



HAL
open science

Dynamique des apports fluviaux dissous et particulaires au lac Togo : bilans, origines et devenir, mécanismes et facteurs contrôle

Akouvi Avumandi

► **To cite this version:**

Akouvi Avumandi. Dynamique des apports fluviaux dissous et particulaires au lac Togo : bilans, origines et devenir, mécanismes et facteurs contrôle. Sciences de la Terre. Institut National Polytechnique de Toulouse, 2019. Français. NNT: . tel-02482840

HAL Id: tel-02482840

<https://theses.hal.science/tel-02482840>

Submitted on 18 Feb 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



THÈSE

En vue de l'obtention du DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par l'Institut National Polytechnique de Toulouse
Cotutelle internationale: Université de Lomé

Présentée et soutenue par

Akouvi AVUMADI

Le 15 novembre 2019

**Dynamique des apports fluviaux dissous et particuliers au lac
Togo : bilans, origines et devenir, mécanismes et facteurs
contrôle**

Ecole doctorale : **SDU2E - Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de
l'Espace**

Spécialité : **Surfaces et interfaces continentales, Hydrologie**

Unité de recherche :

ECOLAB - Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle et Environnement

Thèse dirigée par

Jean-Luc PROBST et Kissao GNANDI

Jury

M. Philippe AMIOTTE SUCHET, Rapporteur
Mme Souad HAIDA, Rapporteuse
M. Masamaéya Dadja-Toyou GNAZOU, Examineur
Mme Cécile GROSBOIS, Examinatrice
M. Jean-Luc PROBST, Directeur de thèse
M. Kissao GNANDI, Co-directeur de thèse

Mme Anne PROBST, invitée

Résumé :

Le Bassin Versant du Lac Togo (BFLT) composé des rivières Zio, Haho, Lili, Yoto, Boko et le lac est situé dans le Sud Togo. Il est une région marquée par diverses activités anthropiques dont l'agriculture, l'industrie, l'extraction des minerais de phosphate, etc. Pour évaluer l'impact ces activités sur la qualité des eaux de surface drainant ce bassin hydrographique et de leurs sédiments fluviaux, 105 échantillons d'eau de rivières et de lac et 18 sédiments de fond ont été prélevés. Les cations et anions majeurs, l'alcalinité, le COD, la silice, le pH, ont été mesurés dans la phase dissoute des échantillons, ainsi que les éléments traces (ET) qui ont aussi été mesurés dans les sédiments et les matières en suspension durant la période de 2015 à 2016.

Les ions dominants dans les eaux des rivières sont Cl^- (4,51 meq.l⁻¹), Na^+ (4,29 meq.l⁻¹), HCO_3^- (1,32 meq.l⁻¹), Mg^{2+} (1,13 meq.l⁻¹), Ca^{2+} (0,69 meq.l⁻¹) et représentent environ 90% du total des sels dissous (TDS). Les concentrations moyennes en COD et silice sont respectivement de 9,17 mg/l et 7,13 mg/l. Les concentrations moyennes en ET dissous mesurées dans les eaux des stations étudiées montre pour le Sc, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, , Sr, Zr, Cd, Sn, Pb, Th, U des concentrations plus élevées que les valeurs des Concentrations Naturelles des Rivières du Monde (CNRM) et celles des normes de l'OMS pour l'alimentation en eau potable (INERIS-DRC, 2006) avec une augmentation significative au niveau du lac et dans les stations aval.

Les résultats obtenus de l'analyse des échantillons d'eau et sédiments durant le cycle hydrologique 2015-2016 ont permis d'estimer les flux spécifiques d'éléments chimiques dissous transportés par le Zio et le Haho respectivement de 9,57 t.km⁻².an⁻¹ et 38,24 t.km⁻².an⁻¹ pour les éléments majeurs et de 7,84 et 17,82 Kg.km⁻².an⁻¹ pour les éléments traces. Les flux de matières particulaires à Zio (Togblékopé) et du Haho (Hahotoe) sont estimés à 15,3 t.km⁻².an⁻¹ et 59,3 t.km⁻².an⁻¹ respectivement. Ces flux permettent d'estimer des vitesses moyennes d'érosion physique (3,6 à 4,3 m/Ma pour le Zio et 10,6 à 12,5 m/Ma pour le Haho) et d'altération chimique (1,1 à 3,3 m/Ma pour le Zio et 3 à 4,2 m/Ma pour le Haho). Le flux spécifique de CO₂ consommé par l'altération chimique est d'environ 1,9.10⁸ mole.an⁻¹ de CO₂ soit 75.10³ moles.km⁻².an⁻¹ pour le Zio. Ce flux de CO₂ pour le Haho est de 6,9.10⁸ mole.an⁻¹ soit 202,6.10³—moles.km⁻².an⁻¹ dont 109.10³ moles.km⁻².an⁻¹ et 94.10³ moles.km⁻².an⁻¹ consommés respectivement par l'altération des silicates et la dissolution des carbonates. L'érosion mécanique l'emporte sur l'altération chimique et l'approfondissement des profils. On assiste à un déséquilibre des sols de ces deux sous bassins et donc à une réduction moyenne de l'épaisseur des sols.

Le degré de contamination des sédiments par les ET est évalué par des paramètres (Sediment Quality Guidelines, SQGs) tels que le facteur d'enrichissement (EF), les % respectifs d'ET d'origine naturelle et anthropique, le % de fraction résiduelle et non-résiduelle (labile) en prenant un sédiment du ruisseau Médjé comme matériau de référence. L'EF est globalement inférieur à 2 (valeur limite pour le bruit de fond géochimique naturel), en particulier pour Sn, As, Co, Cu, Zn, Pb, Th et U. Toutefois, 10% des échantillons ont des EF compris entre 2 et 6,3 notamment Ni, Cr et Cd. L'extraction simple à l'EDTA montre que Co, Cu, Cd et Pb sont relativement biodisponibles car ils se trouvent sous forme labile respectivement à 38%, 32%, 26% et 25%. Les profils de concentrations en terres rares (TR) ont permis de montrer que la signature géochimique des sédiments de fond serait liée aux teneurs des TR dans la fraction non résiduelle. La comparaison des teneurs des éléments majeurs, des ET et des TR dans les sédiments et les MES traduit que ces sédiments reflètent bien des teneurs en MES.

Mots clés : Eau, MES, sédiments, érosion, éléments traces, terres rares.

Abstract :

The Lac Togo Bassin (LTB), located in South of Togo, is a region characterized by various anthropogenic activities including agriculture, industry, phosphate mining, etc. To assess the impact of these activities on the quality of surface waters and sediment of this watershed, 105 river's and lake water samples and 18 bed sediments were collected for analysis. Major elements, alkalinity, DOC, silica, pH, were measured in the dissolved phase of the samples, as well as trace elements (TE) and REE which were also measured in sediments and suspended matter during the period of 2015 to 2016.

The dominant ions in river waters are Cl^- (4.51 meq.l⁻¹), Na^+ (4.29 meq.l⁻¹), HCO_3^- (1.32 meq.l⁻¹), Mg^{2+} (1.13 meq.l⁻¹), Ca^{2+} (0.69 meq.l⁻¹) in average and represent about 90% of the total dissolved salts (TDS). The mean DOC and silica concentrations are respectively 9.17 mg/l and 7.13 mg/l. A comparative analysis of the mean concentrations of dissolved TE measured in the water of the stations studied against the Natural Concentrations of the Rivers of the World (NCRW) shows for Sc, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Zr, Cd, Sn, Pb, Th, U concentrations higher than NCRW values and WHO drinking water standards (INERIS-DRC, 2006) with a significant increase in lake level and downstream samples.

The results obtained from the analysis of water and sediment samples during the hydrological cycle 2015-2016 made it possible to estimate the specific fluxes of dissolved chemical elements transported by Zio and Haho rivers respectively of 9,57 t.km⁻².an⁻¹ and 38.24 t.km⁻².an⁻¹ for major elements and 7.84 and 17.82 Kg.km⁻².an⁻¹ for trace elements. The particulate matter flow at Zio (Toglekope) and Haho (Hahotoe) is estimated respectively at 15.3 t.km⁻².an⁻¹ and 59.3 t.km⁻².an⁻¹. These fluxes allow estimate to the average rates of physical erosion of 3.6 to 4.3 m/Ma for Zio and 10.6 to 12.5 m/Ma for Haho and chemical alteration of 1.1 to 3.3 m/Ma for Zio and 3 to 4.2 m/Ma for Hahob. The specific flux of CO₂ consumed by chemical alteration is about 1.9.10⁸ mole.an⁻¹ of CO₂ or 75.10³ mole.km⁻².an⁻¹ for Zio. This CO₂ flux for Haho is 6.9.10⁸ mole.an⁻¹ or 202.6.10³ moles.km⁻².an⁻¹ of which 109.10³ moles.km⁻².an⁻¹ and 94.10³ moles.km⁻².an⁻¹ consumed respectively by the alteration of silicates and the dissolution of carbonates. Mechanical erosion takes precedence over chemical weathering and profile deepening. There is an imbalance in the soils of these two sub-basins and therefore an average reduction in soil thickness.

The degree of sediment contamination by TEs is assessed by parameters (Sediment Quality Guidelines, SQGs) such as the enrichment factor (EF), the respective % of TE from natural and anthropogenic, the residual and non-residual fraction % (labile) by using Medje Creek sediment as a reference material. The EF is generally less than 2 (limit value for natural geochemical background noise), in particular for Sn, As, Co, Cu, Zn, Pb, Th and U. However, 10% of the samples have EF between 2 and 6.3 in particular Ni, Cr and Cd. Simple extraction at EDTA shows that Co, Cu, Cd and Pb are relatively bioavailable because they are in labile form respectively at 38%, 32%, 26% and 25%. The rare earth (REE) concentration profiles showed that the geochemical signature of bottom sediments would be related to the TRs in the nonresidual fraction. Comparison of the concentrations of major elements, TEs and TRs in sediments and suspended matter indicates that these sediments do reflect suspended matter levels.

Keywords: Water, suspended matter, sediment, erosion, trace elements, rare earths.

Table des matières

Résumé :	i
Abstract :	ii
REMERCIEMENTS	viii
Liste des abréviations	ix
Liste des figures	x
Liste des Tableaux	xvii
Communications et publications	xix
INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE I.....	7
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE ET FONDEMENT DE LA ZONE D’ETUDE	7
Introduction.....	7
I.1. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
I.1.1. Modes de transport dans un bassin versant	7
I.1.2. Dynamique des matières dissoutes et particulaires dans les cours d’eau	9
I.1.3. Origines et devenir des sédiments en suspension dans un cours d’eau	10
I.1.4. Influence des sédiments sur la mobilité des polluants	14
I.1.5. Impacts des sédiments fins et des polluants associés sur les écosystèmes aquatiques 15	
I.1.6. Qualité des eaux des cours d’eau.....	15
I.1.7. Types de pollution	16
I.1.8. Pollution des cours d’eau par les éléments traces.....	18
1.1.8.1. Notion d'éléments traces	18
1.1.8.2. Notion de Terres Rares ou Rares Elements Earth (TR).....	18
1.1.8.3. Normalisation des terres rares	20
1.1.8.4. Répartition, itinéraires et devenir des ET dans l'environnement aquatique	21
1.1.8.5. Différentes sources des éléments traces.....	22
1.1.8.6. Spéciation et biodisponibilité des ET dans les systèmes aquatiques	23
1.1.8.7. Evaluation de la mobilité et la biodisponibilité des ET	24
I.2. FONDEMENT DU MILIEU D’ETUDE	25

I.2.1.	Présentation du complexe fluvio-lagunaire du bassin versant du Lac Togo.....	25
I.2.2.	Facteurs physiques et climatiques	26
I.2.2.1.	Contexte climatique.....	26
I.2.2.2.	Structure et relief du bassin	28
I.2.2.3.	Le contexte géologique du BFLT	29
I.2.2.4.	Les caractéristiques hydrographiques et hydrologiques du BFLT	30
I.2.2.5.	Les sols du bassin.....	33
I.2.2.6.	Modes d'occupation des sols et des différentes formations végétales	33
I.2.2.7.	Erosion hydrique	35
I.2.3.	Facteurs humains	36
I.2.4.	Les activités économiques du BFLT	36
1.2.4.1.	L'agriculture : activité dominante et aux formes diverses	36
1.2.4.2.	La pêche : activité principale de la basse vallée	38
1.2.4.3.	Les activités industrielles et minières	39
1.2.4.4.	Les autres activités à risque dans le BFLT	41
I.2.5.	Etat des ressources hydriques du bassin versant du lac Togo	42
1.2.5.1.	Gestion des eaux usées.....	43
1.2.5.2.	Gestion des ordures.....	43
1.2.5.3.	Les rejets directs dans les rivières	44
I.2.6.	Pollution organique et inorganique au sud du Togo	45
I.2.6.1.	Cas des éléments traces	45
I.2.6.2.	Cas des pesticides.....	45
	Conclusion partielle	46
	CHAPITRE II.....	47
	SITES D'ECHANTILLONNAGE ET METHODES D'ETUDE.....	47
	Introduction.....	47
II.1.	DESCRIPTION DU RESEAU D'ECHANTILLONNAGE	47
II.2.	ANALYSES DES EAUX DE SURFACE	50
II.2.1.	Echantillonnage, prétraitement et conservation des eaux	50
II.2.2.	Mesure des variables physico-chimiques sur le terrain	50
II.2.3.	Méthodes analytiques au laboratoire	51
II.2.3.1.	Dosage des anions et cations	51

II.2.3.2.	Alcalinité	52
II.2.3.3.	Carbone organique dissous (COD).....	52
II.2.3.4.	L'analyse des ET et de la silice dans la phase dissoute	52
II.3.	MESURES DES DEBITS ET DES CONCENTRATIONS EN MATIERES EN SUSPENSION.....	53
II.3.1.	Mesure des débits	53
II.3.2.	Mesure des concentrations en matières en suspension (MES).....	54
II.3.3.	Caractérisation de la qualité des matières en suspension.....	54
II.4.	ANALYSE DES SEDIMENTS DE FOND	55
II.4.1.	Echantillonnage, prétraitement et conservation des sédiments	55
II.4.2.	Traitement physique des échantillons	55
II.4.3.	Granulométrie et microgranulométrie.....	56
II.4.4.	Analyse élémentaire de C et N	56
II.4.5.	Extraction totale des éléments traces (ET).....	57
II.4.6.	Extraction de la phase labile ou non résiduelle	58
II.4.7.	Localisation et données générales sur le matériau de référence	58
II.5.	CALCUL DES FLUX DE MATIERES	60
	Conclusion partielle	62
	CHAPITRE III :	63
	GEOCHIMIE DES COURS D'EAU DU BVLVT	63
	Introduction.....	63
III.1.	VARIATION SPATIALE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX DE SURFACE DU BVLVT	63
III.1.1.	Potentiel Hydrogène (pH)	63
III.1.2.	Température.....	65
III.1.3.	Conductivité	66
III.1.4.	Alcalinité des eaux du BVLVT	67
III.1.5.	Carbone organique dissous (COD).....	68
III.1.6.	Silice dissoute.....	68
III.2.	CONCENTRATIONS EN ELEMENTS MAJEURS DANS LA PHASE DISSOUTE	

III.2.1. Teneurs en cations et anions dans les eaux du BVLТ au cours du cycle hydrologique	71
III.2.2. Evolution des concentrations des ions majeurs dans le BVLТ à l'exutoire des rivières Zio et Haho au cours du cycle hydrologique.....	72
III.3. TENEURS EN ELEMENTS TRACES (ET) DISSOUS	80
III.3.1. Variation spatiale des teneurs en ET dissous dans les eaux des rivières Zio	80
III.3.2. Interprétation de la contamination en ET des eaux	84
III.3.3. Evolution de la concentration des ET à l'exutoire des rivières Zio et Haho	86
III.3.4. Relations entre les ET et les paramètres physico-chimiques de l'eau.....	90
Conclusion partielle	92
CHAPITRE IV	94
CARACTERISATION DES SEDIMENTS DE FOND ET DES MES DANS LES COURS D'EAU DU BVLТ	94
Introduction.....	94
IV.1- CARACTERISTIQUES PHYSIQUE ET DYNAMIQUE DES SEDIMENTS DE FOND 95	
IV.1.1- COMPOSITION DES SEDIMENTS	95
IV.1.1.1. Composition granulométrique des sédiments	95
IV.1.1.2. Variabilité des teneurs en éléments majeurs	97
IV.1.1.3. Teneurs en C et N et rapport C/N	100
IV.1.2- TERRES RARES.....	101
IV.1.2.1. Variabilité saisonnière des teneurs en TR.....	101
IV.1.2.2. Distribution et évolution des spectres des TR normalisées dans les sédiments 104	
IV.1.2.3. Origine du fractionnement entre TR Légères et TR Lourdes.....	109
IV.1.2.4. Spéciation des TR dans les sédiments fluviaux du BVLТ	116
IV.1.3- AUTRES ELEMENTS TRACES (ET)	121
IV.1.3.1. Concentrations des ET dans la fraction fine (<63 µm).....	121
IV.1.3.2. Variabilité spatiale et temporelle des teneurs en ET	124
IV.1.3.3. Enrichissement et origines des ET.....	129
IV.1.3.4. Calcul des EF dans les sédiments des cours d'eau du BVLТ	134
IV.1.3.5. Contributions respectives en ET des sources anthropique et naturelle.....	138
IV.1.3.6. Labilité des ET	140

IV.1.3.7. Comparaison de certains ET avec les valeurs guide internationale de la qualité des sédiments	143
IV.1.3.8. Origine de l'enrichissement des ET dans les sédiments via une approche d'analyse en composante principale	144
IV.2- CARACTERISATION DES MES AUX EXUTOIRES DU ZIO (Z3) ET DU HAHO (H2)	149
IV.2.1. Charge en matières en suspension (MES).....	150
IV.2.2. Composition chimique et bilan des ET dans les matières en suspension	153
IV.2.2.1. Concentration des éléments majeurs dans les MES	153
IV.2.2.2. Analyse comparative des concentrations et enrichissements en ET dans les sédiments et MES.....	154
Conclusion partielle	164
CHAPITRE V	167
BILAN DE L'EROSION CHIMIQUE ET MECANIQUE ET CONSOMMATION DE CO ₂	167
Introduction.....	167
V.1. Bilan des transports dissous et particuliers aux exutoires des rivières Zio et Haho .	169
V.1.1. Flux de la matière en suspension et dégradation spécifique des sous BV	169
V.1.2. Flux des éléments dissous exportés par les rivières au lac.....	171
V.1.1.1. Eléments majeurs.....	171
V.1.1.2. Apports en éléments traces.....	173
V.2. Correction des apports atmosphériques aux transports fluviaux dissous.....	174
V.3. Type d'altération chimique	177
V.4. Flux de CO ₂ consommé par altération chimique.....	179
V.5. Bilan de l'érosion chimique et vitesse de progression du front d'altération.....	185
V.6. Comparaison des bilans.....	188
Conclusion partielle	190
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	192
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	202

REMERCIEMENTS

Les recherches dont les résultats sont présentés dans cette thèse intitulée «**DYNAMIQUE DES APPORTS FLUVIAUX DISSOUS ET PARTICULAIRES AU LAC TOGO : bilans, origines et devenir, mécanismes et facteurs de contrôle**» ont été possible grâce à l'aide financière du Service de la Coopération et d'Action Culturelle (SCAC) de l'Ambassade de France au Togo ; l'accompagnement logistique et financière du projet européen H2020 MAGNIFIC ; au soutien complémentaire du Laboratoire EcoLab et des ressources propres CNRS de Anne et Jean-Luc PROBST

Mener à bien un travail de thèse nécessite à la base la confiance de plusieurs personnes et l'inscription dans un réseau de relations tissées durant les années de recherches du Professeur KOKOU Kouami, DAUTA Alain et JULIEN Frédéric. Ainsi, ce remerciement n'est pas seulement une nécessité, c'est un devoir vis-à-vis de l'ensemble des personnes que nous avons eu le privilège de côtoyer durant ces années de thèse, devoir que j'exécute avec un très grand plaisir.

Je suis particulièrement sensible à l'honneur que m'a fait Monsieur le Directeur de Recherche Jean-Luc PROBST, mon Directeur de thèse, en m'acceptant au laboratoire d'Ecolab qu'il dirigeait en mes débuts en 2015. Il m'a permis de trouver les moyens et l'environnement indispensables à mes recherches. J'ai pu bénéficier également de sa connaissance, de son analyse critique, de sa riche expérience, de sa rigueur scientifique, de son soutien et de son optimisme infaillible, qui ont été pour moi une source d'inspiration. Je ne finirai de vous remercier assez.

Monsieur le Professeur GNANDI Kissao, mon Co-directeur de thèse, je vous exprime ma sincère reconnaissance pour avoir accepté de codiriger cette thèse malgré vos occupations. Votre encadrement, votre modestie, vos remarques patientes ont toujours été pour nous très précieux et capitaux, et sans lesquels, le travail n'aurait pas connu une fin heureuse. Vous m'avez fait découvrir l'humilité dans la recherche scientifique. Recevez mes sincères remerciements.

Mes remerciements particuliers au Professeur KOKOU Kouami, mon mentor sur le plan scientifique qui m'a encadrée depuis le master. Je me soutien de cette interpellation à l'endroit de mes collègues Doucette AHIEKPOR, Yolande DANGBO et moi « les filles! Proposez-moi un thème de recherche ambitieux qui aboutira en thèse. Mais si vous désirez trouver solution pour une thématique ponctuelle et disparaître plus tard de l'université, allez trouver un autre encadrant » Depuis lors, le défi, qui est devenu une passion pour la recherche, a été lancé. Vous m'aviez initiée à la recherche et présentée à DAUTA Alain et JULIEN Frédéric à qui j'exprime également mes vifs remerciements pour m'avoir introduit à EcoLab. C'est un privilège d'avoir accès à vos riches connaissances intellectuelles et scientifiques. Sans votre rigueur Professeur, que serait cette étude ?

Je tiens également à remercier les rapporteurs qui ont accepté de rapporter ce travail, ainsi que les examinateurs qui l'ont évalué sous la présidence de Souad HAIDA. Vos remarques pertinentes ont porté leur fruit, merci à chacun de vous.

Et puis, comme un doctorat ne se résume pas à un mémoire de thèse, je remercie tous les membres du laboratoire GTVD et Ecolab pour leur accueil, leur bonne humeur. Avec une mention spéciale pour la bande des technicien(ne)s, celle des doctorants, celle des secrétaires et enfin mes amies Doucette et Yolande, mes acolytes depuis la première année d'Université de Lomé.

Pour finir un SINCERE REMERCIEMENT à ma famille qui a une place spéciale. Mon fils Morel, j'ai débuté la thèse avec ta grossesse et je la termine aujourd'hui avec la naissance de ta sœur Maëlle. Sincère Merci à toi mon mari Cyril.

Bonne lecture,

Liste des abréviations

AFNOR	: Association Française de Normalisation
BVLT	: Bassin Versant du Lac Togo
CEC	: Capacité d'Echange Cationique
CERE	: Centre d'Etude et de Recherche en Environnement
CNRS	: Centre National de Recherche Scientifique
COD	: Carbone Organique Dissous
COP	: Carbone Organique Particulaire
ECOLAB	: Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle et de l'Environnement
EDTA	: Acide Ethylène Diamine Tetra-Acétique
ENSAT	: Ecole Nationale Supérieure d'Agriculture de Toulouse
ET	: Elément Traces
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FDS	: Faculté Des Sciences
GET	: Géosciences et Environnement Toulouse
GTVD	: Laboratoire de Gestion, Traitement et Valorisation des Déchets
ICPMS	: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
ICP-OES	: Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy
IGN	: Institut Géographique National
INPT	: Institut National Polytechnique de Toulouse
IRD	: Institut de Recherche pour le Développement
IRMS	: Isotope Ratio Mass Spectrometer
MES	: Matière En Suspension
OMP	: Observatoire Midi-Pyrénées
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
ORSTOM	: Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
PAAS	: Post-Archean Australian Shale
PF	: Perte au Feu
REE	: Rare Earth Element ou terres rares
SARM	: Service d'Analyse des Roches et des Minéraux
SCAC	: Service de la Coopération et d'Action Culturelle
SDU2E	: Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace
SIG	: Système d'Information Géographique
TDS	: Total Dissolved Solid
TR	: Terres Rares
TRH	: Terres Rares Lourdes
TRL	: Terres Rares Légères
TRM	: Terres Rares Moyennes
TSS	: Transport Solides Spécifiques
UCC	: Upper Continental Crust
UL	: Université de Lomé
UMR	: Unité Mixte de Recherche
UPS	: Université Paul Sabatier
TSS	: Transport Solides Spécifiques

Liste des figures

Figure 1 : Diagramme classique de Hjulström (1935)	12
Figure 2 : Répartition des molécules d'eau autour d'une particule d'argile chargée négativement (Plumelle, 2002).....	13
Figure 3 : Impact de la présence de cations faibles (monovalents) Na^+ (a) et de cations forts (divalent) Ca^{2+} (b) sur la double couche électrique.	13
Figure 4 : Localisation du bassin-versant	26
Figure 5 : Topographie du bassin-versant.....	28
Figure 6 : Carte géologique du BVLTL.....	30
Figure 7 : Carte des différents sols du BVLTL	33
Figure 8 : Carte d'occupation des sols dans le bassin du Lac Togo.....	35
Figure 9 : Positionnement des stations d'échantillonnage dans les sous bassins versants de Zio et de Haho.....	49
Figure 10 : Positionnement des stations d'échantillonnage dans le Lac Togo	49
Figure 11 : Carte de localisation de site de prélèvement du matériau de référence (ruisseau Médjé)	60
Figure 12 : Variation spatiale amont aval des pH des eaux des rivières (A) Zio (Z5 à Z1) et Haho (H3 à H1) et du lac (B)	65
Figure 13 : Variation spatiale de la température des eaux des deux rivières (A) et du lac Togo (B).....	65
Figure 14 : Variation de la conductivité des eaux des rivières (A), du lac en hautes eaux (B) et des embouchures et stations du lac Togo en basses eaux (C)	67
Figure 15 : Variation spatiale amont-aval de l'alcalinité dans les eaux fluviales (A) et dans le lac Togo (B).....	67
Figure 16 : Variation spatiale amont-aval du COD (mg.L^{-1}) dans les eaux fluviales (A) et dans les eaux du lac Togo (B).	68
Figure 17 : Variation spatiale des teneurs en SiO_2 dans les eaux fluviales (A) et dans celles du lac Togo (B).....	69

Figure 18 : Représentation des balances ioniques calculées pour les prélèvements P1 à P105 des eaux des rivières Zio, Haho et du lac entre août 2015 à août 2016.....	70
Figure 19 : Variation des concentrations en cations, anions dans les eaux du Zio et du Haho.	72
Figure 20 : Variations temporelles des concentrations en cations et anions majeurs et du débit à l'exutoire (Z3) de la rivière Zio au cours de la période Août 2015 à Août 2016. ...	74
Figure 21 : Quelques exemples de corrélation entre les éléments majeurs dissous à l'exutoire de la rivière Zio à Togblékopé.....	76
Figure 22: Variations temporelles des concentrations en cations et anions majeurs et du débit à l'exutoire (H2) de la rivière Haho au cours de la période Août 2015 à Août 2016.	78
Figure 23 : Quelques exemples de corrélation entre les teneurs en éléments majeurs dissous à l'exutoire du Haho	79
Figure 24 : Variations temporelles des débits et des teneurs en Si (à gauche) et COD (à droite) à l'exutoire de la rivière Zio (Z3, en haut) et Haho (H2, en bas)	80
Figure 25 : Variations spatiales amont aval (Z5-Z1 et H3 à H1) des teneurs de quelques ET dissous dans les cours d'eau du BVLT	84
Figure 26 : Variations saisonnières des teneurs en ET comparées aux variations de débits au cours du cycle hydrologique 2015-2016 dans les eaux du Zio à station située à l'exutoire (Z3).....	88
Figure 27 : Variations saisonnières des teneurs en ET comparées aux variations de débits au cours du cycle hydrologique 2015-2016 dans les eaux du Haho à station H2.	89
Figure 28: Diagramme ternaire textural des sédiments de fond (<63µm, 63-200µm, >200µm) des stations du BVLT (Z1 à Z5, H1 à H3, L3) pour les périodes de Février (F) et Octobre (O) 2015.....	96
Figure 29 : Répartition granulométrique des fractions fines entre argiles< 2µm ; limons fins 2-20 µm et limons grossiers 20-63µm des sédiments dans le BVLT (rond rouge = prélèvement de février ; losange bleu = prélèvement d'octobre).....	96
Figure 30 : Granulométrie des sédiments de fond du BVLT : Argiles< 2µm ; 2 < Limons fins < 20µm ; 20 < Limons grossiers < 63µm ; 63< Sables fins < 200 µm, 200 < sables grossiers <2000µm.....	97

Figure 31 : Diagrammes ternaires de composition des éléments majeurs dans les sédiments du BVLТ par station d'échantillonnage (Z1 à Z5 sur le Zio, H1 à H3 sur le Haho et L3 sur le Lac) et par période de prélèvement (O : prélèvement d'octobre et F : prélèvement de février).	99
Figure 32 : Relations entre % C et % N (a) et entre %C et la perte au feu en % (b), C/N et %N (c) et C/N et %C (d) dans les sédiments du BVLТ.....	101
Figure 33 : Variations saisonnières (février <i>versus</i> octobre) des concentrations moyennes en TR dans les sédiments du bassin versant du lac Togo	103
Figure 34 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS de l'ensemble des sédiments du BVLТ	104
Figure 35 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS des sédiments du sous bassin du Zio.....	106
Figure 36 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS des sédiments du sous bassin de Haho	107
Figure 37 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS des sédiments du lac Togo à la station de Togoville.....	108
Figure 38 : Relations entre le rapport $(La/Yb)_N$ et la proportion des différents éléments majeurs (en %) dans les sédiments du bassin versant du Zio (BVZ) et du Haho (BVH)	110
Figure 39 : Relations entre l'anomalie en Ce (Ce^*) et le pourcentage d'oxydes de fer dans les sédiments du bassin versant du Zio (BVZ) et du Haho (BVH).....	111
Figure 40 : Représentation des oxydes, de la granulométrie (FF et FG) et de $(La/Yb)_N$, de Ce^* , Eu^* des sédiments du BVZ dans les composantes 1 et 2 de l'ACP.	112
Figure 41 : Représentation via une ACP des fractionnements et les anomalies en Ce et Eu, majeurs en jaune, les matières organiques et la granulométrie en vert et les stations de prélèvement des sédiments de fond de la rivière Zio gris = février et orange = octobre)	113
Figure 42 : Comparaison des profils de distribution de TR des sédiments de fond dans le sous bassin de Haho avec les sédiments en amont H3 et du ruisseau amont, normalisés par rapport au PAAS.....	114

Figure 43 : Relation Eu*, Ce* et le rapport granulométrique de la fraction fine sur la fraction grossière (A+LF)/LG pour les sédiments des différentes stations du BVH.....	116
Figure 44 : Pourcentages des TR solubilisées (fractions non-résiduelles) au cours de l'extraction simple à l'EDTA par rapport aux quantités de TR initialement présentes après la fusion alcaline (100%) sur l'échantillon total. La différence entre les deux est représentée en orange par la fraction résiduelle, exprimée en %	118
Figure 45 : Diagrammes de distribution des TR normalisées par rapport au PAAS pour les 5 échantillons de sédiment de la rivière Zio, dans la fraction totale (T) ainsi que dans chacune des fractions labiles ou non résiduelles (NR) et résiduelles (R)	120
Figure 46 : Diagrammes de distribution des TR normalisées par rapport au PAAS pour les 3 échantillons de sédiment de la rivière Haho, dans la fraction totale (T) ainsi que dans chacune des fractions labiles ou non résiduelles (NR) et résiduelles (R)	120
Figure 47: Distributions des concentrations en ET dans les sédiments de fond des rivières Zio (BVZ en haut) et Haho (BVH en bas), comparées à celles de l'UCC et du PAAS..	124
Figure 48 : Variations saisonnières (février et octobre) des teneurs en ET dans les sédiments (<63µm) des rivières Zio (BVZ en haut), Haho (BVH au milieu) et du lac à la station de Togoville (L3 en bas)	125
Figure 49 : Variations saisonnières des concentrations en ET au niveau des huit stations d'échantillonnage de sédiment au cours de chacune des 2 périodes hydrologiques, février et octobre, sur le Zio (de l'amont à l'aval Z5 à Z1), le Haho (H3 à H1) et le Lac Togo (L3).....	128
Figure 50: Normalisation des teneurs en ET dans les sédiments des rivières des bassins du Zio (en haut) et du Haho (en bas) avec le matériel de référence local (Séd Ruisseau), l'UCC (Séd/UCC) et le PAAS (Séd/PAAS). Les données du PAAS et UCC sont de Taylor et McLennan, 1985.	132
Figure 51: Relation entre les concentrations en ET (Ni, Co, Cu) et les différents éléments normalisants (Al, Cs, Sc, Ti) pour l'ensemble des sédiments étudiés dans le BVLT	133
Figure 52 : Comparaison des facteurs d'enrichissement en ET dans le sédiment de la station Z1 en utilisant deux éléments normalisants, Al (en orange) et Sc (en bleu).....	134

Figure 53 : Facteur d'enrichissement des ET dans la fraction fine des sédiments (<63µm). Les valeurs des ET dans le Zio, le Haho et le Lac Togo ont été normalisées avec le PAAS et le sédiment du ruisseau local pris comme la référence naturelle. Les tiretés représentent la limite du fond géochimique respectivement pour la normalisation avec le PAAS (EF = 2) et le sédiment local (EF = 1,5).....	136
Figure 54 : Carte du BFLT montrant la distribution spatiale des facteurs d'enrichissements des ET les plus pertinents tels que As, Sn, Ni, Cd, Cr et le Pb (source Avumadi et al., 2019)	137
Figure 55 : Carte du BFLT montrant la distribution spatiale des pourcentages de contributions anthropique (AC) et naturelle (NC) pour As, Sn, Ni, Cd, Cr et le Pb (d'après Avumadi et al. 2019).....	139
Figure 56 : Distribution des pourcentages de phases résiduelles et non-résiduelles des ET les plus pertinents dans les sédiments de fond des rivières Zio, Haho et du lac Togo....	142
Figure 57 : Relations entre le facteur d'enrichissement (EF) calculé dans les sédiments pour Co, Cu et Zn et le pourcentage de la fraction labile ou non-résiduelle mesuré.....	143
Figure 58 : Représentation graphique via une ACP des relations entre les EF des ET, les majeurs, la teneur en fraction fine et les stations de prélèvement des sédiments de fond de la rivière Zio ; A+L = argile + limon ; F = février ; O = octobre.....	147
Figure 59 : Représentation graphique via une ACP des relations entre les EF des ET, les majeurs, la teneur en fraction fine et les stations de prélèvement des sédiments de fond de la rivière Haho ; A+L = argile + limon ; F = février ; O = octobre.....	148
Figure 60 : Variations temporelles des débits, des pluies et des teneurs en matières en suspension) sur le bassin du Zio à la station Togblékopé (Z3)	151
Figure 61 : Variations temporelles des débits, des pluies et des teneurs en matières en suspension) sur le bassin du Haho à la station de Hahotoe (H2).....	152
Figure 62 : Pourcentages comparés des éléments majeurs dans les MES et les sédiments des stations Z3 sur le Zio (en haut) et H2 sur le Haho (en bas).....	154
Figure 63 : Comparaison des distributions de concentrations en éléments traces (ET) dans les MES et les sédiments à l'exutoire des rivières Zio (Z3) et Haho (H2).....	156

- Figure 64** : Relations entre les concentrations en ET dans les sédiments et dans les MES pour le Zio (rond rouge) et le Haho (rond bleu) : En haut la représentation de tous les ET, en bas la représentation sans le Zr et Ba. 157
- Figure 65** : Comparaison des distributions de concentrations en terres rares (TR) dans les MES et les sédiments à l'exutoire des rivières Zio (Z3) et Haho (H2) 158
- Figure 66** : Relations entre les concentrations en terres rares dans les sédiments et celles dans les MES pour le Zio (rond rouge) et le Haho (rond bleu) 159
- Figure 67** : Facteurs d'enrichissement calculés pour les ET analysés dans les MES (avec le même élément normalisant, Sc et le même matériau de référence, les sédiments du petit ruisseau en amont du BV du Haho) comparés aux EF dans les sédiments aux stations Z3 sur le Zio (en haut) et H2 sur le Haho (en bas). La ligne en tiret représente la limite du fond géochimique naturel régional (1,5). 160
- Figure 68** : Relations entre les concentrations des EF dans les sédiments et ceux dans les MES pour le Zio (Station Z3, rond rouge) et le Haho (Station H2 rond bleu) 161
- Figure 69** : Evolution des contributions naturelle et anthropique pour les différents ET dans les MES aux exutoires de Z3 et H2..... 162
- Figure 70** : Pourcentage de fractions non résiduelles (échangeable) et résiduelles pour les ET analysés dans les MES aux exutoires du Zio (Z3) et du Haho (H2)..... 163
- Figure 71** : Schéma conceptuel du modèle géochimique MEGA utilisé dans cette étude pour décomposer les flux d'éléments dissous (en moles) issus de l'altération des différents minéraux et transportés par les rivières (d'après Amiotte Suchet et Probst, 1995).. 181
- Figure 72** : Relation entre le flux de CO₂ consommé par l'altération des silicates et le ruissellement annuel pour certains bassins fluviaux du monde (d'après Boeglin et Probst, 1998). En cercles noirs, les bassins latéritiques et les cercles blancs, les bassins non latéritiques. Pour les bassins latéritiques : a Amazone, b Orinoco, c Jiparana, d Milo (Orange, 1992), e Tinkisso à Dabola, f Parana, g Gambie à Kédougou, h Ouham à Batangafo, i Jamari, j Zaire, K Milo (Kankan), l Niger à Siguiri, m Niger, n Niger à Bamako, o Chari-Logone, p Niger à Ké-Macina, q Falémé à Kidira, r Sénégal à Dagan, Zio et Haho (cette étude, en ronds rouges). Pour les bassins non-latéritiques, 1 Amur, 2 Colorado, 3 Columbia, 4 Danube, 5 Fraser, 6 Ganges–Brahm, 7 Godavari, 8 Huanghe, 9 Hungo, 10 Indus, 11 Lena, 12 Limpopo, 13 Mackenzie, 14 Magdalena, 15

Mehandi, 16 Mekong, 17 Mississippi, 18 Murray, 19 Negro, 20 Nile, 21 Ob, 22 Orange, 23 Po, 24 Severnaia Dvina, 25 Susitna, 26 Xi Jiang, 27 Yangtze et 28 Yukon.
.....185

Figure 73 : Schéma du taux d'altération physique et chimique et processus de formation/destruction des profils latéritiques dans les sous bassins du Haho (gauche) et du Zio (droite). On assiste actuellement à un déséquilibre sur les deux bassins en faveur de l'érosion mécanique des sols.....189

