac Ahémé et ses chenaux. *Int. J. Biol. Chem. Sci*, 4, 882-897.

Baglo, A. A. (2007) État et problématique de la santé dans l'évaluation économique de la mangrove des zones humides du Sud-Bénin. *actes-des-colloques/bamako/session-9.*

Baize, D. (1997) *Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation*. INRA Editions, Paris. 408p.

Beaux, J. F. (1998) *L'environnement, Repères pratiques*, Nathan, 160p.

Beisel, J. N., Peltre, M. C., Usseglio-Polatera, P. (2011) *Impact de la pollution saline sur la biocénose aquatique de la Moselle.* Rapport final de la CIPMS réalisé par le laboratoire LIEBE, UPV- Metz, CNRS, UMR, 7146.

Bellucci, L.G., Frignani, M., Paolucci, D., Ravanelli, M. (2002) Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *Science of the total Environment*, 295, 35-49.

Belzile, N., Lecomte, P., Tessier, A. (1989) Testing readsorption of Trace elements during partial chemical extractions of bottom sediments. *Environmental Science and Technology.* 23, 1015-1020.

Ben Bouih, H., Nassali, H., Leblans, M., Srhiri A., (2005) Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). *Afrique science* 01(1), 109-125.

Ben M'Barek, N., (1995) Impact des ouvrages sur l'équilibre de l'écosystème : Lac Ichkeul. Mémoire de DEA, Université de Tunis II. 72p.

Bennasser, L. (1997) *Diagnose de l'état de l'environnement dans la plaine du Gharb: suivi de la macro-pollution et ses incidences sur la qualité hydrochimique et biologique du bas Sebou.* Thèse de doctorat d'état Es Science. Univ. Ibn Tofail; Kenitra, Maroc.

Bennasser, L.M., Fekhaoui, M., Mameli, O. (2000) Assessment of the metallic contamination of the low Sebou sediments. *Annali chimica*, 90 : 637- 644.

Bertolin, A., Frizzo, P., Rampazzo, G. (1995) Sulphide speciation in surface sediments of the Lagoon of Venice: A geochemical and mineralogical study. *Marine Geology***,** 123 (1-2), 73-86.

Bilos, C., Colombo, J. C., Skorupta, C. N., Presa, M. J. R., (2001) Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina. *Environmental Pollution*, 11 (1), 149-158.

Biney, C., Amuzu, A., Calamari, D., Kaba, N., Mbome, L., Naeve, H., Chumba, O., Osibanjo, O., Radegonde, V. et Saad, H. (2003) Etude des éléments traces métalliques. Produit par département des pêches. *Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain*. **51, 218-231**

Blivi, A. B. (**2000)** Effet du barrage de Nangbéto sur l'évolution du trait de côte : une analyse prévisionnelle sédimentologique. *J. Rech. SCi*; Univ. *Bénin (Togo)*, 4(1), 29-41.

Bloundi, M. K. (2005) *Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental): Impacts des facteurs anthropiques.* Thèse de doctorat de l'Université Mohamed V-Agdal. Spécialité : Science de la Terre et de l'Univers. 238p.

Boucheseiche, C., Cremille, E., Pelte, T., Pojer, K. (2002) *Bassin Rhône–Méditerranée – Corse. Guide technique n°7, Pollution toxique et écotoxicologie : notion de base.* Lyon, Agence de l'Eau Rhône – Méditerranée - Corse. 83p.

Bourrelier, P.H., Berthelin, J. (1998) *Contamination des sols par les Eléments en trace: les risques et leur gestion.* Rapport n°42 à l'Académie des Sciences. Paris, France: Lavoisier Tec & Doc, pp. 440.

Bouvet, M. (2004) *Transferts dans les sols routiers de éléments traces métalliques issus de l'utilisation de déchets.* Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, 195p.

Brahic, A., Hoffert, M., Schaaf, A., Tardy, M. (1999) *Sciences de la terre et de l'univers*. Vuibert, Paris. 634p.

Brambati, A., Carbognin, L., Quaia, T., Teatini, P., Tosi, L. (2003) The Lagoon of Venise: geological setting, evolution and land subsidence. *Int. J.Geosci.* 26 (3), 264-268.

Brown, G.E., Foster, A.L., Ostergren, J.D. (1999) Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: A molecular-scale perspective. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96, 3388–3395.

Caccia, V.G., Millero, F.J., Palanques, A. (2003) The distribution of trace metals in Florida Bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1420-1433.

Cakpo, A. R., (2015) *Etude de la pollution chimique, de la toxicité des sédiments et poissons et de la Cytogénotoxicité des eaux et poissons d'une lagune tropicale : Cas de la lagune de Porto-Novo (Sud-Bénin)***.** Thèse de doctorat unique de l'Université d'Abomey-Calavi (Bénin). 200p.

Calatrese, E. J. (1981) Polluants and high risk groups. *Environ. Sci. Technol. Serie. Wiley Interscience.*

Callender, E. (2003) *Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar* (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elservier-Pergamon, Oxford. 67-105.

Calmano, W., Hong, J., Förstner, U. (1993) Binding and mobilization of heavy-metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Science and Technology* 28, 223-235.

Campy, M., Macaire, J.J. (2003) *Géologie de la surface : érosion, transfert et stockage dans les milieux continentaux*. Dunod, 2ème edition, Paris, 440p.

Carter, J., Walling, D.E., Owens, P.N. and Leeks, G.J. (2006) Spatial and temporal variability in the concentration and speciation of metals in suspended sediment transported by the River Aire, Yorkshire, UK. *Hydrological Processes*, 20(14), pp.3007-3027.

Castings, J., Dezileau, L., Flandrino, A. et Verney, R. (2011) Evolution morphologique récente d'un complexe lagunaire méditerranéen : le système des étangs Palavasiens (France). *Revue Paralia*, Vol. 4, pp 7.1-7.12.

CATCH. (2002) *Fonctionnement hydrologique et hydrodynamique des bassins versants des plans d'eau du Sud-Benin*. Rapport d'étude, 21p.

CCME. (1998) *Canadian Council of Ministers of Environment*.

CEB (1992) *Etudes de détails des deux périmètres prioritaires. Phase 1 : Etude de base*. Avant-projet, Lomé.

CEDA (2007) *Rapport National sur l'Environnement Marin et Côtier du Bénin*. 68p.

Chaoui, M. (2013) *Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique et métallique des eaux de surface (Oued Moulouya/Barrage Hassan II) au voisinage de la mine abandonnée Zeïda (Haute Moulouya)*. Masters Sciences et Techniques, Université Cadi Ayad (Maroc). 98p.

Chouti, W. (2011) *Etude de la pollution chimique d'une lagune tropicale (eaux, sédiments, poissons) : Cas de la lagune de Porto-Novo (Sud Bénin)*. Thèse de doctorat unique, Université d'Abomey-Calavi au Bénin. 100p.

Cornu, S., Clozel, B. (2000) *Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels.* Analyse critique. In: Etude et Gestion des sols, vol 7, 3rd ed. 179-189.

Darboux, E., (2008) *Contribution à l'évaluation de la relation entre les activités anthropiques, la pollution du lac Nokoué et l'état général de santé des populations riveraines : Cas des zones Ladji-Ahouansori-Ganvié et Sotchanhoué* ; Rapport de fin de formation à l'EPAC/UAC, Bénin. 92p.

De Carlo, E.H., Tomlinson, M.S., Anthony, S.S. (2005) Trace elements in streambed sediments of small subtropical streams on O'ahu, Hawai'i: Results from the USGS NAWQA program. *Applied Geochemistry* 20, 2157-2188.

Dèdjiho, A. C. (2014) *Etude diagnostique de la pollution chimique des plans d'eau du complexe lagunaire du Sud-Ouest du Bénin : cas du lac Ahémé-Gbèzoumè*. Thèse de doctorat unique, Université d'Abomey-Calavi. Bénin. 139p.

Dèdjiho, C. A., Mama, D., Dimon, B. F., Chouti, W., Alassane, A., Fiogbé, E. D. et Sohounhloué, C. K. (2013) Influence de l'état d'eutrophisation de la lagune de Gbèzoumè (Ouidah) sur sa faune aquatique. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* **7(5):** 2069-2077.

Didier, G. (1995) *La pollution des milieux aquatiques.* Ed. Lavoisier. 215p.

Dimon, F., Dovonou, F., Adjahossou, N., Chouti, W., Mama, D., Alassane, A., Boukari, M. (2014) Caractérisation physico-chimique du lac Ahémé (Sud Bénin) et mise en relief de la pollution des sédiments par le plomb, le zinc et l'arsenic. *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.* 037,36-42.

Direction des Pêches. (1998) *Plan directeur des pêches pour la République du Bénin*, Danida/FAO, 79p.

Direction des pêches. (2002) Plan de gestion des plans d'eau continentaux du sud-Bénin. PPL/GTZ, 48 p + annexes.

Diop, C. (2014) *Etude de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal: Evaluation de la toxicité potentielle.* Thèse de doctorat de l'Université de Lille. 240p.

Djidogbé, M. (2003) *Enjeux de la pollution de l'eau en milieu littoral face aux perspectives d'aménagement touristique : cas de la zone d'aménagement touristique du secteur Avlékété-Togbin*. Mémoire de maîtrise en Géographie, Université d'Abomey-Calavi, Bénin. 62p.

Dong, D., Nelson, Y.M., Lion, L.W., Shuler, M.L. and Ghiorse, W.C., (2000). Adsorption of Pb and Cd onto metal oxides and organic material in natural surface coatings as determined by selective extractions: new evidence for the importance of Mn and Fe oxides. *Water Research*, 34(2), pp.427-436.

Dron, D. et Pujol J.L. (1998) *Agriculture, monde rural et environnement: qualité oblige. Cellule prospective et stratégie*. Rapport à la ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement. La documentation française. 589 p.

Dovonou, F., Aina, M., Boukari, M., Alassane, A. (2011) Pollution physico-chimique et bactériologique d'un écosystème aquatique et ses risques écotoxicologiques : cas du lac Nokoué au Sud Bénin. Int. J. Biol. Chem. Sci. 5(4) : 1590-1602.

El Morhit, M. (2009) *Hydrochimie, Element Traces métalliques et incidences écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Loukkos).* Thèse de doctorat, Université Mohammed V – AGDAL. 260p.

El Morhit, M., Fekhaoui, M., Serghini, A., El Blidi, S., El Abidi, A., Bennaakam, R., Yahyaoui, A., (2008) Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre*, 30, 39-47.

Folk, R. L. & Ward, W. C. (1957) Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27, 3-26.

Frost, R. R. et Griffin, R.A. (1977) Effect of pH on adsorption of arsenic and selenium from Landfill Leachate by clay minerals. *Soil Science Society of America Journal* 41, 53-57.

Gaillard, M. (1981) *Etude sédimentologique des milieux de mangrove dans le domaine margino-littoral occidental du Bénin (Afrique de l'Ouest)*. Rapport préliminaire. Laboratoire de géologie, Université Nationale du Bénin.

Gao, Y., Lesven, L., Gillan, D., Sabbe, K., Billon, G., De Galan, S., Elskens, M., Baeyens, W. and Leermakers, M., (2009) Geochemical behavior of trace elements in sub-tidal marine sediments of the Belgian coast. Marine chemistry, 117(1), pp.88-96.

GESAMP (1982) *Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution*. The Review of the Health of the Oceans. Reports and Studies No. 15. Geneva, 108.

Gochfeld, M. (2003) Cases of mercury exposure, biovaillability, and absorption, *Ecotoxycology and Environnemental Safety*, 56; 174-179.

Gold, C., (2002) *Etude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphytiques des cours d'eau. Approches expérimentales in situ et en laboratoire.* Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I. 175p.

Golf Expertises (2008) Plan de Gestion de Plan d'Eau : Lac Azili. Rapport final, 38p.

Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., van Grinsven, H. J. M., Cardoso, A. C., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R. W., and Jones, P. **(2011)** Nitrogen as a threat to European water quality. In *European nitrogen assessment* (M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. J. M. Van Grinsven and B. Grizzetti, eds.), Cambridge University Press. 379-404.

Guilmet, M. (1988) *Impact des rejets urbains et industriels de la région Toulouse sud sur l'écosystème de la Saudrune.* Thèse de doctorat. Institut national polytechnique de Toulouse. 248p.

Guilcher, A. (1959) La region du Bas-Dahomey occidental. Etude de géographie physique et humaine appliquée. *Bull*. *IFAN*, T. XXI, Sér. B, 3 (4), 358-424.

Hamzeh, M.A., Shah-hosseini, M. and Naderi Beni, A. (2013) Effect of fishing vessels on trace metal contamination in sediments of three harbors along Iranian Oman Sea coast. *Environmental monitoring and assessment*, pp.1-17.

Hass, A., Fine, P. (2010) Sequential selective extraction procedures for the study of heavy metals in soils, sediments, and waste materials - a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40, 365–399.

Hébert, S., Légaré, S. (2000) *Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau.* Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Direction du suivi de l'état de l'environnement. 72p.

Hébert, S., Ouellet, M. (2005) *Le Réseau-rivières ou le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 62p.

Hetland, S., Martinsen I., Radzuk B., Thomassen Y. (1991) Species analysis of inorganic compounds in workroom air by atomic spectroscopy. *Anal. Sci*., 7, 1029-1032.

Hlavackova, P. (2005) *Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 202p.

Houadégla, W. A. (1991) *Rythmes climatiques et productions halieutiques au Bénin : cas du ''lac'' Nokoué*. Mémoire de maîtrise en DGAT/FLASH/UNB. 61p.

Houessou, A. (1974) Etude des formations détritiques de l'Ouest du bassin sédimentaire côtier du Dahomey. Thèse de doctorat. Université des Sciences et Technologies de Lille, n° 468, 138p.

Houémènou, H. (2012) *Evaluation des déchets d'origine anthropique et leurs impacts potentiels sur les eaux du lac Nokoué.* Mémoire pour l'obtention du diplôme de master en génie de l'environnement à EPAC/UAC, Bénin. 92p.

Hounkpatin, A. S. Y., Edorh, A. P., Koumolou, L., Boko, M. (2011) Éléments traces métalliques (Pb et Cd) dans l'eau, les sédiments et les poissons de la cité lacustre de Ganvié. *6ème édition des journées scientifiques du 2ie d'Ouagadougou*.

Hounkpe, J. B., Kelome, N. C., Adechina, R., Lawani, R. N. (2017) Assessment of heavy metals contamination in sediments at the lake of Ahémé in southern of Benin (West Africa). *Journal of Materials and Environmental Science,* Volume 8, Issue 12, pp 4369-4377.

Hounsou, M., Agbossou, E., Ahamide, B., Akponikpe, I. (2010) Qualité bactériologique de l'eau du bassin de l'Ouémé: cas des coliformes totaux et fécaux dans les retenues d'eau de l'Okpara, de Djougou et de Savalou au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 2, 107-121.

Huajun, H., Xingzhong, Y., Guangming, Z., Huina, Z., Hui, L., Zhifeng, L., Hongwei, J., Lijian, L., Wenkai, Bi. (2011) Quantitative evaluation of heavy metals pollution hazards in liquefaction residues of sewage sludge. *Bioresource Technology*, 6p.

IBGE. (2005) Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement. *Observatoire des Données de l'Environnement : Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général.*

Imorou Toko, I., Attakpa, E. Y., Tobada, PC., Blec, M., Guedegba, N., Elegbe, H. (2014) Impacts des pesticides agricoles sur les performances physiologiques des poisons : cas du Tihan 175 o-teq sur la reproduction des femelles de clarias gariepinus exposées à des doses chroniques. *Agronomie Africaine*, 3, 247-259.

IRB. (1987) *Etude de la cartographie géologique et prospection minière de reconnaissance au sud du 9è parallèle*. Rapport FED-OBEMINES. 80p.

Juste, C. (1988) Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du Sol*. 26, 103-112.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992) *Trace elements in soils and plants* (2nd edition), CRC Press, London. 413p.

Kelderman, P., Osman, A.A. (2007) Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). *Water Research* 41, 4251-4261.

Kheboian, C., Bauer, C.F. (1987) Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediments. *Anal. Chem*., 59, 1417-1423.

Konaté, Y., Maiga, A. H., Yacouba, H., Denyigba, K. & Karambiri, H. (2005) Analyse des risques d'eutrophisation et de comblement des petites retenues d'eau au Burkina Faso. *Communication à l'Atelier Scientifique sur ''Impacts climatiques et anthropiques sur les hydrosystèmes et tropicaux''*, HSM. Fichier ppt sur le net.

Korte, N.E., Fernando, Q. (1991) A review of arsenic (III) in ground water. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21, 1-39.

Kouassi, A. M. (2005) *Hydrochimie et qualité des eaux de deux lagunes tropicales de Côtes d'Ivoire (Ebrié, Grand Lahou)***.** Thèse de doctorat, Université de Cocody, 174p.

Lackner & Partners (1983) *Etude de l'ensablement de l'accès au port de Lomé.* Rapport d'étude, Bremen, Ministère de l'Equipement, Lomé.

Laïbi, A. R. (2011) *Evolution quaternaire et dynamique actuelle des cordons barrières de l'estuaire du Mono-Couffo dans le littoral du Bénin (Golfe de Guinée, Afrique de l'Ouest).* Thèse de doctorat, Université d'Abomey-Calavi, Bénin. 307p.

Laïbi, R. A., Hounkpe, J. B., Kelome, N. C., Oyede, L. M. (2017) Evolution morpho-sédimentaire du lac Ahémé dans la zone margino-littorale du Bénin. *Annales des Sciences Agronomiques*, ISSN 1659-5009, 21 (2) : 247-261.

Laleye, P. (2010) Biodiversité et exploitation des ressources vivantes aquatiques du Bénin : état des lieux. *Revue Scientifique du CBRST*.

Lamaison, L. (2006) *Caractérisation des particules atmosphériques et identification de leurs sources dans une atmosphère urbaine sous influence industrielle.* Thèse de Doctorat. Université des Sciences & Technologies de Lille, France. 351p.

Lamizana-Diallo, M. B., Kenfach, S., Millogo-Rasolodimby, J. (2008) Evaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un cours d'eau temporaire du Burkina Faso – Le cas de Massili dans le Kadiogo. *Sud Sci. Techno,* **16**, 23-28.

Larsonneur, C. (1977) La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français : méthode mise au point et utilisée en Manche, *Journal de la Recherche Océanographique* 11(2) : 33-39.

Lau, S.S.S., Chu, L.M. (1999) Contamination release from sediment in a coastal wetland. *Wat Res* 33(4), 909-918.

Lawani, L. (2007) *Etude de la pollution des eaux, des sédiments et des crevettes du lac Nokoué par les métaux (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe).* Mémoire de DESS/AGRN, Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi, Bénin. 94p.

Lawani, R. A. N. (2013) *Evaluation des éléments traces métalliques et spéciation chimique du cuivre et du zinc dans les eaux et sédiments du lac Nokoué*. Mémoire de Master Professionnel en Hydrologie Appliquée, Université d'Abomey Calavi, Bénin. 88p.

Lawani, R. A. N., Kelome, N. C., Agassounon Djikpo Tchibozo, M. (2017) Effets des pratiques agricoles sur la pollution des eaux de surface en République du Benin (Afrique de l'Ouest). *Laboratory of Hydrogeology and Soil Sciences (Larhyss Journal),* 30, 173-190.

Lebourg, A., Sterckeman T., Ciesielski, H., Proix, N. (1996) Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie*, 16, 201-215.

Leleyter, L., Probst, J.L. (1999) A new sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements in river sediments. *International Journal of Environment Analytical Chemistry* 73, 109-128.

Lester, J. (1987) *Heavy metals in was water and slidge treatment processes*, volume 1. CRC Press, 29p.

Liner Environnement (2013) *Audit environnemental et social du Lieu d'Enfouissement Sanitaire de Ouessè*. Rapport définitif, 99p.

Ma, L.Q., Rao, G.N. (1997) Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.* 26, 259-64.

Mahan, B.H. (1987) *Química. Curso Universitario*. Fondo Educativo Interamericano S.A.

Mama, D. (2010) *Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué (Bénin).* Thèse de doctorat de l'université de Limoges (France). 157p.

Maslin, J. L. (1983) *Les mollusques benthiques d'une lagune du sud Bénin, le lac Ahémé : les facteurs de leur répartition, dynamique de population et estimation de la production de Corbula Trigona*. Thèse de Doctorat de 3ème cycle. Univ. Claude Bernard de Lyon, 152p.

Mathieu, C. et Pietain, F. (2003) *Analyses chimiques des sols* – Méthodes choisies. Collection Lavoisier, 389p.

Maverick, E. (2012) Exposée sur les pollutions. *http://azech.unblog.fr/2012/03/06/exposee-sur-les-pollutions.*

McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N. (2000) Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31, 1661-1700.

Metahri, M. S. (2012) *Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes*. Thèse de doctorat, Université Mouloud Mamméri de Tizi-Ouzou, Algérie. 172p.

Meybeck, M., Kuusisto, E., Malkki, E. (1996) A pratical guide to the design and implementation of fresh water quality studies and monitoring programme, E & F.N. Spon, Water quality Monitoring. *In : J. Bartram, R. Balance*, London**.** 9-34.

Miao, S., Delaune, R.D., Jugsujinda, A. (2006) Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutriments in a Louisiana Mississipi River deltaic plain freshwater lake. *Science of the Total Environment* 371, 334-343.

Miller, W., Martens, D.C., Zelazny., L.W. (1986) Effect of sequence in extraction of trace metals from soils. *Soil Science Society of America Journal* 50, 598-601.

Mohamedou, E. O., Lebkiri, A., Rifi, H., Lebkiri, M., Fadli, M, Pontie, M., Mahmoud, A. K., Fagel, L. (2008) Typologie physico-chimique et métallique des eaux du fleuve Sénégal au niveau de la ville de Rosso (Mauritanie). *Afrique Science,* 4, 394-409.

Monkiédjé, A., Njiné, T., Tamatcho, B., Démanou, J. (2000) Assessment of the acute toxic effects of the fungicide Ridomil plus 72 on aquatic organisms and soil micro-organisms. *Environmental Toxicology,* 15, 65-70.

Montcho, A. (2005) *Suivi de la pollution azotée et phosphatée dans les écosystèmes du lac Nokoué et du chenal de Cotonou*. Mémoire pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur des Travaux, EPAC/UAC, Bénin. 72p + annexes.

Mosser, Ch. (1980) *Etude géochimique de quelques éléments traces dans les argiles des altérations et des sédiments*. Thèse de doctorat, ULP, Strasbourg. 222p.

Müller, G. (1969) Index of geo accumulation in sediments of the Rhine River. *Geo journal,* 2, 109-118.

MYP II (2013) *Etat des lieux des ressources en eau dans les Communes de Lokossa, Athiémé et Dogbo.* Rapport provisoire. 59p.

N'Daye, A. D., Salem, K. M. M., Kankou, M. O. S. O. (2013) Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique de l'eau de la rive droite du fleuve Sénégal. *Larhyss Journal,* 12, 71-83.

NEDECO. (**1975)** Erosion littorale sur la côte togolaise. *Rapport d'étude*. Ministère des Travaux Publics, Lomé, 294p.

Newman, M.C., & Jagoe, C.H. (1994) *Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. Bioavailability: physical, chemical and biological interactions.* J. M. Heamelink, P. F. Landrum, H. L. Bergman and W. H. Benson. Boca Raton, USA, Lewis Publishers.

N'Guessan, Y., M. (2008) *Dynamique des éléments traces métalliques dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de la Gascogne*. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse, 253p.

N'Guessan, Y., Probst, J., Bur, T., Probst, A. (2009) Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): where do they come from? *Science Total Environment*, 407, 2939–2952.

Nriagu, J.O., Pacyna, J.M. (1988) Quantitative assessment of world-wide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134-139.

OMS. (2006) Organisation Mondiale de la Santé Directive de qualité pour l'eau de boisson; Volume 2 – Critères d'hygiène et documentation à l'appui Organisation mondiale de la Santé, Genève, 340-363.

Ouddane, B., Fischer, J. C., Wartel, M. (1992) Evaluation statistique de la répartition des métaux en traces Cd, Pb, Cu, Zn et Mn dans la Seine et son estuaire. *Oceanologica Acta*, 15 (4), 347-354.

Oumar, B., Ekengele, N. L., Balla, A. O. D. (2014) Évaluation du niveau de pollution par les éléments traces métalliques des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. *Afrique Science.* 10 (2), 184 –198.