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des stations de prélèvements ID = indice de numérotation de la station (Z pour le Zio ; H pour le Haho et L pour le lac).....	48
Tableau 2 : Teneurs moyennes en cations et anions majeurs pour les eaux de toutes les stations étudiées	71
Tableau 3 : Coefficients de corrélation (r ; $n=34$; $p< 0,001$) entre les éléments majeurs de la phase dissoute dans les eaux de la rivière Zio à Togblékopé	75
Tableau 4 : Coefficient de corrélation (r ; $n=26$; $p< 0,001$) entre les teneurs des éléments majeurs de la phase dissoute à la sortie de la rivière Haho à Hahotoe.....	78
Tableau 5 : Teneurs moyennes en $\mu\text{g.L}^{-1}$, des éléments traces dissous dans les eaux du BVLT comparées aux concentrations naturelles des rivières du monde (CNRM) définies par Meybeck et Helmer, 1989 et celles des normes OMS pour les eaux de boisson. ND : non déterminé. En gras les valeurs des ET dont les teneurs dépassent les valeurs du CNRM et de l'OMS.....	81
Tableau 6 : Coefficient de corrélation entre les éléments traces et les paramètres physico-chimiques des eaux de la rivière Zio ; * r^2 obtenus en isolant les échantillons de la station Z1 (r^2 ; $p< 0,05$; $n=40$ et $n^*=36$).....	90
Tableau 7 : Coefficient de corrélation entre les éléments traces et les paramètres physico-chimiques des eaux de la rivière Haho ; * r^2 obtenus en isolant les échantillons de la station H1 (r^2 ; $p< 0,05$; $n=35$ et $n^*=30$).....	92
Tableau 8 : Teneurs en $\mu\text{g.g}^{-1}$ des TR dans les sédiments des rivières Zio, Haho et du lac Togo comparées aux teneurs moyennes du NASC et du PAAS.....	102
Tableau 9 : Matrice de corrélation inter-élémentaire de Pearson (r^2 , $n=17$) des terres rares des sédiments du bassin versant du lac Togo. Valeurs en gras sont différente de 0 avec un niveau de signification avec $\alpha = 0,05$. Les valeurs en italique sont celles qui ne sont pas significatives à 1%	103
Tableau 10 : Variations du ratio $\text{La/Yb}_{\text{normalisé}}$ et des anomalies en Eu et Ce dans les sédiments du BVLT	106
Tableau 11 : Résultats de l'analyse en composante principale (ACP) : le coefficient de corrélation de chaque variable avec les composantes Comp1 et Comp2 et le pourcentage de variance pour chaque composante. FF = fraction fine (% argile + % limon fin) ; FG = Fraction grossière (% limon grossier + % sable) ; C= carbone, N= azote.....	111
Tableau 12 : Matrice de corrélation de Pearson ($n=6$) pour les teneurs en éléments majeurs, Ce^* , Eu^* , $(\text{La/Yb})_N$ et la granulométrie dans les sédiments du sous bassin de Haho. Les valeurs en gras sont significatives avec un niveau de signification $\alpha = 0,05$	116
Tableau 13 : Variations des rapports $(\text{La/Yb})_N$ et des anomalies en Eu^* and Ce^* dans les fractions résiduelles (R) et non résiduelles (NR) ou labile et dans les fractions totales (T).....	119
Tableau 14 : Concentrations des ET ($\mu\text{g.g}^{-1}$) pour la fraction $< 63\mu\text{m}$ dans les sédiments des rivières Zio ($n=9$) et Haho ($n=6$), dans les sédiments du ruisseau amont considéré comme référence et dans le lac Togo ($n=2$), comparées aux valeurs de UCC et du PAAS (Taylor and MacLennan, 1985) puis aux résultats des travaux de Gnandi (2002) sur les sédiments du Haho ($n=13$) et du lac Togo ($n=21$)	123

Tableau 15 : Matrice de corrélation de Pearson entre les pourcentages des contributions anthropiques (AC) et les valeurs des facteurs d'enrichissement (EF) pour toutes les stations (n=17) du BVLТ, incluant les stations du Zio (Z1 à Z5), du Haho (H1 à H3) et du Lac Togo (L3).....	140
Tableau 16 : Concentrations moyennes en ET dans les sédiments (fractions <63µm) des rivières Zio et Haho et du Lac Togo comparées aux valeurs guides dénommées « Sediment Quality Guidelines (SQGs) ».....	144
Tableau 17 : Résultats de l'analyse en composante principale (ACP) : pourcentage de variance pour chaque composante et coefficient de corrélation de chaque variable avec les composantes, Comp1, Comp2 et Comp3 pour les sédiments de Zio et Haho. Les valeurs en gras correspondent aux éléments significatifs et corrélés.....	145
Tableau 18 : Teneurs en éléments traces (ET) et des terres rares (REE) des échantillons d'eau, de MES et de sédiments prélevés le 18 octobre 2015 aux stations de Togblékopé sur le Zio et de Hahotoe sur le Haho.	155
Tableau 19 : Flux solides dans les rivières Zio et Haho et dégradation spécifique de leur sous bassin versant respectif, estimés selon différentes méthodes : 1- Méthode des bilans partiels (eq. 5), 2- Méthode stochastique (eq. 6).....	170
Tableau 20 : Bilans annuels sur l'année 2015 – 2016 des flux d'éléments majeurs dissous (cations et anions, COD et silice) exportés par le Zio et le Haho estimés selon différentes méthodes : 1- Méthode des bilans partiels (eq. 5), 2- Méthode stochastique (eq. 6). Le flux spécifique est égal au flux annuel divisé par la surface du bassin versant.	172
Tableau 21 : Bilans annuels et spécifiques sur l'année 2015 – 2016 des éléments traces dissous exportés par le Zio et le Haho vers le Lac Togo, estimés selon différentes méthodes : 1- Méthode des bilans partiels (eq. 5), 2- Méthode stochastique (eq. 6).....	174
Tableau 22 : Corrections des apports atmosphériques sur les flux dissous exportés par le Zio et le Haho vers le Lac Togo. La concentration ou le flux corrigé résultent de la différence entre la concentration ou le flux total et la concentration ou le flux qui reviennent aux apports atmosphériques.....	176
Tableau 23 : Valeurs du rapport Re calculées sur le Zio (Togblékopé) et sur le Haho (Hahotoe) à partir des concentrations corrigées des apports atmosphériques et comparées aux valeurs moyennes dans quelques bassins	178
Tableau 24 : Flux de CO ₂ atmosphérique consommés par l'altération des roches silicatées (FCO _{2 sil.}) et par la dissolution des carbonates (FCO _{2 carb.}) et flux total de bicarbonates exportés par chaque cours d'eau après correction atmosphérique F _{HCO₃ corrigé atm} F _{CaCO₃} représente le flux dérivé uniquement de la dissolution des carbonates (et %CO ₂ représente la contribution du flux de CO ₂ (silicates + carbonates) au flux total de bicarbonates (100xFCO ₂ /F _{HCO₃}))......	183
Tableau 25 : Surface relative (S en %) occupée par chaque type de roche et composition chimique (C en %) de chacune. Estimation de la Composition chimique moyenne du substratum géologique des sous bassins du Zio et du Haho. * Moyenne % = Σ S%*C%	186
Tableau 26 : Valeurs de l'érosion chimique calculées sur le Zio (Togblékopé) et sur le Haho (Hahotoe) comparées aux valeurs moyennes dans quelques bassins du monde..	187

Communications et publications

1- Communications orales et Posters

- **Akouvi AVUMADI**, Kissao GNANDI, Jean-Luc PROBST, 2018. Heavy metal distribution and enrichment in the stream sediments of the watersheds of the Lac Togo (South of Togo) *3rd International Conference on large African river basin hydrology, FRIEND 2018*, **Poster sous format A0**
- **Akouvi AVUMADI**, Kissao GNANDI, Kouami KOKOU, Jean-Luc PROBST 2018. Fractionnement des terres rares entre les fractions résiduelles et labile des sédiments des rivières Zio et Haho du bassin versant du lac TOGO *Colloque Scientifique International en hommage aux Professeurs Houssou, Houndagba et Thomas Campus Abomey-Calavi/Benin2018* , **Poster sous format A0**
- **Akouvi AVUMADI**, Kissao GNANDI, Kouami KOKOU, Jean-Luc PROBST 2018. Caractéristiques géochimiques des eaux de surface du bassin versant du lac Togo (Sud Togo) *Journées Scientifiques Internationales de Lomé (JSIL) 2018* , **Présentation orale**
- Solitoke H. D, Ouro-Sama K., Tanouayi G., Badassan T. E.-E, Ahoudi H., Nyametso A.Y., **Avumadi A.M. D**, et. Gnandi K, (2018). Paramètres physico-chimiques d'un système lagunaire semis ferme : cas du complexe Lac Zowla-Lagune
- **Akouvi AVUMADI**, Esso-Essinam BADASSAN, Kissao GNANDI, Kouami KOKOU, Jean-Luc PROBST, Géochimie des eaux et des sédiments des cours d'eau du Bassin Versant du Lac Togo (BFLT) au Sud Togo, Colloque Scientifique International de l'université de Kara 2019, **Présentation orale**
- Frédéric JULIEN, **Akouvi AVUMADI**, Michel BRUCE, Franck GILBERT, Kouami KOKOU(2), Damien SERANT, Michel MONNERAT, Dov CORENBLIT 2018. Use of EGNOS in the management of water resources in a lagoon system in West Africa *Workshop of Multiplying in Africa European Global Navigation Initiatives Fostering Interlaced Cooperation (MAGNIFIC)* , **Présentation orale et Poster sous format A0.**

2- Publications

- **Akouvi Avumadi**, Kissao Gnandi, Jean-Luc Probst, (2018). Trace element distribution and enrichment in the stream sediments of the Lake Togo watersheds (South of Togo) *Advances in Ecological and Environmental Research*, **Article de 23 pages** ;
- Solitoke H. D, Ouro-Sama K., Tanouayi G., Badassan T. E.-E, Ahoudi H., Nyametso A.Y., **Avumadi A.M.D**, et. Gnandi K, (2018). Seasonal and spatial variability of physicochemical parameters of a semi enclosed lagoon system: the complex of Lake Zowla-Aného Lagoon. *Int. J. Rea. Environ. Sci* 5 56-69; ISSN 2059-1977.
- Solitoke H. D, Ouro-Sama K., Tanouayi G., Badassan T. E.-E, Ahoudi H., Nyametso A.Y., **Avumadi A.M.D**, et. Gnandi K, (2018). Etude de la contamination métallique des sédiments d'un hydro système tropicale : Cas du système Lac Zowla-Lagune d'Aného (Sud-Togo). *Environmental and Water Sciences, Public Health & Territorial Intelligence* **2** (4), 41-51

INTRODUCTION GENERALE

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, repris par Gineste, 1998). Cependant, les activités socio-économiques ont des impacts directs ou indirects sur les ressources en eau (Dron et Pujol, 1998). On observe par exemple, la dégradation de la qualité des eaux par l'anthropisation et les pollutions diverses ou encore une modification du régime des fleuves et rivières pouvant augmenter l'érosion et/ou la sédimentation de leurs lits et accroître l'intensité des crues et des inondations.

En Afrique de l'Ouest, l'évolution exponentielle de la population et la récession pluviométrique à partir des années 1970 ont eu pour conséquences l'eutrophisation, la fragilisation et la dégradation des écosystèmes aquatiques, l'intensification de l'utilisation des eaux ainsi que l'appauvrissement des cours et plans d'eau en espèces aquatiques (Amoussou, 2010). La pression humaine est forte sur les écosystèmes aquatiques, à cause des multiples fonctions et services qu'ils remplissent.

Au Togo tout comme dans les autres pays côtiers africains, les cours d'eau sont particulièrement attractifs pour les populations du fait de la diversité des activités économiques qu'ils permettent.

En effet, les zones côtières sont très peuplées (50% de la population mondiale vit à moins de 200 km de la mer, Creel, 2003), fortement industrialisées et urbanisées et elles concentrent de nombreuses activités socio-économiques (pêche, tourisme, activités nautiques et balnéaires, etc.). La caractéristique la plus évidente d'une zone côtière est son rôle de gestion des apports particuliers et dissous, qu'elle reçoit majoritairement des fleuves et dans une moindre mesure de l'atmosphère. Drainés depuis les bassins versants ou diffusés en retombées atmosphériques, les matériels transportés par les eaux des rivières et des fleuves s'acheminent vers les eaux littorales et intègrent un système complexe où interagissent des processus à dynamique rapide (crues, tempêtes, production primaire...) et à dynamique lente (diagénèse du sédiment, changement climatique...). A ces forçages physico-chimiques et hydro-météo-climatiques qui contraignent les flux de matières dans leur production, leur transfert et leur devenir, s'ajoute la dimension anthropique. Le développement des activités humaines dans un bassin versant s'accompagne souvent par le rejet de nombreuses substances chimiques qui ont pour conséquence une forte altération de la qualité chimique et biologique des milieux aquatiques. Les principales problématiques associées à ces rejets sont l'eutrophisation (apports excessifs de

nutriments) et la contamination (apports de substances chimiques potentiellement toxiques). Elles ont pour conséquence de générer des risques sanitaires et écologiques, de contraindre les activités de pêches (interdiction, diminution de la productivité, de la biomasse) et de loisirs (insalubrité, mauvaises odeurs, ...), de nuire à l'image de certaines zones et ainsi de limiter le développement économique de ces activités. Les zones côtières sont donc des zones aux enjeux écologiques, démographiques et socio-économiques très importants (Lamprea, 2009).

La prise de conscience des problèmes liés à la présence de substances chimiques dans les écosystèmes aquatiques a entraîné la mise en place de lois pour limiter leurs rejets et préserver ces milieux (Rigaud, 2011). Contrairement aux pays développés, où tous les apports humains dans l'environnement sont contrôlés et soumis à des normes, dans les pays pauvres c'est le désordre total. Ces pays en voie de développement comme le Togo, sont confrontés à de multiples pollutions (rejets des eaux usées, effluents des activités industrielles, agricoles et domestiques...) qu'on retrouve dans les fleuves, les rivières, les lagunes et les lacs, sans aucun traitement préalable.

Un des facteurs souvent mis en cause dans la persistance de la dégradation de ces milieux est le rôle joué par les sédiments qui accumulent au cours des temps les contaminants et peuvent, dans certaines conditions, constituer aujourd'hui une source importante en contaminants pour la colonne d'eau (Angelidis, 2005) ou les organismes biologiques (Rainbow, 2002).

Parmi les contaminants pouvant générer des problèmes de toxicité, on trouve les éléments traces (ET) et les pesticides en raison de leur ubiquité, de leur toxicité et de leur persistance dans l'environnement. Contrairement aux pesticides qui sont introduits dans l'environnement que par des actions anthropiques (agriculture), les origines des ET sont diverses (naturelles ou anthropiques). Les ET sont diffusés vers les différents compartiments de l'environnement lors de processus naturels comme l'érosion éolienne, les activités volcaniques, les embruns marins et les feux de forêt mais aussi par les activités anthropiques (combustion de combustibles fossiles, incinération des ordures ménagères et industrielles, industries du ciment et les fonderies, entretien des routes, combustion du carburant, corrosion des véhicules, abrasion des freins et pneumatiques).

A l'échelle d'un bassin versant à vocation agricole, les phénomènes majeurs qui vont influencer l'apport et le devenir de ces éléments toxiques sont l'altération, l'érosion, le ruissellement, les paramètres physico-chimiques des milieux et enfin les actions des pratiques agricoles.

Ainsi, le bassin-versant du lac Togo (BVLT), avec le Zio et le Haho comme principaux tributaires, constitue un atout important pour les activités économiques locales (production agricole, irrigation, pêche, pisciculture, élevage, transports, tourisme). Le BVLT est un complexe formé par des cours d'eau (Zio, Haho, Lili, Yoto, Boko, lagune d'Aného) et le lac Togo comme exutoire. Le BVLT est le plus petit des bassins du Togo (16% du territoire mais 50% de la population) alors que le Volta (45% du territoire avec 26% la population) et le Mono (38% du territoire avec 24% la population) couvrent une plus grande superficie du Togo. Mais le BVLT représente une zone stratégique en termes d'économie pour le pays.

La pression accrue exercée sur les ressources naturelles par les populations rurales à travers une forte activité agricole et maraîchères utilisatrices de pesticides et fertilisants non homologués, l'exploitation non organisée des forêts et des terres et l'extension des terres cultivées à des sols marginaux, rend particulièrement difficile aujourd'hui les problèmes environnementaux du bassin-versant.

A cela s'ajoute également les effets néfastes des rejets vers la mer, des effluents de l'usine de lavage de phosphate et l'ouverture quasi-permanente de l'embouchure sur l'océan Atlantique dans la partie méridionale du complexe. L'intrusion saline (plus accentuée à marée haute) dans le système lagunaire précipite le dépôt des sédiments drainés par les tributaires et détermine en grande partie le développement des activités socio-économiques dans le secteur sud du domaine d'étude.

Face aux risques environnementaux qui pèsent sur ce système lagunaire, il est apparu comme une nécessité de mieux comprendre les mécanismes de fonctionnement de cet écosystème et de prévoir son évolution, étape préalable à sa gestion durable, intégrée et responsable. C'est la raison pour laquelle depuis une vingtaine d'année, quelques ébauches de travaux ont été déclenchées dans le bassin portant sur divers aspects : géochimie, érosion et pollution (Millet, 1986; Gnandi, 2003 ; Edoth et *al.*, 2008 ; Ahiekpor 2011 ; Avumadi 2011 ; Dangbo 2011). Certes, les résultats de ces études ne permettent pas d'établir un bilan des flux entrant et sortant du système, mais ont permis de mieux appréhender la problématique de dégradation des ressources en eau dans le BVLT.

Les travaux de cette présente étude s'intéressent particulièrement aux sous bassins versants du Zio et du Haho marqués par une forte activité agricole. Il s'agira pour cette étude d'estimer, les apports moyens annuels des différentes matières dissoutes et particulaires que drainent ces rivières au lac Togo, et de déterminer les mécanismes et les facteurs qui contrôlent le transport de ces flux. Le choix des rivières Zio et Haho pour ces travaux, est motivé d'une part par leur

statut en termes de source d'approvisionnement en eau de consommation par les villages faiblement desservis, et d'autre part par le manque d'étude fiable sur le comportement et l'origine des éléments traces et pesticides dans les trois compartiments, que sont les matières en suspension (MES), la phase dissoute et les sédiments de ces rivières.

Les nombreux travaux réalisés à ce jour dont nous avons utilisé les résultats ne permettent pas toutefois de répondre parfaitement à un certain nombre d'interrogations qui nous préoccupent notamment :

- Quels éléments dissous et particuliers sont transportés par les cours d'eau du Zio et du Haho et quelles sont leurs quantités ?
- Quelles sont les sources et origines de ces éléments ?
- Comment les éléments mis en jeu sont-ils distribués le long des cours d'eau en allant de l'amont vers l'aval ?
- Quelles sont les variations de ces éléments au cours des différentes périodes hydrologiques ?
- Quelle est le niveau de concentration en contaminants (éléments traces) dans la colonne d'eau, les MES et les sédiments de fond des cours d'eau ?
- Quel est le facteur d'enrichissement?

L'objectif général de cette étude est de contribuer à une meilleure connaissance de la qualité des eaux de surface du bassin versant du Lac Togo. Plus spécifiquement, il s'agit de :

- déterminer la composition chimique des eaux, des matières en suspension et des sédiments du Zio, du Haho, et du Lac Togo et d'en évaluer les niveaux d'enrichissement en contaminants (les éléments traces notamment) ;
- établir les variations saisonnières des concentrations en matières dissoutes et particulières dans les eaux et les sédiments ;
- estimer des bilans des flux de matières dissoutes et particulières à la sortie des rivières Zio et Haho pour déterminer l'apport de ces cours d'eau au lac Togo ;
- identifier les sources potentielles de ces matières dissoutes et particulières qu'elles soient organiques, biologiques ou minérales qui sont transportées par le Zio et le Haho ;
- déterminer les principaux mécanismes et facteurs qui peuvent contrôler leur transfert vers la rivière et leur transport au sein du continuum fluvial ;
- déterminer les vitesses d'érosion mécanique et chimique et la consommation du CO₂ par altération chimique du bassin versant à l'exutoire.

Compte tenu de ces objectifs scientifiques, le travail de thèse présenté ici est structuré en cinq chapitres.

Le chapitre 1 est le fruit d'une synthèse bibliographique et est structuré en deux parties. La première partie présente quelques notions fondamentales à la compréhension des thématiques de l'étude. Nous rappelons alors les principaux facteurs pouvant influencer les flux transportés par les cours d'eau ainsi que les mécanismes et le devenir des polluants notamment les éléments métalliques (ET). La deuxième partie présente le site d'étude (géologie, climat, hydrologie, occupation du sol, etc.), son histoire et ses enjeux. Elle synthétise entre autre, l'état actuel des connaissances sur les principales dégradations engendrées par le développement des activités anthropiques.

Le **Chapitre 2** est consacré à la description des méthodologies d'échantillonnage, des techniques de préparation des échantillons, des techniques analytiques utilisées dans ce travail.

Le **chapitre 3** rapporte et discute les résultats obtenus sur les caractéristiques physico-chimiques des eaux des rivières Haho, Zio et du lac Togo. Les variations spatiales des paramètres physico-chimiques ont été présentées. A partir des teneurs en éléments chimiques majeurs et traces (ET), il a été possible d'interpréter la contamination en ET des eaux et aussi d'établir les relations entre les ET et les éléments majeurs.

Le **chapitre 4** est structuré en deux parties. La première porte sur la caractérisation des sédiments et la deuxième sur celles des matières en suspension (MES). La première partie présente les résultats obtenus sur la granulométrie et la composition chimique des sédiments de fond notamment les éléments majeurs et traces et les terres rares). S'en suit la normalisation des éléments traces et le calcul du facteur d'enrichissement des éléments traces avec choix des éléments normalisant et du matériel de référence. Le calcul du facteur d'enrichissement a permis d'apprécier la part des apports anthropiques dans le bassin versant. La disponibilité des éléments traces sur les phases particulières a été déterminée via une extraction simple à l'EDTA, ce qui a permis d'estimer la part de la fraction labile et de la fraction résiduelle (non-disponible) dans les sédiments du bassin du BVLT. La deuxième partie s'intéresse aux MES, à l'estimation de la charge en MES, à sa composition chimique et au bilan des ET. Ce chapitre se termine par une analyse comparative des concentrations et enrichissements en ET dans les sédiments et les MES.

Le **chapitre 5** réservé au transport dissous, bilan de l'érosion chimique et consommation de CO₂ atmosphérique a rendu possible l'estimation du bilan de l'érosion chimique du bassin et

les vitesses d'approfondissement des profils d'altération développés sur les roches silicatées des bassins versants en fonction des variations hydro-climatiques. La comparaison des vitesses d'altération chimique et d'érosion physique permettra d'évaluer l'état de dégradation des sols du BVL T et l'état d'équilibre/déséquilibre actuel de ces sols.

Enfin, cette étude se termine par une conclusion générale qui rappelle les principaux résultats de ce travail, et les perspectives qu'ils permettent d'envisager.

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une coopération scientifique entre le laboratoire ECOLAB et l'Université de Lomé. La thèse a été effectuée dans le cadre d'une convention de cotutelle internationale entre l'Université de Lomé et l'Institut National Polytechnique de Toulouse. Cette thèse a été rendue possible grâce à un soutien du Service de Coopération et d'Action Culturelle (SCAC) de l'Ambassade de France à Lomé au Togo, via Campus France pour les séjours de 3 mois effectués chaque année en France à ECOLAB. Les travaux réalisés dans cette thèse ont également reçu un soutien logistique et financier du projet européen H2020 MAGNIFIC et des ressources propres CNRS de Anne et Jean-Luc PROBST (équipe BIZ d'ECOLAB) pour les frais d'analyses, l'achat de petit matériel et les frais de publications, mais aussi d'ECOLAB pour ma participation en 2018 à la 3^{ème} Conférence internationale on large African river basin hydrology (FRIEND/IHP/UNESCO) à Alger.

D'un point de vue opérationnel, les résultats de cette recherche pourraient contribuer à la mise en place d'un Observatoire de l'Environnement pour suivre les apports fluviaux du Zio et du Haho au Lac Togo, ainsi qu'à l'élaboration d'un outil de gestion intégrée des ressources en eau (GIRE). Ces dispositifs d'observation ces outils de gestion devraient également permettre à terme de contribuer à orienter la politique gouvernementale du Togo dans son Plan d'Action National de Gestion Intégrée des Ressources en Eau (PANGIRE) et aussi dans l'élaboration du premier document du Schéma Directeur d'Aménagement et de gestion de l'Eau (SDAGE) du bassin versant du lac Togo.

CHAPITRE I

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE ET FONDEMENT DE LA ZONE D'ETUDE

Introduction

Le principal objectif de ces recherches consiste à déterminer les flux des apports dissous et particulaires des principaux cours d'eau notamment les rivières Zio et Haho au système lagunaire du lac Togo qui constitue l'exutoire du Bassin Versant du Lac Togo (BVLT). Ce chapitre bibliographique tentera ainsi de faire l'état de l'art et de bien positionner les problématiques étudiées par la thèse dans ce contexte.

Pour ce faire, ce chapitre propose dans une première partie une synthèse bibliographique générale présentant, les modes de transport, les origines et le devenir des polluants organiques et inorganiques que nous trouvons à l'échelle d'un bassin versant ainsi que les principaux mécanismes physico-chimiques influençant leur rétention ou leur transfert vers les cours d'eau. La dynamique des éléments traces (ET) sera ensuite développée. Enfin, la dernière partie fait un état de connaissance actuelles sur la zone d'étude qu'est le BVLT et présente la synthèse d'une analyse bibliographique sur les caractéristiques (géologiques, pédologiques, mode d'occupation de sol, hydro-climatiques etc.) et le statut des ressources hydriques au Togo et en particulier celles du BVLT d'un point de vue quantitatif et qualitatif.

I.1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1.1. Modes de transport dans un bassin versant

Dans les systèmes naturels, les cours d'eau collectent les eaux issues des bassins versants, suite aux différentes précipitations. Ces eaux mobilisent les produits de l'érosion mécanique et chimique, les transportent vers les cours d'eau et les redistribuent dans l'environnement de trois façons différentes, selon la phase dissoute ou particulaire et selon le diamètre des particules (Allen, 1997) :

- (i) le transport en suspension concerne les particules fines de diamètre comprise 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 de fond 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 micro-agrégats. Cette fraction correspond généralement aux solutions recueillies dans le filtrat après filtration à 0,45 μm ou 0,22 μm selon les éléments ;
- (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. Mais on retrouve aussi dans ce compartiment des particules fines telles que les limons et les argiles qui sont déposées entre 2 épisodes de crue.

La quantité de matières qui compose ces trois composantes est fonction des caractéristiques physiques du bassin versant, des conditions physico-chimiques régnantes dans le milieu fluvial (pH, potentiel d'oxydo-réduction, les ligands organiques ou inorganiques etc.) et de l'érosion hydrique (Meybeck, 1979). Généralement, pour les grandes rivières et les grands fleuves, on ne retient que deux types de matériaux véhiculés par les cours d'eau : *les matières en solution et les matières solides*.

Parmi les matières solides, on distingue d'une part les matières en suspension (MES) légères et pouvant être maintenues en suspension d'une part et les matières plus lourdes qui nécessitent d'autres processus de transport (saltation, charriage) pour se déplacer. Les MES correspondent à des particules de faibles taille et/ou densité, ce qui limite leur chute par gravité. Les MES comprennent des fractions organiques et des fractions minérales dont les contributions respectives varient selon les saisons et les cours d'eau et les caractéristiques de leur bassin versant.

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 polluants toxiques, ils présentent moins de variabilité temporelle et spatiale (Hayes et Leckie, 1978, Salomons et Förstner, 1984 ; 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 polluants organiques et inorganiques, 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 peuvent constituer une « bombe à retardement » et générer de futures pollutions. En effet, suivant les conditions physico-chimiques du milieu, les sédiments peuvent relarguer leurs stocks de polluants dans la phase dissoute. Ces phénomènes de relargage dans les environnements aquatiques, constituent de véritables dangers pour la faune et la flore aquatique, mais aussi pour l'homme (Salomons et Förstner, 1984 ; Calmano et *al.*, 1993 ; Taghavi et *al.*, 2011), d'où leur importance depuis quelques années, dans les problématiques d'écotoxicologies des milieux aquatiques.

I.1.2. Dynamique des matières dissoutes et particulaires dans les cours d'eau

Une rivière transporte bien plus que de l'eau. Ainsi, si à l'échelle planétaire, les rivières transportent plus de 37000 km³ pour les flux d'eau par année (Baumgartner et *al.*, 1975 ; Meybeck et Ragu, 1997 ; Shiklomanov et Rodda, 2003), elles exportent aussi vers les océans 4 à 7x10⁹ t.an⁻¹ de matières dissoutes (Probst, 1992 ; Gaillardet et *al.*, 1999b ; Meybeck, 2007) et 13 à 23x10⁹ t.an⁻¹ de matières en suspension (Jansen et Painter 1974 ; Milliman et Meade, 1983 ; Probst, 1992 ; Ludwig et Probst, 1998). Meybeck (1982) a estimé les flux de nutriments totaux annuels (dissous et particulaires) à 946 téragrammes (10¹² g) pour le carbone, à 36 téragrammes pour l'azote et à 21 téragrammes pour le phosphore. Les flux des différents métaux ont été estimés par Martin et Meybeck (1979), qui ont démontré que pour des éléments comme le plomb, le cuivre ou le zinc, la seule altération des continents ne pouvait expliquer au maximum que 40% des flux, le reste étant dû aux activités humaines. Parmi les 60 grands fleuves ou groupes de fleuves les plus importants (60% des apports d'eau continentale aux océans), ayant pour exutoire l'Océan Atlantique (Mer Caspienne et Mer Méditerranée incluses) représentent environ 60% de ces contributions continentales en termes de flux hydrique et près de 45% des flux de matières dissoutes (Moquet, 2011).

En plus de la matière dissoute, les cours d'eau transportent des matières solides, plus généralement considérées sous le terme matières en suspension. Le flux actuel de matière solide des cours d'eau vers les océans est estimé selon les auteurs, entre 14 et 20.10⁹ t.an⁻¹ (Milliman et Meade, 1983 ; Probst, 1992 ; Walling et Webb, 1996 ; Ludwig et Probst, 1998 ; Lerman et *al.*, 2007 ; Moquet, 2011). La majeure partie de ce flux provient des cours d'eau de l'Asie du Sud Est. La composition de ces matières en suspension ressemble à celle des sols et des shales et se compose essentiellement de silice, d'aluminium et de fer sous forme phyllosilicates et

d'oxydes. Ces MES sont essentiellement produites par l'érosion physique des sols et des berges des cours d'eau, alors que les matières dissoutes sont issues de l'érosion chimique des roches et des sols.

I.1.3. Origines et devenir des sédiments en suspension dans un cours d'eau

a) Origine des sédiments

Les sédiments en suspension ont plusieurs origines possibles : érosion des sols des versants et des fonds de vallées, érosion du chenal (berges et lit du cours d'eau), développement de plancton (floraison), effluents urbains, rejets industriels, effluents agricoles, etc. Cependant, il est difficile de déterminer précisément l'origine des MES et des sédiments de fonds puisqu'une grande proportion du matériel accumulé dans les cours d'eau dérive initialement de sources exogènes (Wood et Armitage, 1997).

Selon leur origine, différents facteurs influencent l'apport de sédiments dans un cours d'eau. Premièrement, la nature des formations de surface dans les bassins versants gouverne les processus d'érosion à cause de leur capacité d'infiltration et de leur érodibilité (King et Le Bissonais, 1992). La capacité d'infiltration représente le flux d'eau maximal que le sol est capable d'absorber à travers sa surface lorsqu'il reçoit une pluie efficace¹ ou s'il est recouvert d'eau. De ce fait, elle dépend de la conductivité hydraulique, de la texture et de la structure du sol. De plus, elle varie selon la succession et les propriétés hydrodynamiques des horizons de sol avec un rôle prépondérant pour l'horizon de surface. L'érodabilité d'un sol est une mesure de la facilité avec laquelle celui-ci est érodé (Lefrançois, 2007). Elle dépend de la stabilité structurale du sol qui est liée à la cohésion des agrégats et à leur résistance à la désagrégation sous l'action de la pluie (Le Bissonais, 1996).

Les modes d'occupation du sol conditionnent également l'apport de sédiments. En effet, la nature et la distribution spatiale des cultures, le taux d'urbanisation de même que l'importance du couvert végétal peuvent notamment constituer des obstacles plus ou moins efficaces au ruissellement (Mérot et *al.*, 1999) et influencer globalement l'érosion, La topographie (pente, longueur de pente, etc.) conditionne la vitesse et l'importance du ruissellement sur les versants et, par conséquent, l'arrachement et le transport des particules du sol. D'autre part, les précipitations représentent l'agent principal de l'érosion hydrique. L'aptitude de la pluie à

¹ Les pluies (ou précipitations) efficaces sont égales à la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration réelle. L'eau des précipitations efficaces est répartie, à la surface du sol, en deux fractions : le ruissellement et l'infiltration.

engendrer des phénomènes d'érosion (ex. briser les agrégats du sol) dépend de l'énergie cinétique qui est liée avant tout à son intensité (Lefrançois, 2007).

L'érosion est un processus naturel, mais celui-ci est amplifié par certaines actions anthropiques. Selon Abernethy (1990), la modification de l'usage des sols (pratique culturale et remembrement²) et l'intensification de l'agriculture sont à l'origine d'une augmentation de l'érosion physique des sols et des flux de sédiments transportés par cours d'eau. En effet, dans un petit bassin versant d'Asie, il a identifié une augmentation de près de 6% de la charge annuelle de MES après 50 années d'intensification de l'agriculture et d'altération des milieux naturels sur le bassin versant. Dans leur étude, Zaines et *al.* (2005) démontrent que les parcelles ripariennes, utilisées pour des pâtures permanentes et dont les berges ne sont pas protégées, engendrent plus de particules érodées que des parcelles cultivées, exportant elles-mêmes davantage que les prairies non pâturées ou les bois. De surcroît, selon Walling (1999), les taux d'érosion des sols cultivés sont entre 16 et 900 fois plus élevés que les sols ayant un couvert végétal laissé à l'état naturel. Par ailleurs, il est bien connu que l'imperméabilisation des sols³ entraîne une diminution de l'infiltration de l'eau et une augmentation de la part ruisselée (Chocolat, 1997). Ces conditions engendrent une montée des eaux plus rapide dans les cours d'eau (crues éclair). De plus, la suppression des méandres des cours d'eau pour produire des tronçons rectilignes, pratique très courante dans les milieux agricoles, a pour conséquence une augmentation des vitesses d'écoulement qui, jumelées à l'imperméabilisation des sols, contribuent à une érosion accrue des berges.

b) Devenir des sédiments fins dans un cours d'eau

Dans tout écoulement, que ce soit dans le lit de la rivière ou au sein du ruissellement sur un versant, des phénomènes d'érosion, de dépôt et de reprise sont observés. Ils sont essentiellement gouvernés par les conditions hydrauliques et la granulométrie des sédiments. La courbe de Hjulström (Figure 1) synthétise ces phénomènes et permet de déterminer les processus prédominants (érosion, dépôt ou transport) selon la vitesse du courant et le diamètre des grains. En observant la courbe d'érosion des particules moyennes à grossières, on constate que le tracé est intuitif ; plus les particules sont grossières, plus la vitesse du courant doit être élevée pour qu'elles soient prises en charge. Cependant, la portion de la courbe d'érosion des particules

² Opération qui consiste à favoriser la réaction de propriétés agricoles par échange et regroupement de parcelle disséminées.

³ Action qui consiste à recouvrir le sol d'une substance imperméable tel que le béton ou l'asphalte.

finer présente un tracé qui peut sembler paradoxal ; elle montre une diminution de la vitesse du courant avec l'augmentation de la taille des particules.

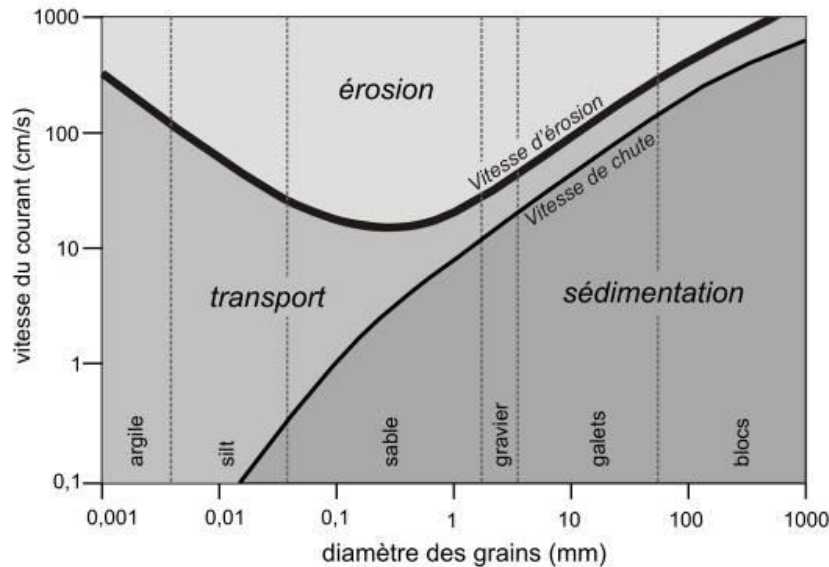


Figure 1 : Diagramme classique de Hjulström (1935)

En effet, les particules fines ayant une taille inférieure à 0,06 mm, comme les limons et les argiles, nécessitent un courant assez élevé pour être mobilisées puisqu'elles exercent une force de cohésion les unes sur les autres (Grabowski et *al.* 2011). Une particule d'argile est formée d'un empilement de feuillets élémentaires. Leur forme habituellement aplatie leur confère un ratio surface/volume élevé et elles portent sur leurs surfaces des charges électrochimiques très fortes. Elles présentent généralement une charge nette négative due à des substitutions isomorphes au niveau des feuillets (remplacement d'un cation par un autre de charge inférieure) et par l'adsorption préférentielle d'anions stabilisateurs (Partheniades, 2007). Lorsque les particules sont dans l'eau, ce déficit de charge se traduit par l'orientation des molécules d'eau polaire dans l'espace périphérique de la particule pour que le système eau-argile acquière l'électroneutralité par compensation des charges. L'attraction des cations par la surface des particules d'argile s'oppose à la tendance des ions à diffuser et à se distribuer d'une manière homogène dans l'eau. Les ions H^+ et OH^- répartis autour de la particule constituent une double couche électrique caractéristique des colloïdes⁴, tel qu'illustré sur la figure 2.

Lorsque la double couche électrique est réduite, les particules d'argile peuvent flocculer ensemble et former des agrégats. En effet, les ions chargés positivement, qui sont dissous dans

⁴ Les colloïdes sont définis comme des substances sous forme de liquide ou de gel qui contiennent en suspension des particules solides suffisamment petites pour que le mélange soit homogène, constituent une transition entre matières en solution et matières en suspension (LeFrançois, 2007)

l'eau, peuvent neutraliser les charges négatives sur la surface des particules d'argile, ce qui a pour conséquence d'amincir la double couche électrique et de permettre aux particules de se rapprocher suffisamment pour que les forces de Van der Waal⁵ les attirent. Les cations ayant un haut niveau de valence comme le Ca^{2+} sont beaucoup plus efficaces pour amincir la double couche électrique et, par le fait même, agglomérer les particules d'argile (Figure 3).

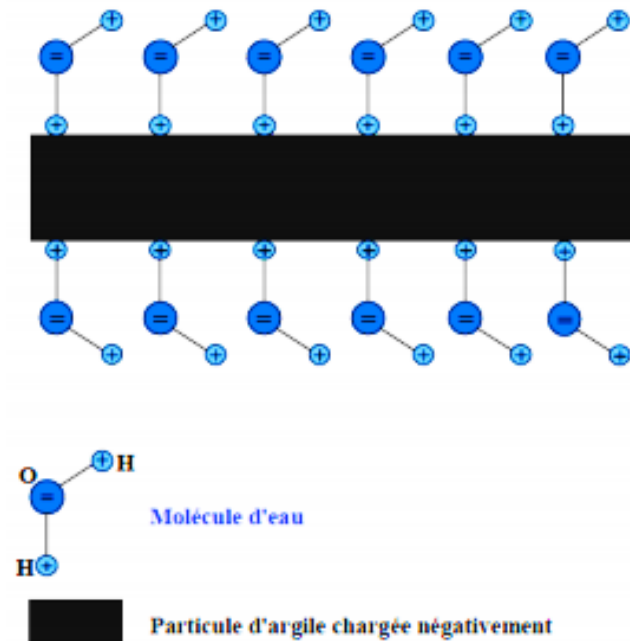


Figure 2 : Répartition des molécules d'eau autour d'une particule d'argile chargée négativement (Plumelle, 2002).

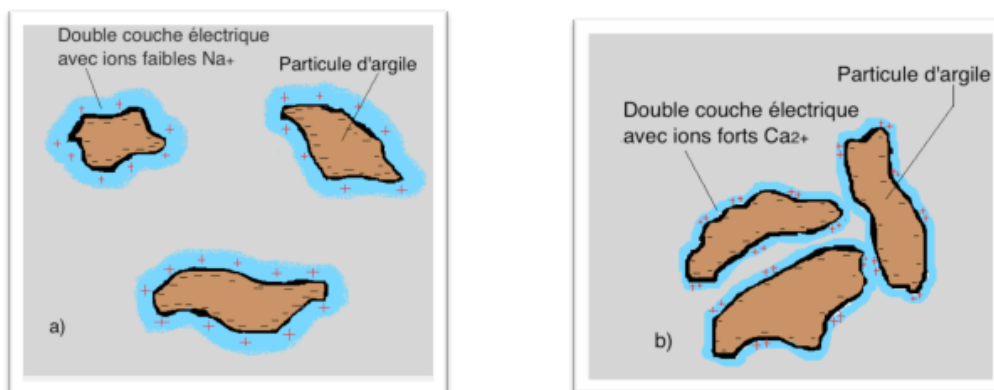


Figure 3 : Impact de la présence de cations faibles (monovalents) Na^+ (a) et de cations forts (divalent) Ca^{2+} (b) sur la double couche électrique.

La matière organique et les microbes peuvent aussi être attirés par les forces électrochimiques de ces petits agrégats, ce qui contribue à former des assemblages de plus en plus gros ; c'est la

⁵ Interaction électrique de faible intensité entre atomes, molécules, ou entre une molécule et un cristal.

floculation (Grabowski et *al.*, 2011). À la suite de leur floculation, les agrégats d'argile peuvent devenir trop lourds pour rester en suspension, provoquant leur sédimentation au fond du cours d'eau. Lorsque ces agrégats se retrouvent au fond, il y a une forte cohésion entre ceux-ci, ce qui explique pourquoi les argiles sont plus difficiles à remettre alors en mouvement. Ainsi, lorsque le courant atteint une vitesse assez élevée, les argiles sont mises en suspension et peuvent le rester longtemps, malgré un courant très faible.

Plusieurs facteurs peuvent donc influencer la stabilité des argiles en suspension : la capacité d'échange d'ions, la nature des ions fixés, le pH et le degré de salinité de l'eau. Il a été démontré que les argiles à forte capacité d'échange donnent des suspensions beaucoup plus stables. Comme il a été mentionné précédemment, la présence d'ions divalents amincit la double couche électrique et permet aux argiles de flocculer. Ainsi, la stabilité d'une suspension est fonction de la valence de l'ion de la couche diffuse entourant les particules. La stabilité diminue quand on passe d'un ion monovalent à un ion divalent, d'un ion divalent à un ion trivalent. Par ailleurs, plus la salinité de l'eau augmente plus les argiles flocculent. Les sels empêchent les doubles couches électriques de se développer. Le pH a également une grande influence sur la stabilité des suspensions d'argile : plus le pH est acide plus elle est faible. À un pH situé entre 2,4 et 4 les doubles couches électriques n'existent plus; elles ne remplissent plus leur rôle de stabilisant, et les argiles flocculent.

I.1.4. Influence des sédiments sur la mobilité des polluants

Le sédiment, par ses multiples caractéristiques chimiques, biologiques et physiques, constitue un milieu propice à l'accumulation des contaminants dans le système aquatique. Cinq mécanismes majeurs contrôlent l'accumulation des éléments traces sur les particules sédimentaires (Tessier et *al.*, 1979 ; Salomons et Förstner, 1980) : (i) l'adsorption ; (ii) la précipitation de surface ; (iii) la co-précipitation ; (iv) la complexation et (v) l'absorption. Ces processus sont en perpétuelle compétition avec d'autres processus tels que la désorption, la dissolution et la dégradation sous l'activité des microorganismes, qui ont tendance à libérer les polluants dans la phase dissoute, augmentant ainsi leur mobilité et leur toxicité. L'intensité et la fréquence de ces différents processus dépendent de la teneur en particules minérales et organiques, mais aussi et surtout de certains paramètres physico-chimiques tels que le pH, le potentiel redox et la capacité d'échange cationique (CEC) (James and Healy, 1972 ; Levy et *al.*, 1992 ; Patrick and Jugsujinda, 1992 ; Zachara et *al.*, 1994). Parmi ces mécanismes, le couple « adsorption/désorption » est considéré comme étant le plus important processus de contrôle de la mobilité et de la disponibilité (pour les microorganismes) des polluants dans un

environnement aquatique. Par le processus d'adsorption (à l'opposé de la désorption), bon nombre de polluants disparaissent de la colonne d'eau des rivières pour se retrouver dans les sédiments de fond (Brown et al. 1999).

I.1.5. Impacts des sédiments fins et des polluants associés sur les écosystèmes aquatiques

Les matières en suspension participent à la dégradation des écosystèmes aquatiques, par réduction de la pénétration de la lumière, détérioration des branchies des poissons, colmatage des habitats et des frayères de la faune benthique entraînant des conditions d'anoxie (Massa, 2000). L'abondance de sédiments fins dans une rivière peut avoir des impacts indirects sur l'écologie des cours d'eau. Premièrement, les macrophytes vont influencer les conditions hydrauliques en conditionnant le débit et les patrons d'écoulements secondaires. Par le fait même, leur présence engendre la formation de zones à écoulement rapide et lent. Cette disparité influence la profondeur, la rugosité et augmente la diversité des habitats.

Les MES influencent également d'autres aspects de la qualité de l'eau puisque les particules de moins de 63 µm sont chimiquement plus actives (Collins et al., 1997 ; Probst et al., 1999) et représentent un important vecteur pour le transfert de contaminants. En effet, ces particules ont des surfaces spécifiques très importantes et présentent ainsi une grande réactivité et affinité pour les métaux en solution, les contaminants organiques et les nutriments (Warren et al., 2003). Ces agrégats se déposent éventuellement et deviennent biodisponibles pour les organismes aquatiques (Collins et al., 2005).

I.1.6. Qualité des eaux des cours d'eau

La qualité de l'eau d'une rivière est variable dans le temps. A l'échelle d'une journée, des phénomènes naturels comme la photosynthèse et la respiration influent sur la teneur en oxygène dissous. Par ailleurs, le débit du cours d'eau peut être très variable ce qui peut avoir une influence sur la qualité de l'eau.

Le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau (SEQ-Eau) fournit un diagnostic précis sur l'aptitude de l'eau à la vie dans les cours d'eau et à différents usages. A partir des mesures physico-chimiques et bactériologiques, des indices sont classés par famille de paramètres, permettant un classement sur une échelle de qualité. Il identifie la nature des perturbations et évalue les incidences sur l'environnement. Ces données peuvent être complétées par l'analyse des sédiments, qui constituent une "mémoire" de la vie d'un cours d'eau. Ce qui permet d'évaluer le degré de pollution des cours d'eau et d'apprécier leur capacité à s'auto-épurer (De

Villers *et al.*, 2005). Le système d'évaluation s'intéresse à l'ensemble des paramètres intervenant dans la forme du cours d'eau et dans son fonctionnement hydrodynamique. Il évalue la qualité physique du cours d'eau selon des critères de qualité. Quant au système d'évaluation de qualité biologique, il s'appuie sur des méthodes fondées sur l'examen de différents groupes d'organismes, végétaux et animaux.

La qualité de l'eau peut être altérée suite à des rejets polluants. Les milieux aquatiques sont susceptibles d'être affectés par un éventail très large de polluants qui peuvent être classés selon leur origine, leur nature et leur capacité à persister dans le milieu.

Les rejets polluants présentent principalement trois origines distinctes (Othoniel, 2006) : Domestique y compris urbaine, agricole et industrielle, avec ou sans traitement en station d'épuration avant rejet dans le milieu naturel. Du fait de ces différentes sources d'effluents polluants, les composés susceptibles de parvenir au milieu naturel sont très variés.

Les eaux usées domestiques sont caractérisées par de fortes teneurs en matières organiques, en composés minéraux tels que NH_4^+ et PO_4^{3-} , en détergents et en germes fécaux. En milieu urbain, les eaux pluviales qui ruissellent se chargent de matières minérales en suspension, d'hydrocarbures et de divers détritiques solides.

La pollution d'origine agricole résulte des effluents d'élevage et de l'emploi de pesticides et d'engrais organiques ou minéraux pour la fertilisation des terres. Ces composés peuvent être lessivés lors des précipitations et entraînés vers les milieux aquatiques.

La pollution industrielle est très diversifiée. Selon le type d'activité concerné, les rejets peuvent être composés de matières organiques, d'hydrocarbures, et de diverses substances chimiques. Les polluants toxiques affectent les organismes, alors que les polluants trophiques affectent le fonctionnement de l'écosystème.

I.1.7. Types de pollution

➤ Pollution par la matière organique

Les matières organiques présentes dans les cours d'eau, ne sont pas des poisons. Cependant, les micro-organismes se nourrissent de ces substances et ils consomment l'oxygène dissous contenu dans l'eau. C'est ainsi qu'un excès de matières organiques implique une désoxygénation de l'eau et provoque la mort de poissons par asphyxie. La quantification de la quantité des matières organiques se fait essentiellement par la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et par la Demande Biochimique en Oxygène (DBO). Les résultats expriment les

quantités d'oxygène que les matières organiques sont susceptibles de consommer dans diverses conditions.

La matière organique peut être à l'état libre ou en association plus ou moins étroite avec les constituants minéraux. Une grande quantité de matière organique est généralement accumulée dans les sédiments anaérobies. Elle est composée de substances humiques (acides fulviques : soluble pour une large gamme de pH et acide humique : soluble uniquement en milieu alcalin). La matière organique est classée selon sa taille et son état physique en carbone organique particulaire (COP), colloïdal (COC) et dissous (COD). C'est une composante essentielle du sédiment en raison de son rôle trophique vis-à-vis du compartiment microbien et de son rôle d'adsorption des contaminants. Elle est donc importante dans le contrôle de la biodisponibilité des polluants (Paga, 2009).

➤ **Pollution par les matières azotées et phosphatées**

Selon leur forme, ces matières ont des effets différents. L'azote organique contribue à la désoxygénation de l'eau. L'azote ammoniacal est gênant pour la fabrication d'eau potable et génère un poison, qui est l'ammoniac, dangereux pour les poissons. L'azote nitrique amène une surproduction d'algues avec des inconvénients écologiques et esthétiques très graves. Les phosphates favorisent la prolifération d'algues et contribuent à la surproduction de végétaux, aux mauvaises odeurs, et aux mortalités piscicoles.

➤ **Pollution par les métaux et métalloïdes**

Les éléments traces sont présents normalement à de faibles teneurs dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Rudy, 2005). Ce qui constitue le fond géochimique d'un certain environnement, ils peuvent être répartis selon deux grandes catégories.

La première réunit tous les éléments présents à l'état de trace mais indispensables à la vie des organismes. Ils sont rassemblés sous le terme d'oligo-éléments (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, V, Mo, Se, Sn) (Sigg *et al.*, 1992).

La deuxième catégorie regroupe tous les éléments inutiles à la vie des organismes vivants dans les milieux aquatiques, ces éléments sont des micropolluants. Ils entraînent des nuisances même s'ils sont rejetés en quantités très faibles, à cause de l'existence du phénomène de bioaccumulation (Rudy, 2005). Ce sont le Pb, Hg, Cd, Cr... Ces éléments traces sont toxiques et rendent l'eau inutilisable pour l'usage domestique et l'agriculture.

I.1.8. Pollution des cours d'eau par les éléments traces

1.1.8.1. Notion d'éléments traces

Les éléments traces (ET) sont des éléments ayant une masse volumique supérieure à $5\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, ce qui est le cas de la plupart des métaux de transition. Dans le domaine de l'environnement, on parle fréquemment des « métaux lourds ». Ce terme est utilisé couramment pour désigner les éléments ayant une toxicité avérée pour l'Homme. Certains de ces éléments traces, sont des oligo-éléments qui à faibles doses sont bénéfiques mais qui peuvent devenir toxiques à concentration élevée comme le cuivre, le zinc et le manganèse etc. En revanche, le cadmium, le nickel, le plomb, le chrome, le mercure, l'arsenic sont toxiques au-delà d'une certaine dose dans l'organisme. Cependant, en Science du sol, il convient de parler des « éléments traces » (au nombre de 68) qui sont ceux présents dans la lithosphère en concentration inférieure à 0,1% (Baize, 1997).

1.1.8.2. Notion de Terres Rares ou Rares Elements Earth (TR)

Les lanthanides forment une série d'éléments métalliques de propriétés physiques et chimiques très semblables, que l'on désigne aussi plus communément sous le nom, de terres rares (TR) (ou *Rare Earth Elements*). Les TR tels qu'ils ont été définies par l'I.U.P.A.C. (International Union of Pure and Applied Chemistry) sont un ensemble de 17 éléments chimiques parmi lesquels 15 lanthanides auxquels on rajoute le Scandium et l'Yttrium car on retrouve ces 2 éléments dans les mêmes gisements de minerai que les lanthanides et ils possèdent des propriétés chimiques similaires. Même si les TR ont longtemps été reconnues pour leur faible toxicité (Bowen, 1979), leurs diverses utilisations dans différentes activités anthropiques (métallurgie, catalyse, verre, optique, céramique, luminescence, magnétisme, électronique), ont conduit la communauté scientifique à s'intéresser davantage à ces éléments. En effet, ils peuvent affecter la santé humaine, via l'accumulation de leur teneur dans le corps humain grâce à la chaîne alimentaire ou directement à travers l'eau. Des études toxicologiques de Haley (1991), puis de Hirano et Suzuki (1996), ont révélé le potentiel toxique significatif des TR.

Les TR sont couramment employées comme traceurs pour indiquer l'origine des roches (Rapp et *al.*, 1991 ; Harris & Inger, 1992 ; Bea, 1996 ; Jahn et *al.*, 1999b ; Ionov & Harmer, 2002 ; Wu et *al.*, 2002 ; Ionov, 2004 ; Uysal et *al.*, 2007). Elles sont également utilisées pour caractériser des échanges de matières entre différents compartiments (Wytttenbach et *al.*, 1998 ; Cao et *al.*, 2000 ; Dia et *al.*, 2000 ; Aubert et *al.*, 2001 ; Haley et *al.*, 2004 ; Nothdurft et *al.*, 2004 ; Haley et *al.*, 2005). Généralement, les TR sont utilisées comme indicateurs de divers

processus géochimiques tels que l'évolution chimique de la croûte continentale (Taylor et McLennan, 1985 ; Condie, 1991), les changements paléo-environnementaux dans les océans (Holser, 1997), les processus d'altération dans les bassins versants (Nesbitt et *al.*, 1990, Aubert et *al.*, 2001 ; Laveuf et *al.*, 2008), l'origine des sédiments (Cullers et *al.*, 1987) et les conditions redox (Liu et *al.*, 1988). Aussi, sont-elles utilisées pour mettre en évidence des processus de lixiviation ou la migration de matière au sein des profils et la concentration de matières (Leleyter et *al.*, 1999 ; Aubert et *al.*, 2001 ; Compton et *al.*, 2003 ; Aubert et *al.*, 2004 ; Pourret et *al.*, 2007 ; Davranche et *al.*, 2008 ; Laveuf et *al.*, 2008 ; Lin et *al.*, 2008).

Par ailleurs, elles peuvent constituer d'importants outils dans la détermination des effets anthropiques, en particulier les rejets liquides et solides non naturels qui modifient souvent les caractéristiques géochimiques des sédiments. Aussi du fait de leurs grandes similitudes entre elles dans les conditions naturelles, caractérisées par une grande sensibilité au changement de pH, aux conditions redox et aux processus d'adsorption/désorption, les TR sont souvent utilisées comme marqueurs biogéochimiques des milieux aquatiques. De même, elles traduisent souvent les associations entre les ET et les oxydes de Fe/Mn et sont par conséquent de bons indicateurs de la séquestration de ces polluants dans les sédiments (Compton et *al.*, 2003).

La quantité et le type de matière organique présents sont souvent évoqués comme les principaux facteurs contrôlant la répartition et la dynamique des TR dans les sols (Shtangeeva, 2005). De nombreux facteurs intrinsèques aux sols peuvent également influencer la rétention ou la libération des TR, comme de fortes teneurs en minéraux argileux (Minarik et *al.*, 1998), la présence de minéraux secondaires phosphatés ou la quantité et la solubilité des oxy-hydroxydes de Fe et Mn contenant des TR (Cao et *al.*, 2001). Des variations de l'humidité du sol, à la fois une dessiccation forte et une saturation en eau changent également la spéciation et la solubilité des TR (Wang et *al.*, 2001). Prédire quelles sont les zones de départ ou d'accumulation de ces éléments dans les profils de sol apparaît donc difficile (Tyler, 2004). De ce fait, un matériau de référence est généralement utilisé pour normaliser les concentrations en TR mesurées dans l'élément analysé.

La famille des TR est parfois subdivisée en trois sous-groupes : les terres rares légères (du La au Nd), les terres rares intermédiaires ou moyennes (du Sm à Dy) et les terres rares lourdes (du Ho au Lu). A l'exception de Ce et Eu, les TR n'ont qu'un seul nombre d'oxydation en milieu naturel en l'occurrence +III, leur conférant une grande stabilité, étant donné que l'énergie d'ionisation nécessaire pour le départ d'un électron est très élevée dans des conditions normales de température et de pression. En plus d'exister dans cet état d'oxydation, Ce et Eu existent

aussi respectivement dans les états d'oxydations de +IV et +II. Les mécanismes d'oxydation et de réduction d'un état à un autre sont cependant mal connus (Bergeron et *al.*, 2014).

Par exemple, selon Moffett (1990,1994), l'oxydation du Ce (III) peut se faire par voie bactérienne. Selon d'autres auteurs, elle pourrait aussi se produire de manière abiotique en présence d'oxyde ou d'hydroxyde de Fe et de Mn (Koeppenkastrop et De Carlo, 1992 ; De Carlo et *al.*, 1998; Bau, 1999; Ohta et Kawabe, 2001). L'oxydation du Ce(III)_(aq) en Ce(IV)O_{2(s)} serait par ailleurs la cause d'une anomalie négative dans l'abondance du Ce en phase aqueuse par rapport à son abondance attendue d'après celles de ses voisins strictement trivalents.

L'Eu quant à lui dans des conditions fortement réductrices peut exister à l'état d'oxydation + II (Eu²⁺). Ce passage est très rare dans les conditions normales de température et de pression et se retrouve préférentiellement dans les fluides à haute température (>200 °C) tels que les fluides métamorphiques. Toutefois dans les rivières, la forme Eu³⁺ domine (Tremblay, 1997).

Ce changement dans l'état d'oxydation de ces deux TR modifie leur comportement géochimique par rapport aux autres TR, engendrant ainsi des anomalies négatives ou positives. Ces anomalies en Europium (Eu*), en Cérium (Ce*), voire en Gadolinium (Gd*) ont été déterminées en utilisant les formules proposées par McLennan (1989) et Wright et *al.*, (1987) respectivement, en comparant leur concentration avec celles de leurs voisins dans la classification périodique :

$$Eu^* = Eu_N / (Sm_N * Gd_N)^{1/2} \quad \text{Équation 1}$$

$$Ce^* = Ce_N / (2 La_N + Nd_N) + 2/3 \quad \text{Équation 2}$$

$$Gd^* = Gd_N / (2 La_N + Nd_N) \quad \text{Équation 3}$$

avec N= normalisé

Des rapports supérieurs ou inférieurs à 1 indiquent respectivement des anomalies positives ou négatives. Un rapport égal à 1 témoigne d'une absence d'anomalie.

Compte tenu de toutes les informations essentielles que peuvent procurer les TR, la dynamique de ces éléments a été étudiée dans les échantillons du BFLT afin d'évaluer les caractéristiques géochimiques des sédiments de fond du bassin du lac Togo.

1.1.8.3. Normalisation des terres rares

La normalisation des teneurs en TR dans les sédiments s'effectue en divisant les teneurs mesurées dans les sédiments par celles du « Post Archean Australian Shale (PAAS, Mc Lennan, 1989) comme ont pu le faire Leleyter et *al.*, (1999) ; Roussiez et *al.*, (2005) et N'Guessan

(2008). La représentation graphique peut être effectuée à partir des rapports tels que définis ou à partir des valeurs logarithmiques des rapports. L'expression logarithmique des résultats pour les TR est courante chez les géochimistes (p.ex. Sholkovitz et al. 1994; Byrne et Sholkovitz, 1996; Haley et al. 2004 ; Leleyter et al., 1999 ; Roussiez et al., 2005 ; N'Guessan, 2008). En effet, cette approche permet de filtrer les variations naturelles en dent de scie de l'abondance des TR de numéro atomique pair par rapport à celles de numéro impair (règle d'Oddo-Harkins), et ainsi d'exploiter à leur plein potentiel les spectres d'abondance relative de ces éléments pour l'étude de leur cycle biogéochimique (Schjif, 1992). Ainsi, le fractionnement entre les TR Légères et les TR Lourdes s'évalue par le ratio $(La/Yb)_{normalisé}$ qui, s'il est supérieur à 1, indique un enrichissement des TR Légères par rapport au TR Lourdes et inversement s'il est inférieur à 1. Les anomalies créées par les degrés d'oxydation de l'Eu et le Ce sont calculées par les formules citées ci-dessus (Equations 1 et 2).

1.1.8.4. Répartition, itinéraires et devenir des ET dans l'environnement aquatique

Une fois arrivés dans l'environnement aquatique, les métaux se répartissent entre les différents compartiments de l'environnement aquatique (l'eau, les solides en suspension, les sédiments et le biote). Les métaux présents dans l'environnement aquatique peuvent exister sous forme de complexes, de particules ou en solutions.

Les principaux processus qui gouvernent la distribution et la répartition des éléments traces sont la dilution, l'advection, la dispersion, la sédimentation et l'adsorption/désorption. Certains processus chimiques peuvent néanmoins intervenir également. C'est ainsi que la spéciation selon les diverses formes solubles est régie par les constantes d'instabilité des différents complexes, et par les propriétés physico-chimiques de l'eau (pH, ions dissous, Eh et température).

Dans l'environnement aquatique, les éléments traces subissent de nombreuses transformations: réduction par processus biochimique interposé, méthylation, déméthylation et oxydation d'espèces de métaux isolées. Des réactions redox peuvent aussi faciliter certaines transformations. Les processus biochimiques sont effectués par des micro-organismes et par des algues. D'après Jernelöv (1975), la méthylation du mercure se produit quand des micro-organismes arrivent en contact avec des ions mercure alors qu'ils consomment des substances organiques. Cela vaut peut-être aussi pour As, Sn et Pb.

Les éléments traces sont absorbés tant par la faune que par la flore. Cette absorption pourrait provoquer une augmentation de la concentration du métal dans l'organisme. Si la phase d'excrétion est lente, il peut en résulter un phénomène d'accumulation biologique. Il a été

démontré que quelques métaux, comme le mercure, subissent une amplification biologique au cours de leur progression dans la chaîne alimentaire.

1.1.8.5. Différentes sources des éléments traces

Les ET dans le sol ont 2 origines : naturelles et anthropiques.

L'origine naturelle provient de l'héritage de la roche mère des minéraux contenant des métaux néogènes. Après altération biogéochimique de la roche mère dépendant de la composition chimique de celle-ci, de sa porosité, du climat et de la faune et de la flore, les minéraux primaires sont libérés qui à leur tour en s'altérant vont former les minéraux secondaires ou minéraux transformés appelés aussi minéraux néogènes. Baize (1997) définit le fond géochimique naturel comme la concentration d'un élément chimique dans un sol, résultant des évolutions naturelles, géologiques et pédologiques, en dehors de tout apport d'origine humaine.

Par ailleurs, il faut noter que l'atmosphère étant une voie de transfert privilégiée de nombreux contaminants métalliques (cas en particuliers de mercure, du cadmium et du plomb via les précipitations), on considère que la contamination métallique est ubiquiste. En conséquence, on peut considérer que toute matrice en équilibre avec l'atmosphère (cas de l'eau de mer) a un niveau de concentration en métaux supérieur à celui qu'elle avait aux époques préindustrielles. Dès lors, dans le milieu marin et estuarien, on ne mesure donc jamais directement un bruit de fond géochimique, mais plutôt, dans les zones les moins contaminées, un niveau de référence actuel.

Cependant, la majeure source des ET est d'origine anthropique. Les métaux dans le sol, les sédiments et l'eau provenant d'apports anthropiques peuvent provenir de la pollution atmosphérique, la pollution industrielle et des pratiques agricoles.

La pollution atmosphérique se fait sous forme de rejets directs à partir des sites producteurs, ou bien par retombées aériennes après la dispersion des éléments traces dans l'atmosphère. De ces différentes sources découlent deux types de contaminations par les éléments traces à savoir la pollution diffuse et la pollution localisée.

La contamination est diffuse lorsque la source et l'extension des contaminations ne sont pas localisables et lorsque les teneurs atteintes sont relativement faibles. Il existe une pollution diffuse de certains éléments minéraux comme le plomb ou le mercure que l'on peut retrouver dans les parties du monde les plus éloignées des sites d'émission. L'activité volcanique, les incendies de forêts, l'érosion éolienne des sols, mais également de grandes zones urbaines et/ou industrielles peuvent participer à cette pollution diffuse (Candelone et al., 1995). Les activités

agricoles, par l'utilisation de certains engrais phosphatés contenant du cadmium, des produits phytosanitaires contenant du cuivre ou l'épandage de boues de stations d'épuration participent également à la pollution diffuse des éléments traces.

Les pollutions localisées affectent essentiellement les sites d'anciennes mines et usines désaffectées appelées friches industrielles. A ces sites précis souvent fortement pollués, il faut ajouter les pollutions de proximités souvent par voies atmosphériques ou par les eaux superficielles, de sorte que l'on passera en fonction de la distance à la source, d'une pollution concentrée à une pollution diffuse avec tous les intermédiaires possibles (Robert, 1996).

1.1.8.6. Spéciation et biodisponibilité des ET dans les systèmes aquatiques

L'eau constitue un élément fondamental en matière de pollution en général puisque dans le cas des métaux, comme pour d'autres composés, celle-ci va favoriser de nombreuses réactions chimiques liées à l'acidité, l'alcalinité, la température, l'oxygénation etc. Il est assez difficile de prévoir l'évolution des métaux dans la colonne d'eau car ils peuvent subir un grand nombre de transformations (oxydation, réduction, complexation). Présents dans la colonne d'eau sous forme dissoute ou particulaire selon la limite fixée arbitrairement à 0,45 μm , les ET y séjournent en fonction des constantes cinétiques et thermodynamiques réactionnelles en tant qu'ions libres hydratés, complexés par des ligands organiques et ou inorganiques, adsorbés sur des colloïdes ou des matières en suspension, (Co-) précipités (Dupré et *al.*, 1999 ; Elbaz-Poulichet et *al.* 1999 ; Olivié-Lauquet et *al.* 1999 ; Benedetti et *al.* 2003). Cette répartition des ET selon ces différentes formes est influencée, en plus du Ph et du potentiel d'oxydoréduction, par la présence de ligands organiques (Stumm et Morgan, 1996). La matière organique dissoute (et notamment les substances humiques représentent jusqu'à 75% du carbone organique dissous dans les hydrosystèmes fluviaux) favorise la formation de complexes organiques stables d'ions métalliques et contribue ainsi à leur migration dans les systèmes aquatiques (Colle et *al.*, 2001). Concernant les échanges avec les particules, la rétention de métaux est généralement d'autant plus faible que les conditions sont oxydantes et alcalines (Bird et Evenden, 1996). On note, ainsi dans les eaux fortement carbonatés, une diminution de l'adsorption des métaux sur les particules du fait d'une augmentation de leur solubilité. A l'inverse, la présence de phosphates peut entraîner la précipitation des ions métalliques et leur transfert vers le compartiment sédimentaire.

Malgré la forte solubilité de certains métalliques dans les eaux de surface, les sédiments accumulent eux aussi des concentrations importantes dans les écosystèmes aquatiques. Cette faculté des sédiments à fixer de grandes quantités des métaux confère donc à ce compartiment

du biotope un rôle de stockage significatif (Ribera et *al.*, 1996) avec une possibilité de relargage dans la colonne d'eau (Woods, 2009). Le compartiment sédimentaire n'est pas donc isolé du reste de l'écosystème et l'on peut s'interroger sur le rôle des sédiments pollués qui pourraient se comporter comme une source de contaminants pour le milieu aquatique par diffusion des métaux sédimentaires vers la colonne d'eau. Ce rôle de puits (Spencer et MacLeod, 2002) et de source de contamination (MacFarlane et Burchett, 2000) fait que ce compartiment occupe une place de choix dans l'étude des ET dans les hydrosphères (Sprovieri et *al.* 2007).

La disponibilité se définit comme la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le sol, sédiment ou l'eau à être absorbé par un organisme vivant (Newman and Jagoe 1994). La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution. Dans les milieux récepteurs, des processus physiques, chimiques et biologiques interagissent et transforment les contaminants en des formes plus ou moins disponibles pour les organismes de l'écosystème. Les concentrations totales dans le milieu ne reflètent donc que très partiellement le risque lié à un contaminant dans la mesure où la biodisponibilité est très étroitement liée aux caractéristiques de l'environnement (Tessier and Turner, 1995). L'évaluation de l'impact d'un contaminant sur le milieu nécessite l'estimation des concentrations disponibles et des facteurs environnementaux qui les affectent. Parmi ces facteurs qui vont agir sur la spéciation d'un métal, on devine aisément le rôle prépondérant que pourront jouer les matières organiques en raison de la présence en leur sein de nombreux groupes fonctionnels susceptibles de complexer des cations métalliques. Parmi les différents paramètres physicochimiques susceptibles d'influencer cette disponibilité des éléments traces, on trouve la concentration et la nature de la matière organique dissoute.

1.1.8.7. Evaluation de la mobilité et la biodisponibilité des ET

L'évaluation de la localisation des éléments traces dans les différentes phases organiques ou minérales est indispensable afin de prévoir leur mobilité dans le sol ou sédiment du fait que la concentration totale est un indicateur médiocre de la mobilité des éléments traces (Tessier and Turner, 1995 ; Ure et *al.*, 1993 ; Chopin et *al.*, 2008). Des approches chimiques en littérature sont utilisées pour évaluer la mobilité des éléments traces : les extractions sélectives (ou extraction simple) et les extractions séquentielles. Dans les extractions sélectives, l'échantillon du sol ou sédiment est soumis à un seul réactif. Ce type d'extraction est plutôt utilisé dans le but d'estimer la fraction disponible des éléments traces dans ces compartiments (Tack and Verloo 1996). Elle est plus rapide qu'une extraction séquentielle (Menziez et *al.*, 2007) mais

elle ne donne aucune indication sur les diverses associations des éléments traces avec les différentes phases géochimiques présentes dans le sol ou sédiment.

La détermination des teneurs en métaux et métalloïdes extractibles et facilement échangeables est effectuée généralement par des extractions chimiques simples avec différents réactifs. Les extractants chimiques peuvent varier depuis des acides très forts, tel que l'acide nitrique ou l'acide chlorhydrique, des complexants organiques tels que l'acide éthylène diamine tétra-acétique (EDTA), à des solutions salines, comme le chlorure de calcium (Lebourg 1996).

I.2. FONDEMENT DU MILIEU D'ETUDE

I.2.1. Présentation du complexe fluvio-lagunaire du bassin versant du Lac Togo

L'hydrographie du Togo est régie par les Monts qui constituent la ligne principale de partage des eaux : au Nord et à l'Ouest de la chaîne montagneuse, se trouve le bassin de l'Oti s'écoulant vers le Ghana ; au Sud et à l'Est, les bassins du Mono et du Lac Togo.

Le bassin versant du Lac Togo (BVLT) s'étire sur une largeur d'Ouest en Est entre 50 et 140 km, et comprise entre les latitudes 6° 01 et 6° 05 Nord et les longitudes 0°70 et 1° 40 Est (Figure 4). Il fait partie de l'ensemble des régions les moins arrosées du Golfe de Guinée et à une topographie plus ou moins accidenté (PANGIRE, 2010). Le BVLT d'une superficie de 8 000 km² (14% du territoire), abrite environ 50% de la population togolaise contre 20% dans la capitale Lomé et renferme des ressources en eau de surface pérennes mais limitées et très variables, et des ressources en eau souterraine abondantes (sédimentaire côtier) ou limitées (socle), un système lagunaire côtier complexe et un milieu marin fragilisé.

Situé à cheval entre la région maritime et la région des Plateaux au sud du Togo, le bassin versant du Lac Togo est un ensemble de tributaire constitué par les rivières Zio, Haho et Boko, et du système lagunaire qui se situe dans une dépression littorale du bassin sédimentaire côtier du Togo.

L'ensemble du système lagunaire communique avec la mer par la passe d'Aného qui est ouvert en permanence depuis 1989 (Millet, 1986; MERF, 2007). Le régime hydrologique du système lagunaire est principalement en fonction du régime des rivières Zio, Haho et Boko. Mis à part le ruissellement direct des rives, le lac Togo proprement dit, est alimenté par ses deux tributaires, le Haho et le Zio, dont les bassins respectifs drainent sur 85% de leur superficie des sols issues de l'altération du socle cristallin, où dominant gneiss et migmatites accompagnées vers le nord- ouest de quartzites, d'amphibolites et de marbres dolomitiques ainsi que de nombreux micaschistes (Millet, 1986).

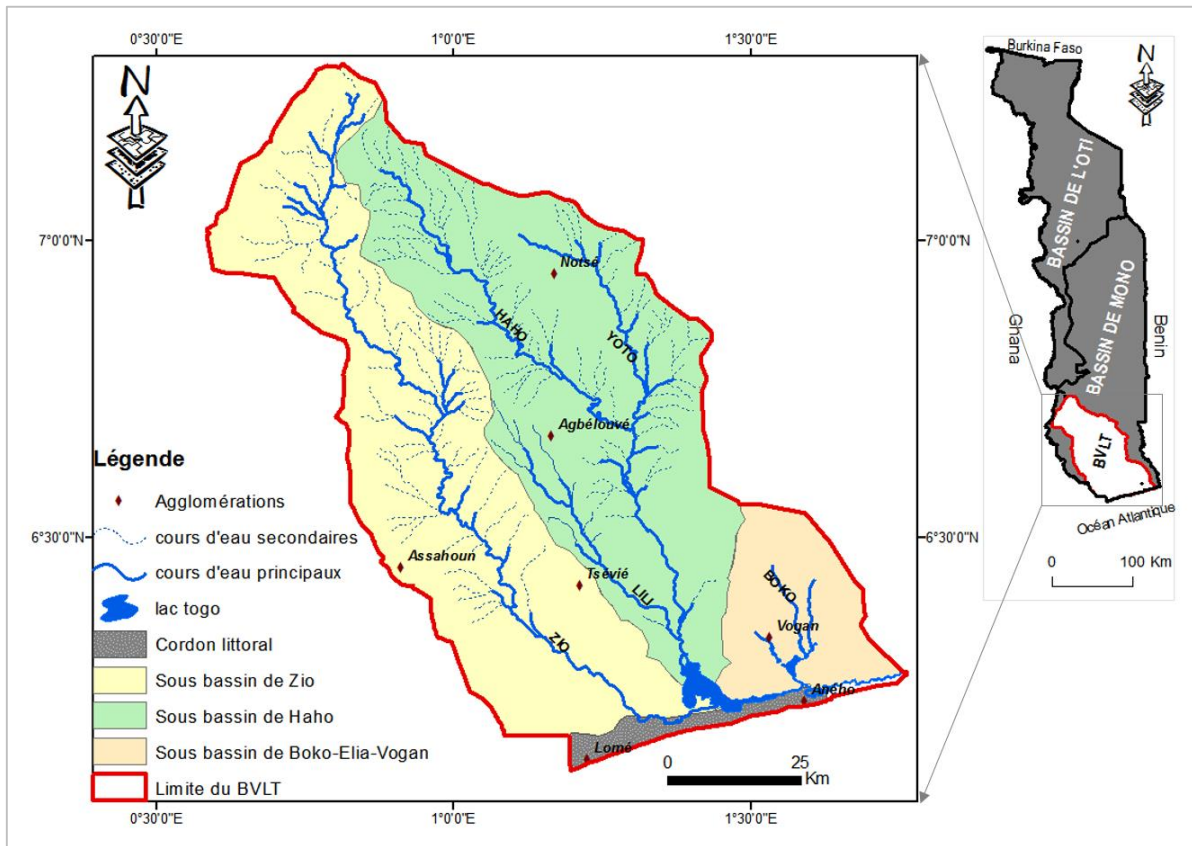


Figure 4 : Localisation du bassin-versant

I.2.2. Facteurs physiques et climatiques

I.2.2.1. Contexte climatique

Le bassin du lac Togo jouit d'un climat soudano-guinéen subéquatorial, caractérisé par des alternances de saisons pluvieuses et de saisons sèches. Le régime pluviométrique est bimodal, avec deux extrêmes, le premier en juin et le second en septembre/octobre caractérisé par deux saisons de pluie et deux saisons sèches (PNUD, 1984 ; Millet, 1986 ; Blivi, 2005).

- la grande saison des pluies, plus longue, dure cinq mois en moyenne. Elle débute en mars, Les hauteurs mensuelles d'eau connaissent une croissance progressive et régulière jusqu'en mai/juin où elles atteignent leur maximum à 146,7 mm et 198,1 mm, puis commence un fléchissement en juillet (88,8 mm), qui s'achève en août ;
- la deuxième saison de pluie, brève, couvre trois mois, de septembre à novembre, Son maximum est atteint en septembre à (100,1 mm) en moyenne, Les précipitations de cette saison sont moins importantes que la première (Adjoussi, 2000),
- La grande saison sèche, plus longue, a plutôt les caractéristiques d'une saison sèche de climat tropical soudanien. Les précipitations sont généralement faibles, les températures

moyennes relativement élevées rendant la période très rude, contrairement à la situation de la région des plateaux, plus à l'intérieur. Elle débute en novembre et finit en février/mars avec le début de la grande saison des pluies, sa durée moyenne est de quatre mois. Le mois de janvier est le moins arrosé donc plus sec, il connaît l'arrivée de l'harmattan qui vient corser la situation par ses caractéristiques physico-chimiques restrictives.

- la petite saison sèche, très courte, est centrée sur le mois d'août. Son caractère sec est surtout accentué par le courant marin froid de Benguela qui s'installe sur la côte togolaise au cours de ce mois. Elle reçoit, une quantité de précipitations plus ou moins significative (51,3 mm). Contrairement à la grande saison sèche, moins pluvieuse et plus chaude, la petite saison est fraîche avec de coups de vents fréquents. La fin de la saison est marquée généralement par une hausse sensible des températures grâce à l'arrivée des masses d'air chaud et humide de la seconde saison de pluie. En dépit de sa situation très favorable, la région maritime connaît une faiblesse de sa pluviométrie. En effet, cette région située à une latitude de 6° N, est caractérisée par une isohyète de 900 mm, ce qui n'est pas normal. Par contre les régions de l'intérieur reçoivent des hauteurs de pluies supérieures aux 1000 mm, ceci, dû à l'anomalie climatique négative que connaît le Sud Togo.