Oyédé, L. M. (1983) *Un exemple de sédimentation bio détritique quaternaire dans le domaine margino-littoral en climat tropical humide : le "lac" Ahémé (Bénin-Afrique de l'Ouest)*. Thèse de doctorat de 3e cycle de géologie sédimentaire, Université de Dijon, Paris, 171p.

Oyédé, L. M. (1991) *Dynamique sédimentaire actuelle et messages enregistres dans les séquences quartenaires et néogènes du domaine margino littoral du Bénin (l'Afrique de l'ouest).* Thèse présentée pour l'obtention du doctorat en Géologie sédimentaire, nouveau régime. Université de bourgogne, Paris, 302p.

Oyédé, L. M., Kaki, C., Laïbi, R. (2007) Environnement sédimentaire, morphologie et faciès du lac Ahémé dans le complexe lagunaire sud-ouest béninois. *Annales des Sciences agronomiques du Bénin*. 9 (1), 75-98.

Oyédé, L. M., Lang, J. & Tchawlassou, G. (1988) Un exemple de sédimentation bio détritique, holocène en climat tropical humide : le "lac" Ahémé (Bénin, Afrique de l'Ouest). *Journal of Earth sciences,* 7, 516, 835-855.

PAZH (2000) *Elaboration de la stratégie Nationale de gestion des écosystèmes humides du Bénin : diagnostique des zones humides*. Document rapport, 219p.

PDC, (2006) *Plan de Développement de la Commune de Kpomassè.* Appui Financier et Technique : Union Européenne/PRODECOM, Réalisation : ONG Initiative Développement/Programme Rural d'Appui aux Communes (ID/PRAC), 114p.

Péna G. (1989) *Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau*. Thèse de Doctorat, Université Montpellier II**.** 135p.

Péna, G., Picot, B. (1991) Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau. *Oceanologica Acta*, 15 (5), 459-472.

Pereira, J. (1978) *Le Crétacé dans le bassin sédimentaire côtier du Bénin (Afrique de l'Ouest)*. 6è réun. Ann. Sci. Terre. Orsay.

Perin, G., Craboledda L., Lucchese M., Cirillo R., Dotta L., Zanetta M., Oro A., (1985) Heavy metal speciation in the sediments of northern Adriatic Sea. A new approach for environmental toxicity determination In: *Heavy Metals in the Environment.*

Pétré, M. A. (2008) *Étude de la spéciation des métaux traces dissous en Seine, relation avec le pH et la matière organique dissoute.* Mémoire de master en science de

l'univers, environnement, écologie. Université Pierre et Marie Curie, École des Mines de Paris & École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts. 49p.

PGPE, (2008) *Plan de Gestion de Plan d'Eau. Complexe fluvio-lacustre lac Ahémé-chenal Ahô-lagune côtière*. Document de rapport, version finale. 38p.

Pinot, J.P. (1998) *La gestion du littoral*. Paris, Institut océanographique.

Pliya, J. (1976) *La pêche continentale et maritime dans le Sud-Ouest de la République Populaire du Bénin*. Thèse de Doctorat de troisième cycle de Géographie Appliquée. Univ. Paris X – Nanterre, 308p.

Pliya, J. (1980) *La pêche dans le sud-ouest du Bénin. Etude de géographie appliquée sur la partie continentale et maritime*. AGECOOP, Paris, 296p.

PNE-Bénin (2010) *Note technique sur les défis et orientations stratégiques pour la lutte contre la pollution chimique des cours et plans d'eau au Bénin*. 26p.

PNUD (1987) *Etude d'impact du barrage de Nangbéto sur la basse vallée de l'estuaire du Mono.* Rapport d'étude de l'Université du Bénin et du Laboratoire Centrale d'Hydraulique de France, 81p.

Qasim, B. H. (2015) Détermination, spéciation et biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols contaminés et technosols. Thèse de doctorat de l'Université d'Orléans, 278p.

Quevauviller, P., Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.-F., Rubio, R., Ure, A. et Muntau, H. (1997) Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three step sequential extraction procedure. *Science of The Total Environment*, 205, 223-234.

Rabier, J. (1978) *Etude sédimentologique de la lagune de Porto-Novo (République Populaire du Bénin).* Thèse de Doctorat de troisième cycle, Université de Bordeaux I et Université Nationale du Bénin, 142p.

Ramade, F. (1989) *Eléments d'écologie : écologie appliquée*. 4ème édition, Paris, Ed. McGraw Hill. 578p.

Rasmussen, A.D., Andersen, O. (1999) Cadmium transfer between water and sediments studied in laboratory experiments and with a computer model. *Bull Environ Contam Toxicol,* 63, 720-727.

Redfield, A. C., Ketchum, B. H., and Richards, F. A. (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water. *In The sea* (M. N. Hill, ed.), 12-37. John Wiley & Sons Ltd, New York.

Reimann, C. et Caritat, P. d. (2005) Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment.* 337, 91-107.

Roche International (2000a) *Etude du Projet d'aménagement des plans d'eau du Sud-Bénin : l'Environnement, les eaux et les forêts*, Volume 2- Tome IV.

Roche International (2000b) *Etude du Projet d'aménagement des plans d'eau du Sud-Bénin : Le secteur des pêches*, Volume 3-Tome III.

Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J. P., Chambon, P., Champsaur, H., and Rodi, L. (1996) *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*, 8e édition. Dunod, Paris. France.

Rossi, G., et **Antoine, A., (1990)** Impacts hydrologiques et sédimentologiques d'un grand barrage : l'exemple de Nangbéto (Togo-Bénin), *Rev. Géom. Dyn*. 39 (2), 63-77.

Rossi G. et **Blivi A. B., 1995**. Les conséquences des aménagements hydrauliques de la vallée du Mono (Togo-Bénin). S'aura-t-on gérer l'avenir ? *Cahiers d'Outre-Mer*, 48, (192), 435-452.

Sahli, L., El Oki, M. E. H., Afri-Mehennaoui, F. Z. (2014) Utilisation d'indice pour l'évaluation de la qualité des sédiments : Cas du bassin boumerzoug (Agérie). *European Scientific Journal*, 10 (35), 336-346.

Salami, A. B. & Tchawlassou, A. B. (1992) La morphodynamique du lac Ahémé : contribution à l'étude du comblement du lac et ses impacts. Mémoire de maîtrise de géographie, Université Nationale du Bénin, 113p.

Salomons, W., Förstner, U. (1980) Trace metal analysis on polluted sediments. I: Assessment of Sources and Intensities. *Environment Technology Letters* 1, 494-505.

Salomons, W., **Förstner,** U. **(1980)** Trace metal analysis on polluted sediments. II: Evaluation of environmental impact. *Environment Technology Letters* 1, 506-517.

Salomons, W., **Förstner,** U. **(1984)** *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-york, Tokyo, 350p.

Sammut, M. (2007) *Spéciation du cadmium, du plomb et du zinc dans les poussières d'émissions atmosphériques d'origine sidérurgique - Approche de l'impact toxicologique des poussières*. Université de droit, d'économie et des sciences. Aix-Marseille III. 335p.

Scheren, P. A. G. M., Kroeze, C., Janssen, F. J. J. G., Hordijk, L., Ptasinski, K. J. (2004) Integrated pollution assessment of the Ebrié Lagoon, Ivory Coast (West Africa) *J. Marine Syst*, 44, 1-17.

Senouvo, P. **(2002)** *Etude de l'impact des pollutions en éléments traces métalliques (plomb, cuivre et zinc) sur l'écologie des huîtres Crassestrea gascar en zones urbaines du lac Nokoué et du chenal de Cotonou (Bénin)*. Mémoire de DEA en Gestion de l'environnement FLASH/UAC, Bénin. 64p.

Sharmin, S., Zakir, H. M. et Naotatsu S. (2010) Fractionation profile and mobility pattern of trace metals in sediments of Nomi River, Tokyo, Japan. *Journal of Soil Science and Environmental Management.* 1, 001-014.

Sitarz, J. A. (1960) Côtes Africaines : Etudes des profils d'équilibre de plage. Trav. *Centre d'Etude et de Recherche en Océanographie*, T3, fasc. 4, 43-62.

Slansky, M. (1962) *Contribution à l'étude géologique du bassin sédimentaire côtier du Dahomey et du Togo.* Mém. BRGM. Paris 7e : 11, édition technique, 270p.

Somusfor (2013) *Etude de faisabilité du programme inter-communal de réhabilitation du complexe fluvio-lacustre du lac Ahémé et ses chenaux et la création d'un pôle de développement*. Rapport PIRA, 139p.

Soclo, H. H., Garrigues, P., Ewald, M. (2000) Origin of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) in coastal marine sediments: Case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Marine Pollution*, 40 (5), 387-396.

Sossou-Agbo, A. L. (2013) La mobilité dans le complexe fluvio-lagunaire de la basse vallée de l'Ouémé au Bénin, en Afrique de l'Ouest. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, France. 357p.

Soulé, B. (2012) *Politique agricole de la CEDEAO : la monographie du Bénin.* Cotonou. Bénin. 24p.

Sunda W.G. (1989) Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biology of Oceanography.* (6), 411- 442.

Tessier, A., Cambell, P.G.C., Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate traces metal. *Analytical Chemistry* 51, 844-851.

Tessier, A., Campbell, P.G.C. (1987) Partitioning of trace metals in sediments: Relationships with bioavailability. *Hydrobiologia* 149, 43-52.

Teutsh, N., Erel, Y., Halicz, L., Banin, A. (2001) Distribution of natural and anthropogenic lead in Mediterranean soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63, 3499-3511.

Togbé, M. (2003) *Dynamique de l'environnement : cas de TCHETTI-DOUME.* Mémoire de maîtrise, DGAT/ FLASH/ UAC, Bénin, 75p + annexes.

Traoré, A., Soro, G., Ahoussi, k. E., Bamba, B. S., Soro, N., Biemi, J. (2014) Niveau de contamination en éléments traces métalliques des sédiments d'une lagune tropicale : la lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Afrique Science,* 10, 73 – 88.

Tuncer, G., Tuncel, G., Balkas, T.I. (2001) Evolution of metal pollution in the Golden Horn (Turkey) sediments between 1912 an 1987. *Marine Pollution Bulletin* 42, 350-360.

Udo de Haes, H.A. (2002) Industrial ecology and life cycle assessment, A Handbook of Industrial Ecology. (Ayres, R.U., Ayres, L.U., Editors.), Edward Elgar, Cheltenham, UK. Northampton MA, USA, 138–148.

Unsworth, E. R. (2006) Model predictions of Metal Speciation in freshwaters compared to measurements by in situ techniques. *Environ. Sci. Technol*. 40, 1942 -1949.

Ure, A. M., Quevauviller, P., Muntau, H., Griepink, B. (1993) Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of a improvement and harmonization of extraction techniques under auspices of the BCR of the commission of European communities. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry,* 51, 135-151.

USEPA. (1991) Environmental Protection Agency, http://www.epa.gov

Vazquez G F., Sharmab V K., Magallanesc V R., Marmolejoa A J. (1999) Heavy Metals in a Coastal Lagoon of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bull.*, 38 (6), 479-485.

Vernet, J.P., Scolari, G. (1978) *Etude de la pollution des sédiments du Léman et du bassin de Rhône.* Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman contre la pollution. Plan quinquennal, 1976-1980.

Vissin, E. W. (2007) *Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur les écoulements du bassin béninois du fleuve Niger*. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, Dijon, 311p.

Wang, S., Jia, Y., Wang, S., Wang, X., Wang, H., Zhao, Z. and Liu, B. (2010) Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China. *Journal of Environmental Sciences*, 22(1), pp.23-31.

Wedepohl, K. H. (1995) The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 59 (7), 1217-1232.

Wilson, J. R., Holst, N., Rees, M. (2005) Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquat. Bot.* 81p.

WSP. (2012) *Impacts d'un mauvais assainissement en Afrique*. WSP-ESI-Benin-french-brochure. 6p

Yao K. M., Soro M. B., Trokourey A., Bokra Y., (2009) Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in a Tropical Lagoon Urban Area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, ISSN 1450-216X, 34 (2), 280 -289.

Yehouenou, E., (2005) *les résidus de pesticides chimiques de synthèse dans les eaux, les sédiments et les espèces aquatiques du bassin versant du fleuve Ouémé et du lac Nokoué.* Thèse de doctorat unique de l'Université d'Abomey-Calavi, Bénin. 217p.