Le BVLTL est caractérisé par les températures moyennes variant entre 24°C et 29°C. Le maximum moyen mensuel le plus élevé, est observé en janvier et est de l'ordre de 33,9°C, tandis que le minimum mensuel moyen le plus bas est relevé en août avec 21,9°C.

L'humidité relative moyenne mensuelle est constamment élevée, normalement de 78,5% avec de fortes variations mensuelles et saisonnières. Généralement la saison humide connaît de forts taux d'humidité relative avec des valeurs qui se situent au-delà des 80%. Le maximum moyen mensuel le plus élevé est observé en saison de pluies, au mois de juin le plus faible durant la saison sèche, avec l'augmentation du taux d'évaporation. Cette baisse atteint parfois des valeurs limites comme 48,7% en janvier.

D'une façon générale, l'évaporation varie à l'inverse de la pluviométrie. C'est-à-dire qu'elle atteint le maximum en saison sèche, au mois de Mars, et son minimum en fin de saison humide en Juin ou Juillet. L'évaporation totale moyenne annuelle à Lomé est supérieure à la pluviométrie moyenne, ce qui indique une déficience très nette en humidité pour les cultures sur sol sec en saison sèche, surtout si l'on tient compte de ce que les pertes d'humidité par transpiration s'ajoutent aux pertes par évaporation.

I.2.2.2. Structure et relief du bassin

Le BVLT d'une manière générale, est caractérisé par un relief relativement mouvementé avec une faible altitude (Figure 5). Il se caractérise par une plaine côtière d'une cinquantaine de kilomètres, séparée de la mer par des lagunes et suivie d'un plateau ancien fait de collines et de vallons. Les altitudes varient entre 0 m et 200 m. A part un secteur situé au nord-ouest, le reste de la région cartographiée est à moins de 100 mètres d'altitude.

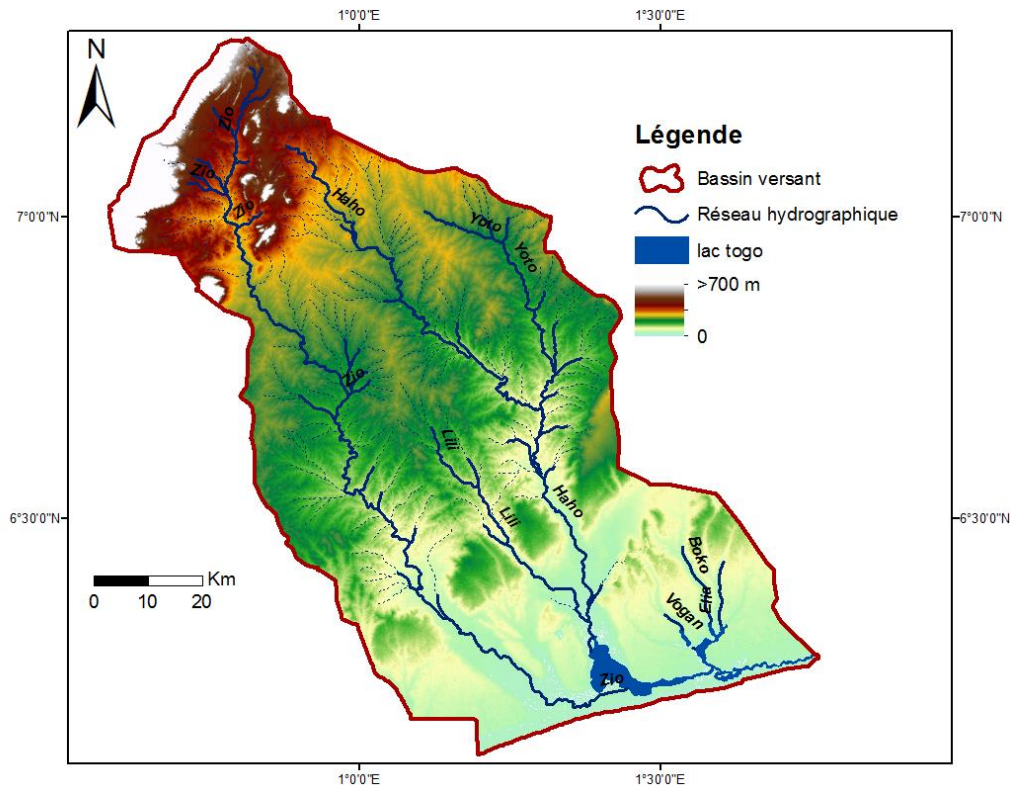


Figure 5 : Topographie du bassin-versant

Le BVLT est un bassin côtier dont la façade littorale est constituée d'un cordon sableux aux nombreuses cocoteraies. D'une manière générale, trois grandes unités morphologiques sont identifiées : le bassin sédimentaire côtier, la pénéplaine granito-gneissique et la chaîne des monts du Togo où les fleuves Zio et Haho prennent leur source. La grande partie du bassin est formée d'un plateau délimitant la « terre de barre » avec une couverture de plus de deux tiers de la région Maritime. L'aménagement de cette zone entre Bè à Aflao a donné naissance aux lacs de Lomé. Le plateau de terre de barre est traversé presque en diagonale par la dépression dite « dépression de la Lama » et du nord au sud par les plus importants cours d'eau venant de la chaîne de l'Atakora. Ces cours d'eau (notamment le Zio, le Haho et leurs affluents) ont, par de très larges vallées morcelées la surface en une série de petits plateaux dont les plus importants sont : le plateau de Kouvé (150 m), le plateau de Tsévié (90 m) et le plateau de

Noépi. L'ensemble de ces plateaux bien qu'ondulé, s'abaisse graduellement jusqu'à quelques mètres au-dessus du niveau de la mer sur le côté nord des lagunes. Quand bien même le relief de la zone est peu accentué, les surfaces planes y sont rares ce qui, sans doute, contribue grandement à l'érosion des sols de la région. Les plaines alluviales ont souvent subi des colluvionnements sableux qui sont eux-mêmes subséquentement découpés par des rigoles où s'écoulent les pluies d'orages (Viellefon et *al.*, 1965, Ahiekpor, 2011). Les sols alluviaux sont aussi modifiés par les termites, ce qui leur donne un microrelief bosselé.

I.2.2.3. Le contexte géologique du BFLT

La plus grande partie du Togo (94 % du territoire) est occupée par des roches anciennes dites "Formations du socle"; le reste du pays est occupé par les formations sédimentaires du bassin côtier.

Les formations géologiques du BFLT se répartissent en deux grandes unités : le socle (cristallin) et le bassin sédimentaire (Figure 6).

Le socle cristallin d'âge précambrien, prend en écharpe la moitié nord du bassin où affleure essentiellement du gneiss à faciès de migmatite ou de granite. Il peut être interprété comme issu du métamorphisme dans des conditions mésozonales et éruptives.

Les formations du bassin sédimentaire viennent se reposer sur cet ensemble. Ce bassin sédimentaire d'âge tertiaire, occupe la partie méridionale des pays du Golfe de Guinée; les différentes formations qu'on retrouve sur cette bande sédimentaire sont connues grâce aux multiples travaux géophysiques effectués dans le cadre des différents projets d'hydraulique villageoise. La géologie du bassin sédimentaire a été étudiée par Slansky (1962), reprise et complétée en 1987 par Johnson.

Du point de vue stratigraphique, on distingue les faciès suivants (Figure 6):

- A la base reposent les dépôts de sédiments sableux et argileux du Maestrichtien suivis par les formations du Paléocène constituées par des grès-calcaires au niveau inférieur, et phosphatés à dominance argileuse au sommet,
- Puis au Paléocène supérieur, des dépôts phosphatés à dominance argileuse viennent coiffer le sommet,
- L'Eocène inférieur et moyen est caractérisé par des formations argilo-calcaires avec des niveaux phosphatés,

- Les formations du Miopliocène montrent des faciès argilo-sableux au continental, lui-même coiffé par endroits par la terre de barre à faciès homogène d'argile et sable fin,
- Enfin, le Quaternaire fait ressortir des dépôts récents fluvio-lacustres lagunaires et littoraux. D'après les sondages effectués dans le cadre du projet érosion côtière, ces dépôts sont constitués de sable (de couleur jaune à beige) sur le littoral, et de couches de limons (gris-blanc) dans les zones marécageuses ; cet ensemble repose sur une dizaine de mètres d'argile (gris-brun à gris-noir).

En 1987, les travaux de stratigraphie de JOHNSON sur le bassin sédimentaire ont permis de déterminer l'âge de certains faciès. Cela grâce à l'étude de certains micro-organismes, qui ont permis de distinguer avec précision les différentes formations et de mieux les dater.

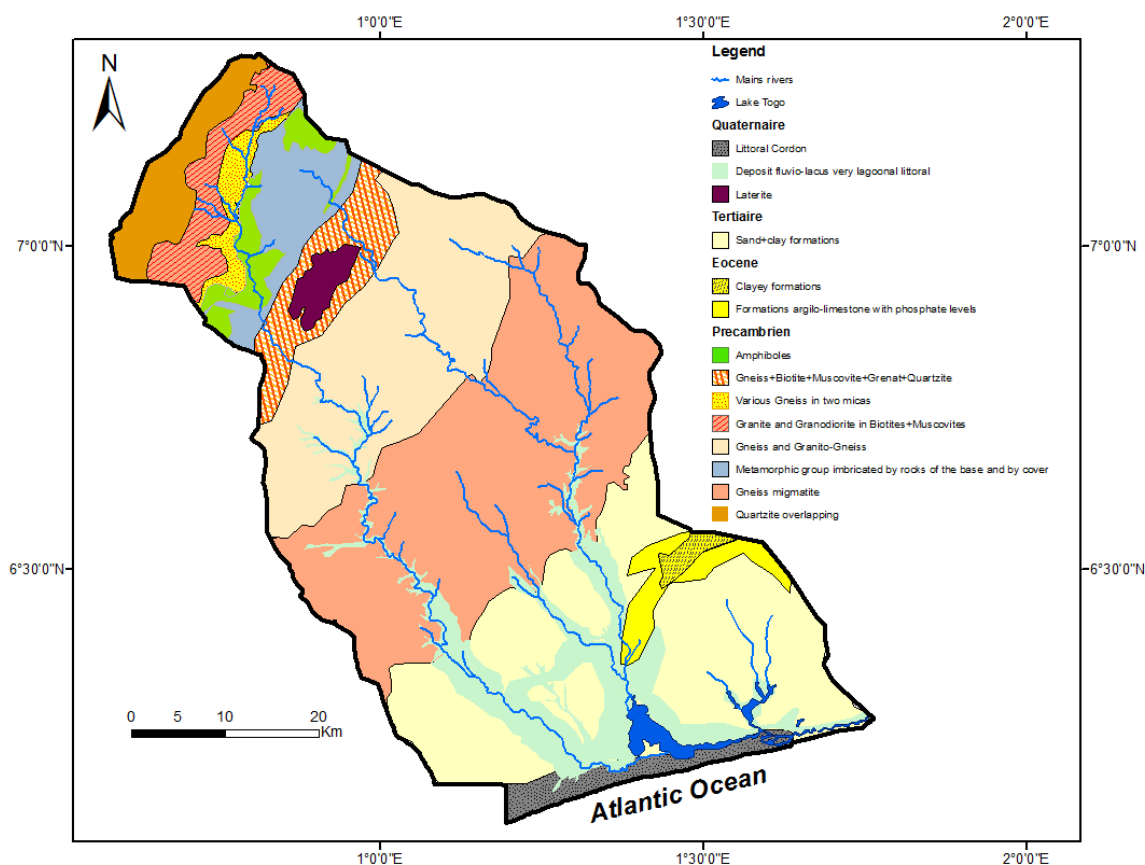


Figure 6 : Carte géologique du BVL

I.2.2.4. Les caractéristiques hydrographiques et hydrologiques du BVL

Les ressources en eau de surface au Togo, de l'ordre de 10 milliards de m³ par an en moyenne, ne sont pas négligeables. Géographiquement, elles se répartissent de façon équilibrée entre trois bassins, le bassin de la Volta au Nord (47% du territoire et 60% en volume d'eau de surface), le bassin du Mono (35% du territoire et 34% en volume), le bassin du lac Togo (14% du territoire et 6% en volume). Cette ressource estimée à 600 millions de m³ pour le BVL se

répartit entre trois sous bassins versants d'inégale importance et couverture géographique : le Zio (2 800 km²), le Haho (3 400 km²) et le Boko (1 000 km²).

D'une manière schématique, le bassin du Lac Togo se subdivise en deux parties : (i) la partie occidentale (zone d'étude proprement dite), la plus importante, comprenant les sous-bassins du Zio et du Haho qui se déversent tous deux dans le Lac Togo et (ii) la partie orientale, de superficie très limitée, qui comprend le Boko et l'Elia qui se déversent dans le lac Vogon, lequel rejoint le Lac Togo dans sa partie aval. Les affluents du Lac Togo sont caractérisés par un «régime tropical de transition à variante dahoméenne» marqué par une irrégularité interannuelle importante et des valeurs de débit très différentes d'une année sur l'autre. Les étiages sont très rigoureux et la période de hautes-eaux assez longue.

1.2.2.4.1. Composantes du réseau hydrographique

❖ La rivière Zio

Le Zio d'une longueur de 176 km, prend sa source dans les plateaux de Danyi au Togo où le cumule pluviométrique annuel se situe entre 1200 et 1400 millimètres. Il est le principal tributaire du Lac Togo à cause de son débit important 108 m³/s pendant la crue moyenne et de la permanence de son écoulement. Le débit moyen interannuel à l'embouchure est de 26,3 m³ .s⁻¹ en année décennale humide ; de 3,9 m³.s⁻¹ en année décennale sèche et de 9,9 m³.s⁻¹ en année médiane. La crue décennale estimée à 201 m³.s⁻¹. D'autre part, le cours inférieur du Zio, traverse dans ses derniers kilomètres une plaine d'inondation tourbeuse, riche en matière organique. Les réalisations hydroagricoles existantes sur le Zio se constituent du barrage à seuil déversant érigé sur le fleuve du Zio, au droit de la localité de Kpota, et dont l'ouvrage de prise permet de dériver gravitairement une partie de la ressource en eau vers le périmètre irrigué de Mission Tové – Kovié (600 ha), situé à une dizaine de km, en aval.

❖ La rivière Haho

Avec un bassin versant légèrement plus important que le Zio de 3400 km², mais prenant sa source dans une région plus aride à savane arborée, le Haho est le second tributaire du Lac Togo, dans la partie nord du système et est caractérisé par l'intermittence saisonnière de son écoulement. La durée de la période sans écoulement est estimée à 30 jours en année décennale humide, à 85 jours en année médiane et à 130 jours en année décennale sèche. Le débit moyen interannuel à l'embouchure est estimé à 5,8 m³.s⁻¹ en année médiane, à 16,6 m³.s⁻¹ en année décennale humide et à 2,1 m³.s⁻¹ en année décennale sèche. La pointe de crue médiane est estimée à 66 m³.s⁻¹ et la crue décennale à 93 m³.s⁻¹ à l'embouchure (Atlas Togo, 1982). Le Haho

reçoit le Yoto sur la rive gauche et le Lili sur la rive droite. On notera la présence d'horizons phosphatés à 6 km en amont de l'embouchure du Haho sur le Lac, à proximité immédiate de la station de contrôle de Hahotoe.

❖ **Le Boko et l'Elia**

Le Boko et l'Elia sont deux très petites rivières se déversant dans le Lac Vogan. Ce dernier rejoint le système lagunaire du lac Togo dans sa partie orientale qui débouche sur l'océan.

1.2.2.4.2. Le fonctionnement hydrographique du système lagunaire

Le système lagunaire comprend le lac Togo (46 km² à l'étiage), orienté NW-SE, de 13 km de long et de 6 km de large; le chenal de Togoville est-ouest, de 13 km de long et de 900 m de plus grande largeur; les chenaux d'Aneho à l'est, de 150 m de large; la lagune de Vogan au nord-est de 7 km de long et 1,5 km de large. Le système lagunaire présente une communication permanente avec le système lagunaire du Bas-Mono au Bénin, par l'intermédiaire du chenal du Gbaga à l'est. La communication artificielle autrefois temporaire avec la mer tous les 2 ou 3 ans décrite par Millet en 1986, est de nos jours devenue une l'ouverture permanente via le cordon littoral à Aneho. La profondeur moyenne au minimum d'étiage est de 1 m, avec une côte moyenne du fond du lac Togo d'une valeur de - 0,622 m IGN (Nivellement Général du Togo). Les pentes de ligne d'eau sont très faibles sur l'ensemble des plans d'eau lagunaires et comprises entre $1,5 \cdot 10^{-5}$ en janvier 1961 à l'étiage minimum et $6,9 \cdot 10^{-5}$ en octobre 1968 en période d'écoulement maximum. Ces différents échanges hydrologiques au sein du système lagunaire déterminent la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau. L'intrusion marine est responsable des fortes salinités et conductivités de l'eau et de la présence d'espèces marines de poissons dans la basse vallée. Les rivières Zio et Haho jouent aussi un rôle déterminant dans les échanges d'eau de la basse vallée. La dynamique de leurs apports dissous et particuliers sera analysée plus en détail dans les chapitres suivants. Rappelons ici que l'influence marine est fortement marquée et que l'estuaire du lac Togo présente les traits d'une embouchure tidale, indicateur d'un échange actif entre les milieux lagunaire et marin une bonne partie de l'année (Oyédé, 1991). En période de fermeture du cordon littoral au Togo entre 1981 et 1983, Millet en 1986 montre l'existence d'un écoulement inverse du système lagunaire pendant l'étiage remontant d'aval vers l'amont. La marée haute entraîne la remontée des eaux du Zio et Haho dans le chenal et leur mélange aux eaux marines. A marée basse, en revanche, des eaux douces se déversent dans la mer par la passe d'Apounoukpa. Les apports d'eau salée au système sont évidemment plus importants en période d'étiage. L'arrivée d'un volume considérable d'eau marine, rend l'eau saumâtre et modifie

l'écosystème lagunaire. L'une des conséquences de cette salinisation est dans cette situation la disparition des poissons d'eau douce, que confirment les dires des populations de pêcheurs enquêtées à Hahotoe et Djagblé.

I.2.2.5. Les sols du bassin

Le bassin versant du Lac Togo est dominé par cinq types de sols, on retrouve (Figure 7):

- Les sols peu évolués tels que les sols d'érosion, sols d'apport et les vertisols ;
- des sols ferrugineux tropicaux hydromorphes et concrétionnés ;
- des sols ferralitiques non indurés;
- des sols inondés, évolués et hydromorphes sur les vallées alluviales ; et
- des sables marins du cordon littoral et lagunaire.

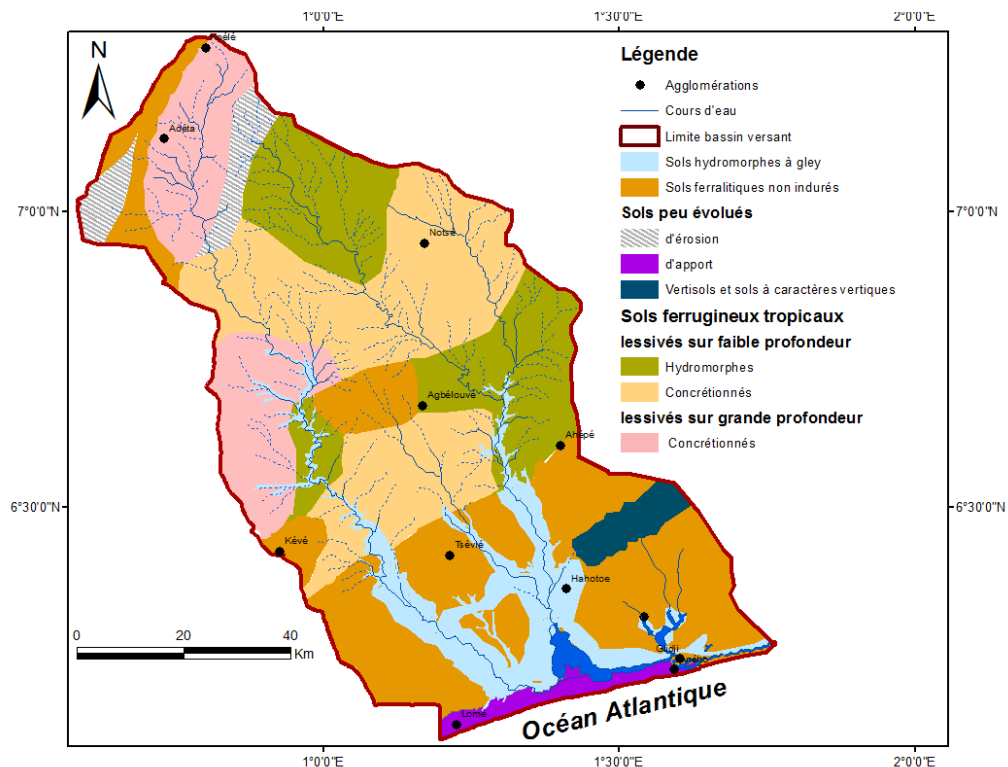


Figure 7: Carte des différents sols du BVLT

I.2.2.6. Modes d'occupation des sols et des différentes formations végétales

Le BVLT se caractérise par (Figure 8) :

- ❖ **Une forêt soudano-guinéenne**, de faible proportion au nord-ouest du bassin. Cette formation correspond à la région montagneuse et pluvieuse des Monts Togo et à une série de forêts reliques au nord des Terres de barre. A ce type de formations seront rattachés des forêts ripicoles humides du Sud-Togo. D'une façon générale, il s'agit de lambeaux de forêts,

continuellement attaqués par l'homme : (i) éclaircissement quand il s'agit de cultures industrielles, cacao, café, palmiers ; (ii) défrichement complet quand il s'agit de cultures vivrières.

- ❖ **Une forêt sèche ou savane arborée dense**, il s'agit d'une formation différente par ses espèces de la forêt soudano-guinéenne et qui ne doit son existence qu'aux conditions édaphiques. Elle ne brûle généralement pas, sauf dans le nord du Togo. Sur les sols ferrugineux tropicaux hydromorphes du Sud-Togo c'est la forêt sèche, dominée par *Anogeissus leiocarpus* et *Schimperi*, *Daniellia oliveri*, mais d'autres espèces de savanes plus sèches y apparaissent, d'autant plus que les défrichements y sont intenses.
- ❖ **Un bush arbustif** caractéristique des bas-fonds humides et des couverts de palmier. Ces formations extrêmement denses, jamais brûlées par les feux de brousse, sont essentiellement liées à la nature du sol.
- ❖ **Les plateaux dégradés du Sud-Togo**, les plateaux qui ont atteint le "point de non-retour" en dessous duquel la fertilité ne peut guère descendre, au-dessus duquel il sera difficile de les régénérer. La surpopulation et besoins des villes de plus en plus peuplées entraînent des cultures continues et épuisantes de maïs, manioc, etc, et aucune solution valable ne peut actuellement être préconisée pour les régénérer.
- ❖ **Une forêt galerie** en très faible caractéristique aux bords des rivières Zio et Haho (3,3 à 5,6 %), Cette forêt est de jours très menacés par les actions de l'homme.

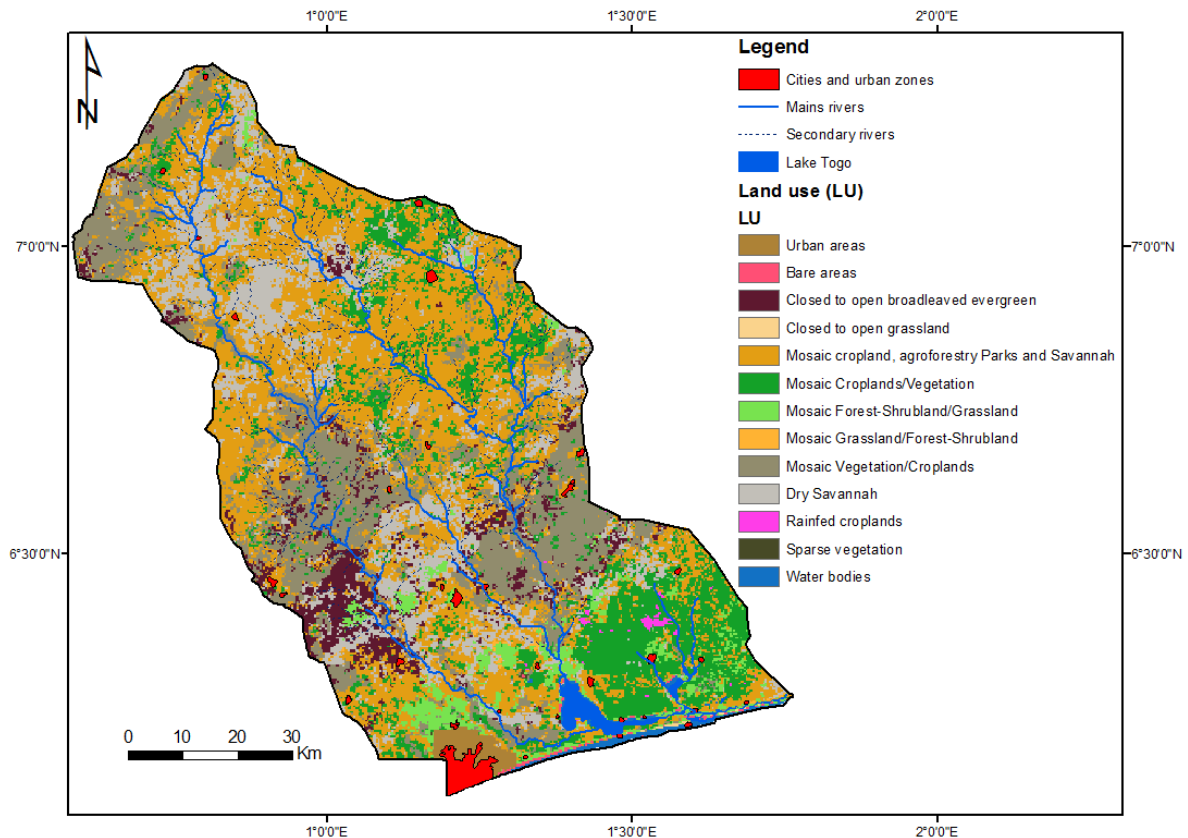


Figure 8 : Carte d'occupation des sols dans le bassin du Lac Togo

I.2.2.7. Erosion hydrique

L'érosion globale d'une région peut être exprimée par la quantité de matériaux exportés dans la zone. Au Togo, les effets de l'érosion des terres se manifestent à un niveau critique dans la région des Savanes située au Nord du Togo, l'Atakora et le Fazao, la zone de montagnes de la région des Plateaux et la région Maritime. L'érosion est à la base du problème d'envasement général que l'on observe dans la plupart des étendues continentales, notamment les lagunes qui sont les bassins hydrographiques de la région Maritime (MERF, 2012). Une étude expérimentale réalisée dans le BVLTL par Ahiekpor (2011) montre d'une part qu'environ 709,93 t/ha/an de sol est perdu en moyenne et d'autre part que les versants des rives de la rivière Zio et du lac Togo présentent des faibles taux d'érosion. Le BVLTL comparé à celui de l'Oti à une pente relativement faible variant entre 0,1 et 8,3% mais est sous l'influence de l'érosion et de ruissellement intense. En effet, une étude de la carte topographique du Sud-Togo montre l'existence des grands écarts entre les courbes de niveau ce qui impliquerait qu'il n'est pas besoin de forte pente pour déclencher l'érosion hydrique dans cette zone (FAO, 1994). Cette situation jumelée au déboisement de plus en plus intensifié pourrait donc entraîner une accélération de la dégradation des terres au cours de la prochaine décennie dans le BVLTL. Par

ailleurs, on observe dans le BFLT une forte dégradation et un appauvrissement des sols se traduisant notamment par une baisse de la productivité agricole, une accentuation de la désertification, une réduction de l'infiltration, une augmentation du ruissellement avec transport de sédiments dans les cours d'eau et les plans d'eau entraînant leur envasement.

I.2.3. Facteurs humains

L'histoire montre que le sud du Togo a été très tôt des pôles d'attraction des populations. La géographie explique en partie cette attractivité : les conditions climatiques et pédologiques, le relief, constitué par de grandes étendues planes (excepté la partie amont du bassin), les masses d'eau et les vallées limoneuses ont très tôt représenté des conditions favorables au développement du peuplement de l'agriculture et d'autres activités dont la pêche. Les axes fluvio-lagunaires ont favorisé la migration des populations de la civilisation Tado, berceau des Adja-Ewé, l'ethnie qui a peuplé le sud du Togo et du Bénin (Amoussou, 2010).

Le BFLT occupe à 18% la région des Plateaux et à 80% la région Maritime. Ce bassin abrite environ 50% de la population togolaise contre 20% dans la capitale Lomé. Aujourd'hui, la densité moyenne de la population togolaise (101 hbts/km², 4^{ème} recensement 2010) masque une répartition plus ou moins inégale entre le nord et le sud du pays. Dans le bassin versant du lac Togo, la population est très dense dans la capitale (8 342 hbts/km²) et, assez forte sur les plateaux (261 hbts/km²), alors qu'elle est faible dans l'extrême nord du bassin (75 hbts/km²). Ceci est lié à la présence des montagnes n'offrant pas de grands espaces culturels. La population du bassin est d'environ 2,5 millions d'habitants (estimation sur la base du 4^{ème} recensement 2010), avec un accroissement annuel de 2,58 % au Togo (2010). Cette croissance de la population, est caractéristique de l'Afrique de l'ouest. La majorité de cette population est d'origine Adja-Ewe, composée surtout des Ouatchi, Ewé, Mina, et Guin. S'ajoutent quelques communautés Fon (pêcheurs à l'est du bassin), Kotokoli et Aïzo, et des étrangers qui exercent souvent la profession de commerçant. Sur le plan religieux, les populations sont en majorité animistes, bien que le Christianisme et l'Islam soient en progression.

I.2.4. Les activités économiques du BFLT

1.2.4.1.L'agriculture : activité dominante et aux formes diverses

Au Togo, l'agriculture représente 40% dans le PIB du Togo (PNIASAN, 2017) avec une population active rurale de 1,49 millions contre 2,96 millions de population active selon la (FAO, 2014). Les terres cultivables disponibles sont estimées à 3,6 millions d'hectares dont la superficie réellement cultivée ne représente que 1,4 millions d'hectares soit environ 36% de la

superficie cultivable. De cette disponibilité, la superficie irriguée ne représente qu'environ 0,3% de la potentialité irrigable dont on estime à plus de 86 000 hectares de superficie disponible (Alaï, 2016). La région Maritime (partagée à 80 % par le BVLTL) abrite 19,4% de la population agricole en 2012 contre 26,9% en 1996. Quant à la région des Plateaux (partagé à 18% par le BVLTL), elle s'affiche comme la région drainant la plus forte proportion de la population agricole du pays, soit 31,4% en 2012 contre 29,7% en 1996.

L'agriculture pluviale est la plus pratiquée dans le bassin-versant: dès les premières pluies, les paysans installent des cultures dont le cycle permet la récolte avant l'hivernage. Au moment où les pluies s'établissent définitivement, on cultive généralement le riz dans les bas-fond et dépressions. À la fin de la saison des pluies, des jardins sont aménagés le long des cours d'eau et permettent la production de légumes. En effet, respectivement 4,4 % et 5 % des ménages agricoles dans les régions Maritime et Plateaux pratiquent l'irrigation. Les techniques culturales utilisées sont essentiellement traditionnelles.

D'une manière générale dans la région, on assiste à une dégradation avancée de la couverture végétale résultant de la pression démographique, des méthodes culturales (cultures extensives entraînant l'abattage d'arbres, le défrichement, etc.), de l'extension des cultures de rente, des feux de brousse, de la demande en produits ligneux et surtout en charbon de bois, des troubles sociopolitiques des années 1990 qui ont entraîné l'occupation des zones protégées. La dégradation de la couverture végétale est accentuée par les perturbations climatiques enregistrées ces dernières années (irrégularité des pluies, arrivée tardive, fin précoce, etc.).

Au nord du BVLTL (zone ouest de la région des plateaux), les cultures de rente (café, cacao et coton) sont plus développées. Cependant, la culture des céréales (mil et sorgho) et des tubercules (igname, manioc) est également répandue et elle représente une importante emblavure. Au sud du bassin, sur les plateaux et dans les vallées sèches, les populations cultivent des céréales et 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. Fréquemment, il s'agit d'association de cultures. Dans la région côtière du bassin, les cultures maraîchères se sont développées : *Solanum macrocarpum* (gboma), *Chorcorus olitorius* (crinrin), *Hibiscus esculentus* (gombo), les aubergines, les carottes, les oignons, les choux fleurs, les tomates, etc. Ce sont de petites parcelles de 1 à 2,5 hectares, voire 5 hectares par famille, qui nécessitent beaucoup d'entretiens et utilisent beaucoup de produits chimiques. Aujourd'hui, ces cultures, couplées avec le maïs, sont de plus en plus présentes le long des versants de la basse vallée. On observe également dans le sud du bassin, le développement de quelques projets agricoles

notamment le Projet d'Aménagement Rural des Terres Agricoles dans la zone de Mission tové (PARTAM) (600 ha) et Projet de Développement Rural de la plaine de Djagblé (PDRD) etc., pour le renforcement de la filière riz. On note également le développement des Zones d'Aménagement Agricole Planifiés (ZAAP) d'Akodessewa (100 ha) et de Gamélili (63 ha) pour l'intensification du riz et des produits vivriers.

1.2.4.2. La pêche : activité principale de la basse vallée

En dehors de l'agriculture, la pêche en eau douce, moins développée constitue également une seconde activité des populations des plaines inondables des rivières Haho, Zio, Boko et le système lagunaire. L'activité de pêche dans le système lagunaire est contrôlée par la passe étroite et peu profonde qui communique avec la mer à Aného et dont l'ouverture et la fermeture règlent le régime du système lagunaire. La remontée des masses d'eau, spécialement en période de basses eaux, entraîne la migration d'espèces marines dans le réseau lagunaire voire les rivières. Ainsi, en situation d'isolement du réseau lagunaire et lacustre, les captures de poissons connaissent une productivité ordinaire de 160 kg à l'hectare, avec les espèces de poissons suivantes : 50 % de tilapias (*Sarotherodon melanotheron*) et 14 % de poissons-chats (*chrysichthys maurus*), et un faible pourcentage de quelques autres espèces. Mais, après l'ouverture du cordon littoral sur la mer, la productivité des captures dans le lac monte à 400 kg à l'hectare, avec les principales espèces de poissons suivantes : 34,5 % de mulets (*Liza falcipinnis*), 21,2 % de caranges (*caranx hippos*), 10,9 % de crevettes (*panacus notiolis*), 9,1 % de tilapias (*Sarotherodon melanotheron*), 8,6 % de poissons-chats (*chrysichthys maurus*) et 4,7 % d'ethmalose (*Ethmalosa fimbriata*). Les tilapias et les poissons-chats n'arrivent plus alors qu'en troisième et quatrième positions. Par conséquent, en cas de fermeture de la mer, le réseau lagunaire connaît un arrêt des échanges des espèces halieutiques ainsi qu'une baisse de la salinité (FAO, 1995; Millet, 1986). La diversité des espèces diminue suite à la disparition des espèces marines au profit des espèces typiquement estuariennes. Suite à cette variabilité hydro-pluviométrique et à la pollution du système lagunaire, on observe d'une manière générale une baisse de la productivité halieutique. Ainsi toutes les techniques possibles, prohibées ou non, sont maintenant utilisées pour accroître les rendements (Amoussou, 2010). Plusieurs instruments de pêche sont donc utilisés, dont bon nombre sont des instruments prohibés (filet à petite maille, Gbagba-loulou, acadja, Gbodoègo, palangre, xa.) qui contribuent à l'appauvrissement des cours et plans d'eau en espèces halieutiques (Adjanohoun, 1999 ; Amoussou, 2003).

1.2.4.3. Les activités industrielles et minières

A l'heure actuelle, le Sud-Togo, comme la plupart des écosystèmes aquatiques côtiers, a attiré une grande majorité d'utilisateurs dans des domaines aussi variés que l'alimentation en eau (domestique, agricole et industrielle), la pêche, l'énergie ou les communications. La plupart de ces activités, susceptibles d'engendrer des pollutions, sont regroupées habituellement par rapport à leur mode d'entrée dans le milieu naturel. C'est ainsi que l'on distingue dans les zones côtière et portuaire situées en aval du système lagunaire, une grande majorité des industries (90%) et des services, regroupement de plusieurs dizaines d'activités industrielles. La plupart des rejets industriels dans cette zone sont drainés directement vers la mer sans aucun prétraitement pour la plupart. La pollution marine et côtière devient de plus en plus inquiétante. Cette pollution est très variée tant au niveau des sources de pollutions qu'au niveau des provenances et des polluants.

En dehors de cette zone, le versant du bassin regorge peu d'activités industrielles et minières parmi lesquelles on dénombre quelques-unes qui pourraient constituer des points noirs pour la pollution atmosphérique locale et régionale, Il s'agit de :

- L'usine d'extraction des phosphates de Hahotoe et de Kpogamé (photo 1 et 2), à ciel ouvert dans le sud Est du bassin et exploité depuis 1962. Le Togo est l'un des premiers producteurs mondiaux de phosphates (3^{ème} rang en Afrique subsaharienne). Les phosphates de cette zone sont très concentrés en éléments traces tels que le Cd, le Cr, le Cu, le Ni, le Zn le Pb, et le Zr (Gnandi, 2009).



Photo 2 : Chargement du phosphate (Ouro-Sama, 2019)



Photo 1 : Carrière de Kpaogamé (Ouro-Sama, 2019)

- L'usine de traitement du phosphate à Kpémé produit d'énormes quantités de déchets qui sont directement rejetés dans l'environnement sans traitement préalable. Ces déchets sont

de trois types : des déchets solides riches en particules grossières (Photo 3), des déchets liquides boueux riches en particules fines (Photo 4), des gaz et des poussières de phosphate rejetés par les cheminées (Photo 5) et la mauvaise gestion des huiles de vidanges des camions (Photo 6). Le traitement des phosphates se fait par des procédés purement mécaniques permettant d'éliminer les impuretés. Les particules grossières (1 à 3 mm) sont éliminées par criblage et les particules fines ($< 45 \mu\text{m}$) le sont par hydrocyclonage à l'aide de l'eau de mer pompée à 400 m du rivage. Le produit débarrassé de sa gangue argileuse est rincé avec de l'eau douce et déshydraté dans des fours électriques à haute température atteignant 1000°C , afin d'avoir une teneur en eau inférieure à 2 %. Les oxydes de fer sont éliminés au moyen d'un séparateur magnétique à haute intensité. Ce traitement conduit à un produit fini hautement concentré en P_2O_5 où le phosphate tricalcique est supérieur à 78% (OTP, 1985 ; Gnandi, 1998 ; Ouro-Sama, 2019).



Photo 3 : Déchets solides déversés sur la plage à Kpémé (Ouro-Sama, 2019)



Photo 4 : Déchets boueux déversé dans la mer à Kpémé (Ouro-Sama, 2019)



Photo 6 : Rejets des gazs et poussières à l'usine (Ouro-Sama, 2019)



Photo 5 : Mauvaise gestion des huiles des camions (Ouro-sama, 2019)

- Les cimenteries togolaises pour la production du ciment (clinker) de Tabligbo (Wacem Tabligbo à environ 74 kilomètres au Nord-Est de Lomé) et de Dalavé (Diamond). Les

retombées atmosphériques ((et en particulier poussières de silice) de ces cimenteries ne sont pas sans conséquence sur l'environnement.

- L'usine de lavage et vente de gravier à Togblékopé (Photo 7): l'activité principale dans cette zone consiste à laver puis exposer pour la vente les graviers achetés dans les parties amont du bassin. L'enjeu principal de cette activité est le rejet direct dans la rivière Zio d'une eau chargée de particules solides entraînant un envahissement ou encombrement local de la rivière Zio (Avumadi, 2011).



Photo 7 : Quelques photos des rejets entraînés par les micro-postes de lavage de gravier à la station Z3 (Togblékopé)

1.2.4.4. Les autres activités à risque dans le BVL

Les ressources en eau du bassin-versant du lac Togo comme celui du Mono 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 et caprins) qui se pratique sur l'ensemble du bassin à petite échelle. Le déplacement des éleveurs Peulhs (nomade) avec leurs troupeaux constitue en effet un facteur de dégradation des écosystèmes. Pour Fournier (1975), l'élevage entraîne la production de 900 000 m³/an de fumier dilué, ce déplacement non contrôlé est polluant tant pour le sol que pour l'eau et la divagation des troupeaux constitue une atteinte au couvert végétal.

I.2.5. Etat des ressources hydriques du bassin versant du lac Togo

Bien que le pays ne dispose pas de statistiques sur la qualité des eaux de surface, on constate leur dégradation de façon alarmante. Cette dégradation est liée selon les données du ministère en charge de l'eau et de l'assainissement (PANGIRE, 2010):

- à l'insuffisance dans l'observation des règles d'hygiène dans les établissements humains où les eaux sont principalement polluées par la défécation anarchique même aux abords des points d'eau et à la mauvaise gestion des ordures ménagères et des eaux de pluie ;
- aux activités industrielles qui génèrent des effluents bruts déversés dans les cours d'eau;
- aux activités de la pêche par l'utilisation de pesticides naturels et de synthèse ainsi que d'explosifs ;
- aux activités d'élevage, à l'abreuvement et à la pâture des animaux qui divagent dans les lits des cours d'eau en période d'étiage ;
- aux activités agricoles par l'utilisation des engrais et des pesticides qui, lessivés par les eaux courantes se retrouvent dans les cours d'eau ;

La situation est des plus alarmantes pour les cours d'eau qui drainent le grand bassin cotonnier qui reçoit la plus grande partie des engrais et pesticides importés au Togo. Le même document spécifie que le système lagunaire comprenant les deux lagunes de Lomé, le lac Togo et le lac Zowla est eutrophe et nécessite aujourd'hui d'importants investissements d'assainissement (PANGIRE, 2010). La hiérarchisation des problèmes liés aux ressources en eau par bassin au Togo, informe que les problèmes classés de très importants dans le bassin de Lac Togo sont très nombreux et plus diversifiés que dans les deux autres grands bassins du pays. D'où l'intérêt d'une étude plus détaillée sur ce bassin versant. En l'absence de système de protection pour la sauvegarde des ressources naturelles, les ressources hydriques sont exposées aux infiltrations d'eaux issues de l'agriculture intensive, des effluents industriels et urbains non traités, mais aussi par les apports par ruissellement. Par ailleurs, l'absence de schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) sur le territoire, de même que l'inexistence d'une station de traitement des eaux usées entraînerait une mauvaise connaissance et gestion des ressources. Ce qui peut être la cause de certains conflits (cas de Togblékopé entre les usagers et les riziculteurs en amont en période d'étiage de 2015 et 2016).

Par ailleurs, un plan d'aménagement et de gestion de l'eau du BVL T vient être élaboré au cours de l'année 2019 par la GIZ.

1.2.5.1. Gestion des eaux usées

Le problème des eaux usées est d'une importance capitale au Togo comme dans les autres pays de l'Afrique de l'Ouest où les systèmes d'assainissement sont quasi inexistant. Dans le BVL, seule la ville de Lomé possède un réseau embryonnaire d'assainissement, mais très ancien. Dans le meilleur des cas, l'assainissement s'effectue au moyen de latrines ou de fosses septiques (fosses à fond perdu) reliées à des puits perdus. Mais, les eaux usées sont le plus souvent évacuées à même la rue. En dehors de Lomé qui possède un réseau d'adduction d'eau potable, un réseau embryonnaire de caniveaux à ciel ouvert pour l'évacuation des eaux usées et pluviales, les autres villes du BVL ne possèdent d'aucun système de traitement des eaux usées. Plus de six ménages sur dix (67,5%) déversent directement les eaux usées dans la nature (QUIBB, 2015). Dans les villes, villages ou quartiers, sans réseaux, les eaux usées restent stagnantes, s'infiltrant dans le sol, ou rejoignent directement les rivières par lessivage lors de la saison des pluies. L'évacuation des boues de vidange se fait dans la nature sans traitement préalable dans le lit du fleuve Zio. En outre, la brasserie de Lomé rejette dans le Zio chaque année, près de 300 000 m³ d'eaux usées mal traités (discussion orale avec M. Gnanidi).

1.2.5.2. Gestion des ordures

Les ordures ménagères constituent également un véritable problème. Compte tenu du mode de collecte et de stockage des déchets ménagers au Togo à savoir le ramassage en vrac sans tri préalable, les ordures ménagères constituent une source non négligeable en éléments métalliques parmi lesquels se trouvent les plus toxiques (mercure, plomb, cadmium). Ces toxiques proviennent des piles, les batteries, les vieilles carrosseries, des produits chimiques divers et autres matériaux abandonnés sur les décharges. Ainsi, à la suite d'un événement pluvieux, le lessivage de ces ordures composées seront entraînés vers les cours d'eau et puits pouvant contenir de fortes teneurs en ammoniacale résultant de la fermentation, des pesticides et éléments traces.

En matière de gestion des ordures ménagères, 39,8 % des ménages togolais jettent les ordures dans la nature et 24,9% sur les dépotoirs sauvages (QUIBB, 2015) d'autres encore dans les caniveaux, contribuant ainsi à leur obstruction et aux inondations en cas de fortes pluies. Ils ne sont que 5,8 % et 22,1 % à recourir respectivement aux dépotoirs autorisés et à l'enlèvement de porte en porte des ordures ménagères. Selon les mêmes enquêtes, et le taux de couverture d'enlèvement des ordures ménagères dans la ville de Lomé est estimé à 71,6% en 2015 et reste bien en deçà des ambitions fixées (76%).

En ce qui concerne la gestion des déchets biomédicaux et spéciaux, les risques de contamination de maladies sont élevés pour la plupart des établissements sanitaires qu'ils soient privés ou publics. En effet, depuis la collecte jusqu'au traitement, le personnel sanitaire n'est pas suffisamment sensibilisé, le matériel de collecte et de traitement est soit insuffisant, soit vétuste, soit parfois inadapté. Le danger est donc permanent, déjà pour l'environnement, les sols sur lesquels ces déchets sont déposés, mais aussi pour ceux qui les manipulent sans protections tels que les collecteurs d'ordures qui ne sont pas sensibilisés sur les dangers encourus.

Vu que dans les pays en voie de développement, les robinets d'eau potable sont rares, notamment dans les villages et les bidonvilles, ces cours d'eau mal protégés comme le cas de Zio et Haho, représenteraient les endroits d'alimentation en eau de consommation et de baignade pour les populations riveraines. Toute contamination de ces milieux peut donc avoir une action immédiate ou différée sur les populations qui y vivent, avec pour conséquences des infections parfois sévères telles que les fièvres typhoïde et paratyphoïde (dues essentiellement aux Salmonella), la dysenterie bacillaire (due aux Shigella), la diarrhée (due aux Escherichia coli pathogènes), pour ne citer que celles-là.

1.2.5.3. Les rejets directs dans les rivières

On peut également citer parmi les sources ponctuelles de pollution les rejets directs de nature accidentelle ou volontaire dans les fleuves. C'est, par exemple, le cas des produits toxiques solubles, servant à faciliter la capture des poissons par certains pêcheurs. On peut également citer la pollution due à l'utilisation des engrais et pesticides dans les périmètres agricoles aux abords et/ou dans les lits mineurs des fleuves. Des pollutions accidentelles subviennent également en raison d'un mauvais stockage de produits phytosanitaires dans les zones cotonnières. Il existe également des ruissellements directs issus de l'utilisation des savons, des produits vaisselle et lessives (détergents) par la population locale.

I.2.6. Pollution organique et inorganique au sud du Togo

I.2.6.1. Cas des éléments traces

Comme notifié plus haut, l'exploitation des phosphates de Hahotoe et de Kpogamé concentré en ET, est une source de pollution en ET dans la région. Plusieurs études ont été menées dans cette région pour évaluer l'impact de l'exploitation des phosphates sur les écosystèmes surtout en ce qui concerne les rejets des effluents chargés en ET dans la zone côtière. Ainsi, des études sur la pollution des eaux de surface, des sols, des produits agricoles et des sédiments par ces éléments traces (Gnandi 2005 ; Gnandi *et al.*, 2009 ; Gnandi *et al.*, 2002 ; Gnandi et Tobschall, 2002 ; Bodjock, 2003 ; Aduayi-Akue, 2010, Tozo *et al.*, 1999) de même que sur leur bioaccumulation dans les espèces animales aquatiques (Abbé, 2004 ; Gnandi *et al.*, 2006) ont été abordées. Pour l'heure, la plupart de ces travaux ont pour zone d'étude les sites d'exploitation ou le littoral ou le lac Togo et elles sont basées sur une analyse comparative des concentrations par rapport à celle obtenues dans les échantillons de phosphates prélevés sur les sites d'exploitation. Toutefois, une étude comparative entre la concentration en ET dans les sols situés aux environs du site d'exploitation de Hahotoe, les sédiments du fleuve Haho et du lac Togo a été abordée par Gnandi en 1998. Cette étude a permis de montrer que les concentrations des éléments traces dans les sédiments de Haho varient entre 48 et 3000 µg/kg pour le Cd, 36 et 348 mg/kg pour le Cr, 21 et 53 mg/kg pour le Cu, 25 et 249 mg/kg pour le Ni, 41 et 75 mg/kg pour le Pb, 22 et 89 mg/kg pour le V, 32 et 73 mg/kg pour le Zn, 82 et 433 mg/kg pour le Sr et entre 99 et 352 mg/kg pour le Zr. Les teneurs maximales du Cd ont été rencontrées du côté amont du fleuve Haho, alors que les concentrations des autres éléments traces augmentent en allant vers l'aval. Par contre dans les sédiments du lac Togo les concentrations varient de 30 à 460 µg/kg pour le Cd, 147 à 217 mg/kg pour le Cr, 27 à 74 mg/kg pour le Cu, 89 à 139 mg/kg pour le Ni, 57 à 91 mg/kg pour le Pb, 10 à 31 mg/kg pour le V, 61 à 180 mg/kg pour le Sr et de 78 à 222 mg/kg pour le Zr. Les degrés de pollution des sédiments du fleuve Haho et du lac Togo sont très inférieurs à ceux du milieu côtier marin et des sols analysés. Dans tous les sédiments analysés, les concentrations des métaux ont une grande dépendance vis à vis de la granulométrie du sédiment. Les teneurs en Cd augmentent lorsque la taille du grain augmente, alors que celles des autres éléments augmentent lorsqu'on évolue vers la fraction fine argileuse (Gnandi, 1998).

I.2.6.2. Cas des pesticides

Au Togo, comme ailleurs en Afrique, les produits phytosanitaires ont été introduits, à partir de l'époque coloniale, principalement pour la protection des cultures de rente destinées à la métropole. Ainsi, des insecticides organochlorés dits « de première génération » comme aldrine,

endrine, DDT, dieldrine, heptachlore, lindane, entre autres ont été massivement utilisés dans la lutte chimique contre les ravageurs du caféier, du cacaoyer et du cotonnier (Oloude *et al.* 1995; Kolani *et al.*, 2003, Mawussi, 2008). Depuis les années 1970, le Togo a arrêté l'homologation de la plupart des pesticides organochlorés pour se conformer notamment aux recommandations de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Toutefois, certains pesticides classés aujourd'hui au plan international parmi les substances toxiques persistants sont utilisés contre les ravageurs. En effet, dans une étude diagnostique des pesticides utilisés sur le périmètre irrigué dans la basse vallée de Zio. Alaï en 2016, a identifié sur 47 formulations de pesticides chimiques de synthèse utilisés sur le périmètre rizicole pour la gestion des ravageurs et adventices, 13% ont été homologués contre 87% classés non homologués par le comité des produits phytopharmaceutiques au Togo (CPP). Parmi ces toxiques se trouvent le Carbodan et le Diafuran 5G de la famille chimique des Carbamates. Le cypercal, le DDT, le cydim, l'ivory, Endrine, etc., considérés comme des pesticides très rémanents pour la protection des cultures, sont également identifiés et utilisés. Les risques de l'environnement sont souvent ignorés ou minorés. Les emballages ne sont jamais recyclés ni retournés aux distributeurs, ils sont plutôt réutilisés par les producteurs peu intrus et rarement formés sur les bonnes pratiques d'utilisation des pesticides Doumbia et Kwadjo (2009) ; Sougnabe *et al.*, (2009) ; et Thiam et Sagna (2009) ; Kanda *et al.*, (2013) ; Alaï (2016).

Conclusion partielle

Le bilan de cette étude bibliographique nous a permis de comprendre que les substances polluantes peuvent affecter la population ainsi que la composition chimique et biologique de l'écosystème aquatique. Dans certaines conditions, elles peuvent être entraînées dans la colonne d'eau et se voir piégées dans les sédiments de rivière. Ce phénomène constitue une barrière à l'auto amélioration ou l'autoépuration de la rivière. Or, l'interface de la colonne eau-sédiment joue un rôle primordial dans la distribution des substances chimiques naturellement présentes. L'accumulation des polluants dans les sédiments de fond des systèmes aquatiques et le piégeage, même temporaire, de ces substances dans ces sédiments sont l'un des facteurs les plus importants dans la régulation de la concentration en polluants dans les systèmes aquatiques. L'état de la connaissance du BVLTL nous indique le rôle stratégique important de ce bassin dans l'économie du Togo. Les cours d'eau du bassin font face à diverses sources de substances polluantes. Selon le mode d'occupation de sol, la géologie, la pédologie ou encore l'intensité des activités anthropiques, les impacts de ces substances sur les eaux et les sédiments ne seront pas les mêmes.

CHAPITRE II

SITES D'ECHANTILLONNAGE ET METHODES D'ETUDE

Introduction

Les travaux de cette thèse sont divisés en deux grandes parties : une partie terrain et une partie expérimentale. Les matériels et méthodes correspondant à ces deux parties seront présentés dans ce chapitre. Pour ce faire, nous allons (i) décrire le réseau d'échantillonnage ; (ii) présenter les différents techniques de prélèvement des échantillons de l'eau, matières en suspension (MES) et sédiment ; (iii) et présenter les méthodes de calcul des flux de matières.

II.1. DESCRIPTION DU RESEAU D'ECHANTILLONNAGE

Rappelons que le Lac Togo étant situé entre le site d'extraction des phosphates et l'usine de traitement, il reçoit les apports issus du lessivage des sites d'extraction et de traitement, les dépôts atmosphériques des poussières de phosphates, la charge polluante des effluents de phosphates déversés dans l'océan par intrusion en période d'étiage à travers l'embouchure lagunaire à Aného. En outre, il reçoit les apports des rivières Zio et Haho après avoir traversé et lessivé les sols agricoles et urbains (Ouro-Sama, 2019). De ce fait, pour déterminer les apports fluviaux (Zio et Haho) dissous et particuliers au Lac Togo, un certain nombre de critères ont guidé le choix des sites de prélèvements pour les eaux de surfaces, les matières en suspension et les sédiments de fond. Il s'agit notamment de (i) la représentativité et la bonne distribution spatiale des stations hydrologiques de chaque sous bassin; (ii) la prise en compte de l'évolution amont-aval sur chaque cours d'eau considéré; (iii) la disponibilité des données de débits aux stations de sortie des rivières.

Au final, deux sous bassins ont été sélectionnés pour cette étude : le sous bassin versant de la rivière Zio et celui de la rivière Haho pour la simple raison qu'elles alimentent le Lac Togo à 85% d'eau douce et respectent les critères sus définis.

Sur chacun des deux bassins, des stations ont été positionnées sur les différents cours d'eau pour prendre en compte l'évolution amont-aval (Tableau 1 et Figure 9) : 5 stations dans le sous

bassin de Zio, 3 stations dans le sous bassin de Haho pour les échantillonnages d'eau de surface et de sédiment. Pour les échantillonnages de la matière en suspension, une station a été sélectionnée respectivement à l'exutoire des rivières Zio (Togblékopé-Z3) et Haho (Hahotoe-H2). La numérotation de chaque rivière est faite de l'embouchure à la source. Ainsi, les stations d'échantillonnage de la rivière Zio ont été numérotées de l'aval en amont de Z1 à Z5 et celles de Haho de H1 à H3.

Quant au lac proprement dit (Tableau 1 et Figure 10), huit (8) stations ont été considérées pour les échantillons d'eau de surface (L1 à L8) et la station L3 pour les sédiments de fond.

Tableau 1 : Caractéristiques des stations de prélèvements ID = indice de numérotation de la station (Z pour le Zio ; H pour le Haho et L pour le lac)

N°	Cours d'eau	Localités	ID	Longitude (degré)	Latitude (degré)	Altitude (m)
1		Amédéhouvé	Z1	1,4007	6,2130	3
2		Djagblé	Z2	1,2563	6,2278	9
3	Zio	Togblékopé	Z3	1,2122	6,2838	23
4		Kpédji	Z4	1,0465	6,2689	53
5		Kati	Z5	0,4935	6,5278	153
6		Dékpo	H1	1,3849	6,2806	6
7	Haho	Hahotoe (Akodessewa)	H2	1,3818	6,3295	14
8		Gati	H3	1,3378	6,5070	37
9		Kpessi	L1	1,4505	6,2166	6
10		Agbodrafo	L2	1,4801	6,2147	7
11		Togoville	L3	1,4825	6,2292	10
12	Lac	Ekpui	L4	1,4452	6,2514	10
13		Sevagan	L5	1,4132	6,2893	11
14		Abobo	L6	1,3870	6,2362	7
15		Zone centrale 1	L7	1,4054	6,2564	9
16		Zone centrale 2	L8	1,4207	6,2437	10

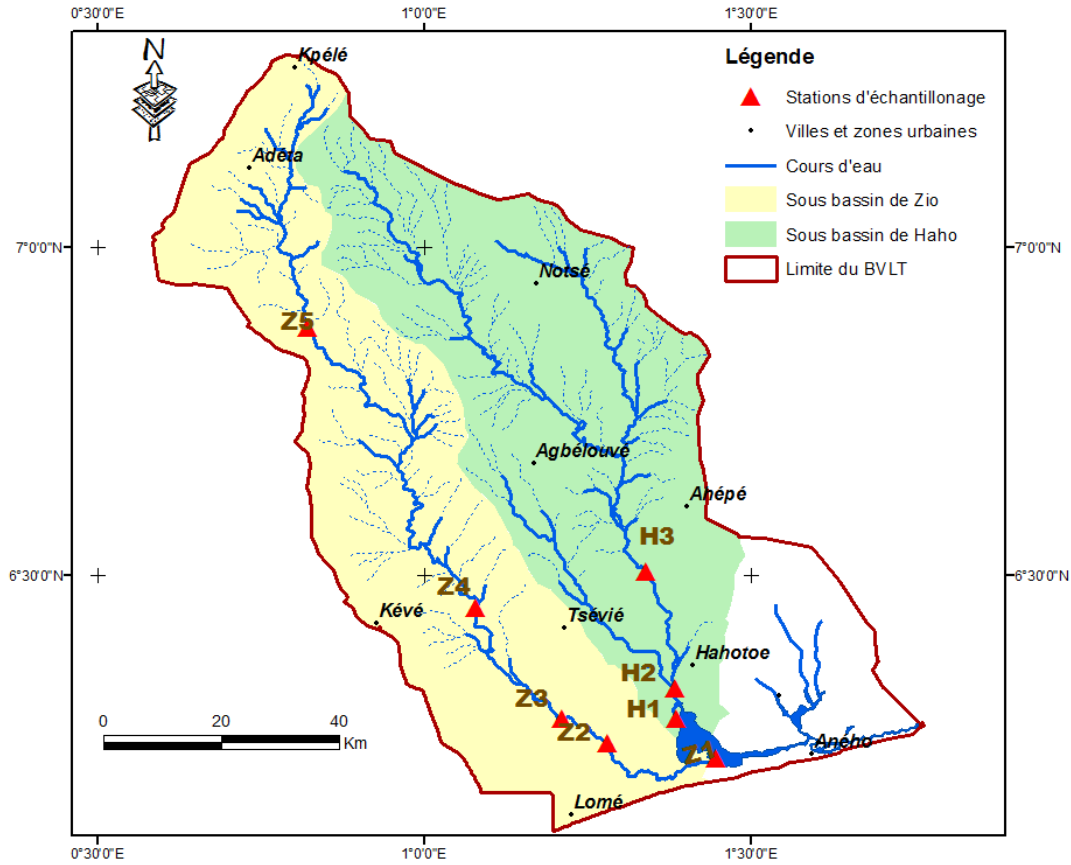


Figure 9 : Positionnement des stations d'échantillonnage dans les sous bassins versants de Zio et de Haho

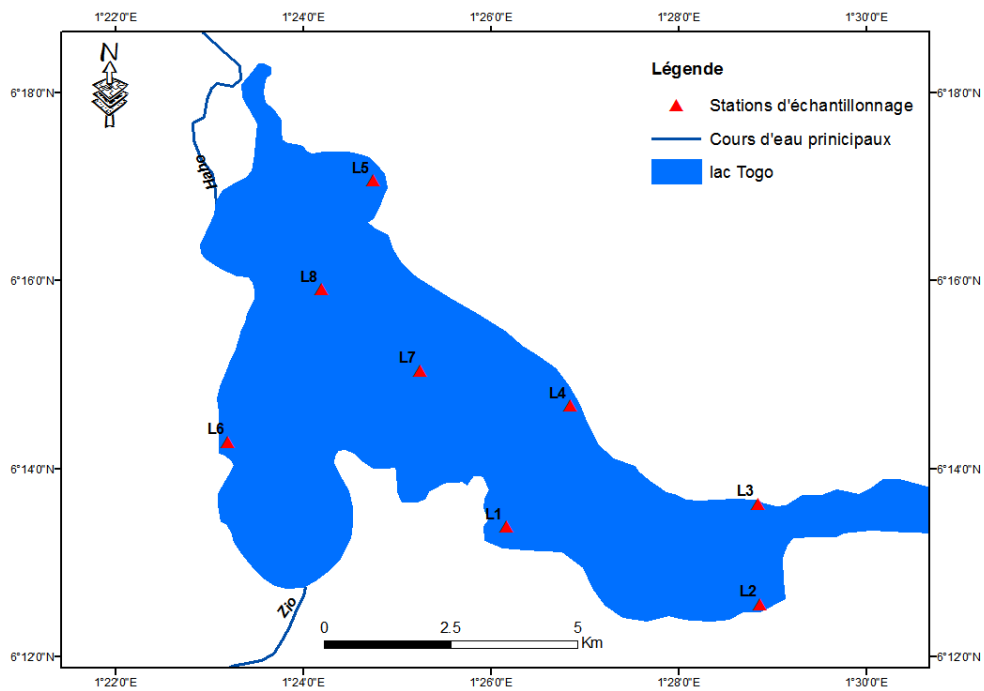


Figure 10 : Positionnement des stations d'échantillonnage dans le Lac Togo

II.2. ANALYSES DES EAUX DE SURFACE

II.2.1. Echantillonnage, prétraitement et conservation des eaux

Les eaux brutes ont été prélevées au niveau des stations Z5, Z4, Z2, Z1, H3 et H1 quatre (4) fois entre août 2015 à août 2016, au cours des petite et grande saisons sèches (mars et août 2016) et des petite et grande saisons pluvieuses (octobre 2015 et juin 2016). Les eaux des stations Z3 et H2 considérés comme exutoires respectifs des rivières Zio et Haho à cause de la disponibilité des données de débits pour le calcul du flux, ont été échantillonnées à des intervalles plus ou moins hebdomadaires et bihebdomadaires durant les mois d'octobre 2015, juin, juillet et août 2016. Pendant cette période, 40 échantillons d'eau de Zio, 35 dans le Haho et 30 dans le lac ont été prélevés sur la période d'août 2015 à août 2016.

Les prélèvements d'échantillons d'eaux de surface ont été effectués dans des conditions favorables. En règle générale, les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un seau à partir d'un pont qui correspond très souvent aux stations hydrologiques (Z5, Z4, Z3, H3, H2) ce qui évite de descendre dans la rivière et de troubler l'eau, car la représentativité de colonne d'eau pourrait être influencée. Quand aux stations Z2, Z1 et H1, les prélèvements d'eau ont été possibles à l'aide d'un seau via les pirogues. L'eau recueillie est ensuite versée dans des bidons en polyéthylène de 1,5 litre préalablement rincés à l'eau de la rivière. Ceux-ci sont soigneusement fermés et conservés au frais sur le terrain dans une glacière, puis au laboratoire dans un réfrigérateur jusqu'à la phase de filtration.

Une fois les échantillons filtrés au laboratoire à travers un filtre en acétate de cellulose de porosité 0,45 μm , ils sont ensuite stockés différemment selon les paramètres à mesurer. Les échantillons d'eau filtrée sont conditionnés dans deux flacons de 250 ml en polyéthylène : l'un est acidifié par 1 ml d'acide nitrique supra pur pour les analyses de cations, des ET et le COD et l'autre, non acidifié pour analyser les anions et l'alcalinité.

II.2.2. Mesure des variables physico-chimiques sur le terrain

Certains paramètres physico-chimiques (pH, température et conductivité) des cours d'eau ont été mesurés directement sur le terrain. Afin d'éviter une modification significative de ces paramètres due aux échanges éventuels à l'interface eau-atmosphère, ces mesures sont faites sitôt l'échantillon prélevé. Le conductimètre associé à une sonde de conductivité modèle WTW TetraCon 325 a permis de mesurer la conductivité et la température. Le pH mètre portable WTW Multi 197i étanche équipé d'une électrode de type SenTix 41 – 3 combinée a servi pour la détermination du pH. Pour l'étalonnage du pH-mètre, deux étalons (4 et 10) ont servi à

calibrer l'appareil, Pour la conductivité, la calibration s'effectue avec une solution étalon de $1278 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

II.2.3. Méthodes analytiques au laboratoire

II.2.3.1. Dosage des anions et cations

Pour le dosage des anions et des cations, cette étude a opté pour la chromatographie ionique en phase liquide à haute performance HPIL (High Pressure Liquid Chromatography) Dionex (ICS-5000+ pour anions et DX-120 pour cations) munie d'une colonne d'analyse (AS11-HC pour les anions et CS16 pour les cations) et d'un passeur automatique AS40 du laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (UMR 5245 CNRS-UPS-INPT). Les concentrations en cations (sodium (Na^+), ammonium (NH_4^+), potassium (K^+), magnésium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+})) et en anions (fluorures (F^-), chlorures (Cl^-), bromures (Br^-), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), orthophosphates (HPO_4^{2-}), et sulfates (SO_4^{2-}) ont donc été déterminées par HPIC (High Pressure Ion Chromatography). Le principe du dosage de ces éléments avec ces appareils dépend de la capacité de rétention de la colonne d'échange d'ions :

- les anions retenus sur la colonne AS11-HC sont élués avec KOH. Les temps de rétention de ces éléments sont caractéristiques pour chaque anion et la surface des pics est proportionnelle à la concentration ;
- les cations retenus sur la colonne CS16 sont élués par MSA (Acide Méthane Sulfonique). Les temps de rétention de ces éléments sont caractéristiques pour chaque cation et la surface des pics est proportionnelle à la concentration.

Le passage d'un échantillon de matériel de référence (CRM) dans chaque série d'analyse permet de vérifier la qualité des mesures. Les limites de détection (LOD, défini comme égal à 3 fois le bruit de fond) et de quantification (LOQ, défini comme égal à 10 fois le bruit de fond) varient selon l'espèce chimique considérée et dépendent beaucoup de la matrice analysée et de son traitement depuis le prélèvement jusqu'au laboratoire. Pour plus de sécurité, nous avons choisi une limite de quantification qui correspond au seuil de la mesure du plus petit étalon de la gamme suivant la méthode de référence :

- NF EN ISO 10304-1 (juillet 1995), pour les anions ;
- AFNOR NF EN ISO 14911 (octobre 1999), pour les cations.

Les limites de quantification sont de $0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Mg^{2+} ; $0,25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour Br^- , Na^+ , K^+ ; $0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le NO_2^- ; $0,025 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour NH_4^+ , PO_4^{2-} ; et $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour le Ca^{2+} .

II.2.3.2. Alcalinité

Dans l'eau, l'alcalinité est principalement liée à la présence d'ions carbonates (CO_3^{2-}) et hydrogénocarbonates (HCO_3^-). Mais compte tenu du pH des eaux étudiées, l'espèce principale est HCO_3^- (Schulte et *al.*, 2011). Elle complète l'information donnée par le pH de l'eau et donne une idée de la capacité tampon de l'eau et donc, de sa capacité à neutraliser des protons. L'alcalinité des échantillons d'eau a été mesurée par titrage à l'acide chlorhydrique à l'aide d'un titreur automatique (Titrino DMS 716, Metrohm). Deux titrages, l'un avec du HCL = 0,02 mol.L⁻¹, et l'autre HCL=0,01 mol.L⁻¹ ont été nécessaires pour mesurer respectivement les alcalinités supérieures à 2 meq.L⁻¹ et celles inférieures à 2 meq.L⁻¹.

II.2.3.3. Carbone organique dissous (COD)

Le carbone organique dissous a été mesuré avec un analyseur Shimadzu, modèle TOC-5000A par oxydation thermique et détection infrarouge, couplé à un passeur Shimadzu modèle ASI-5000A. Le principe de la mesure repose sur une combustion catalytique de l'échantillon à 680°C sur un catalyseur au platine, après filtration et acidification avec HCL (6N), pour dégazer sous forme de CO₂ le carbone minéral. L'échantillon est prélevé de façon automatique par une seringue en verre. Cette dernière injecte l'échantillon dans le tube à combustion rempli du catalyseur d'oxydation où le COD de l'échantillon est brûlé et décomposé en CO₂, mesuré par un détecteur à infrarouge non dispersif générant un pic dont la surface est proportionnelle à la teneur en carbone organique. Chaque valeur retenue est une moyenne de deux mesures consécutives qui permettent d'apprécier l'erreur analytique. Celle-ci est considérée bonne si la différence est inférieure à 10%. La limite de quantification est de 0,4 mg.L⁻¹.

II.2.3.4. L'analyse des ET et de la silice dans la phase dissoute

Pour déterminer la concentration des ET et la silice dans la phase dissoute, 10 ml d'eau filtrée et acidifiée ont été analysés par spectrométrie d'émission optique couplée à un plasma inductif (ICP-OES) à EcoLab et spectrométrie de masse (Thermo Elemental X7 à filtre quadripolaire) couplée aussi à un plasma inductif (ICP-MS) par spectromètre à l'observatoire Midi-Pyrénées (OMP) de l'Université de Toulouse. Avant tout dosage d'éléments traces à l'ICP-MS, quelques gouttes de standard interne (Indium/Rhénium) sont ajoutées aux échantillons pour s'affranchir des effets de matrice (baisse de la qualité du signal) et des dérives temporelles liées à la machine.

II.3. MESURES DES DEBITS ET DES CONCENTRATIONS EN MATIERES EN SUSPENSION

II.3.1. Mesure des débits

La détermination des flux entrants dans le lac via les tributaires Zio et Haho nécessite la connaissance des débits aux stations exutoires. Malheureusement, les données collectées pour le bassin versant du lac Togo, au niveau du service hydrologique du Ministère en charge de l'eau, sont discontinues et leur nombre est insuffisant. En effet, après le départ de l'ORSTOM en 1987, les données hydrologiques dans le BVLT ne sont plus enregistrées faute d'équipements et outils adaptés. Ainsi, dans le cadre de cette étude, deux sondes multi paramètres (Photo 8&9) ont été acquises grâce au financement du projet européen MAGNIFIC. Ceci a permis de collecter les informations journalières de température, de conductivité et de la hauteur d'eau aux exutoires des cours d'eau notamment aux stations de Togblékopé (Z3) pour le Zio et de Hahotoe (H2) pour le Haho.

Les hauteurs d'eau relevées à la sortie des tributaires a permis de combler le déficit d'information au niveau des stations. Ainsi, elles ont permis de déterminer les débits des rivières grâce aux courbes de tarage reconstituées grâce aux débits ponctuels déterminés par le service hydrologique. Les données des hauteurs d'eau sur les tributaires ont été transmises aux hydrologues du Ministère en charge de l'eau du Togo qui ont procédé à la détermination des débits sur toute la période de l'étude qui va d'oct 2015 à août 2016.

A cause de l'inexistence de la courbe de tarage à Hahotoe, les hauteurs d'eau enregistrées transmises ont été traitées en débit grâce à la courbe de tarage de Gati (station amont de Hahotoe), corrigée avec les débits ponctuels enregistrés par le service hydrologique à la station de Hahotoe.

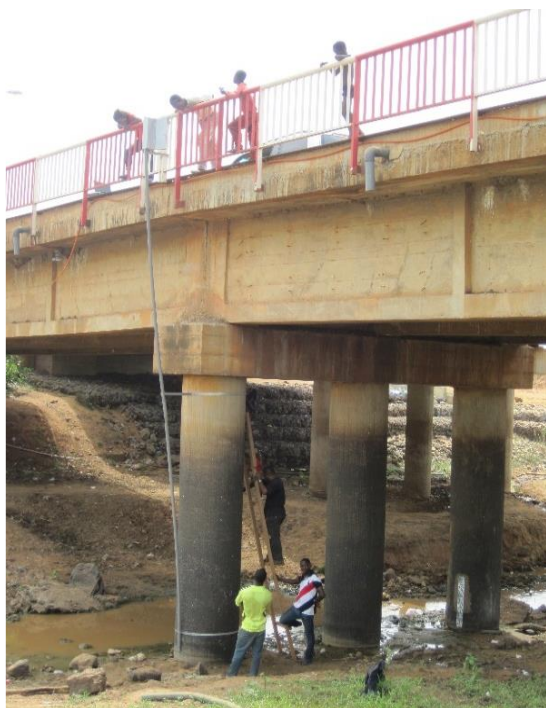


Photo 8 : Sonde en cours d'installation à Togblékopé(Z3)



Photo 9: Sonde installée à Hahotoe (H2)

II.3.2. Mesure des concentrations en matières en suspension (MES)

La mesure des concentrations en MES est obtenue directement à partir de la filtration d'échantillons d'eau prélevés dans le cours d'eau. L'échantillon est filtré sur un filtre en acétate de cellulose de porosité 0,45 µm avec un équipement de filtration manuelle. Le filtre pré-pesé est ensuite séché à l'étuve à 45°C pendant 2 à 3 jours et pesé à nouveau. La masse du résidu retenu sur le filtre est déterminée par différence entre les deux pesées (avant et après filtration).

La concentration des MES est donc obtenue par la formule suivante :

$$[MES] = (M_1 - M_0) / V * 1000 \quad \text{Équation 4}$$

[MES] est la concentration en matière en suspension en milligrammes par litre (mg.L⁻¹); M₁ est la masse du filtre après filtration, en milligrammes (mg); M₀ est la masse du filtre avant filtration, en milligrammes (mg); V est le volume de l'échantillon, en millilitres (ml).

II.3.3. Caractérisation de la qualité des matières en suspension

Pour déterminer la qualité des MES à l'exutoire des rivières Zio et Haho, 20 L d'eau brute ont été prélevés dans un bidon en polyéthylène. Après une semaine de décantation, le surnageant (eau claire) a été extrait par siphonage grâce à un tuyau. La matière en suspension décantée a été récupérée dans des bols en plastique et mis à l'étude à 45°C pour séchage. Une fois séchée, les MES sont pesées afin de déterminer la quantité de MES transportée dans 20 L d'eau des rivières.

Le résidu de MES obtenu a subi la même série d'analyse physico-chimique que les sédiments de fond prélevés. Les différentes méthodes sont décrites au point II.4 ci-dessous.

II.4. ANALYSE DES SEDIMENTS DE FOND

II.4.1. Echantillonnage, prétraitement et conservation des sédiments

Les campagnes d'échantillonnage ont eu lieu pendant les saisons sèche (février 2015) et pluvieuse (octobre 2015) au niveau de tous les sites des rivières et à la station L3 du lac. Un prélèvement a été réalisé pendant le mois d'octobre 2015, en amont du sous bassin de Haho dans le ruisseau Médjé pour servir de référence. Pendant les deux saisons, 16 échantillons de sédiments de surface dans les rivières et 2 échantillons à L3 dans le lac ont été prélevés.

Les prélèvements de sédiments sont réalisés à l'aide de bols en plastique de capacité de 1 litre sur les bords des cours d'eau en zone immergée et dans des endroits accessibles. La prise a été faite sur les premiers centimètres des dépôts fins de sédiments. Pour des raisons techniques et scientifiques, au total 18 échantillons de sédiments prélevés en 2015 correspondant aux périodes de basses et hautes eaux ont été traités. De plus, un (1) échantillon de sédiment d'un ruisseau situé en amont de la rivière Haho, en zone non contaminée, a été prélevé pour servir de matériel de référence pour l'évaluation de la qualité des sédiments. Une fois au laboratoire, les 19 échantillons ont été séchés à l'air libre pendant 2 semaines et mis dans une étuve à 45°C pendant 2 jours pour le séchage final.

II.4.2. Traitement physique des échantillons

Les sédiments secs sont convoyés à Toulouse où ils sont écrasés dans un mortier en agate pour bien séparer les grains sans les broyer et quartés deux fois. Le quartage consiste à diviser l'échantillon en quatre parties égales dont on ne retient que la moitié en réunissant deux quarts opposés. Cette sélection est homogénéisée et un nouveau quartage est effectué afin d'obtenir un échantillon destiné à l'analyse qui soit représentatif de l'échantillon initial. Une fois cette opération effectuée, les sédiments sont par la suite tamisés avec des tamis en polypropylène dont la maille de tamisage est en nylon, ce qui permet d'éviter une contamination métallique des sédiments. Les tamis sont disposés du bas vers le haut comme suit : sur le support de la gamme des tamis est rangé le tamis de 63 µm au-dessus duquel est posé le tamis de 200 µm sur lequel est posé le tamis de 2 mm. Les différentes fractions obtenues après les étapes de quartage, broyage et tamisage sont respectivement de < 63 µm ; 63 µm – 200 µm ; 200 µm – 2 mm et > 2 mm.

II.4.3. Granulométrie et microgranulométrie

Le tamisage réalisé plus haut a permis de caractériser le sédiment à partir des trois différentes fractions granulométriques qui y sont réparties. On note les argiles et limons représentés par la fraction $< 63 \mu\text{m}$; les sables fins représentés par la fraction comprise entre $63 \mu\text{m} - 200 \mu\text{m}$ puis les sables grossiers marqués par la fraction comprise entre $200 \mu\text{m} - 2 \text{mm}$.

L'analyse micro-granulométrique du sédiment a été ensuite effectuée pour affiner les résultats issus de la granulométrie manuelle par tamisage, grâce à la technique de microgranulométrie laser avec un appareil Horiba LA 950V2 du laboratoire EcoLab. Cette technique qui est couplée aux équipements informatiques permet la mesure de tailles de particules comprises entre $0,01$ et $3\,000 \mu\text{m}$ avec les longueurs d'ondes 405 (bleu) et 650 (rouge). Elle convient parfaitement aux analyses de sédiments de rivières.