Zachara, J.M., Cowan, C.E., Resch, C.T. (1991) Sorption of divalent metals on calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 55, 1549-1562.

Zerki, N. (2013) *Apport de la chimiométrie pour l'analyse et l'interprétation de quelques paramètres physico-chimiques influençant la répartition des métaux lourds, des éléments nutritifs et des anions dans les eaux de l'Oued de Bouregreg.* Thèse de l'Université Mohammed V – Agdal, Faculté des Sciences.

Zhigang, Y., Zhengyu, B., Gao, P. (2006) Environmental assessments of trace metals in sediments from Dongting Lake, Central China. *Journal of China University of Geosciences* 17, 310-319.

Zoller, A. (1984) Anthropogenic pertubation of metal fluxes into the atmosphere. In Nriagu, J. O. (Ed.), Changing Metal Cycles and Human Health, *Dahlem Konferenzen, Springer- Verlag, Berlin*, 27-41.

Liste des figures

Liste des figures

Figure 1 : Description schématique du cycle des éléments en traces dans l'environnement (N'guessan, 2008)……..…11

Figure 2 : Modes de transports et devenir des matériaux issus de l'érosion (mécanique et chimique) dans les milieux fluviatiles (N'guessan, 2008)……..…14

Figure 3 : Schéma représentatif des localisations potentielles des éléments en traces dans un environnement aquatique. Mz^+ : ion libre ; My^+ : ion initial transformé sous une autre forme chimique (**Source** : N'guessan, 2008)…….……15

Figure 4 : Technique de pèche à Acadja dans le lac Ahémé (Cliché, Hounkpè, 2016)...24

Figure 5 : Immondices dans le lac Nokoué à Dantokpa (Lawani, 2013)…….....25

Figure 6 : Dépotoir d'ordures sur la berge du lac Nokoué (Lawani, 2013).....……...25

Figure 7 : Eaux usées drainées par les canaux vers la lagune de Porto-Novo (Cliché : Chouti, 2011)…….26

Figure 8 : De gauche vers la droite, Cultures maraîchères sur le versant du Couffo et culture du maïs dans le lit du fleuve Couffo à Tchi-Ahomadégbé (Amoussou, 2006)..27

Figure 9 : Image montrant la pollution du lac Ahémé par les déchets solides (a), les eaux usées domestiques (b) et les latrines (c), (Hounkpe, 2016)…….……..……..29

Figure 10 : Situation géographique du lac Ahémé…….37

Figure 11 : Carte géomorphologique de l'estuaire du Mono-Couffo (Anthony et *al*., 1996)……..39

Figure 12 : Carte géologique du bassin sédimentaire côtier du Bénin……40

Figure 13 : Variations mensuelles (a) et annuelles (b) des moyennes pluviométriques sur le lac Ahémé de 1971 à 2014 (ASECNA station de Bopa)…….……..43

Figure 14 : Variation des moyennes d'amplitudes thermiques dans la vallée du lac Ahémé de 1970 à 2014 (ASECNA station de Cotonou)…….……...43

Figure 15 *:* Variation mensuelle moyenne de la lame d'eau précipité/lame d'eau écoulée dans le bassin du Mono à Athiémé, avant (1961 à 1987 : régime naturel) et après (1988-2000 : régime artificiel) le barrage de Nangbéto (Amoussou, 2010)……..……...46

Figure 16 : Variation mensuelle moyenne de pluie/débit dans le sous-bassin-versant du Couffo à Lanta, de 1961 à 2000 (Amoussou, 2010)…….……..47

Figure 17 : Influence des eaux marines et continentales sur le ‘‘lac’’ Ahémé (Base de données CATCH, 2002)……..……..……..…….47

Figure 18 : Les différents types de sols autours du lac Ahémé (Carte pédologique de reconnaissance du Sud-Bénin, 1989)……..……..49

Figure 19 : Position des sections bathymétriques et des points d'échantillonnage de sédiments dans le lac Ahémé…….……..57

Figure 20 : Position des sites d'échantillonnage d'eau, de sédiment et de carotte dans le lac Ahémé et son bassin versant……..…….……..58

Figure 21 : Carte de lithofaciès du lac Ahémé (Présente étude)....……80

Figure 22 : Courbe cumulative de quelques échantillons de sable prélevés dans le lac Ahémé……...……81

Figure 23 : Courbe cumulative de quelques échantillons de sable vaseux prélevés dans le lac Ahémé……..82

Figure 24 *:* Carte bathymétrique du lac Ahémé (Présente étude)...…….....84

Figure 25 : Carte de Positionnement des transects du lac Ahémé……..……..85

Figure 26 : Profils bathymétriques du lac Ahémé comparés de 1999 et de 2013 suivant les transects de la Figure 25……..……86

Figure 27 : Comparaison entre les cartes bathymétriques des années 1983, 1999 et 2013……...88

Figure 28 : Etat d'occupation du sol dans le bassin versant du lac Ahémé en 1986, 2000 et 2016…….……...…93

Figure 29 : Tendances d'évolutions des unités paysagiques du lac Ahémé et ses environs…….95

Figure 30 : Répartition spatiale des unités d'occupation du sol en 1986, 2000 et 2016 autour du lac Ahémé et ses environs……..……96

Figure 31 : Variation spatiale et saisonnière de la température des eaux du lac Ahémé……...……99

Figure 32 : Variation spatiale et saisonnière du potentiel hydrogène des eaux du lac Ahémé……...……..100

Figure 33 : Variation spatiale et saisonnière de la conductivité, des TDS et de la salinité des eaux du lac Ahémé……..……...101

Figure 34 : Variation spatiale et saisonnière de la turbidité et matière en suspension des eaux du lac Ahémé……...……102

Figure 35 : Variation spatiale et saisonnière du COT et du COD des eaux du lac Ahémé……...……..102

Figure 36 : Variation spatiale et saisonnière du potentiel d'oxydo-réduction des eaux du lac Ahémé…….……...103

Figure 37 : Variation spatiale et saisonnière de l'oxygène dissous des eaux du lac Ahémé……...……..103

Figure 38 : Variation spatiale et saisonnière du potentiel hydrogène des sédiments du lac Ahémé……104

Figure 39 : Variation spatiale et saisonnière du taux de matière organique dans les sédiments du lac Ahémé……..……..104

Figure 40 : Variation spatiale et saisonnière de la capacité d'échange cationique dans les sédiments du lac Ahémé…….……....105

Figure 41 : Projection des paramètres physico-chimiques dans l'espace des F1 et F2…….109

Figure 42 : Projection des différentes sites d'échantillonnage sur les plans factoriels F1 et F2…….……110

Figure 43 : Variation spatiale et saisonnière des anions majeurs des eaux du lac Ahémé……...……..111

Figure 44 : Variation spatiale et saisonnière des cations majeurs des eaux du lac Ahémé……...……..112

Figure 45 : Chimie des eaux du lac Ahémé au cours de la saison des pluies…...…….113

Figure 46 : Chimie des eaux du lac Ahémé au cours de la saison sèche……..…114

Figure 47 : Variation spatiale et saisonnière du phosphore total dans les eaux du lac Ahémé……...……..115

Figure 48 : Variation spatiale et saisonnière d'azote total dans les eaux du lac Ahémé……...……..115

Figure 49 : Variation saisonnière du risque d'eutrophisation dans le lac Ahémé…....116

Figure 50 : (a) Rapport N/P dans les eaux du lac Ahémé; (b) potentiel d'eutrophisation aquatique lié à l'azote et au phosphore dans les eaux du lac Ahémé……...…..117

Figure 51 : Projection des ions majeurs dans l'espace des axes 1 et 2……..…….....120

Figure 52 : Projection des différentes stations d'échantillonnage sur les plans factoriels F1 et F2……121

Figure 53 : Variation saisonnière du fer dans les eaux du lac Ahémé……...…..124

Figure 54 : Variation saisonnière du zinc dans les eaux du lac Ahémé……..……..124

Figure 55 : Variation saisonnière de l'arsenic dans les eaux du lac Ahémé……...…..125

Figure 56 : Variation saisonnière du plomb dans les eaux du lac Ahémé…….....125

Figure 57 : Variation saisonnière du cadmium dans les eaux du lac Ahémé.....126

Figure 58 : Variation saisonnière du fer dans les sédiments de surface du lac Ahémé.127

Figure 59 : Variation saisonnière du zinc dans les sédiments de surface du lac Ahémé…….127

Figure 60 : Variation saisonnière de l'arsenic dans les sédiments de surface du lac Ahémé.....……..128

Figure 61 : Variation saisonnière du plomb dans les sédiments de surface du lac Ahémé**.....**……128

Figure 62 : Variation spatiale et saisonnière du cadmium dans les sédiments de surface du lac Ahémé...…….…...129

Figure 63 : Projection des éléments en traces des eaux et des sédiments dans l'espace des axes F1 et F2…….132

Figure 64 : Projection des sites d'échantillonnage des eaux et sédiments dans l'espace des axes F1 et F2…….…….....132

Figure 65 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du fer dissous du lac Ahémé……..…...143

Figure 66 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du zinc dissous du lac Ahémé……144

Figure 67 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du plomb dissous du lac Ahémé……...145

Figure 68 : Variation spatiale et saisonnière des espèces chimiques du cadmium dissous du lac Ahémé…….…..146

Figure 69 : Variation saisonnière de la fraction biodisponible moyenne (%) du fer, zinc, plomb et du cadmium dans les eaux du lac Ahémé…….……148

Figure 70 : Répartition du plomb dans les différentes fractions géochimiques des sédiments du lac Ahémé…….……..149

Figure 71 : Répartition du cadmium dans les différentes fractions géochimiques des sédiments du lac Ahémé…….……..151

Liste des tableaux

Liste des tableaux

Tableau 1 : Seuils critiques pour les teneurs de quelques métaux dans les eaux suivant différentes normes (Antéa, 2000)…….7

Tableau 2 : Teneurs moyennes ($\mu g.g^{-1}$) des éléments en traces de différentes roches de la croûte terrestre (Kabata-Pendias et Pendias, 1992)……12

Tableau 3 : Sources industrielles et agricoles des éléments en traces présents dans l'environnement (C. Biney, 2003)…….……13

Tableau 4 : Comparaison des concentrations moyennes de métaux dans les sédiments de quelques écosystèmes aquatiques du Bénin et d'autres régions du globe (µg/g)……34

Tableau 5 : Direction et vitesse du vent à Cotonou……44

Tableau 6 : Codes et coordonnées géographiques des sites échantillonnées…….…..59

Tableau 7 : Les différentes techniques d'analyses des ions majeurs des eaux de surfaces du lac Ahémé……..……...63

Tableau 8 : Schéma du protocole des extractions séquentielles du plomb et du cadmium pour un 1g d'échantillon (Tessier *et al.*, 1979)…….……...70

Tableau 9 : Grille multi usages des critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau (Beaux, 1998)……72

Tableau 10 : Classe de risque potentiel d'eutrophisation pour les eaux de surfaces selon Grizzetti et *al*., (2011)……..……..73

Tableau 11 : Normes des eaux et sédiments utilisées……..……..74

Tableau 12 : Concentration des éléments traces métalliques dans la croûte continentale (Wedepohl, 1995)……..75

Tableau 13 : Niveau de contamination en fonction des valeurs du FE (Acevedo-Figueroa et *al*., 2006)…….75

Tableau 14 : Niveau de contamination en fonction des valeurs du FE (Bilos *et al.*, 2001)……..75

Tableau 15 : Niveau de contamination en fonction des valeurs du Igéo (Müller, 1963)……..76

Tableau 16 *:* Classification du code d'évaluation des risques (risk assessment code : RAC) (Wang *et al*., 2010)……..……77

Tableau 17a : Etat et variation des différentes unités du couvert végétale (en %)…....94

Tableau 17b : Etat et variation des différentes unités du couvert végétale (en ha)…....94

Tableau 18 : Matrice de corrélation entre les différents paramètres physico-chimiques des eaux et des sédiments…….……108

Tableau 19 : Matrice de corrélation entre les différents ions majeurs et les éléments nutritifs des eaux du lac Ahémé……..……..119

Tableau 20 : Valeurs propres et pourcentage de contribution des axes……..…….120

Tableau 21 : Variation des teneurs des éléments en traces (mg/L) des eaux de surface du lac Ahémé..……..…123