Le principe est une technique basée sur les propriétés optiques (diffraction, réflexion, diffusion) de la lumière. Elle s'appuie sur les théories de Fraunhofer et de Mie, et se base pour sa part sur les approximations de Rayleigh. L'échantillon de sédiment est d'abord dilué avec un adjuvant (l'hexa-méta-phosphate de Sodium) pour former une pâte. L'appareil réalise ensuite une mesure de bruit de fond afin d'enregistrer les phénomènes de diffraction engendrés par l'eau qui sert en général de diluant.

La pâte de sédiment est ensuite injectée dans une cuve en verre. Cette cuve est traversée par deux faisceaux, l'un de longueur d'onde 600nm émanant d'un laser Hélium Néon, le second d'une longueur d'onde de 405nm provenant d'une diode laser. Ces faisceaux laser sont diffractés lors de leur rencontre avec une particule.

Une analyse de cette diffraction par des détecteurs situés à plusieurs angles permet de remonter à la taille et à la distribution des particules dans le milieu. La taille des particules est mesurée avec $\pm 0,6\%$ de précision avec une limite de quantification de 10nm .

Ces séries d'analyse de la texture des sédiments ont permis de réaliser deux classifications des sédiments sous forme de deux diagrammes triangulaires, l'un pour toutes les fractions, l'autre pour les fractions les plus fines ($<63\mu\text{m}$) qui sont celles qui adsorbent le plus les ET en raison de leurs surfaces spécifiques très importantes.

II.4.4. Analyse élémentaire de C et N

Le dosage du Carbone et de l'Azote dans les sédiments a été réalisé en utilisant l'analyseur élémentaire NA 2100 Protein de Thermo Fisher. Cet analyseur est du type CPG

(Chromatographie en phase gazeuse) avec détecteur TCD (Conductivité thermique ou cathétomètre) qui permet le dosage simultané du Carbone et de l'azote. Le principe de cette mesure consiste à induire une combustion dynamique de l'échantillon à une température supérieure à 1800°C. Les éléments non dosés sont piégés et le C et N sont séparés par chromatographie et détectés par un catharomètre selon la norme NF EN 1373, NF ISO 10694 et NF ISO 13878. Les limites de quantification et de détection de N et C sont respectivement de 1 mg.L⁻¹ pour le N et inférieure à 0,1 mg.L⁻¹ de C.

Les échantillons destinés à cette analyse ont été décarbonatés à chaud avec de l'acide chlorhydrique HCl 2N. L'ajout de l'acide se fait de goutte à goutte et s'arrête avec la fin de l'effervescence. Normalement ce protocole nécessite 48 heures pour les sédiments des rivières, mais les échantillons du lac fortement carbonatés ont nécessité une période d'effervescence plus longue. Ensuite, 5 mg d'échantillons décarbonatés sont mis dans une nacelle en étain avant le passage à l'analyseur.

II.4.5. Extraction totale des éléments traces (ET)

Pour éviter le problème de la perte des silicates, de l'aluminium et du chrome, nous avons choisi d'utiliser la fusion alcaline (fusion du solide avec du peroxyde de sodium et chauffage à 450°C avec de l'HCl). La seule difficulté est que cette méthode requiert de hautes températures entraînant parfois des pertes d'éléments volatiles tels que le mercure, le plomb, l'Arsenic et le Sélénium (Agemian et Chau, 1976 ; N'Guessan, 2008).

Les analyses des ET et des terres rares sur les échantillons de MES et sédiments ont été réalisées au Service d'Analyses des Roches et des Minéraux (SARM-CNRS) du Centre de Recherches Pétrographiques et Géochimiques (CRPG) de Nancy (Carignan et *al.*, 2001 ; Bloundi, 2005 ; Garzanti et *al.*, 2010 ; Loustau Cazalet, 2012). À partir d'un échantillon homogène séché à 45 °C, et finement broyé, la fraction (< 63 µm) est mise en solution. Le principe de la fusion alcaline consiste à mettre 300 mg de l'échantillon fin de sédiment en fusion avec du métaborate de lithium (LiBO₂) et dissolution dans l'acide nitrique (HNO₃) (1 mol.L⁻¹). Plus spécifiquement, un aliquote de 300 mg de sédiments (secs, homogénéisés et broyés) de la fraction <63 µm est mélangé avec 900 mg de LiBO₂ dans un creuset en platine - rhodium. Le mélange est placé dans un four à 1100 °C pendant un cycle de fusion de 60 minutes, afin d'obtenir une masse claire et homogène, appelée «perle ». Cette méthode assure que la totalité de l'échantillon soit traitée avec le même gradient de température. Le résidu de fusion est dissous à température ambiante avec une solution mixte de HNO₃ (1 mol.L⁻¹), H₂O₂ (0,5%) et du glycérol (10% v/v). L'eau utilisée pour la dilution des acides est de l'eau milliQ et dé-ionisée.

II.4.6. Extraction de la phase labile ou non résiduelle

Dans le but de déterminer quantitativement la teneur des ET dans la fraction non résiduelle des sédiments et MES, une extraction simple à l'EDTA (acide éthylène diamine tetracétique) a été réalisée. Cette méthode s'est révélée robuste dans l'estimation de la part labile des ET dans les sédiments marins (Franguiero et *al.*, 2002 ; Abi Ghanem, 2008 ; Nazih et *al.*, 2009 ; Leleyter et *al.*, 2012). Cela est dû au rôle que joue l'EDTA comme agent chélatant et à sa capacité d'extraire les métaux présents dans les phases non associées aux fractions résiduelles comme les minéraux silicatés par exemple, y compris les métaux complexés à des ligands organiques. Ce protocole a été effectué au laboratoire EcoLab à Toulouse sur les 19 sédiments issus des 2 campagnes de 2015 et sur 2 échantillons de matières en suspension. Pour des raisons analytiques, des répliques d'extraction sur ces échantillons ont été réalisés et analysés.

Un (1) gramme de sédiments (secs, homogénéisés et broyés) de la fraction < 63 µm est lessivé avec 10 mL d'une solution EDTA 0,05 mol.L⁻¹ à la température ambiante avec agitation durant une heure. Le mélange ainsi obtenu est filtré en utilisant des filtres de 0,22 µm de porosité. Le filtrat est ensuite analysé à l'ICP-MS sur la plateforme de l'OMP-Toulouse et à l'ICP-OES sur la plateforme d'EcoLab.

Ces solutions préparées ont été diluées une première fois pour passage à l'ICP-MS. La limite de détection de ce dernier étant plus basse que celle que l'ICP-OES, nous avons effectué auparavant un dosage semi-quantitatif pour les éléments traces sur l'ICP-OES, en même temps que nous avons mesuré les éléments majeurs. Une fois les concentrations connues, le facteur de dilution est défini et les échantillons ont été dilués en fonction de ce facteur. Toutefois à chaque échantillon sont ajoutés 50 µL d'une solution d'Indium et Rhénium (In/Re) représentant un dosage à environ 2 mg.L⁻¹ de la solution analytique. Cela permet de s'affranchir des effets de la matrice et des dérives temporelles liées à la machine (N'Guessan, 2008 ; Bellot-Gurlet, 1998). Ces solutions sont ensuite analysées par ICP-MS. Des étalons ont été préparés. Les réponses obtenues sur des standards et les étalons ont permis de définir pour chaque élément une droite d'étalonnage.

II.4.7. Localisation et données générales sur le matériau de référence

Pour le calcul du facteur d'enrichissement des éléments traces dans les sédiments de fonds des cours d'eau du BVLT, la détermination du fond géochimique apparaît nécessaire afin de quantifier la nature et l'intensité de la pollution métallique pouvant affecter un échantillon, particulièrement si l'intensité de la contamination est faible (Hamon et *al.*, 2004 ; Mico et *al.*,

2007). Ce matériau peut être soit non régional c'est-à-dire une référence mondiale utilisée par la communauté scientifique ou soit un matériau régional ou local prélevé à proximité de la zone étudiée. Pour cette étude le choix d'un matériau local a été privilégié. Il s'agit des sédiments de fond du ruisseau de Médjé. Ces sédiments de fonds, plus représentatifs car intégrateur de l'ensemble de différents types de sols en amont du sous bassin de Haho, sont considérés comme non ou très faiblement contaminé.

Le ruisseau Médjé fait partie des ruisseaux saisonniers (Witowi, Houkpobo et Médjé) qui arrosent la forêt classée de Haho-Baloé. Ces dernière est principalement alimenté par les rivières Haho et Baloé.

Le ruisseau Médjé se trouve dans la préfecture de Haho, à 15 km à l'ouest du chef-lieu qui est la ville de Notsè, sur la route nationale N° 1 et presque à 115 km de la capitale (Lomé).

Le climat est de type subéquatorial, comportant une grande saison des pluies de mars à juillet (maximum juin) et une petite saison de pluie de septembre à novembre (maximum en octobre). Ces deux saisons de pluie sont entrecoupées par une grande saison sèche et une petite saison, sèche, donnant ainsi une courbe pluviométrique bimodale dont les deux maximums ou les deux minimums sont inégalement élevés. La moyenne des pluies est de 1100 à 1300 mm et se répartie sur 70 à 80 jours. L'humidité relative est de l'ordre de 75% en moyenne. La température annuelle est voisine de 25°C.

La géologie du site est faite principalement de migmatites basaltiques avec quelques affleurements de gneiss. Selon l'Institut National des Sols (1995) les sols de la zone du projet sont généralement sableux en surface (50 - 85% de sable) et deviennent à partir de 50 cm de profondeur de plus en plus argileux (50% d'argile). Selon Tessio, Tossou et Ayeboua (1995), la population à l'intérieur de la forêt (superficie de 4 000ha) est d'environ 1.400 personnes et celle de ses environs immédiats est de 3.800 habitants. L'on compte 218 exploitations à l'intérieur de la forêt réparties de la manière suivante: 18% ewé autochtones; 35% ewé allochtones, 20% kabyè; 21% lamba et 5% moba. Les transhumants peuhls passent dans la forêt durant la saison sèche. Ils sont souvent à l'origine des incendies de forêts selon les populations à l'intérieur de la forêt. La végétation est composée essentiellement de Teck, de Gmelina, Cedrela odorata, Triplochiton scleroxylon.

La localisation le lieu de prélèvement des sédiments de fond sur le ruisseau Médjé se présente sur la figure 11 ci-après.

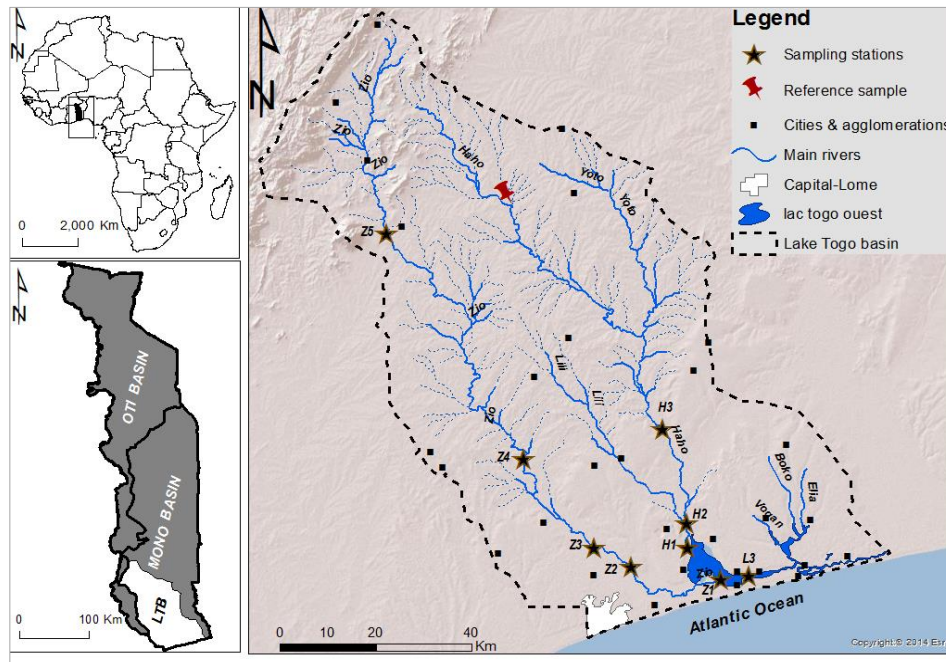


Figure 11 : Carte de localisation de site de prélèvement du matériau de référence (ruisseau Médjé)

II.5. CALCUL DES FLUX DE MATIERES

Pour déterminer le bilan des apports dissous et particulaire au lac par les tributaires Zio et Haho, cette étude a utilisé les débits estimés aux exutoires respectifs de Togblékopé et Hahotoe de ces rivières et les concentrations en éléments majeurs dissous et MES mesurées dans les eaux de surface pour déterminer les flux entrants au lac.

Plusieurs auteurs se sont intéressés à la méthodologie des calculs de flux en milieu fluvial (Walling et al., 1985 ; De Vries et Kavvas, 1994 ; Meybeck et al., 1996 ; Veyssy et al., 1996 ; Probst, 1992). Tous notent que l'utilisation de méthodes inadéquates peut amener des imprécisions importantes. Quoi qu'il en soit, une haute fréquence d'échantillonnage est déterminante pour approcher au mieux la réalité des flux. Toutefois, grâce aux diverses méthodes de calcul des flux existantes, on parvient à appréhender et estimer au mieux les flux des matières transportées à partir d'un échantillonnage discontinu. Les calculs de flux peuvent être regroupés en trois grandes familles :

- les méthodes de bilans partiels sont utilisées pour établir des bilans par période hydrologique de courte durée. Ce sont des méthodes stochastiques qui s'appuient sur les valeurs moyennes des teneurs des échantillons (pondérées ou non par les débits) mesurées avant et après chaque période et sur les volumes d'eau écoulés durant chaque période. Les bilans totaux sont ensuite obtenus en sommant les bilans établis pour chacune des périodes.

- les méthodes d'interpolation conservent les valeurs des échantillons et complètent les valeurs manquantes entre deux échantillons de diverses façons ;
- les méthodes déterministes utilisent les régressions mathématiques des relations concentrations-débits obtenues.

Pour calculer les flux de MES et des éléments dissous sur la période d'étude, nous avons, à partir des résultats obtenus, utilisé les *méthodes stochastiques ou de bilans partiels* en considérant que :

- les débits utilisés sont les débits journaliers moyens ;
- les concentrations des jours échantillonnés sont considérées comme concentration journalière moyenne;
- les concentrations et les débits moyens journaliers permettent d'aboutir à des flux journaliers.

Le calcul des flux de matières dissoutes et les matières en suspension a été fait sur les stations exutoires de Z3 (Togblékopé) et à H2 (Hahotoe) selon la méthode du bilan partiel. Deux formules de calcul ont été appliquées, ce qui a permis systématiquement d'aboutir à des calculs de flux.

(1) Méthode des bilans partiels calculés par période i, allant de i à i+1

$$\text{Flux dissous} = \sum_{i=1}^n (C_i * Q_i) \quad \text{Équation 5}$$

Sachant que :

$$C_i = C_{moy} = \frac{(C_i * Q_i) + (C_{i+1} * Q_{i+1})}{(Q_i + Q_{i+1})}$$

$$Q_i = V_{moy} = (60 * 60 * 24 * \Delta_{jours}) * Q_{moy \Delta_{jours}}$$

$$\text{Flux}_{spécifique} = \frac{\text{Flux total dissous}}{\text{Surface du bassin versant}}$$

C_{moy} = concentration pondérée par les débits entre deux prélèvements ;

C_i = Concentration instantanée de l'élément dissous à chaque prélèvement

Q_i = Débit correspondant au volume d'eau écoulé pendant la période i séparant deux prélèvements successifs (i à i+1).

Flux en $t.s^{-1}$;

Q = débit en $m^3.s^{-1}$

C = concentration en $mg.L^{-1}$

Flux spécifique en $t.km^{-2}.s^{-1}$

Surface (km²) du bassin versant à Togblékopé et Hahotoe

(2) Méthode stochastique basée sur les moyennes de concentration pondérées par les débits

$$\text{Flux total dissous (de } i \text{ à } n) = \frac{\sum(C_i * Q_i)}{\sum(Q_i)} * (V_{\text{écoulé de } i \text{ à } n}) \quad \text{Équation 6}$$

Sachant que :

$$V_{\text{écoulé}} = Q_{\text{moy annuel}} * 60 * 60 * 24 * 365$$

Conclusion partielle

Dans ce chapitre, nous avons défini la stratégie d'échantillonnage, le prélèvement et le conditionnement des échantillons suivis de la description détaillée des différents protocoles et méthodes d'analyses utilisées pour l'eau et les sédiments de fonds. Après prélèvement de l'eau, MES, sédiments aux différents sites d'échantillonnage, le conditionnement des échantillons ont été fait dans le laboratoire de Gestion, Traitement, Valorisation des Déchets (GTVD) avant leurs convoiements dans le laboratoire d'accueil en France où les analyses ont été réalisées dans trois différents laboratoires notamment à Toulouse à EcoLab et l'OMP-GET et le SARM de Nancy.

Les données de débits n'étant pas obtenues en continu aux exutoires identifiés (Togblékopé pour le Zio et Hahotoe ou pont d'Akodessewa pour le Haho) des mesures de hauteurs d'eau et des débits ponctuels ont été effectués. Ce qui a permis de reconstituer les données de débits durant la période d'échantillonnage ceci pour permettre de déterminer le bilan de l'érosion chimique et des MES des deux principaux rivières au lac Togo.

CHAPITRE III :

GEOCHIMIE DES COURS D'EAU DU BVL

Introduction

Les études portant sur la qualité des eaux et sédiment du lac Togo (exutoire des rivières Zio et Haho avant le transport vers l'océan) montrent que cet écosystème connaît une pollution diffuse à cause de la diversité des sources de pollution et polluants. Rares sont les études (Bawa et *al.*, 2018) qui ont analysés les apports des deux principaux cours d'eau notamment le Zio et le Haho qui alimentent à 85% le lac en eau douce. Nous nous sommes intéressés dans ce chapitre à la qualité des eaux superficielles par le suivi et l'analyse des paramètres physiques et chimiques dont les éléments traces (ET) au niveau des différentes stations prospectées tout en mettant l'accent sur l'effet de la dynamique de cette dernière. Les relations entre les ET et les paramètres physico-chimiques ont été également analysées.

III.1. VARIATION SPATIALE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX DE SURFACE DU BVL

III.1.1. Potentiel Hydrogène (pH)

Le pH est un paramètre majeur dans les processus d'adsorption/désorption des éléments traces (Kedziorek et Bourg, 1996 ; Sigg et *al.*, 2006). En effet de par son influence sur la charge surfacique des particules, le pH contrôle la complexation des éléments traces ainsi que la solubilisation des oxydes, des minéraux carbonatés et silicatés (Brown et *al.*, 1999). En effet, il existe un pH au-dessus duquel les métaux sont brusquement relargués (Duchaufour, 1995), ce pH est différent selon le métal considéré (exemple Cd -pH=6 ; Cu-pH=5 ; Pb-pH=4).

L'ensemble des eaux continentales du BVL dévoilent des pH compris entre 6,54 et 8,40 avec une moyenne de 7,31 avec des caractéristiques variables dans le temps et dans l'espace (Figure 12). Ces valeurs sont conformes avec l'idée de Mounjid et *al.*, (2014) selon laquelle dans la plupart des eaux naturelles, le pH est compris habituellement entre 6 et 8,5. Par contre, ces pH sont différents des pH acides (5,09-7,73, moyenne 6,33) observés dans les eaux sud côtières ivoiriennes (Eblin et *al.*, 2014). Ces auteurs soutiennent qu'en zone tropicale humide, cette acidité provient principalement de la décomposition de la matière organique végétale, avec la production de CO₂ dans les premières couches du sol. Bien que les variations du pH dans les

cours d'eau du BVL ne sont pas faciles à interpréter car elles sont la résultante d'un grand nombre de paramètres physiques et biologiques difficiles à mettre en évidence, les valeurs mesurées de pH dans les différentes stations étudiées au cours de notre cycle saisonnier ne présentent pas de danger pour les écosystèmes aquatiques.

Les valeurs de pH dans les eaux de Zio et Haho (6,92 à 7,88) sont du même ordre de grandeur que celles (6,39 à 7,80) observées par Bawa *et al.*, 2018 dans les eaux de ces mêmes rivières. Toutefois, notons que le pH des eaux de Zio diminue de l'amont en aval alors que sa variation dans la rivière Haho ne suit pas une évolution décroissante (Figure 12-A). En outre, une nette diminution du pH est observée à la station Z1 à 6,72 en mai (période sèche) et 6,63 en septembre qui correspond à une période humide avec l'arrivée des premières crues des eaux de drainage de la plaine aval chargée en matière organique et en apport d'acide humiques provenant du lessivages des sols (Korfali et Davies, 2003). Ces valeurs sont en accord avec les résultats des travaux de Millet réalisés en 1986. Ce dernier soutient que cette baisse du pH (6,9 en juin 1981 et 6,75 en juin 1982) provoquait dans ces eaux une disparition de certaines espèces halieutiques. Les faibles valeurs de pH des eaux à la station H2 en saison pluvieuse est directement dû aux pluies et aux eaux continentales à travers les crues des rivières Haho (Issola *et al.*, 2008 ; Kambiré *et al.*, 2014). Aussi, Korfali et Davies (2003) indiquent que ces faibles valeurs de pH sont dues à l'apport d'acides humiques provenant du lessivage des sols comme dans le cas de Zio.

Contrairement aux eaux de ces rivières, les eaux du lac Togo (Figure 12-B) paraissent nettement plus alcalines avec des valeurs de pH variant entre 7,03 et 8,20 pour une moyenne de 7,81. La fluctuation du pH observée peut être justifiée par le drainage des diverses activités développées le long du lac et dans les zones humides au sud Togo (Bruce *et al.*, 2015). Cette alcalinité des eaux du lac est due à l'effet tampon de la remontée des eaux océaniques, plus alcalines, qui s'accompagne souvent de déplacement massif des poissons et des crustacés dans le lac.

Par contre, les valeurs de pH exceptionnellement faibles sont parfois rencontrées à la station L3 et L6 sous l'effet d'une dystrophie provoquée par un enrichissement organique ponctuel notamment les rejets domestiques, les produits chimiques utilisés par les acadjas (projet de piscicultures sur le plan d'eau). Cela peut aussi être dû à un mauvais brassage des eaux, ce qui n'est pas rare en milieu lagunaire et a été observé également sur le Lac Togo (Ouro-Sama, 2019 et Solitoke, 2019). Ces faibles pH peuvent être également les effets directs des eaux de pluies sur le lac durant les mois de Mai et octobre 2016. Certes, l'intensité des pluies pendant ces mois

n'est pas assez forte pour entraîner une baisse significative du pH du lac (7,6) qui reste ainsi basique (Yacoub *et al.*, 2008).

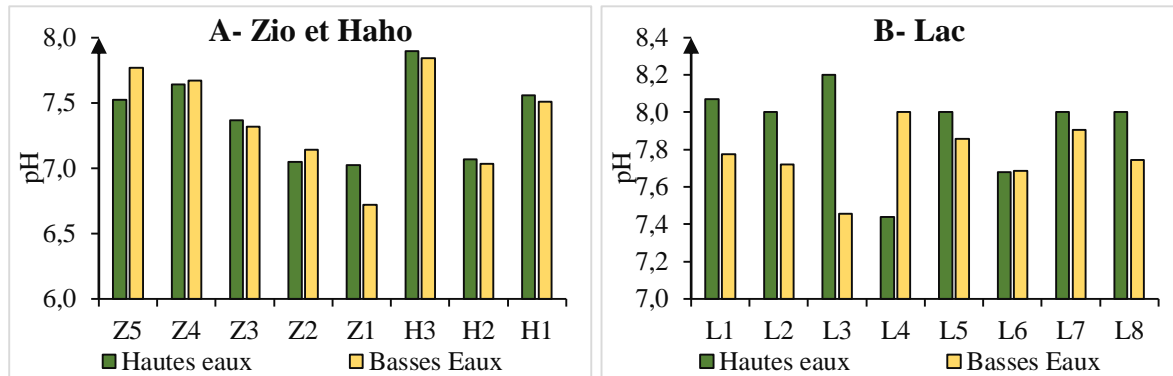


Figure 12 : Variation spatiale amont aval des pH des eaux des rivières (A) Zio (Z5 à Z1) et Haho (H3 à H1) et du lac (B)

III.1.2. Température

La température de l'eau de surface au niveau du BVL (Figure 13-A) présente une légère augmentation de l'amont vers l'aval et varie en fonction des périodes hydrologiques. Les écarts enregistrés ne sont dus en fait qu'au décalage horaire journalier entre les différents points de prélèvement. La température varie entre 26,80°C et 35,60°C dans le BVL avec une évolution de 26,80°C à 34,80°C dans les eaux des rivières et de 28,23°C à 35,60°C dans les eaux du lac (Figure 13-B). Les valeurs de températures relevées sont caractéristiques de celles des eaux lagunaires tropicales qui varient entre 25 et 35 °C en fonction des saisons (Bawa *et al.*, 2007 ; Issola *et al.*, 2008 ; Traoré *et al.*, 2012) et semblent favorables à une bonne croissance des espèces piscicoles dont la température est comprise entre 24 et 35°C (Pouomogne, 1998). Par ailleurs, les températures mesurées sont en accord avec d'autres travaux sur les eaux de surface tels que Lamizana-Diallo *et al.*, (2008) dans les eaux du Massili (27,50°C à 33,50°C) et sont en conformité avec Eblin *et al.*, (2014) qui rapportent, qu'en zone tropicale humide, la température moyenne des eaux est environ 30°C.

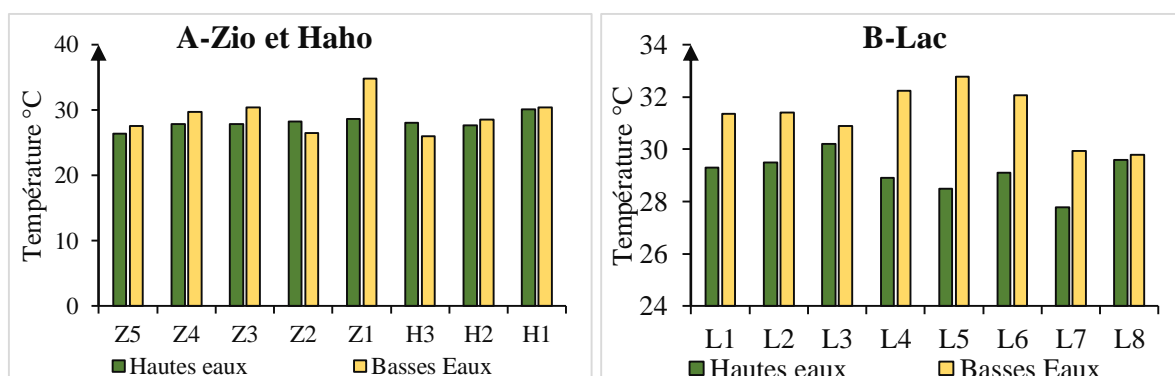
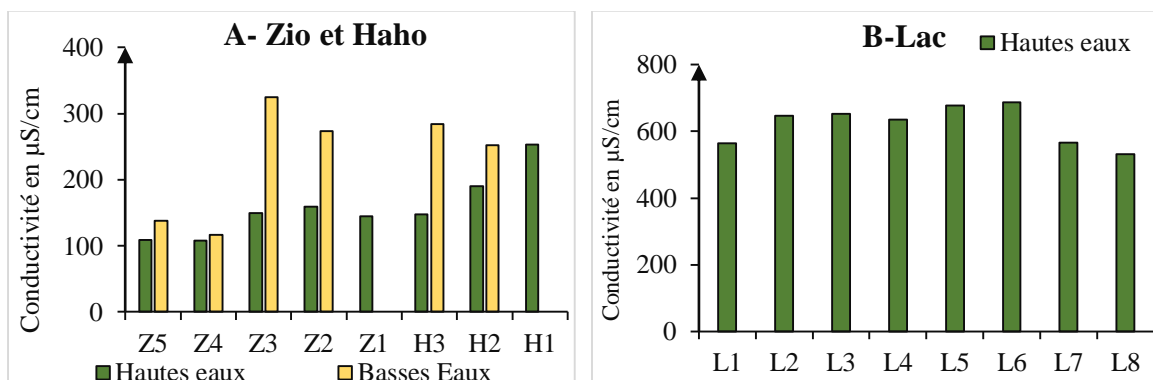


Figure 13 : Variation spatiale de la température des eaux des deux rivières (A) et du lac Togo (B)

III.1.3. Conductivité

Les valeurs de la conductivité dans cette étude varient très fortement dans les eaux des rivières par rapport aux eaux du lac Togo. En effet, la conductivité dans les rivières Zio et Haho (hormis les embouchures Z1 et H1) reste peu minéralisée et globalement inférieures à 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une augmentation de sa valeur de l'amont vers l'aval (Figure 14-A). En dehors des stations amont Z5 et H3, la conductivité des eaux est plus élevée pendant la période de basses eaux (février-mai) qu'en hautes eaux (juillet, octobre) à cause de l'évaporation en basses eaux et de la dilution en hautes eaux. La valeur de la conductivité en basses eaux est comprise en 111 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et oscille entre 108 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 219 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hautes eaux. Toutefois les fortes valeurs s'observent aux stations aval des rivières. Ceci pourrait s'expliquer d'une part par une augmentation de l'évapotranspiration vers aval qui conduit à une augmentation de la concentration des eaux et donc de la conductivité, et d'autre part, par une plus forte anthropisation vers l'aval qui conduit à des rejets plus importants.

Quant aux résultats de la conductivité des eaux du lac Togo et des embouchures rivières-lac (Figure 14-B et C), avec des teneurs moyennes largement plus élevées (3482 et 11721 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Il apparaît une valeur de conductivité est inférieure à 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hautes eaux et qui peut atteindre 15 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en basses eaux à la station L7. Les fortes conductivités des eaux en aval de la rivière Zio et du lac sont liées d'une part aux variations de la marée (apports d'eau de mer très chargée, notamment en Na, Cl et SO_4) et d'autre part, aux activités anthropiques qui sont diversifiées et intensifiées dans cette zone. C'est ainsi qu'en période de basses eaux, l'on assiste à un enrichissement ionique (surtout les chlorures) appréciables des eaux du lac et des embouchures qui influencera par conséquent les valeurs de la minéralisation.



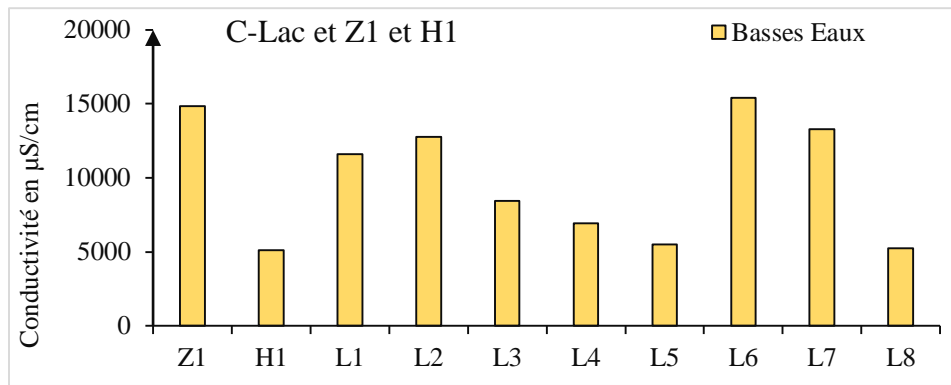


Figure 14 : Variation de la conductivité des eaux des rivières (A), du lac en hautes eaux (B) et des embouchures et stations du lac Togo en basses eaux (C)

III.1.4. Alcalinité des eaux du BVL

L'alcalinité moyenne varie de 0,85 meq.L⁻¹ en basses eaux à la station Z5 à Kati sur le Zio à 2,29 meq.L⁻¹ en plein étiage à la station H3 (Gati) sur le Haho. L'alcalinité (Figure 15-A) montre une augmentation de l'amont en aval pour les eaux des rivières Zio (0,85 et 1,50 meq.L⁻¹) et Haho (1,03 à 2,29 meq.L⁻¹). Les eaux du système lagunaire proprement dit (Figure 15-B) donnent des valeurs d'alcalinité qui fluctuent entre 0,52 meq.L⁻¹ à la station L3 et 1,69 meq.L⁻¹ à la station L8. Cette évolution de l'alcalinité dans les rivières est contraire à la variation du pH. Or le pH sert à définir l'acidité et l'alcalinité du milieu, et sa variation est en fonction de l'espace et du temps et de la température (De Villers *et al.*, 2005, Benmessaoud, 2007) . Ainsi, les divergences entre le pH et l'alcalinité dans les eaux fluviales amène à croire que les variations de HCO₃⁻ ne dépendent pas que des processus chimiques mais aussi biologiques, tels que la décomposition des matières végétales et ou des réactions d'oxydation de la matière organique (Champiat *et al.*, 1988 ; Grogga, 2012).

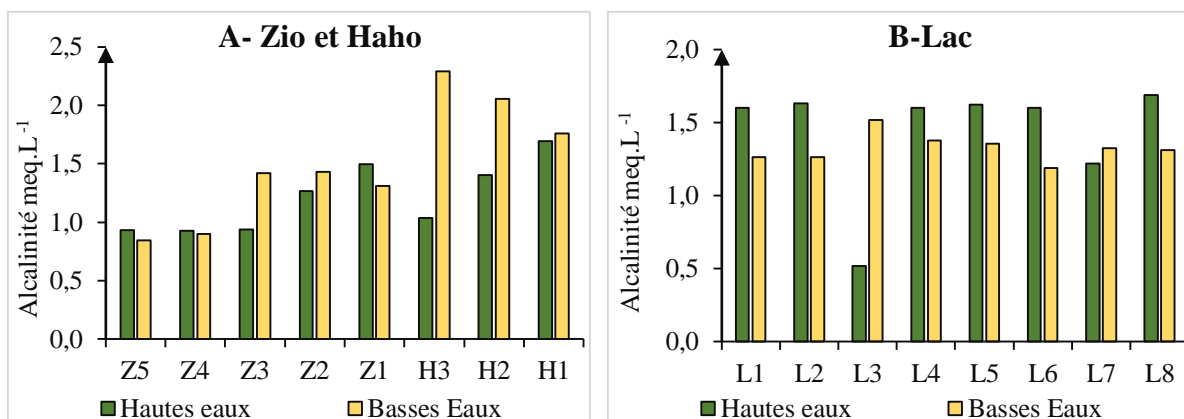


Figure 15 : Variation spatiale amont-aval de l'alcalinité dans les eaux fluviales (A) et dans le lac Togo (B)

III.1.5. Carbone organique dissous (COD)

Dans le BVLT les concentrations du COD mesurées dans les rivières Zio et Haho sont faibles dans la partie amont du bassin et augmente dans les eaux drainant les horizons de sols saturés vers l'aval du bassin (Figure 16-A), ce qui est généralement observé pour le cas de plusieurs cours d'eau (Meybeck, 1982 ; Ludwig, 1996 ; Raymond et *al.*, 2007 ; El-Azzi, 2013). Ces concentrations varient de 3,63 mg.L⁻¹ et 17,65 mg.L⁻¹ avec une moyenne autour de 9,20 mg.L⁻¹ pour le Zio et 10,57 mg.L⁻¹ pour le Haho. Ces moyennes sont plus élevées que celles observées dans les eaux de la rivière Kara au nord du Togo (4-8,3 mg.L⁻¹), du fleuve Niger (2,3 ± 1,2 mg.L⁻¹ à Sélingué). Ces concentrations paraissent plus élevées par rapport à la teneur moyenne mondiale estimée à 4,2 mg.L⁻¹ (Meybeck et *al.*, 1996). Le COD dans le lac (Figure 16-B) varie entre 6 mg.L⁻¹ et 11,84 mg.L⁻¹. Les teneurs de COD mesurées dans les eaux du BVLT donnent une idée de charge organique apportée d'une part par le lessivage du carbone organique des sols et d'autre part, par les actions humaines ou animales (Bawa et *al.*, 2018).

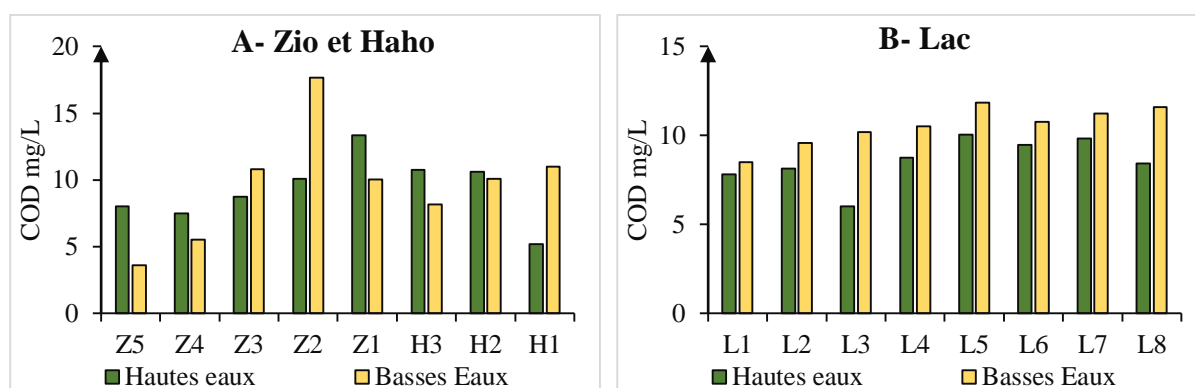


Figure 16 : Variation spatiale amont-aval du COD (mg.L⁻¹) dans les eaux fluviales (A) et dans les eaux du lac Togo (B).

III.1.6. Silice dissoute

La silice (SiO₂) est issue de l'hydrolyse des minéraux silicatés dans les roches et les sols et est plus concentrée dans les horizons profonds des sols. Elle trace donc souvent les écoulements profonds et indique le degré de contribution de l'écoulement profond dans le débit total de la rivière (El-Azzi, 2012). Dans les eaux du BVLT, la silice ne suit pas une variation précise d'une station à une autre. Pour les eaux fluviales (Figure 17-A) elles varient de 2,74 mg.L⁻¹ à 11,20 mg.L⁻¹ dans le Zio et de 8,09 mg.L⁻¹ à 21,07 mg.L⁻¹ dans le Haho. Quant aux eaux lacustres, la figure 17-B montre une teneur en silice comprise entre 2,46 mg.L⁻¹ à L2 en Hautes eaux et 9,04 mg.L⁻¹ en L3 en basses eaux.

Ces concentrations en silice dans le BVL restent très variables toutefois elles présentent des valeurs plus ou moins différentes de la marge fixée par Probst (1983) pour les eaux de la Garonne (2,8 à 7,2 mg.L⁻¹) et paraissent faibles par rapport aux eaux de surface de la région d'Adiake, en Côte d'Ivoire (Eblin *et al.*, 2014).

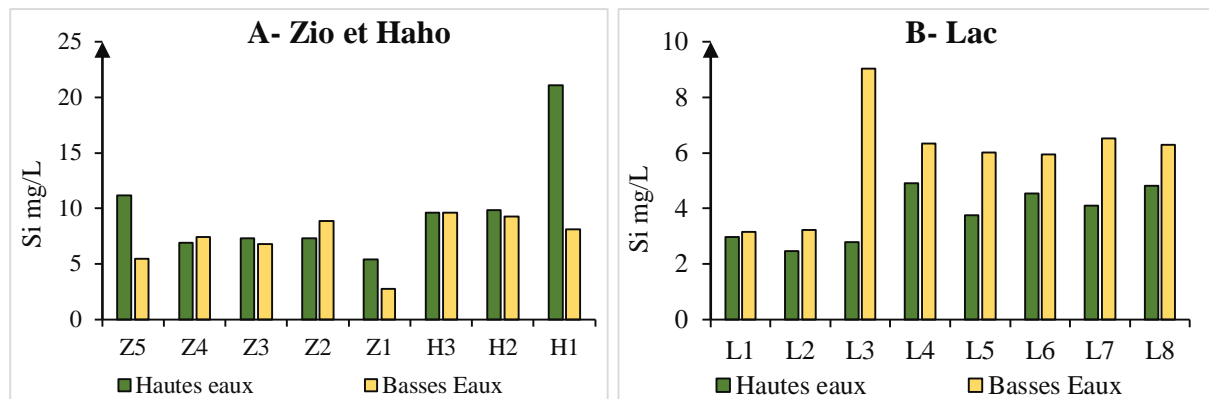


Figure 17 : Variation spatiale des teneurs en SiO₂ dans les eaux fluviales (A) et dans celles du lac Togo (B)

III.2. CONCENTRATIONS EN ELEMENTS MAJEURS DANS LA PHASE DISSOUE

Pour le contrôle de la validité des analyses chimiques des eaux, il n'existe pas de recette absolue pour la vérification des résultats analytiques. La méthode la plus satisfaisante est celle qui consiste à établir la balance ionique des solutions analysées, à partir des concentrations exprimées en milliéquivalents par litre (meq.L⁻¹).

Cette balance doit théoriquement être nulle si la somme des cations est équivalente à la somme des anions présents et analysés dans la solution. Cette démarche de validation est un préalable indispensable à une présentation fiable des résultats d'analyse et à leur interprétation.

La balance ionique est donc l'expression d'une différence entre les charges positives (cations) et les charges négatives (anions) présentes dans l'échantillon d'eau analysé.

Le principe de la méthode est basé sur le contrôle des anions et des cations. En théorie, et pour un pH voisin de 7, la somme des concentrations en anions exprimée en meq.L⁻¹ doit correspondre exactement à la somme des concentrations en cations exprimée de la même manière. En pratique, il existe néanmoins un écart entre ces deux sommes et jusqu'à présent, l'origine de ce déséquilibre reste complexe à déterminer. Différentes causes peuvent être impliquées :

- erreur sur le dosage de l'alcalinité (pour les eaux non ou mal tamponnées) ;
- limite de détection de certains ions (sulfates) ;
- omission d'anions inorganiques dans les eaux diluées (Meybeck, 1984) ;

- présence d'anions organiques non analysés dans les eaux riches en matières organiques dissoutes (Galloway et al., 1982), bien que Freyrier (1997) ait montré que la prise en compte de ces anions ne suffit pas toujours pour obtenir des balances de charges équilibrées.

La précision de la balance ionique (Δ en %) se calcule selon la formule ci-dessous :

$$\Delta (\%) = \frac{\sum cation - \sum anions}{\sum cation + \sum anions} \times 200$$

Avec :

$\Delta(\%)$ = erreur relative sur la balance ionique exprimée en pourcentage ;

Σ cations = somme des cations en meq.L⁻¹

Σ anions = somme des anions en meq.L⁻¹

L'erreur admise pour des eaux de faibles concentrations comme celle du Niger est inférieure à 15% (Orange, 1992 ; Gourcy, 1994 ; Picouet, 1999). Pour ce cas de nos rivières et le lac Togo, les balances ioniques sont inférieures pour la majorité à 12%. Les balances ioniques qui dépassent les 12% pour les eaux des rivières et lac s'expliquent par les valeurs élevées de bicarbonate en début de saison des pluies du mois de mai et septembre. Généralement quand les ions calcium et magnésium ne suivent pas cette tendance, les balances ioniques ne sont pas bien équilibrées comme témoignent les précipitations P8, P20, P32 et P39 pour les rivières et P102 et 103 sur le lac Togo (figure 18).

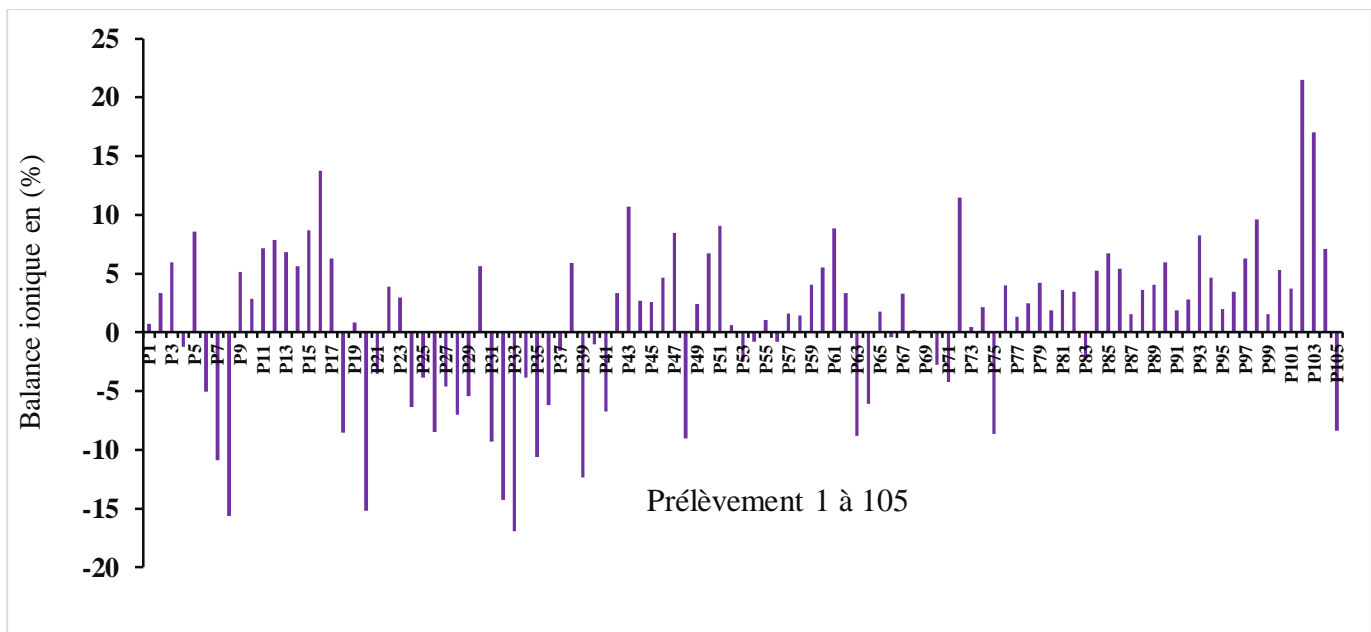


Figure 18 : Représentation des balances ioniques calculées pour les prélèvements P1 à P105 des eaux des rivières Zio, Haho et du lac entre août 2015 à août 2016.

III.2.1. Teneurs en cations et anions dans les eaux du BVL au cours du cycle hydrologique

Les compositions chimiques moyennes des eaux sur les 8 stations de rivières et sur les 8 stations du lac sont reportées pour les éléments majeurs et pour le COD et Si dans le Tableau 2.

Les résultats montrent que la silice est largement majoritaire des matières minérales dissoutes dans les eaux des rivières Zio et Haho, viennent ensuite par ordre d'importance le Na⁺ (5,06 meq.L⁻¹ et 3,41 meq.L⁻¹), Cl⁻ (5,89 meq.L⁻¹ et 2,93 meq.L⁻¹), HCO₃³⁻ (1,09 meq.L⁻¹ et 1,58 meq.L⁻¹), Mg²⁺ (1,49 meq.L⁻¹ et 0,71 meq.L⁻¹) et Ca²⁺ (0,70 meq.L⁻¹ et 0,69 meq.L⁻¹). Ces éléments représentent environ 90% du total des sels dissous (TDS). Les éléments les moins abondants (K⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻) ont des teneurs inférieures à 0,13 meq.L⁻¹.

Tableau 2 : Teneurs moyennes en cations et anions majeurs pour les eaux de toutes les stations étudiées

	Zio			Haho			Lac Togo		
	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy
Nbre Analyses	40			35			30		
T°C	26	34,8	28,3	25,9	32,7	28,3	27,8	35,6	30,7
PH	6,63	8,25	7,35	6,54	8,40	7,27	7,03	8,20	7,81
Cond (µg/cm)	94,5	148500	618	114	9920	567	531	249000	72737
Si (mg.L⁻¹)	1,9	14,9	7,1	3,5	33,3	9,9	0,7	12,4	5,18
COD (mg.L⁻¹ C)	2,9	17,6	9,3	0,9	18,9	10,4	6	14,1	10,1
HCO₃⁻ (meq.L⁻¹)	0,5	1,9	1,1	0,7	2,9	1,6	0,5	1,7	1,4
Na⁺ (meq.L⁻¹)	0,2	125,4	5,1	0,4	80,6	3,4	1,6	218,7	78,3
K⁺ (meq.L⁻¹)	0,03	0,4	0,1	0,03	0,2	0,1	0,2	4,4	1,8
Mg²⁺ (meq.L⁻¹)	<LD	28,6	1,5	0,2	1,6	0,7	0,9	54,4	20,6
Ca²⁺ (meq.L⁻¹)	0,2	5,3	0,7	0,2	1,5	0,7	0,6	10,7	4,8
Cl⁻ (meq.L⁻¹)	0,1	152,5	5,9	0,18	73,1	2,9	1,4	272,1	95,1
NO₃⁻ (meq.L⁻¹)	<LD	0,05	0,01	<LD	0,09	0,02	<LD	0,04	0,01
SO₄²⁻ (meq.L⁻¹)	<LD	6,1	0,2	0,03	1,06	0,14	<LD	24,90	5,07
PO₄³⁻ (meq.L⁻¹)	<LD	0,04	0,01	<LD	0,08	0,02	<LD	0,04	0,01

Les résultats des analyses (figures 19) pour les teneurs moyennes en anions et cations sans considération de des résultats des stations Z1 et H1 fortement influencés par l'intrusion marine, montrent que les eaux du Zio et Haho sont en moyenne largement dominées par les bicarbonates (HCO₃⁻) et le sodium (Na²⁺). Les concentrations de ces deux éléments évoluent respectivement de 0,92 à 1,30 et de 0,32 à 0,72 meq.L⁻¹ pour le Zio et 1,35 à 1,59 et de 0,68 à 0,95 meq.L⁻¹ et représentent 60% du total des sels dissous.

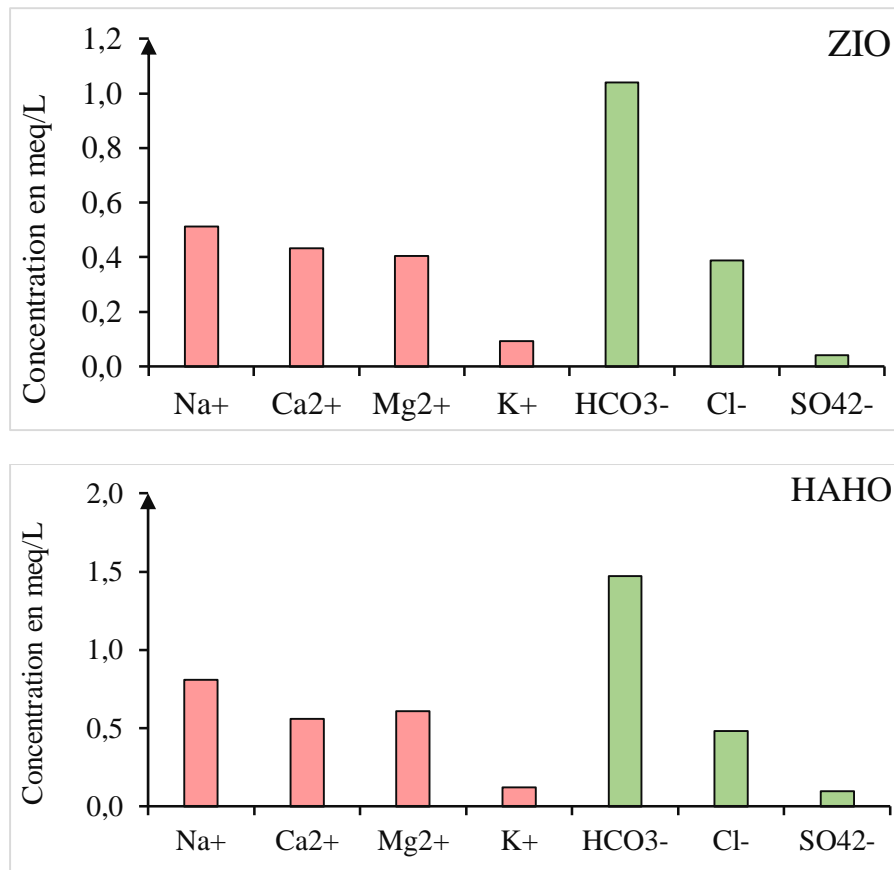


Figure 19 : Variation des concentrations en cations, anions dans les eaux du Zio et du Haho.

III.2.2. Evolution des concentrations des ions majeurs dans le BVL à l'exutoire des rivières Zio et Haho au cours du cycle hydrologique

L'évolution des concentrations instantanées des ions dissous à l'exutoire des rivières Zio (à Togblékopé, figure 20) et Haho (à Hahotoe, figure 22) comparées aux variations de débit, pendant la période d'étude, permet de déterminer les relations entre les variables chimiques et le débit.

III.2.2.1. Variations des concentrations à l'exutoire de la rivière Zio

Au cours de la période allant du 31 / 12 / 2015 au 10 / 3 / 16, les débits à l'exutoire de la rivière Zio (Figure 20) sont quasi nuls avec une valeur inférieure à $0,16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Un seul prélèvement a été effectué durant cette période, le 01/ 02 / 2016 à la station de Togblékopé. Les résultats de l'analyse des éléments majeurs dans cet échantillon ont révélé de fortes concentrations pour tous les éléments dissous, sauf les nitrates (NO_3^-).

Les concentrations moyennes en éléments majeurs dissous dans les eaux à l'exutoire de la rivière décroissent dans l'ordre décroissant suivant : $\text{HCO}_3^- > \text{Na}^+ > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{SO}_4^{2-} > \text{PO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$. Les teneurs en cations dominants Na^+ et Ca^{2+} varient de 0,31 à 2,37 meq.

L⁻¹ pour le premier et 0,28 à 1,61 meq. L⁻¹. Les teneurs des anions dominants, HCO₃⁻ et Cl⁻, oscillent respectivement de 0,66 à 2,04 meq/l et 0,14 à 3,41 meq/l.

Pour les autres périodes, les teneurs les plus élevées en ions Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻ et Cl⁻ à l'exutoire de la rivière Zio à Togblékopé sont mesurées pendant les basses eaux ou les périodes sèches. Les teneurs les plus faibles sont observées en périodes de hautes eaux, allant d'octobre à novembre 2015 et de juin à juillet 2016. Les variations des teneurs de ces ions présentent parfois un synchronisme avec les débits mais elles sont le plus souvent en déphasage plus ou moins systématique. On observe alors une relation négative entre la concentration et le débit. Cette situation est liée à l'intensité de l'évaporation des eaux et à l'influence de l'intrusion marine en période sèche qui entraîne une plus forte concentration de ces ions en l'absence d'un renouvellement des eaux (Tampo et *al.*, 2015).

L'ion NO₃⁻ contrairement aux autres ions présente de fortes concentrations en début de crue, teneurs qui sont issues du ruissellement des surfaces agricoles à la suite des premières pluies dans le bassin et de la dégradation incomplète des matières organiques animales et végétales transportées par la rivière Zio. Ces nitrates peuvent être également l'effet du relargage des NO₃⁻ contenus dans les sédiments (Millet, 1986).

Les valeurs du sulfate dans les eaux de Zio à l'exutoire de Zio à Togblékopé au-delà de 0,15 meq.L⁻¹, sont liées à la concentration des SO₄²⁻ provenant des pollutions domestiques issues des rejets directs dans la nature et des décharges sauvages.

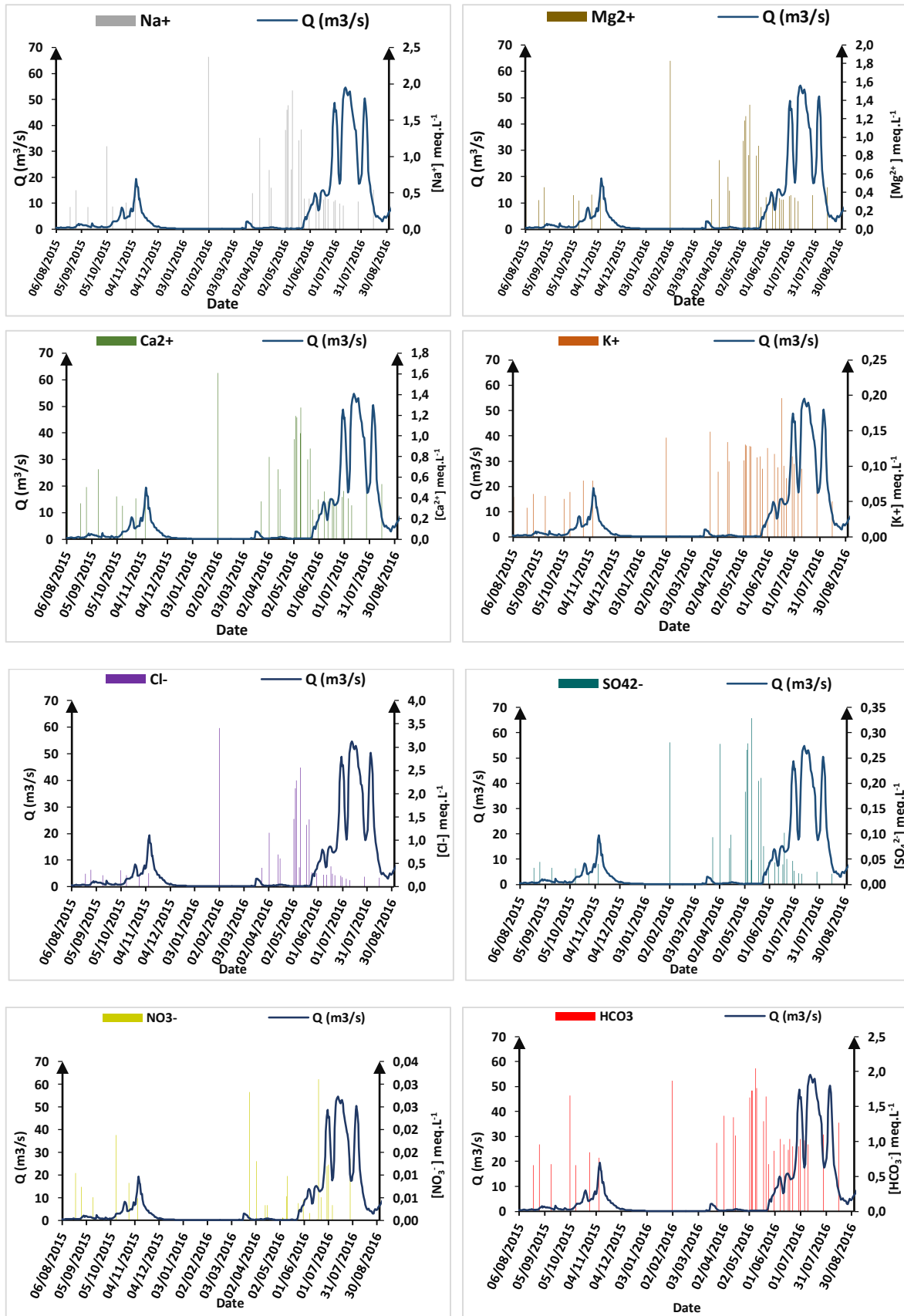


Figure 20 : Variations temporelles des concentrations en cations et anions majeurs et du débit à l'exutoire (Z3) de la rivière Zio au cours de la période Août 2015 à Août 2016.

Les relations entre les différentes variables mesurées sont représentées par la matrice de corrélation (Tableau 3) et la Figure 21. Pour les eaux de la rivière Zio, il apparaît une corrélation hautement significative entre le sodium, le magnésium, le calcium. L'alcalinité et les sulfates, sont tous deux corrélés au sodium, magnésium et calcium. Le chlorure et le sodium sont fortement corrélés à 0,96, néanmoins on observe un léger décalage des concentrations en Na par rapport au Cl pour les fortes concentrations (Figure 21). Cette corrélation peut s'expliquer par l'intrusion marine. Aussi, malgré l'absence de l'analyse de l'eau de pluie dans la zone d'étude, ces fortes valeurs de Na montreraient qu'en dehors de l'eau de pluie, d'autres sources alimentent de façon plus ou moins significative le cours d'eau de Zio en sodium comparé au chlorure.

Par ailleurs, il apparaît que la conductivité des eaux de Zio est positivement corrélée avec la plupart des ions majeurs (Cl^- ; SO_4^{2-} ; HCO_3^- ; Na^+ ; Mg^{2+} ; Ca^{2+}). Cette corrélation s'expliquerait par l'entrée des eaux marines très minéralisées et salées en périodes sèches et durant les hautes marées. Ces eaux remontent progressivement jusqu'au Nord-Ouest du Lac Togo par diffusion favorisée par le brassage mécanique des eaux.

Tableau 3 : Coefficients de corrélation (r ; $n=34$; $p < 0,001$) entre les éléments majeurs de la phase dissoute dans les eaux de la rivière Zio à Togblékopé

Variables	Cond	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
Cond	1	0,90	-0,25	0,91	-0,31	0,83	0,94	-0,16	0,25	0,90	0,89
Cl ⁻		1	-0,23	0,91	-0,26	0,73	0,96	-0,12	0,34	0,97	0,92
NO ₃ ⁻			1	-0,07	0,35	-0,25	-0,25	0,35	-0,13	-0,25	-0,25
SO ₄ ²⁻				1	-0,14	0,66	0,88	-0,03	0,31	0,86	0,83
PO ₄ ³⁻					1	-0,26	-0,30	0,56	0,32	-0,31	-0,34
HCO ₃ ⁻						1	0,85	-0,18	0,25	0,82	0,84
Na ⁺							1	-0,21	0,26	0,96	0,92
NH ₄ ⁺								1	0,35	-0,13	-0,13
K ⁺									1	0,29	0,28
Mg ²⁺										1	0,98
Ca ²⁺											1

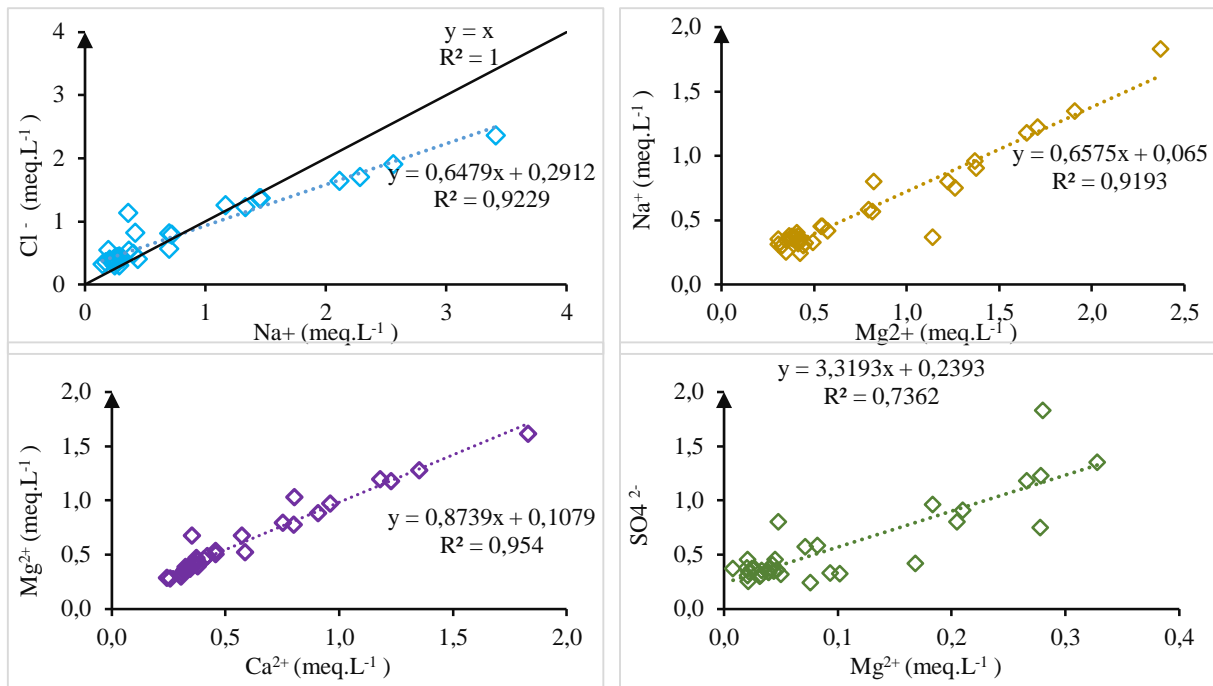


Figure 21 : Quelques exemples de corrélation entre les éléments majeurs dissous à l'exutoire de la rivière Zio à Togblékopé

III.2.2.2. Variations des concentrations à l'exutoire de la rivière Haho

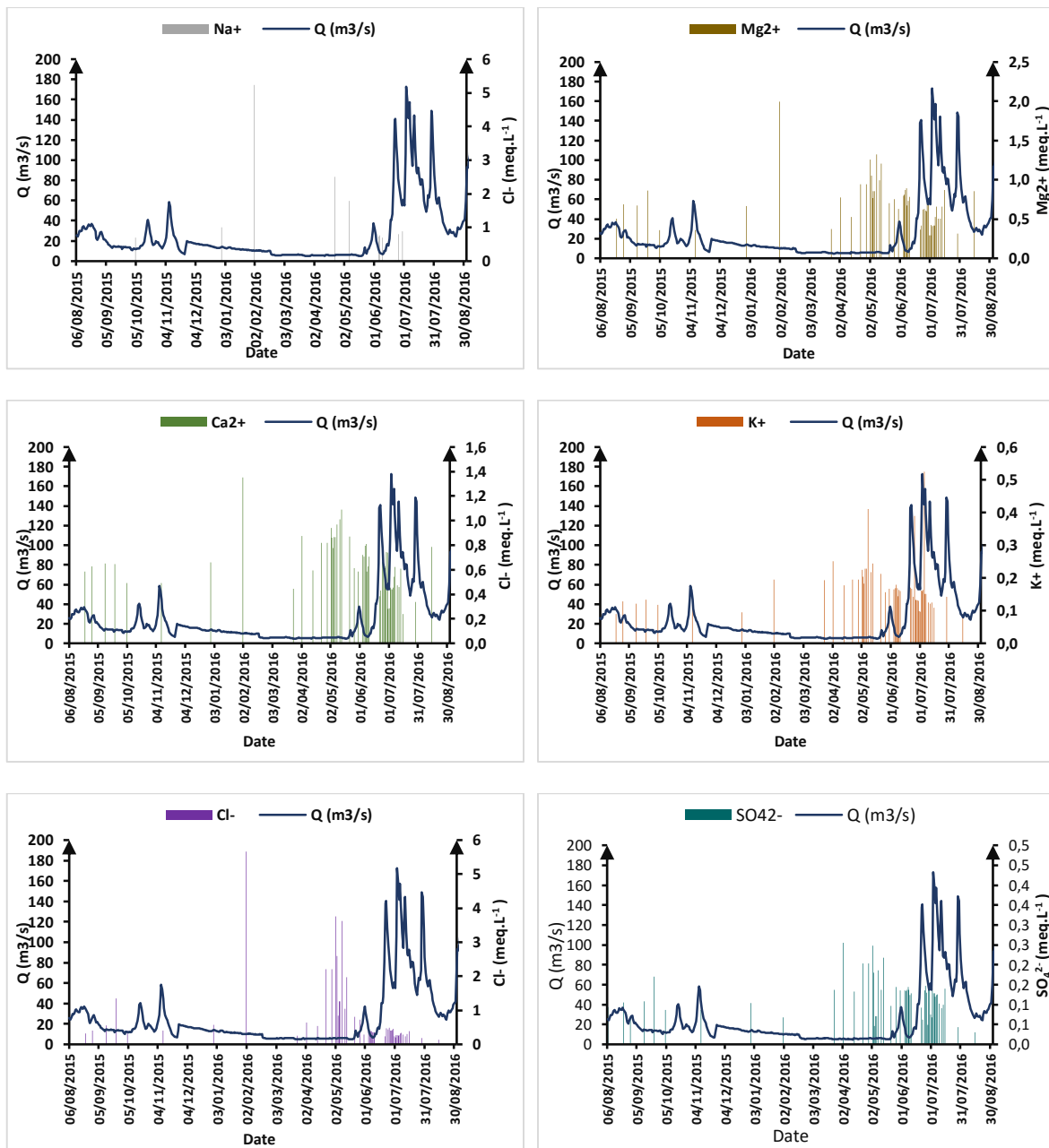
Comme pour la variation du débit à l'exutoire du Zio, la rivière Haho à son exutoire à la station de Hahotoe présente également un débit moyen minimum de $4,86 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur la période d'étude (Figure 22) avec une période de hautes eaux en deux séries. Une première série après la petite saison de pluie de septembre et octobre avec deux pics ($40,69 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ le 17 octobre 2015 et $58,55 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ le 7 novembre 2015) et une seconde série après la grande saison de pluie de avril à juillet 2016 avec trois pics respectifs de $140,69 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $172,70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $144,23 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Les variations temporelles des concentrations en éléments majeurs dans le Haho (Figure 22) montre que pour Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} et HCO_3^- les concentrations augmentent en période de basses eaux et une diminuent progressivement avec l'arrivée de la période de hautes eaux. Les ions magnésium, calcium, chlorure, et bicarbonate présentent un premier maximum au mois de février 2016 et un second au mois de mai 2016. Le cortège Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} et HCO_3^- sont donc dilués dans le Haho par les apports des écoulements de surface et de subsurface, généralement moins concentrés en éléments..

Contrairement à ces éléments, les variations de teneurs en potassium présentent trois valeurs maximales ($0,41$, $0,39$ et $0,53 \text{ meq} \cdot \text{L}^{-1}$) respectivement le 08 mai 2016; le 25 juin et le 5 juillet 2016. En dehors de ces pics, les teneurs en K^+ diminuent également avec le débit et varient $0,08 \text{ meq} \cdot \text{L}^{-1}$ et $0,25 \text{ meq} \cdot \text{L}^{-1}$ avec une moyenne similaire à la valeur médiane ($0,15 \text{ meq} \cdot \text{L}^{-1}$). Ces

teneurs en potassium observées peuvent être dues aux transports du K^+ adsorbé dans les sols du bassin versant vers la rivière et qui sont relégués suite au ruissellement de surface lors des fortes averses. En effet, le potassium est un élément fortement retenu au niveau du sol (Hem, 1970) et sélectivement adsorbé par les minéraux argileux comme les illites et les vermiculites (Kennedy et Malcolm, 1977). Or parmi les minéraux argileux des sols formés sur les molasses au Sud du Togo, les plus abondants sont les illites et smectites.

Les nitrates comme les phosphates à la sortie de Haho présentent de très faibles concentrations. Les fortes concentrations observées sont identifiées en montées de crue, suite aux écoulements de surface. Leur présence provient généralement du lessivage d'une partie des teneurs adsorbés sur les sols agricoles amendés avec les fertilisants tels que le NPK et l'urée.



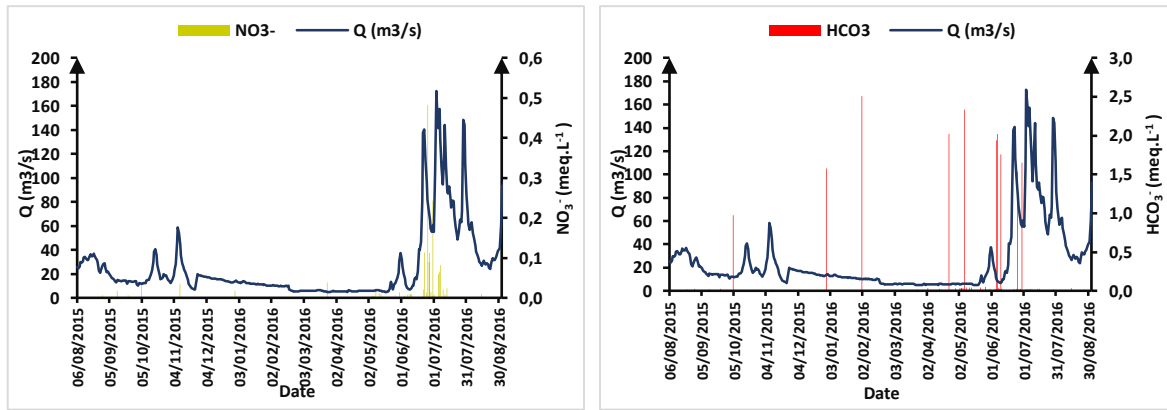


Figure 22: Variations temporelles des concentrations en cations et anions majeurs et du débit à l'exutoire (H2) de la rivière Haho au cours de la période Août 2015 à Août 2016

La relation entre les teneurs des différents éléments majeurs (Tableau 4 et Figure 23) des eaux de la rivière Haho montre que le sodium, le magnésium, le calcium sont fortement liés. Le bicarbonate est lié également au sodium, magnésium et calcium. De même le sulfate, le sodium et le magnésium sont corrélés. Le sodium et le chlorure sont également très corrélés. Ces corrélations leur attribuent les mêmes variabilités que celle de Zio, due à l'intrusion ou remontée des eaux marines très minéralisés. Cette remontée est interrompue et repoussée pendant la saison des pluies avec l'arrivée des eaux continentales à faibles teneurs en cations par la rivière Haho (Millet, 1986).

Tableau 4 : Coefficient de corrélation (r ; $n=26$; $p<0,001$) entre les teneurs des éléments majeurs de la phase dissoute à la sortie de la rivière Haho à Hahotoe

	Cond	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
Cond	1	0.21	-0.22	-0.04	-0.53	0.41	0.32	-0.25	-0.07	0.32	0.37
Cl ⁻		1	-0.11	0.86	-0.21	0.36	0.96	-0.20	0.12	0.80	0.43
NO ₃ ⁻			1	0.05	0.07	-0.26	-0.18	0.17	-0.02	-0.20	-0.13
SO ₄ ²⁻				1	-0.01	0.12	0.78	-0.09	0.12	0.68	0.23
PO ₄ ³⁻					1	-0.39	-0.30	0.55	0.33	-0.33	-0.36
HCO ₃ ⁻						1	0.56	-0.49	0.36	0.74	0.96
Na ⁺							1	-0.33	0.23	0.87	0.59
NH ₄ ⁺								1	-0.15	-0.37	-0.42
K ⁺									1	0.10	0.34
Mg ²⁺										1	0.93
Ca ²⁺											1

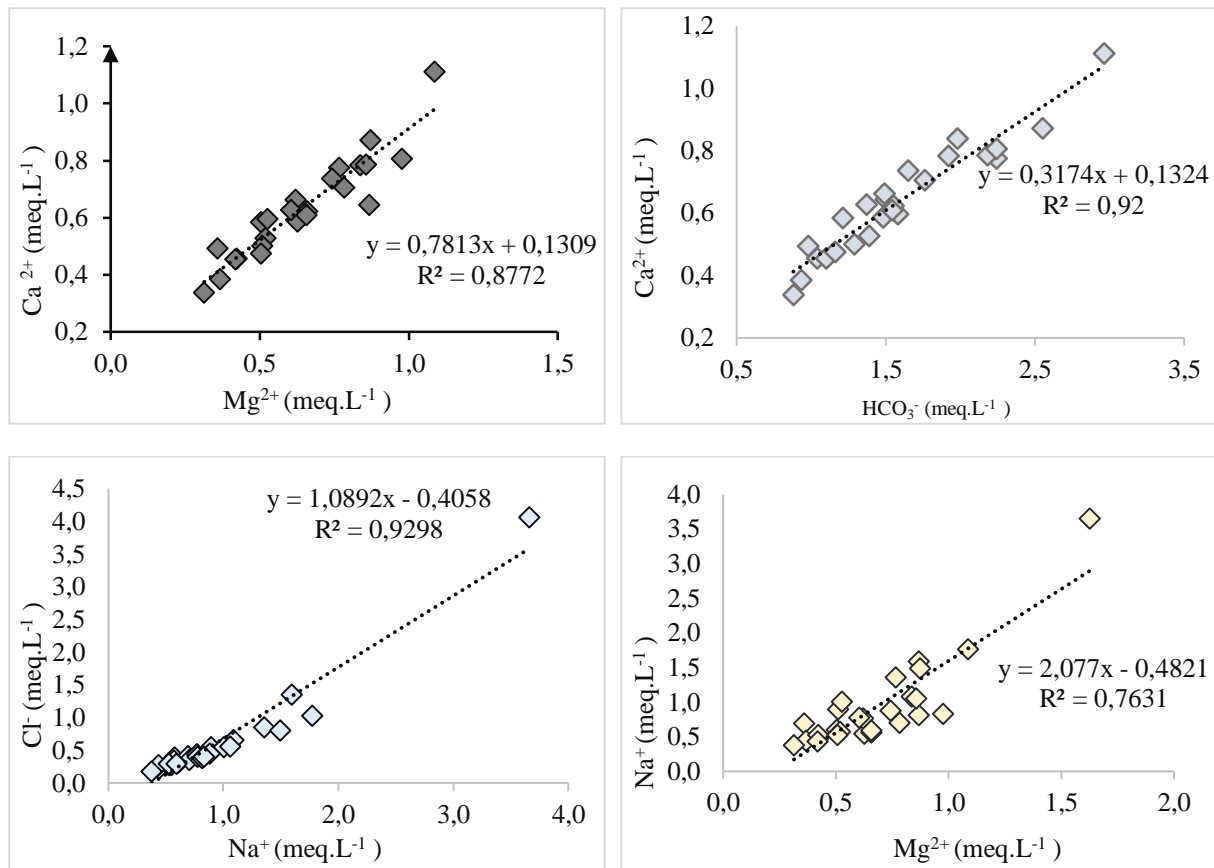


Figure 23 : Quelques exemples de corrélation entre les teneurs en éléments majeurs dissous à l'exutoire du Haho

III.2.2.3. Variations des teneurs en COD et Silice en fonction du débit à l'exutoire des rivières

La figure 24 montre une augmentation des teneurs en COD lors de la première période pluvieuse, d'août à novembre 2015, puis une légère diminution lors de la deuxième période humide d'avril à juillet 2016. Quant à la silice, elle évolue de manière aléatoire pendant la période hydrologique avec une tendance constante tout au long de la crue.

L'augmentation du COD dans les eaux de Zio et Haho aurait une origine continentale à travers les eaux de ruissellement et de lessivage, ou par le relargage de la matière organique contenu dans les sédiments. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés dans la bibliographie (Clark *et al.*, 2007; Cooper *et al.*, 2007; Taghavi 2010 ; El Azzi, 2012).