Tableau 22 : Variation des teneurs des éléments en traces (mg/kg) des sédiments de surface du lac Ahémé…….……...……...126

Tableau 23 : Comparaison des teneurs moyennes en métaux (mg/kg) dans les sédiments du lac Ahémé avec celles du lac Bini……....130

Tableau 24 : Matrice de corrélation entre les éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé…..……..……...131

Tableau 25 : Variation saisonnière du Facteur d'enrichissement des éléments en traces dans les sédiments du lac Ahémé…….……134

Tableau 26 : Index de géo-accumulation des sédiments du lac Ahémé….……..135

Tableau 27 : Variation en profondeur du facteur d'enrichissement des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé……...……...136

Tableau 28 : Variation en profondeur des teneurs des éléments en traces des sédiments des carottes prélevées dans le bassin versant du lac Ahémé……..……..138

Tableau 29 : Variation spatiale et saisonnière de la concentration biodisponible du Fer, Zinc, Plomb et Cadmium dans les eaux du lac Ahémé (en %)……..……147

Tableau 30 : Valeurs du code d'évaluation des risques (RAC) du plomb et du cadmium des sédiments du lac Ahémé……151

Table des matières

Sommaires……..……..i

Remerciements……...……...…….ii

Dédicace…….....v

Résumé…….....vi

Abstract……vii

Sigles et Abréviations…….viii

Introduction générale……1

Première partie : Synthèse bibliographique……5

Chapitre 1 : Généralités sur les éléments en traces …….....…….……..6

1.1. Définition et présentation des éléments en traces……..……6
1.1.1. Définition……..6
1.1.2. Justification du choix des éléments en traces dans l'étude……..……..7
1.1.3. Présentation des éléments en traces sélectionnés……....……8
1.1.3.1. Le plomb……8
1.1.3.2. Le cadmium……8
1.1.3.3. L'arsenic……9
1.1.3.4. Le zinc……9
1.1.3.5. Le fer……10
1.2. Les éléments en traces dans l'environnement……..…….……..11
1.2.1. Transport et transfert des éléments en traces dans l'environnement aquatique...13
1.2.2. Le comportement des éléments en traces dans les sédiments…….....….....15
1.2.2.1. La spéciation..……...……...15
1.2.2.2. La mobilité……16
1.2.2.3. La biodisponibilité……..……16
1.3. Les différentes techniques de mesures de la spéciation des éléments en traces dans les sédiments……..……..…17
1.3.1. Les méthodes physiques……17
1.3.2. Les méthodes chimiques……17
1.3.2.1. Les extractions simples……17
1.3.2.2. Les extractions séquentielles……18
1.3.2.3. Limites des schémas d'extractions séquentielles……...20

Chapitre 2 : Pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin…..……...21

2.1. Les différentes formes de pollution des écosystèmes aquatiques...…….…….....21
2.2. Les causes de dégradations des écosystèmes aquatiques au Bénin……..…22
2.2.1. L'agriculture……...22
2.2.2. L'industrie……..23
2.2.3. La pêche, le commerce et l'artisanat……...……...24

2.2.4. La croissance démographique……25
2.3. Quelques données de la pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin……26
2.3.1. La pollution des fleuves au Bénin……..……...……..26
2.3.2. La pollution des lacs au Bénin…....……...28
2.3.3. La pollution des lagunes au Bénin...……...…….30
2.4. Quelques exemples d'impacts de la pollution des cours et plans d'eau sur l'homme et l'environnement au Bénin……...……...…….…30
2.4.1. Sur le plan socio-économique……..……...31
2.4.2. Sur le plan sanitaire…..……...31
2.4.3. Sur le plan environnemental…….……31
2.4.4. Sur le plan écologique, touristique et culturel…...……32
2.4.5. Au plan climatique.....……...….32
2.5. Analyse globale sur la pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin et approches de solution ……...…….33
2.6. Conclusion partielle……34

Deuxième partie : Cadre d'étude et méthodologie…….…35

Chapitre 3 : Cadre d'étude……..36

3.1. Situation géographique…….36
3.2. Contexte géomorphologique et géologique…...……37
3.2.1. Contexte géomorphologique…….……..37
3.2.1.1. Géomorphologie régionale……..……..37
3.2.1.2. Géomorphologie locale..……..……..38
3.2.2. Contexte géologique.…….....40
3.2.2.1. Contexte géologique régional..……..40
3.2.2.2. Contexte structural du lac Ahémé..……...……....41
3.3. Facteurs climatiques…..……..42
3.3.1. La pluviométrie……...….42
3.3.2. La température……...43
3.3.3. Les vents…….....43
3.4. Hydrogéologie……44
3.5. Régime hydrologique..……...45
3.6. Milieu biologique……...47
3.6.1. La flore……...47
3.6.2. La faune……...……..48
3.6.3. Le sol……..49
3.6.3.1. Les sols ferralitiques…….50
3.6.3.2. Les sols hydromorphes à pseudogley……..50
3.6.3.3. Les sols ferrugineux tropicaux..……50
3.6.4. Les ressources minérales...…….……51
3.7. Les activités économiques autour du lac Ahémé……..…....51
3.7.1. La pêche……..……51
3.7.2. L'agriculture……...52
3.7.3. L'élevage……..……..53

Chapitre 4 : Matériel et Méthodes……..……...54

4.1. Echantillonnage..……..…….…54
4.1.1. Périodicité des campagnes d'échantillonnage……...…….……54
4.1.2. Choix des sites d'échantillonnage…...……...54
4.1.3. Prélèvement et conditionnement des eaux de surface……..…….....55
4.1.4. Prélèvement et conditionnement des sédiments de surface…..……...55
4.1.5. Prélèvement et conditionnement des Carottes…...……..……55
4.1.6. Mesures bathymétriques du lac Ahémé..……56
4.2. Méthodes analytiques...……...59
4.2.1. Analyses sédimentologiques……..…59
4.2.1.1. Procéder de séparation des fractions granulométriques……..……...60
4.2.2. Analyses chimiques……60
4.2.2.1. Traitement physiques des échantillons ……..……...60
4.2.2.2. Analyses des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau et de sédiment ……..…..……...61
❖ Echantillons d'eau de surface...……...61
- Matières en suspension et la turbidité……..61
- Alcalinité…..……..……61
- Carbone organique Total et Dissous (COT et COD)……..62
- Ions majeurs…….……..……62
- Eléments nutritifs…..……..……63
  - ✓ Azote total…..……...……63
  - ✓ Phosphore total……..……..64

❖ Echantillons de sédiments de surface..……64
- pH des sédiments (pH_{Kcl})...……...64
- Matière organique totale...……...64
- Capacité d'échange cationique (CEC)…...……...65

4.2.2.3. Analyse des éléments en traces des échantillons d'eau, de sédiment et de carotte……....65
❖ Minéralisation des échantillons d'eau et de sédiment...……...……...66
❖ Dosage des éléments traces métalliques des échantillons d'eau, de sédiment et de carotte……...…...……...66
- Dosage de l'arsenic, du plomb et du cadmium……..…66
  - ✓ Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique…..…..66
  - ✓ Préparation des étalons..……...67
  - ✓ Réglage de l'appareil..……..67
  - ✓ Préparation des échantillons et manipulation..……..67
- Dosage du fer et du Zinc..……...……68

4.2.2.4. Techniques d'étude de la spéciation des éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé……....69
❖ Technique d'étude de la spéciation des éléments en traces des eaux du lac Ahémé……69
❖ Technique d'étude de la spéciation des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé……....69
4.2.3. Méthode d'étude de l'occupation des terres……....70

4.2.3.1. Technique de réalisation des différentes cartes d'occupation du sol…..……70
4.2.3.2. Technique d'évaluation spatiale de l'état des unités paysagiques…..……71
4.3. Traitement des données d'analyses d'eau et de sédiment……...…….……71
4.3.1. Traitement des données granulométriques et bathymétriques…...……..71
4.3.2. Traitement des données chimiques…..……72
4.3.2.1. Méthode de traitement des données des éléments physico-chimiques……..72
4.3.2.2. Méthode de traitement des données des éléments en traces……..……73
4.3.2.3. Méthode de traitement des données des éléments en traces par l'utilisation des indices géochimiques..……74
4.3.2.4. Méthode de détermination de la fraction biodisponible des éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé……..……..76
- ❖ Méthode de détermination de la fraction biodisponible des éléments en traces des eaux du lac Ahémé…...……...76
- ❖ Méthode de détermination de la fraction biodisponible des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé Ahémé……...……76

4.3.3. Méthode de traitement statistique des données chimiques……..77

Troisième partie : Résultats et discussions……..…78

Chapitre 5 : Dynamique hydro sédimentaire actuelle du lac Ahémé et les différentes activités développées autour de cet écosystème…….……79

5.1. La dynamique hydro sédimentaire actuelle du lac Ahémé……..79
5.1.1. Granulométrie de la couverture sédimentaire actuelle du lac……..79
5.1.1.1. Essai de comparaison avec les cartes sédimentologiques antérieures……83
5.1.2. Etude bathymétrique du lac Ahémé..……..83
5.1.2.1. Comparaison avec les cartes bathymétriques antérieures du lac……85
5.1.3. Analyse du comblement du lac……..89
5.1.4. Discussion……..89
5.2. L'évolution des différentes activités développées autour du lac Ahémé..……..90
5.2.1. Description des cartes d'occupation du sol…….90
5.2.1.1. Occupation du sol de 1986..……...…90
5.2.1.2. Occupation du sol de 2000..……..……91
5.2.1.3. Occupation du sol de 2016..…….……..91
5.2.2. Dynamique d'occupation du sol autours du lac Ahémé et environs entre 1986, 2000 et 2016…..……...94
5.2.3. Bilan de la dynamique du couvert végétal entre 1986, 2000 et 2016…….……..96
5.3. Conclusion partielle……...……..…97

Chapitre 6 : Qualité physico-chimique des eaux et des sédiments du lac Ahémé…99

6.1. Variation des paramètres physico-chimiques…….99
6.1.1. Paramètres physico-chimiques des eaux..…….…….99
6.1.1.1. Température……...……99
6.1.1.2. pH eau..……...99
6.1.1.3. Conductivité, TDS et Salinité..……100
6.1.1.4. Turbidité et matière en suspension..……..101
6.1.1.5. Carbone organique total (COT) et carbone organique dissous (COD)..……102

6.1.1.6. Potentiel d'oxydo-réduction……102
6.1.1.7. Oxygène dissous..……103
6.1.2. Paramètres physico-chimiques des sédiments……..104
6.1.2.1. pHkcl……....104
6.1.2.2. Matière organique totale…….……104
6.1.2.3. Capacité d'échange cationique (CEC)……104
6.1.3. Discussion……105
6.1.4. Typologie spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques……..108
6.2. Variation des ions majeurs et des éléments nutritifs dans les eaux du lac Ahémé……...110
6.2.1. Variation des ions majeurs dans les eaux du lac Ahémé……110
6.2.1.1. Anions majeurs…....……111
6.2.1.2. Cations majeurs…....……...112
6.2.2. Eléments nutritifs des eaux du lac Ahémé…..…..……114
6.2.2.1. Phosphore total……115
6.2.2.2. Azote total...……115
6.2.2.3. Niveau critique d'azote dans les eaux de surface du lac Ahémé……115
6.2.2.4. Rapport N/P et Potentiel d'eutrophisation aquatique : AEP (N) – AEP (P).116
6.2.3. Discussion...……117
6.2.4. Typologie spatio-temporelle des ions majeurs et des éléments nutritifs……....118
6.3. Conclusion partielle...……...121

Chapitre 7 : Evaluation du niveau de pollution des éléments en traces des eaux et des sédiments du lac Ahémé…….……123

7.1. Variation spatio-temporelle des teneurs des éléments en traces dans le lac Ahémé.....123
7.1.1. Variation spatio-temporelle des teneurs des éléments en traces dans les eaux du lac Ahémé……...……..123
7.1.1.1. Variation de la teneur en fer dans les eaux du lac Ahémé.……...123
7.1.1.2. Variation de la teneur en zinc dans les eaux du lac Ahémé……123
7.1.1.3. Variation de la teneur en arsenic dans les eaux du lac Ahémé……124
7.1.1.4. Variation de la teneur en plomb dans les eaux du lac Ahémé…….125
7.1.1.5. Variation de la teneur en cadmium dans les eaux du lac Ahémé……125
7.1.2. Variation spatio-temporelle des teneurs des éléments en traces dans les sédiments du lac Ahémé…….....……..126
7.1.2.1. Variation de la teneur en fer dans les sédiments du lac Ahémé……..126
7.1.2.2. Variation de la teneur en zinc dans les sédiments du lac Ahémé……127
7.1.2.3. Variation de la teneur en Arsenic dans les sédiments du lac Ahémé……..127
7.1.2.4. Variation de la teneur en plomb dans les sédiments du lac Ahémé……128
7.1.2.5. Variation de la teneur en cadmium dans les sédiments du lac Ahémé……128
7.1.3. Discussion...……129
7.1.4. Typologie spatio-temporelle des éléments traces métalliques dans les eaux et les sédiments……..130
7.2. Degré de contamination des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé.133
7.2.1. Enrichissement des éléments en traces dans les sédiments de surfaces du lac Ahémé……..133

7.2.2. Index de géo-accumulation des sédiments de surface du lac Ahémé……135
7.3. Variation en profondeur des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé..136
7.4. Variation en profondeur des éléments en traces des sédiments du bassin versant du lac Ahémé……..……..137
7.5. Conclusion partielle……..139

Chapitre 8 : **Spécification chimique et biodisponibilité des éléments en traces dans les eaux et les sédiments du lac Ahémé…….……...……..140**

8.1. Spécification chimique et biodisponibilité des éléments en traces dans les eaux du lac Ahémé……..……..140
8.1.1. Spécification chimique des éléments en traces dans les eaux du lac Ahémé…140
8.1.1.1. Spéciation du Fer dissous du lac Ahémé……..140
8.1.1.2. Spéciation du Zinc dissous du lac Ahémé……...141
8.1.1.3. Spéciation du Plomb dissous du lac Ahémé.……141
8.1.1.4. Spéciation du cadmium dissous du lac Ahémé……142
8.1.2. Fraction biodisponible des éléments en traces des eaux du lac Ahémé...… …147
8.2. Spéciation chimique et biodisponibilité des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé....…….. ……..148
8.2.1. Spéciation chimique des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé……148
8.2.1.1. Spéciation du plomb dans les sédiments de surfaces du lac Ahémé……...148
8.2.1.2. Spéciation du cadmium dans les sédiments du lac Ahémé..…….149
8.2.2. Fraction biodisponible des éléments en traces des sédiments du lac Ahémé.....151
8.3. Conclusion partielle...……...152

Conclusion générale et Perspectives ……..……...…153

Références bibliographiques……...……..156

Liste des Figures…….172

Liste des tableaux……...177

Annexes ……..186

Listes des Publications et Communications……..……...199

Annexes

ANNEXE 1

Tableaux récapitulatif des échantillons prélevés au cours de la première campagne (mars-avril 2013)

Echantillons	**Coordonnées géographiques**		**Profondeur du lac (m)**	**Description in situ des échantillons de sédiments**
N°	X	Y	Z_1	Z_2
E1	386794	730699	3	Boue à matière organique
E2	389029	729953	3,2	Boue à matière organique
E3	388672	729249	0,6	Sable grossier coquillé
E4	388439	729146	1,2	Sable fin vaseux
E5	387798	728903	1,3	Sable fin
E6	387113	728643	1,4	Sable fin
E7	386454	728383	1,3	Vase molle + débris organiques
E8	386218	728265	0,65	Sable très fin + débris coquilliers
E9	385880	727535	0,5	Sable argileux
E10	386120	727367	1,2	Vase coquillière
E11	386603	727150	1,55	Vase très molle
E12	387062	726915	1,7	Vase molle avec rares coquilles
E13	387621	726543	1,8	Vase coquillière
E14	388191	726220	0,6	Sable vaseux coquillé
E15	388588	726023	0,75	Sable légèrement vaseux
E16	388440	723748	0,6	Sable blanc
E17	388227	723689	0,7	Sable moyen
E18	388192	723670	0,9	Sable moyen très propre
E19	387787	723620	2,35	Sable moyen
E20	387321	723570	2	Sable vaseux
E21	386836	723526	1,1	Vase légèrement argileux
E22	386415	723492	0,35	Sable moyen rouge du plateau
E23	386225	722167	0,85	Boue
E24	386732	722171	1,7	Boue sans sable
E25	387331	722215	1,9	Vase
E26	387859	722282	1,9	Vase
E27	387621	722261	2	Vase
E28	388414	722236	2,1	Vase légèrement sableuse
E29	388736	722479	0,75	Sable moyen
E30	388515	721278	0,6	Sable pure fin
E31	388142	721147	0,6	Sable très fin
E32	387673	721036	0,75	Sable fin coquillier
E33	387133	720965	2,1	Vase peu sableuse très coquillère
E34	386605	720902	1,5	Vase unique ment coquillère
E35	386264	720839	0,6	Sable fin sans argile
E36	385827	719442	1,5	Sable rouge du plateau fin à moyen
E37	386290	719294	1,5	Vase pure
E38	387045	719085	1,8	Vase pure
E39	387836	718887	1,8	Vase avec d'abondantes coquilles
E40	388604	718759	1,9	Vase légèrement sableuse
E41	389311	718717	0,9	Sable vaseux + quelques coquilles
E42	387062	713975	1	Sable vaseux
E43	387004	713949	0,65	Sable vaseux
E44	386252	714172	1,8	Vase

E45	385425	714527	1,75	Sable vaseux
E46	384653	714881	1,7	Sable fin peu coquillier
E47	383962	715263	1,3	Vase très coquillère
E48	383436	715592	0,5	Sable
E49	382388	714513	0,4	Sable fin peu coquillier
E50	382926	714354	1,15	Vase coquillière
E51	383799	713900	1,35	Vase coquillière
E52	384689	713436	1,55	Vase coquillière
E53	385606	713028	1,6	Vase avec rares coquilles
E54	386470	712819	1,5	Sable moyen
E55	385991	712231	0,8	Vase sableuse
E56	385747	711711	0,5	Vase sableuse peu coquillière
E57	384698	711810	0,65	Sable vaseux
E58	383680	711983	1,45	Sable vaseux
E59	382672	712164	1,1	Vase
E60	381736	712346	0,75	Vase
E61	380907	712471	0,55	Vase
E62	382373	710221	0,45	Vase sableuse
E63	382826	709929	1	Vase assez sableuse
E64	383244	709602	1,1	Vase
E65	383689	709266	1	Vase
E66	384162	708912	1	Vase
E67	384679	708529	0,45	Vase assez sableuse
E68	383853	707317	0,35	Vase assez sableuse
E69	383181	707567	0,7	Vase
E70	382902	707621	0,5	Vase
E71	382527	707868	0,4	Vase
E72	381786	708147	0,35	Vase
E73	381870	707118	0,35	Vase
E74	382290	707049	0,35	Vase assez sableuse
E75	383077	706861	0,37	Sable fin argileux

Tableaux des détails granulométriques de quelques échantillons de sédiments prélevés au cours de la première campagne dans le lac Ahémé.

Echantillon : 5		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	9,03	6,24	5,79
1	0	41,61	28,77	32,50
0,50	1	52,74	36,47	66,35
0,25	2	12,61	8,72	74,44
0,125	3	14,52	10,04	83,76
0,063	4	14,11	9,76	92,82

Echantillon : 19		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	5,18	3,85	3,85
1	0	0,42	0,31	4,17
0,50	1	8,06	6	10,2
0,25	2	42,82	31,9	42
0,125	3	68,90	51,3	93,3
0,063	4	4,72	3,5	96,8

Echantillon : 6		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	2,3	1,84	1,51
1	0	0,38	0,30	1,76
0,50	1	0,70	0,56	2,23
0,25	2	19,05	15,14	14,80
0,125	3	84,30	67,02	70,44
0,063	4	19,05	15,14	83,01

Echantillon : 20		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	2,86	4,89	4,89
1	0	0,74	1,26	6,15
0,50	1	0,90	1,54	7,69
0,25	2	4,20	7,18	14,9
0,125	3	15,92	27,2	42,1
0,063	4	7,43	12,7	54,8

Echantillon : 11		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	6,04	5,12	5,12
1	0	0,74	0,63	5,75
0,50	1	2,70	2,33	8,08
0,25	2	5,80	4,92	13,00
0,125	3	47,45	40,25	53,25
0,063	4	27,91	23,67	76,93

Echantillon : 23		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	10,20	8,62	8,62
1	0	0,52	0,44	9,06
0,50	1	3,20	2,71	11,8
0,25	2	13,60	11,5	23,3
0,125	3	57,94	49	72,3
0,063	4	19,02	16,1	88,3

Echantillon : 16		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	5,28	3,51	3,51
1	0	1,54	1,02	4,54
0,50	1	34,59	23	27,5
0,25	2	70,34	46,8	74,3
0,125	3	21,03	14	88,3
0,063	4	3,76	2,5	90,8

Echantillon : 28		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	1,66	2,44	2,44
1	0	0,69	1,01	3,45
0,50	1	2,63	3,86	7,32
0,25	2	12,72	18,7	26
0,125	3	23,43	34,4	60,4
0,063	4	4,47	6,57	67

Echantillon : 29		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	3,65	3,82	3,82
1	0	2,5	2,61	6,43
0,50	1	12,82	13,4	19,8
0,25	2	21,33	22,3	42,1
0,125	3	37,20	38,9	81
0,063	4	11,12	11,6	92,7

Echantillon : 36		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	3,61	3,41	3,41
1	0	0,38	0,36	3,77
0,50	1	3,08	2,91	6,69
0,25	2	19,42	18,4	25,1
0,125	3	43,70	41,3	66,4
0,063	4	23,35	22,1	88,5

Echantillon : 31		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	7,5	3,86	3,86
1	0	0,43	0,22	4,08
0,50	1	5,03	2,59	6,67
0,25	2	16,52	8,5	15,2
0,125	3	94	48,4	63,6
0,063	4	7,70	3,96	67,5

Echantillon : 48		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	4,09	2,95	2,95
1	0	1,74	1,26	4,21
0,50	1	10,87	7,84	12,1
0,25	2	39,86	28,8	40,8
0,125	3	64,56	46,6	87,4
0,063	4	12,97	9,36	96,8

Echantillon : 32		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	22,10	16,7	16,7
1	0	0,73	0,55	17,3
0,50	1	2,85	2,16	19,5
0,25	2	19,03	14,4	33,9
0,125	3	82,54	62,5	96,4
0,063	4	0,70	0,53	96,9

Echantillon : 53		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	2,79	1,66	1,66
1	0	1,86	1,11	2,77
0,50	1	13,31	7,94	10,7
0,25	2	47,02	28,1	38,8
0,125	3	65,25	38,9	77,7
0,063	4	17,40	10,4	88,1

Echantillon : 35		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	6,30	6,26	6,26
1	0	0,43	0,43	6,68
0,50	1	3,93	3,9	10,6
0,25	2	30,57	30,4	40,9
0,125	3	36,27	36	77
0,063	4	5,60	5,56	82,5

Echantillon : 54		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	4,13	3,71	3,71
1	0	1,22	1,1	4,81
0,50	1	6,11	5,49	10,3
0,25	2	12,75	11,5	21,8
0,125	3	41,94	37,7	59,5
0,063	4	22,93	20,6	80,1

Echantillon : 58		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	2,96	4,06	4,06
1	0	0,94	1,29	5,35
0,50	1	9,20	12,6	18
0,25	2	17,89	24,6	42,5
0,125	3	17,62	24,2	66,7
0,063	4	3,98	5,46	72,2

Echantillon : 67		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	14,96	25,5	25,5
1	0	1,92	3,28	28,8
0,50	1	2,27	3,87	32,7
0,25	2	8,87	15,1	47,8
0,125	3	10,27	17,5	65,4
0,063	4	1,02	1,74	67,1

Echantillon : 60		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	5,68	5,5	5,5
1	0	0,61	0,59	6,09
0,50	1	6,10	5,91	5,91
0,25	2	24,16	23,4	12
0,125	3	22,43	21,7	33,7
0,063	4	14,85	14,4	48,1

Echantillon : 75		Poids (g)	% simple	% cumulé
Diamètre				
en mm	en φ			
2	-1	1,91	2,77	2,77
1	0	0,76	1,1	3,87
0,50	1	2,48	3,59	7,46
0,25	2	14,02	20,3	27,8
0,125	3	26,44	38,3	66,1
0,063	4	8,35	12,1	78,2

ANNEXE 2

Les valeurs brutes des paramètres physico-chimiques mesurées dans l'eau pour chaque campagne (H : saison des pluies ; S : saison sèche ; M : valeur moyenne)

	pH			**T (°C)**			**Eh (mV)**			**Cond (µS/cm)**		
	H	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**
S1	6,3	7,59	6,945	31,7	30,8	31,25	-4,8	-9,3	-7,05	295	10660	5477,5
S2	6,5	7,58	7,04	31,3	30,9	31,1	-5,2	-24,8	-15	310	10900	5605
S3	6,8	8,32	7,56	29,6	31,5	30,55	-74,5	-53,6	-64,05	8390	12720	10555
S4	7,8	8	7,9	29,2	31,2	30,2	-77,2	-34,1	-55,65	7460	12770	10115
S5	6,9	7,96	7,43	29,5	32,3	30,9	-84,9	-31,7	-58,3	9140	15430	12285
S6	7,5	7,95	7,725	31,5	31,5	31,5	-73,8	-31,4	-52,6	9000	15780	12390
S7	6,7	7,86	7,28	30,02	31,3	30,66	-77,8	-25,5	-51,65	10910	18510	14710
S8	7,9	7,69	7,795	31,6	30,9	31,25	-92,5	-15,6	-54,05	11430	19550	15490
S9	7,3	8,07	7,685	30,8	30,5	30,65	-86,1	-38,7	-62,4	10810	18240	14525
S10	7,6	7,45	7,525	29,2	30,9	30,05	-81,3	-0,9	-41,1	11600	20050	15825
S11	7,1	8,37	7,735	31,1	28,8	29,95	-63	-56,6	-59,8	11180	18010	14595
S12	7,2	8,32	7,76	30,5	32,8	31,65	-79,7	-53,5	-66,6	12100	25000	18550
S13	7,3	7,58	7,44	28,6	28,9	28,75	-109,9	-4,6	-57,25	11360	18670	15015
S14	7,4	7,15	7,275	28,7	28,1	28,4	-87,1	-8,4	-47,75	9990	17790	13890

	TDS (mg/L)			**Sal (mg/L)**			**O2diss (mg/L)**			**MES (mg/L)**		
	H	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**
S1	201	5020	2610,5	0,1	1,2	0,65	3,9	0,96	2,43	28	13	20,5
S2	241	5330	2785,5	0,1	1,8	0,95	4,1	1,59	2,845	32	19	25,5
S3	3970	6190	5080	4,7	7,4	6,05	1,51	0,89	1,2	36	10	23
S4	3072	6250	4661	4,2	7,2	5,7	1,37	1,12	1,245	27	4	15,5
S5	4026	7470	5748	5,2	8,7	6,95	1,9	1,2	1,55	25	2	13,5
S6	4650	7800	6225	5,1	10,2	7,65	1,13	1,5	1,315	50	29	39,5
S7	6455	9220	7837,5	6,3	11,5	8,9	2,63	1,87	2,25	49	7	28
S8	5600	9930	7765	6,6	12,8	9,7	3,2	2,82	3,01	20	18	19
S9	6501	9280	7890,5	6,4	12,7	9,55	3,8	2,37	3,085	27	3	15
S10	5700	10440	8070	6,7	13	9,85	4,31	2,8	3,555	28	16	22
S11	5260	9470	7365	6,4	12,8	9,6	6,45	2,01	4,23	40	5	22,5
S12	6900	12540	9720	6,9	14,9	10,9	1,9	0,77	1,335	61	17	39
S13	6820	9490	8155	6,5	13	9,75	1,82	1,59	1,705	54	11	32,5
S14	6820	9830	8325	5,7	13,9	9,8	1,75	1,13	1,44	53	7	30

	Turb (NTU)			COD (mg/L)			COT (mg/L)		
	H	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**
S1	37	14	25,5	14,1	15,62	14,86	31,2	33,45	32,325
S2	42	21	31,5	17,3	24,75	21,025	45,3	50,27	47,785
S3	20	19	19,5	8,58	52,6	30,59	24	61,09	42,545
S4	22	7	14,5	10,58	51,05	30,815	27,3	62,84	45,07
S5	17	7	12	12,16	51,24	31,7	29,1	72,51	50,805
S6	53	39	46	10,52	104,03	57,275	30	176,53	103,265
S7	34	11	22,5	10	66,71	38,355	28	255,61	141,805
S8	15	27	21	12,9	54,14	33,52	37,2	58,78	47,99
S9	17	2	9,5	11	28,4	19,7	33,2	57,42	45,31
S10	16	21	18,5	10,5	42,73	26,615	23,2	59,75	41,475
S11	61	9	35	11,84	9,49	10,665	35,8	25,14	30,47
S12	78	25	51,5	12	55,76	33,88	29,2	114,07	71,635
S13	18	12	15	10,8	31,52	21,16	22,9	89,33	56,115
S14	23	9	16	10,9	21,4	16,15	31,1	36,55	33,825

Les valeurs brutes des paramètres physico-chimiques mesurées dans les sédiments du lac Ahémé pour chaque campagne (H : saison des pluies ; S : saison sèche ; M : valeur moyenne)

	pHKCl			MOT			CEC		
	H	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**
S1	5,5	6,33	5,915	17,33	4,48	10,905	40,08	17,04	28,56
S2	5,1	3,92	4,51	20,32	7,38	13,85	33,21	15,6	24,405
S3	6,4	7,77	7,085	5,21	3,74	4,475	4,64	8,08	6,36
S4	7,1	7,2	7,15	11,49	9,37	10,43	33,12	31,68	32,4
S5	6,8	7,8	7,3	1,13	2,88	2,005	1,84	5,28	3,56
S6	7,2	7,35	7,275	5,32	8,32	6,82	12,24	32,96	22,6
S7	6,5	7,26	6,88	1,26	2,22	1,74	7,04	5,68	6,36
S8	7,6	8,1	7,85	1,12	4,12	2,62	3,68	5,92	4,8
S9	7,3	7,26	7,28	7,2	21,5	14,35	22	35,92	28,96
S10	7,4	7,16	7,28	10,56	8,54	9,55	24	15,44	19,72
S11	6,7	5,9	6,3	5,96	3,14	4,55	10,04	8,32	9,18
S12	6,1	4,41	5,255	8,6	9,19	8,895	29	27,28	28,14
S13	7	6,37	6,685	9,16	9,18	9,17	23,92	20,64	22,28
S14	7,1	6,7	6,9	9,1	10,32	9,71	32,16	25,04	28,6

Les valeurs brutes des ions majeurs et éléments nutritifs mesurées (mg/L) des eaux du lac Ahémé pour chaque campagne (H : saison des pluies ; S : saison sèche ; M : valeur moyenne)

	Cl-			**SO_4^{2-}**			**F-**			**HCO_3^-**		
	S	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**
S1	4490	1396	2943	512	13	262,5	73,86	0,38	37,12	73,2	93,45	83,325
S2	4230	2721	3475,5	502	21	261,5	45,3	0,14	22,72	146,4	101	123,7
S3	5450	4046	4748	556	316	436	41,38	0,55	20,965	207,4	118,83	163,115
S4	5030	3616	4323	628	257	442,5	77,33	0,45	38,89	414,8	117,12	265,96
S5	6290	4496	5393	776	327	551,5	54,46	0,64	27,55	244	129,08	186,54
S6	7000	4256	5628	778	297	537,5	69,72	0,6	35,16	97,6	114,93	106,265
S7	8000	4786	6393	892	357	624,5	36,8	0,81	18,805	158,6	95,41	127,005
S8	8990	5976	7483	1000	394	697	57,31	0,61	28,96	97,6	106,14	101,87
S9	8170	6246	7208	934	387	660,5	64,43	0,77	32,6	317,2	111	214,1
S10	8620	8896	8758	984	400	692	38,66	0,88	19,77	305	108,09	206,545
S11	8190	5326	6758	1048	398	723	54,5	0,8	27,65	549	125,66	337,33
S12	11280	5720	8500	1278	451	864,5	49,71	0,92	25,315	61	98	79,5
S13	7760	5296	6528	908	386	647	43,81	0,77	22,29	158,6	102,73	130,665
S14	8160	4636	6398	936	353	644,5	80,97	0,74	40,855	146,4	112	129,2

	Ca^{2+}			**Mg^{2+}**			**Na^+**			**K^+**		
	S	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**
S1	152	9,3	80,65	256,52	14,95	135,735	2155,14	41,1	1098,12	62,88	5,86	34,37
S2	152	18,3	85,15	256,52	16,21	136,365	2338,38	49,3	1193,84	98,58	26,9	62,74
S3	272	72,7	172,35	249,26	269,55	259,405	2719,62	1201,2	1960,41	76,38	41,83	59,10
S4	144	61,26	102,63	346,06	243,9	294,98	2769,06	1022,45	1895,75	104,4	40,37	72,38
S5	176	81,4	128,7	387,2	294,96	341,08	3661,2	1420,76	2540,98	93,66	50,84	72,25
S6	204	72,68	138,34	396,88	277,8	337,34	3753,84	1306,91	2530,37	114,48	48,89	81,68
S7	180	77,74	128,87	534,82	308,27	421,545	4363,68	1495,01	2929,34	119,58	54,39	86,98
S8	256	89,44	172,72	527,5	336,54	432,02	4550,46	1743,17	3146,81	130,32	68,78	99,55
S9	272	85,7	178,85	440,44	332,19	386,315	4410,9	1670,48	3040,69	128,22	52,1	90,16
S10	300	92,04	196,02	471,9	342,74	407,32	5013,78	1767,81	3390,79	127,2	62,27	94,73
S11	208	84,03	146,01	484	341,23	412,615	4198,92	1675,96	2937,44	97,98	59,03	78,50
S12	364	101,2	232,6	491,26	346,5	418,88	5897,88	1772,3	3835,09	171,3	80,2	125,75
S13	244	95,91	169,95	454,96	339,56	397,26	4480,02	1724,69	3102,35	129,0	74,9	101,95
S14	248	78,98	163,49	421,08	301,36	361,22	4614,06	1471,69	3042,87	136,62	56,84	96,73

	P-Tot			**PO_4^{3-}**			**NO_2^-**		
	S	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**
S1	1,3	2,88	2,09	0,17	2,88	1,525	0,005	0,006	0,0055
S2	5,54	3,2	4,37	0,14	3,2	1,67	0,02	0,005	0,0125
S3	3,64	2,83	3,235	0,16	2,83	1,495	0,014	0,01	0,012
S4	3,05	2,6	2,825	0,14	2,6	1,37	0,009	0,01	0,0095
S5	2,49	1,78	2,135	0,13	1,78	0,955	0,004	0,05	0,027
S6	2,43	2,9	2,665	0,14	2,9	1,52	0,018	0,05	0,034
S7	2,95	2,78	2,865	0,13	2,78	1,455	0,004	0,013	0,0085
S8	1,45	1,25	1,35	0,15	1,25	0,7	0,01	0,06	0,035
S9	1,44	1,3	1,37	0,11	1,3	0,705	0,007	0,007	0,007
S10	3,03	1,28	2,155	0,13	1,28	0,705	0,015	0,06	0,0375
S11	2,82	2,58	2,7	0,11	2,58	1,345	0,006	0,005	0,0055
S12	1,92	1,87	1,895	0,08	1,87	0,975	0,015	0,04	0,0275
S13	2,19	1,16	1,675	0,07	1,16	0,615	0,015	0,012	0,0135
S14	1,48	1,35	1,415	0,07	1,35	0,71	0,011	0,011	0,011

	NO_3^-			**NH_4^+**			**NTK**		
	S	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**	**S**	**H**	**M**
S1	0,4	1,31	0,855	0,3392	0,57	0,4546	0,74	1,88	1,31
S2	0,5	1,77	1,135	0,4346	0,33	0,3823	0,91	2,1	1,505
S3	0,6	3,25	1,925	0,371	0,32	0,3455	1,04	3,57	2,305
S4	0,7	0,41	0,555	0,159	0,16	0,1595	1,44	0,57	1,005
S5	0,7	0,77	0,735	0,4028	0,36	0,3814	1,35	1,13	1,24
S6	1	0,81	0,905	0,2862	0,32	0,3031	1,96	1,13	1,545
S7	0,8	1,12	0,96	0,3922	0,01	0,2011	2,04	1,13	1,585
S8	0,9	0,53	0,715	0,5406	0,04	0,2903	1,62	0,57	1,095
S9	0,6	0,62	0,61	0,1802	0,1	0,1401	0,82	0,72	0,77
S10	0,8	1,31	1,055	0,7208	0,01	0,3654	1,88	1,32	1,6
S11	0,7	1,74	1,22	0,2544	0,14	0,1972	0,97	1,88	1,425
S12	1	4,68	2,84	0,7738	1,42	1,0969	5,36	6,1	5,73
S13	0,9	3,63	2,265	0,53	0,38	0,455	1,56	4,01	2,785
S14	0,7	1,51	1,105	0,5088	0,18	0,3444	1,35	1,69	1,52

ANNEXE 3

Les valeurs brutes des éléments en traces (mg/L) mesurées dans les eaux du lac Ahémé pour chaque campagne (H : saison des pluies ; S : saison sèche ; M : valeur moyenne)

	Fe			Zn			As			Pb			Cd		
	H	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**
S1	3,3	2,14	2,72	0,2	0,29	0,24	0,001	0,001	0,001	0,29	0,218	0,25	0,08	0,008	0,044
S2	1,8	1,65	1,72	0,16	1,12	0,64	0,001	0,001	0,001	0,22	0,156	0,19	0,1	0,016	0,058
S3	1,2	1,51	1,35	0,38	0,76	0,57	0,004	0,001	0,0025	0,16	0,312	0,24	0,08	0,015	0,047
S4	2,28	1,61	1,94	0,48	0,99	0,73	0,001	0,035	0,018	0,16	0,281	0,22	0,15	0,014	0,082
S5	1,48	1,45	1,46	0,58	0,7	0,64	0,001	0,115	0,058	0,19	0,125	0,16	0,04	0,007	0,024
S6	7,16	3,94	5,55	0,6	0,7	0,65	0,013	0,001	0,007	0,22	0,25	0,23	0,07	0,012	0,041
S7	5,78	0,93	3,35	0,63	0,74	0,68	0,008	0,001	0,0045	0,1	0,094	0,1	0,09	0,015	0,052
S8	1,43	2,12	1,77	0,7	0,6	0,75	0,006	0,050	0,028	0,1	0,125	0,11	0,08	0,008	0,044
S9	1,03	0,79	0,91	0,5	0,93	0,71	0,005	0,001	0,03	0,15	0,203	0,18	0,12	0,028	0,074
S10	2,15	2,58	2,36	0,25	1,31	0,78	0,012	0,001	0,0065	0,26	0,094	0,18	0,31	0,015	0,163
S11	5,93	1,57	3,75	0,38	0,79	0,58	0,001	0,001	0,001	0,16	0,156	0,16	0,14	0,002	0,071
S12	4,2	2,81	3,5	0,4	0,49	0,44	0,001	0,001	0,001	0,18	0,125	0,15	0,17	0,009	0,089
S13	1,63	2,18	1,9	0,43	0,78	0,6	0,006	0,001	0,0035	0,16	0,125	0,14	0,19	0,007	0,099
S14	1,75	1,01	1,38	0,28	0,75	0,51	0,004	0,001	0,0045	0,16	0,125	0,14	0,06	0,022	0,041

Les valeurs brutes des éléments en traces (mg/kg) mesurées dans les sédiments du lac Ahémé pour chaque campagne (H : saison des pluies ; S : saison sèche ; M : valeur moyenne)

	Fe			Zn			As			Pb			Cd		
	H	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**	**H**	**S**	**M**
S1	5061,53	4114	4587,76	40,41	263	Zn	2,04	0	1,02	39,68	36,67	38,17	1,66	0,584	1,12
S2	5800,26	8773	7286,63	58,2	163	151,7	3,1	2,49	2,79	27,8	21,19	24,49	1,3	0,417	0,86
S3	691,55	2535	1613,27	74,76	172	110,6	0,87	2,994	1,93	38,82	40,82	39,82	0,8	0,33	0,56
S4	909,84	767	838,42	64,94	125	123,38	0,78	0	0,39	92,6	28,2	60,4	1,2	0,986	1,09
S5	2392,21	1765	2078,6	61,64	212	94,97	0	0	0	8,36	12,55	10,45	0,53	0,581	0,55
S6	1064,39	9735	5399,69	41,23	71	136,82	0	0	0	20,49	14,73	17,61	1,39	3,27	2,33
S7	730,2	3280	2005,1	65,47	184	56,115	0,95	2,5	1,72	56,09	2,78	29,43	0,96	1,268	1,11
S8	904,29	1335	1119,64	48,8	140	124,73	0,38	0	0,19	9,95	40,25	25,1	0,56	1,236	0,9
S9	3027,36	8724	5875,68	137,1	614	94,4	0,41	0,457	0,435	17,22	31,58	24,4	1	1,81	1,4
S10	10526,78	11544	11035,39	123,04	596	375,55	0	10,5	5,25	74,26	45,63	59,945	0,89	2,865	1,87
S11	2095,2	721	1408,1	47,42	512	359,52	0,33	4	2,16	24,04	37,7	30,87	1,25	1,239	1,2
S12	7011,19	10854	8932,59	51,9	80	279,71	0,5	2	1,25	57,1	35,13	46,11	3,5	1,962	2,73
S13	6047,08	10240	8143,54	62,54	148	65,95	0	3	1,5	81,02	21,9	51,46	0,65	1,955	1,3
S14	5386,51	12762	9074,25	63,09	578	105,27	0,47	6,88	3,67	75	33,55	54,27	1,4	1,447	1,42

Les valeurs brutes des éléments en traces mesurées dans les échantillons de carottes prélevés dans le lac Ahémé

C1	**Fe (mg/kg)**	**Zn (mg/kg)**	**As (mg/kg)**	**Pb (mg/kg)**	**Cd (mg/kg)**
0-5 cm	4114	263	0	23,2	0,584
25-30 cm	3017	117	0,1	16,1	0,1
45-50 cm	1497	32	0	36,67	0

C2	**Fe (mg/kg)**	**Zn (mg/kg)**	**As (mg/kg)**	**Pb (mg/kg)**	**Cd (mg/kg)**
0-5 cm	8773	163	2,49	11,9	0,1
25-30 cm	6101	61	0,8	7,61	0,16
45-50 cm	1509	17	0	21,19	0,417

C10	**Fe (mg/kg)**	**Zn (mg/kg)**	**As (mg/kg)**	**Pb (mg/kg)**	**Cd (mg/kg)**
0-5 cm	11544	596	10,5	45,63	2,865
25-30 cm	7097	201	3	19	0,7
45-50 cm	4051	57	1,1	4	0,1

C12	**Fe (mg/kg)**	**Zn (mg/kg)**	**As (mg/kg)**	**Pb (mg/kg)**	**Cd (mg/kg)**
0-5 cm	10854	80	2	35,13	1,962
25-30 cm	4627	58	0,3	14,6	0,3
45-50 cm	2811	31	0,1	2,01	0,1

C14	**Fe (mg/kg)**	**Zn (mg/kg)**	**As (mg/kg)**	**Pb (mg/kg)**	**Cd (mg/kg)**
0-5 cm	12762	578	6,88	33,55	1,447
25-30 cm	7011	301	3,7	18,6	0,7
45-50 cm	3422	79	1,2	7,8	0,3

ANNEXE 4

Les valeurs brutes des éléments en traces mesurées dans les différentes fractions géochimiques des sédiments du lac Ahémé au cours de l'extraction séquentielle

Numéro	Code	Fraction	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
1	S1F1 J	Echangeable	1,35	0,06
2	S1F2 J	Acido-soluble	5,28	0,12
3	S1F3 J	Réductible	9,21	0,20
4	S1F4 J	Oxydable	15,01	0,08
5	S1F5 J	Résiduelle	4,79	0,10
6	**S1 J**	**Teneur totale**	**35,64**	**0,56**
7	S2F1 J	Echangeable	0,51	0,04
8	S2F2 J	Acido-soluble	2,38	0,09
9	S2F3 J	Réductible	6,23	0,13
10	S2F4 J	Oxydable	10,66	0,06
11	S2F5 J	Résiduelle	1,91	0,08
12	**S2 J**	**Teneur totale**	**21,69**	**0,40**
13	S10F1 J	Echangeable	2,3	0,21
14	S10F2 J	Acido-soluble	12,30	0,80
15	S10F3 J	Réductible	8,01	0,50
16	S10F4 J	Oxydable	14,48	0,67
17	S10F5 J	Résiduelle	7,54	0,68
18	**S10 J**	**Teneur totale**	**44,63**	**2,86**
19	S12F1 J	Echangeable	2,20	0,25
20	S12F2 J	Acido-soluble	2,01	0,30
21	S12F3 J	Réductible	7,10	0,29
22	S12F4 J	Oxydable	13,10	0,59
23	S12F5 J	Résiduelle	10,54	0,40
24	**S12 J**	**Teneur totale**	**34,91**	**1,83**
25	S14F1 J	Echangeable	1,99	0,09
26	S14F2 J	Acido-soluble	3,43	0,16
27	S14F3 J	Réductible	11,62	0,28
28	S14F4 J	Oxydable	6,66	0,56
29	S14F5 J	Résiduelle	9,97	0,39
30	**S14 J**	**Teneur totale**	**33,47**	**1,48**

Publications et Communications

Listes des Publications et Communications réalisées dans le cadre de ce travail

❖ **Publications**

1. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., ADECHINA, R., LAWANI, R. N. (2017) Assessment of heavy metals contamination in sediments at the lake of Ahémé in southern of Benin (West Africa). *Journal of Materials and Environmental Science*, Volume 8, Issue 12, pp 4369-4377. http://www.jmaterenvironsci.com

2. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., LAWANI, R. N., ADECHINA, R. (2017) Etat des lieux de la pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin (Afrique de l'Ouest). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°30, pp. 149-171.

3. LAIBI, R. A., HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., OYEDE, L. M. (2017) Evolution morpho-sédimentaire du lac Ahémé dans la zone margino-littorale du Bénin. *Annales des Sciences Agronomiques*, ISSN 1659-5009, 21 (2) : 247-261.

❖ **Communications**

1. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., LAWANI, R. N., ADECHINA, R. (2016) Etat des lieux de la pollution des écosystèmes aquatiques au Bénin (Afrique de l'Ouest). Présenté au colloque en Hommage aux professeurs Boko et Affouda à l'Université d'Abomey-Calavi (Bénin).

2. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., ADECHINA, R, LAWANI, R. N. (2016) Etude du phénomène d'eutrophisation et du degré de minéralisation des eaux de surface du lac Ahémé au Sud-ouest du Bénin (Afrique de l'Ouest). Présenté aux Doctoriales 2ie, Ouagadougou, (Burkina-Faso).

3. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., LAWANI, R. N., ADECHINA, R. (2016) Evaluation du niveau de pollution en éléments traces métalliques des eaux et des sédiments d'un lac tropical : le lac Ahémé (Sud-Ouest du Bénin). Présenté au JSIL 2016, Colloque de l'Université de Lomé (Togo).

4. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., KAKI, C., LAIBI, R. A. (2016) Dynamique de l'occupation du sol autour du lac Ahémé (Sud-Bénin). Présenté au colloque de l'Université de Parakou (Bénin)

5. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., LAIBI, R. A., OYEDE, L. M. (2017) Evolution morpho-sédimentaire du lac Ahémé dans la zone margino-littorale du Bénin. Présenté au colloque de l'Université de Kara (Togo).

6. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., TOSSOU, E. M., ADECHINA, R. (2017) Caractérisation physico-chimique des eaux de surface du lac Ahémé au Sud-Ouest du Bénin (Afrique de l'Ouest). Présenté au colloque de l'Université d'Abomey-Calavi (Bénin).

7. HOUNKPE, J. B., KELOME, N. C., KAKI, C., LAIBI, R. A. (2017) Dynamique hydro-sédimentaire actuelle du lac Ahémé dans le complexe lagunaire du Sud-Bénin (Afrique de l'Ouest). Présenté au colloque ''Climat de l'Atlantique et variabilité des zones côtières'' (TACCOVAR 2017) Cotonou, Bénin.