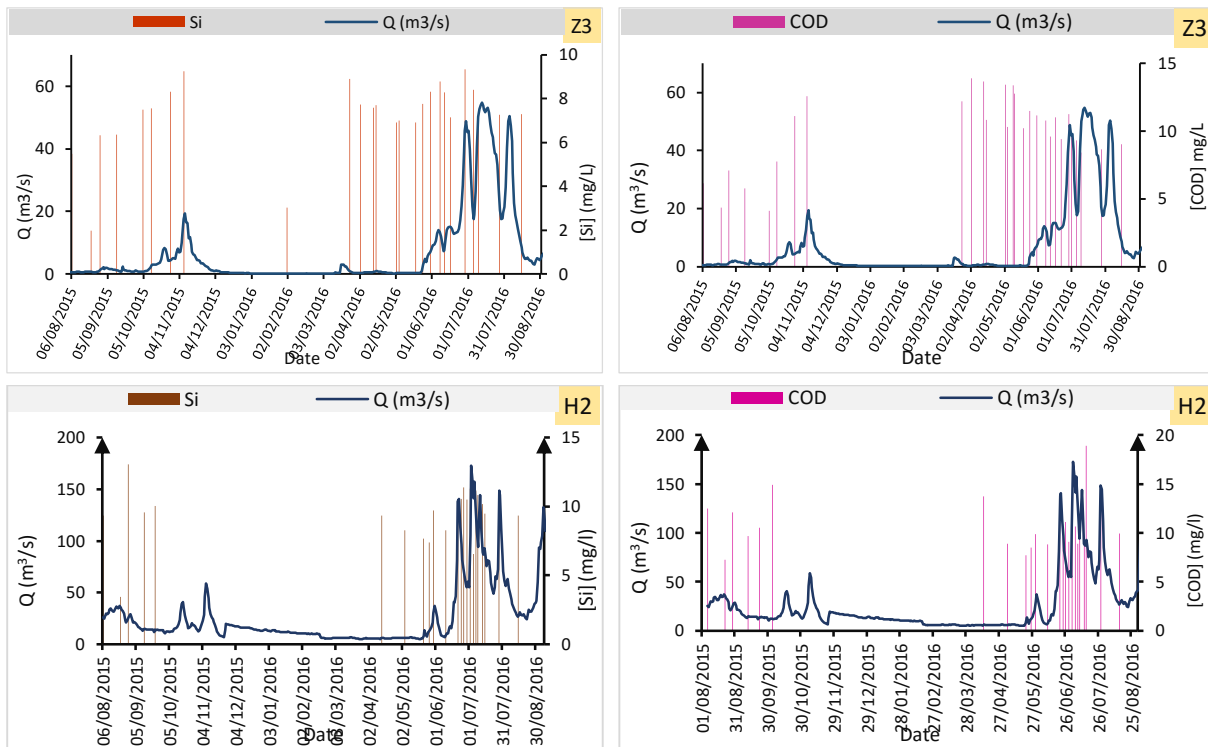


Figure 24 : Variations temporelles des débits et des teneurs en Si (à gauche) et COD (à droite) à l'exutoire de la rivière Zio (Z3, en haut) et Haho (H2, en bas)

III.3. TENEURS EN ELEMENTS TRACES (ET) DISSOUS

III.3.1. Variation spatiale des teneurs en ET dissous dans les eaux des rivières Zio

Les résultats du dosage des concentrations des éléments traces dans les échantillons d'eau sont présentés dans le tableau 5. L'analyse des résultats montre une variation spatiale et saisonnière des concentrations des éléments traces dans les échantillons d'eaux prélevés. Le Zinc, le Nickel et le Cuivre montrent les teneurs les plus importantes de tous les éléments traces de notre étude. Les Cadmium, le Thorium et l'Uranium présentent les plus faibles teneurs des ET dans le bassin.

La concentration du Cr varie de 0,78 à 9,30 $\mu\text{g.L}^{-1}$. La concentration de Co varie de 0,32 à 0,99 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Celle de Ni entre 3,83 et 8,16 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Le Cu varie de 2,31 à 29,96 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Le Zn évolue de 22,78 à 70,99 $\mu\text{g.L}^{-1}$, alors que l'As varie de 0,16 à 0,63 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les concentrations du Cd varient de 0,01 à 0,07 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et celles de Sn de 0,20 à 1,30 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les concentrations du Pb quant à elles varient de 0,41 à 0,78 $\mu\text{g.L}^{-1}$ alors que l'U évolue de 0,02 à 0,53 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

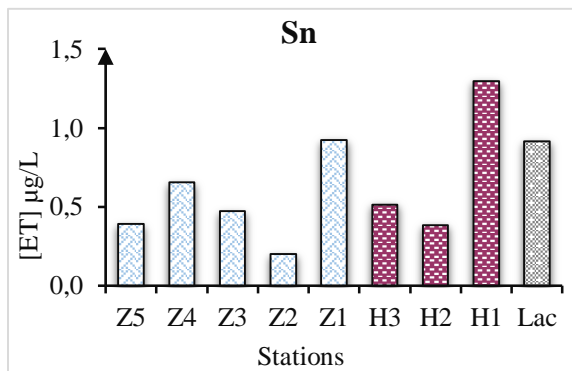
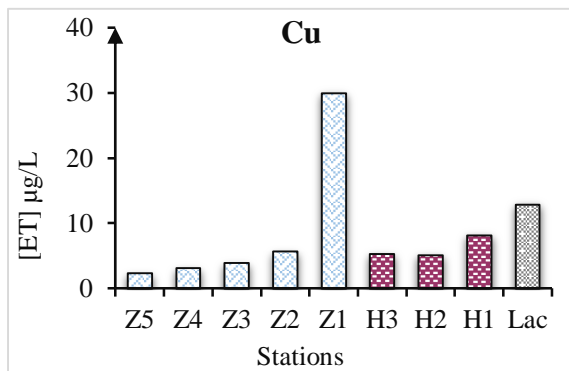
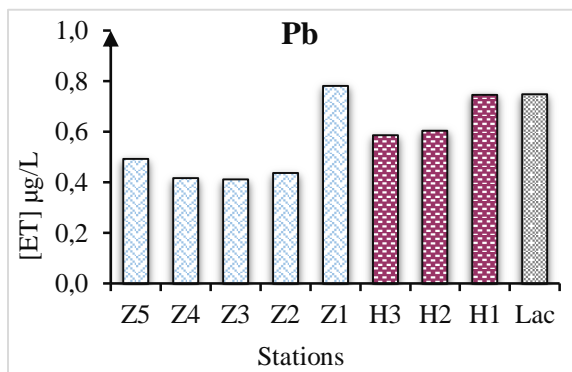
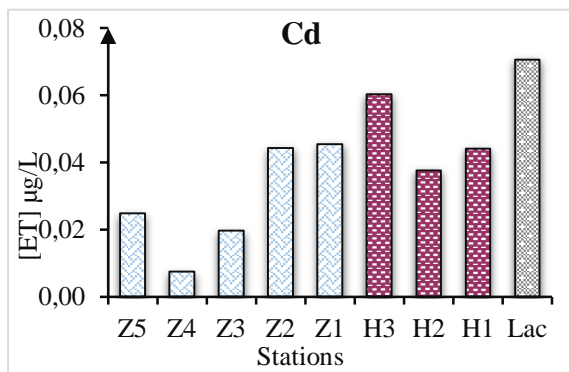
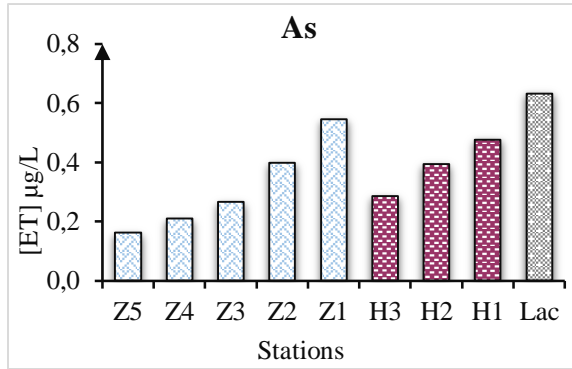
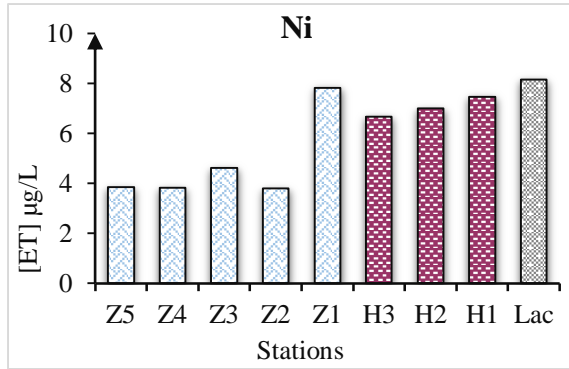
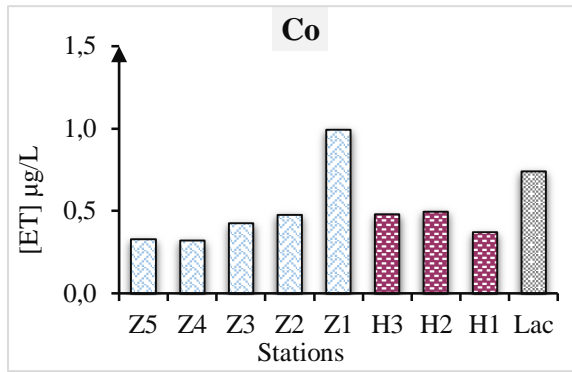
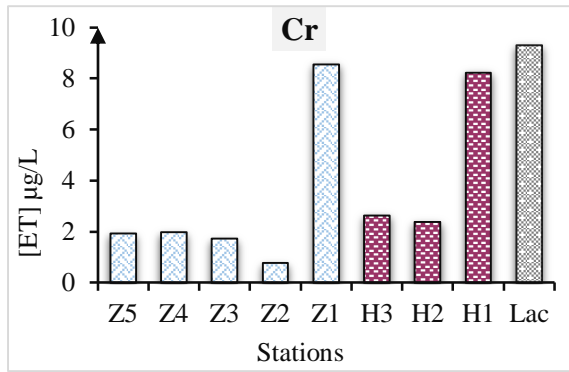
Tableau 5 : Teneurs moyennes en $\mu\text{g.L}^{-1}$, des éléments traces dissous dans les eaux du BVL comparées aux concentrations naturelles des rivières du monde (CNRM) définies par Meybeck et Helmer, 1989 et celles des normes OMS pour les eaux de boisson. ND : non déterminé. En gras les valeurs des ET dont les teneurs dépassent les valeurs du CNRM et de l'OMS

$\mu\text{g.L}^{-1}$	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	H1	H2	H3	LAC	CNRM	OMS
Sc	1,75	2,29	2,56	2,76	2,68	2,597	3,486	3,129	2,31	ND	ND
V	2,89	0,68	2,82	2,90	2,65	4,10	5,14	5,06	3,64	ND	ND
Cr	8,54	0,78	1,72	1,99	1,93	8,23	2,39	2,63	9,30	0,1-1	0,05
Co	0,99	0,47	0,42	0,32	0,33	0,37	0,49	0,48	0,74	0,20	ND
Ni	7,83	3,80	4,61	3,83	3,84	7,46	7,00	6,65	8,16	2,20	0,07
Cu	29,96	5,64	3,93	3,16	2,31	8,16	5,11	5,26	12,85	1,4-12,4	2
Zn	70,99	60,22	35,48	22,78	36,48	48,10	53,20	65,52	28,73	0,2-37,5	5
Ga	0,017	0,015	0,147	0,209	0,290	0,15	0,24	0,31	0,11	ND	ND
As	0,55	0,40	0,27	0,21	0,16	0,48	0,39	0,29	0,63	0,5-2	0,01
Rb	18,351	5,851	3,937	2,476	1,851	15,01	6,32	4,69	27,41	ND	ND
Sr	1049,67	101,26	106,23	83,12	84,88	714,79	131,83	97,87	1572,98	ND	ND
Zr	0,094	0,155	0,264	0,414	0,385	0,22	0,29	0,29	0,10	ND	ND
Nb	0,144	0,040	0,171	0,275	0,249	0,32	0,30	0,34	0,29	ND	ND
Mo	1,383	0,189	0,188	0,126	0,086	1,01	1,03	0,24	2,13	ND	ND
Cd	0,05	0,04	0,02	0,01	0,02	0,04	0,04	0,06	0,07	0,001-0,005	0,003
Sn	0,92	0,20	0,47	0,65	0,39	1,30	0,38	0,51	0,91	ND	ND
Cs	0,034	0,034	0,032	0,031	0,026	0,09	0,08	0,07	0,08	ND	ND
Ba	334,83	153,66	174,94	105,53	158,15	348,35	288,37	287,30	262,42	ND	ND
Pb	0,78	0,44	0,41	0,42	0,49	0,75	0,61	0,59	0,75	0,04-4	0,01
Th	0,01	0,02	0,04	0,05	0,05	0,03	0,05	0,04	0,01	ND	ND
U	0,30	0,02	0,06	0,03	0,05	0,22	0,12	0,10	0,53	ND	ND

Pour évaluer le degré de contamination des eaux certains auteurs dont Belamie et *al.*, (1982), Boust et *al.* (1981), Rosso et *al.*, (1993) et Bennasser et *al.*, (2000) se basent sur l'évaluation d'un indice de contamination. En effet, l'appréciation de la pollution en ET dans un écosystème donné en se basant seulement sur la détermination de la teneur en ET reste une approche peu pratique et peu significative, surtout lorsqu'il s'agit de rejets complexes avec des compositions différentes d'une station à une autre. Cependant, les résultats bruts des teneurs en ET constituent un instrument d'évaluation du degré de pollution et des tendances spatio-temporelles qui lui sont associées. Ainsi, il apparaît qu'en dehors de l'As, les concentrations moyennes des ET mesurées dans les eaux du BVL sont plus élevées que celles des concentrations naturelles des rivières du monde (CNRM). Ces concentrations paraissent également plus élevées que celles des normes de l'OMS pour l'alimentation en eau potable (INERIS-DRC, 2006), avec notamment une concentration très significative au niveau du lac et des stations Z1 et H1.

On retient des variations spatiales des teneurs de quelques ET dissous dans les cours d'eau du BVLT, présentées sur la Figure 25, ce qui suit :

- Les teneurs en Cr, Ni, Sn et U les plus importantes s'observent principalement au niveau des stations embouchures soumises directement aux influences continentales et aux apports du système lagunaire où leurs teneurs sont plus importantes.
- L'évolution de la teneur en Co de l'amont en aval dans les deux rivières n'est pas systématique tandis que celle du Cu montre une augmentation de l'amont en aval.
- Le Zinc présente une évolution croissante de l'amont en aval dans la rivière Zio et décroissante dans la rivière Haho. Sa teneur dans le lac très faible par rapport à Zio et Haho. Zn tout comme Cd, Cr, Cu, Ni, V, Sr font partie des éléments naturellement enrichis dans les phosphates de Hahatoe-Kpogamé.
- La teneur en Cd dans le Haho est légèrement plus concentrée que dans le Zio. Le Cd tout comme l'As présente des fortes valeurs dans le système lagunaire que dans les rivières.
- Le Plomb dans la rivière Haho augmente d'amont en aval sur toute la période d'étude, contrairement à la rivière Zio où ces fortes valeurs s'observent aux stations aval et dans le Lac.
- Contrairement à l'évolution décroissante d'amont en aval dans le Zio, le Thorium dans le Haho varie en dent de scie avec une concentration importante à H2 (0,049 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et faible concentration en Th ($\mu\text{g.L}^{-1}$).



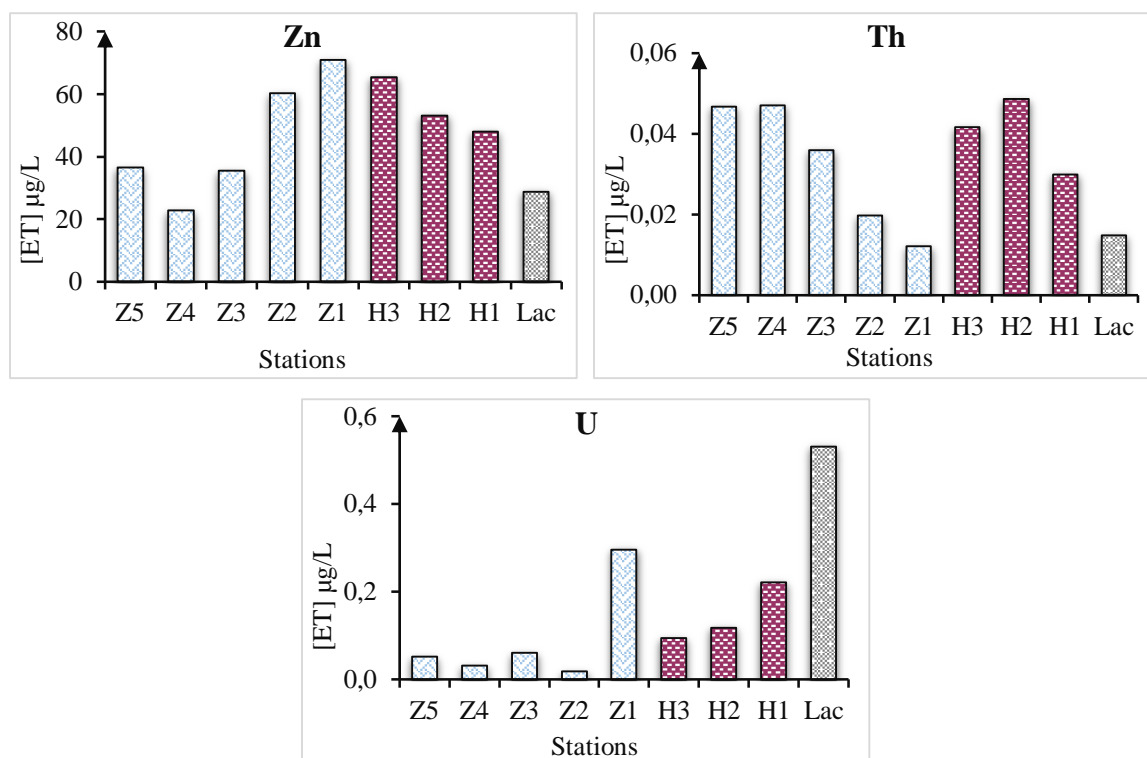


Figure 25 : Variations spatiales amont aval (Z5-Z1 et H3 à H1) des teneurs de quelques ET dissous dans les cours d'eau du BVL

Au regard de ces résultats, on remarque qu'au niveau des stations aval (Z1 et H1) soumises à l'effet permanent du lac qui est sous le contrôle des intrusions marines, il existe une différence très importante et très significative entre les teneurs en ET enregistrées par rapport aux autres stations, durant la période d'étude. Il s'agit de l'enrichissement des eaux du lac et des stations H1 et Z1 en ET notamment le Cr, Ni, Cu, As, Sn, Pb, U et Cd.

III.3.2. Interprétation de la contamination en ET des eaux

La présence des éléments traces dans les eaux naturelles résulte de processus naturels (érosion, altération, diffusion d'aérosols à partir des sols et de l'eau de mer) et de l'activité humaine.

Dans cette étude, les teneurs en ET ont révélé des fortes variations spatiales. Les fortes teneurs en ET retrouvées au niveau du Lac, du Zio (Z1) et du Haho (H1) seraient dues aux apports des éléments traces par les eaux marines par l'intermédiaire de la passe d'Aného qui est permanence ouverte. En effet, les études antérieures effectuées sur les eaux marines du littoral togolais ont mise en exergue une contamination des eaux par les éléments traces issus des rejets de phosphates traités à Kpémé (Gnandi, 1998, Gnandi et Tobschall, 1999a, Gnandi et Tobschall, 1999b, Gnandi, 2002, 2003, Gnandi *et al.*, 2006). Ces études ont également prouvé que l'exploitation des gisements de phosphates constitue une principale source de pollution par les ET dans les eaux lacustres via les eaux de ruissellement lessivant les sols miniers et drainés la

rivière Haho. A cela s'ajoute également les pollutions directes des eaux usées et déchets domestiques des agglomérations.

De ce fait, la source principale des Cr, Ni, Cu, Cd, Sn, As, Pb, U, Rb, Sr, Ba observés dans le Lac est le phosphate qui est naturellement concentré en ET (Gnandi, 1998). Les débris et poussières dégagées par les cheminées de l'usine de traitement des phosphates à Kpémé polluent les eaux lacustres par déposition sèche. Cette contamination lacustre est davantage enrichie en Cd avec l'entrée des eaux marines chargées par les polluants miniers phosphatés de la côte togolaise.

Concernant le Chrome, les teneurs élevées dans les eaux du Lac, de la rivière Haho et Zio montrent l'existence d'autres sources autres que l'intrusion marine. D'après les travaux et documents de l'ORSTOM N°11 (1971), il apparaît, qu'en régions tropicales, outre la roche-mère et le type de sol, certains facteurs, tels des processus pédogénétiques secondaires, ont généralement une influence sur les teneurs des sols en cuivre total. Il s'agit notamment de la désagrégation plus ou moins intense de la roche, de l'évolution plus ou moins accentuée du sol, du lessivage plus ou moins fort. Ainsi, la teneur des sols en cuivre total en aval de Zio peut dépendre, en plus de l'action de ces différents facteurs pédogénétiques, de l'action de l'homme à travers les traitements anticryptogamiques effectués dans les zones agricoles spécialement dans l'horticulture qui se pratique dans la basse vallée de Zio.

Par ailleurs, les concentrations en Cr, Cu, As, Pb et U de cette étude sont considérablement plus élevées que celles obtenues par Sow *et al.*, (2018) dans les eaux du Milo à Kankan (Guinée) et N'Guessan *et al.*, (2009) dans les eaux des rivières Gasconnes pour le cas de Cr, Ni, Cu et Cd. Les concentrations moyennes de Zn et Cd dans le lac Togo sont largement plus élevées que celles obtenues par Oumar *et al.*, 2014, dans les lacs Bani et Dang au Cameroun. Cette différence explique mieux les conséquences liées à l'exploitation des phosphates togolais de même que les rejets des déchets miniers phosphatés issus du traitement des phosphates dans le milieu marin togolais. De plus, les concentrations des éléments traces dans le Lac Togo sont supérieures à celles des normes OMS. Ce qui implique que les eaux du lac Togo sont de mauvaise qualité pour la boisson et pour les écosystèmes aquatiques.

Les disparités observées dans la distribution des éléments traces pourraient être liées à l'action des paramètres physico-chimiques de la phase dissoute. En effet, l'action des paramètres tels que le pH, l'alcalinité, le COD, et la conductivité, peut être à l'origine de la distribution spatiale des ET dans la phase dissoute. Les analyses physico-chimiques ont mis en évidence de fortes

teneurs en COD et HCO_3^- avec un pH plus faible dans les stations Z1, H1 et H2. Ces dernières présentent également les plus fortes concentrations en ET. En revanche, les stations amont présentent les concentrations les plus faibles en ET, et en COD et HCO_3^- avec un pH plus élevé. Si on veut faire un bilan général des résultats d'analyses des ET, on peut dire que le bassin versant du lac Togo est divisé en deux parties :

- Une partie amont en milieu rural loin des activités industrielles et des grandes agglomérations urbaines (stations H3, Z5, Z4) où les résultats des analyses montrent une faible charge polluante et une faible contamination par les ET étudiés ;
- Une partie aval qui traverse les agglomérations urbaines, des surfaces agricoles (stations H2, H1, Z3, Z2, Z1) où l'on observe des concentrations élevées en ions majeurs, COD et en ET.

Pour vérifier l'influence exacte des paramètres physico-chimique sur les ET de l'ensemble des échantillons, une analyse de leurs relations sera réalisée plus loin.

III.3.3. Evolution de la concentration des ET à l'exutoire des rivières Zio et Haho

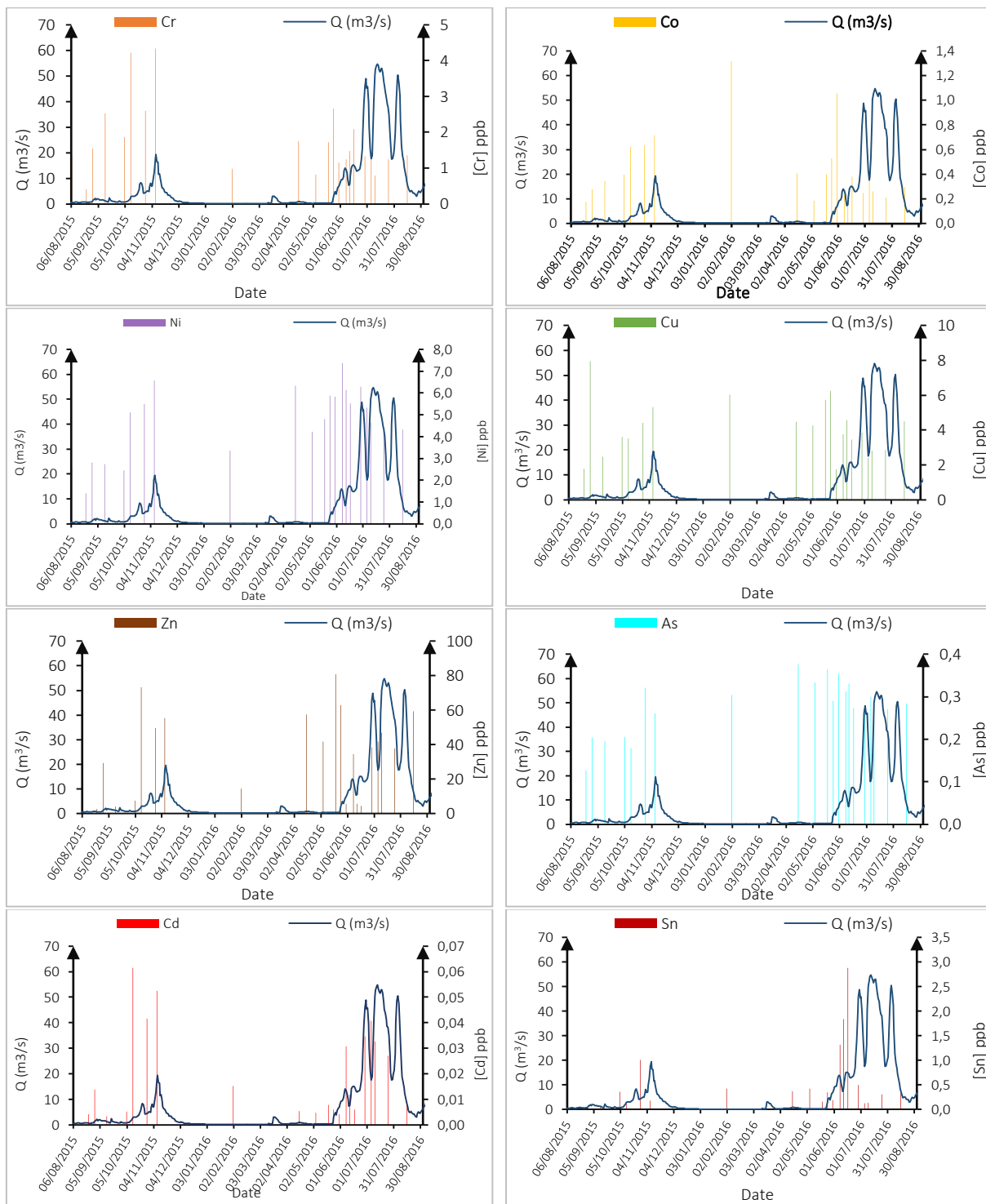
L'évolution des concentrations des espèces dissoutes au cours d'un cycle hydrologique donné peut être comparée avec celle des débits pour mieux comprendre l'origine des éléments et les processus qui contrôlent leurs variations de teneurs. Cette approche a déjà été utilisée par de nombreux auteurs (Probst, 1983 ; Orange, 1990). Les figures 26 et 27 présentent respectivement l'évolution des ET suivis à l'exutoire des sous bassins du Zio et du Haho, comparée aux variations de débits au cours du cycle hydrologique de 2015-2016.

Malgré une irrégularité temporelle des prélèvements aux exutoires du Zio (Z3) et du Haho (H2), l'évolution des concentrations ponctuellement mesurées par rapport aux débits moyens journaliers à ces deux stations a été réalisée (figures 26 et 27).

On remarque globalement que les concentrations des ET étudiés diminuent lorsque débit augmente. Toutefois, une légère augmentation est observée en début de crue. En effet, durant la période des hautes eaux, les teneurs en ET tout comme les éléments minéraux dissous diminuent (Probst, 1983) car la montée des eaux entraîne une dilution des concentrations.

En outre, le prélèvement réalisé après l'événement pluvieux de février, mois correspondant à une période de basses eaux (Figure 26), montre l'une des plus fortes concentrations observées en Co, As, Cu, U à la sortie de la rivière Zio. On peut donc retenir que la concentration des ET

diminue quand le débit augmente en période de hautes eaux et augmente en période de basses eaux et en début de crue suite aux premières pluies.



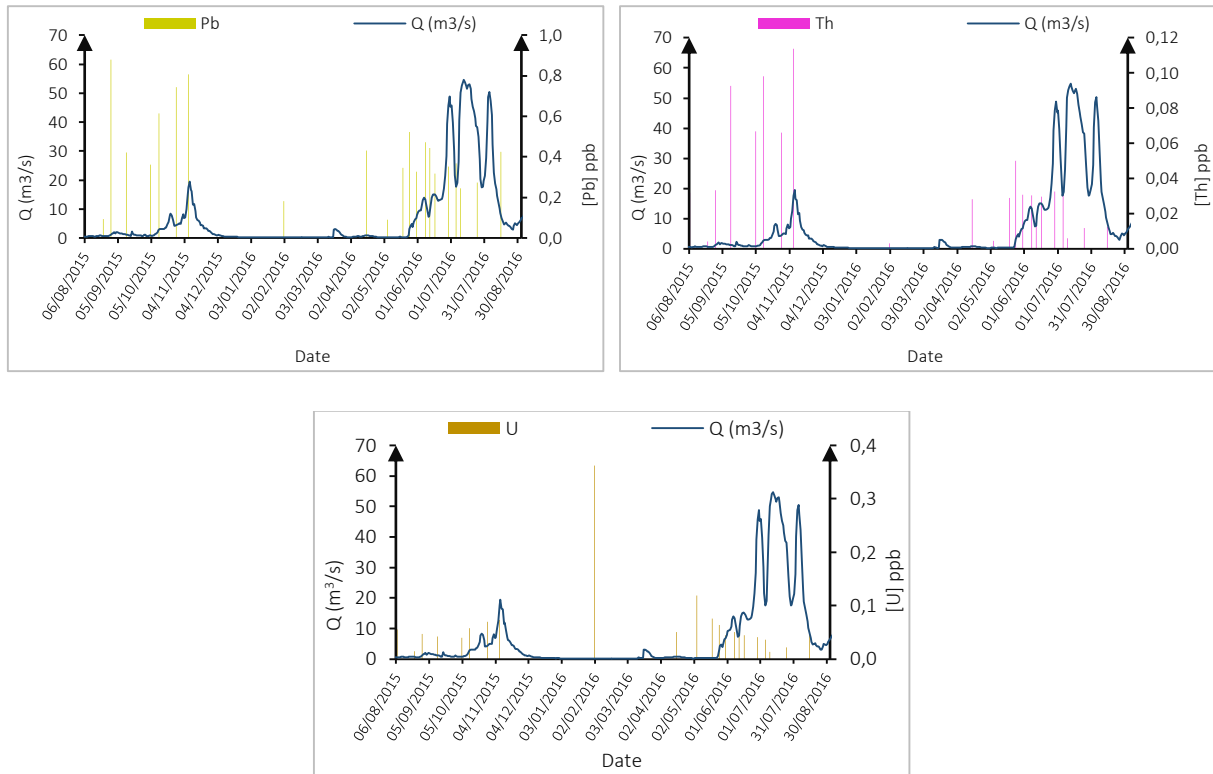
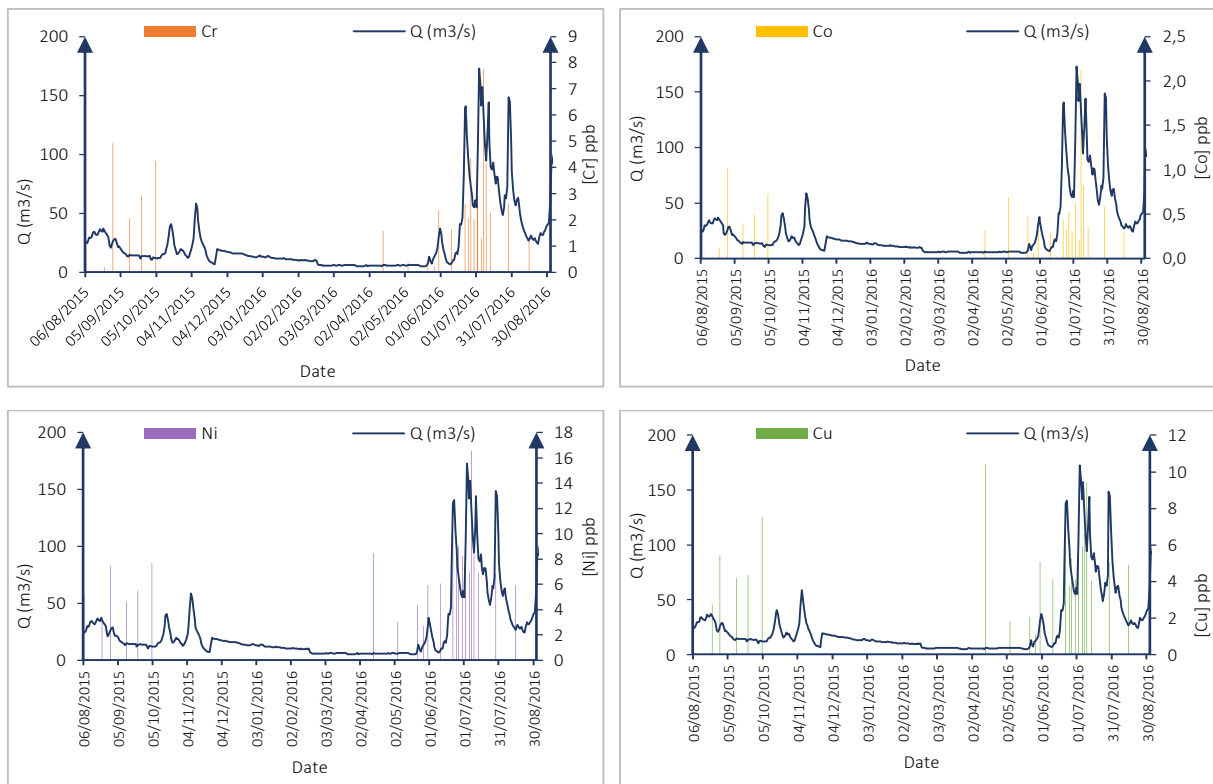


Figure 26 : Variations saisonnières des teneurs en ET comparées aux variations de débits au cours du cycle hydrologique 2015-2016 dans les eaux du Zio à station située à l'exutoire (Z3).



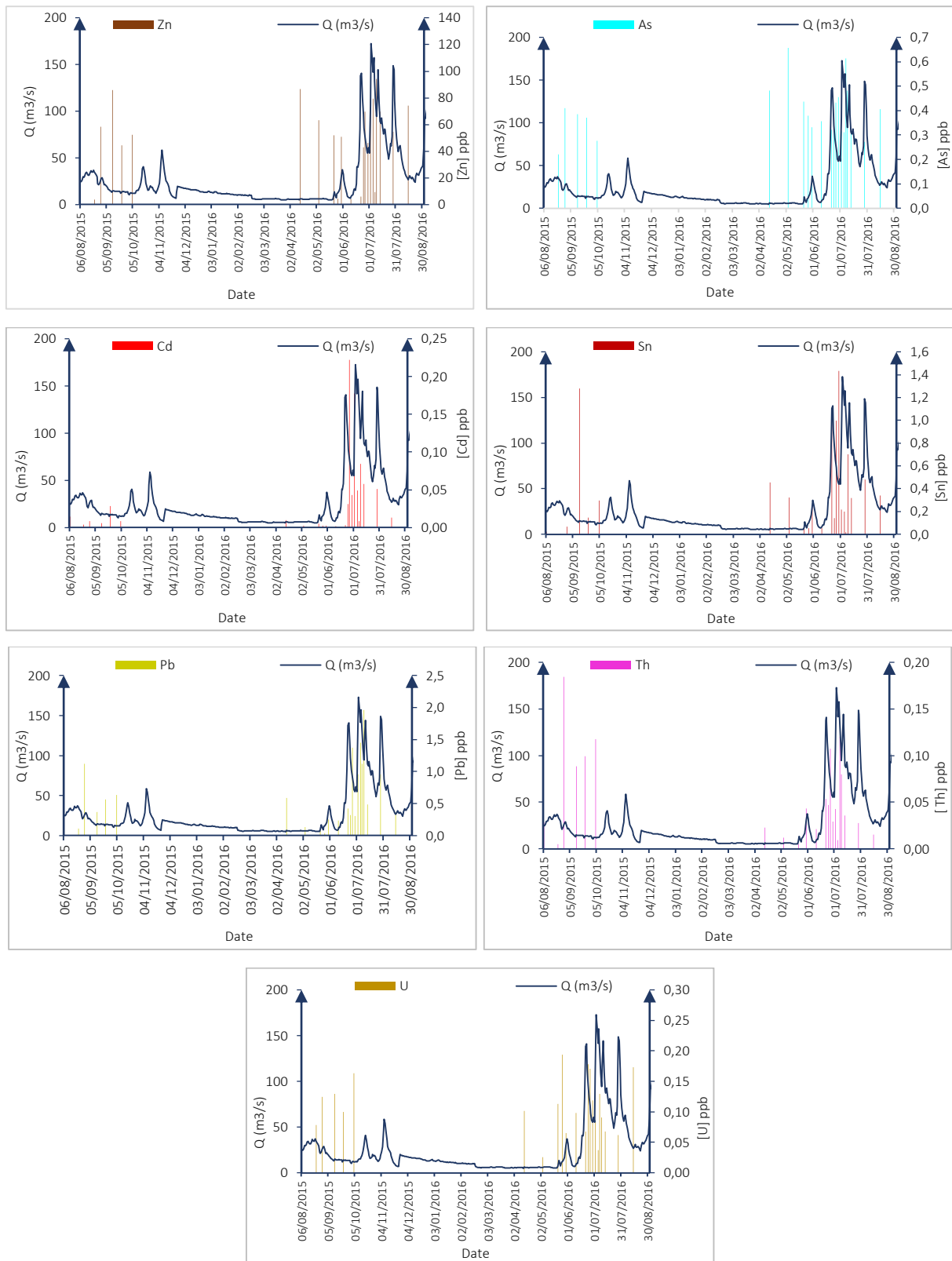


Figure 27 : Variations saisonnières des teneurs en ET comparées aux variations de débits au cours du cycle hydrologique 2015-2016 dans les eaux du Haho à station H2.

III.3.4. Relations entre les ET et les paramètres physico-chimiques de l'eau

Parmi les ET les plus évidents, il ressort du tableau 6 ce qui suit :

Pour la rivière Zio :

- Une corrélation significative et positive entre les Cl^- , Br^- , Na^+ et Mg^{2+} avec les Cr, Ni, Cu, As, Pb et U. Toutefois, lorsqu'on isole les échantillons de la station Z1 qui est sous l'influence marine via le lac Togo, aucune relation n'est observée pour le Cr, Ni, Pb. Les relations deviennent moins significatives pour le Cu, l'U, et plus significative pour l'As.
- Des faibles corrélations observées entre le Ni, U et le SO_4^{2-} respectivement de 0,33 et 0,67 ;
- Une faible corrélation positive du Cd avec le Br, le COD et négative avec le pH. Après isolement de la station Z1, seule la relation avec le COD est identifiée avec une légère augmentation. De plus la corrélation observée entre le Sn et le PO_4^{3-} a augmenté de 0,50 à 0,58.
- Une corrélation plus ou moins significative du Zn et l'As avec le HCO_3^- et le NH_4^+ avec et sans la station Z1 ;
- Excepté le Co après isolement, la corrélation significative entre le COD et le Ni, le Zn, l'As, le Cd et le Pb est maintenue.
- Une faible corrélation négative du pH avec le Ni, Zn, As, Cd et positive avec le Th. Après isolement de la station Z1, le Zn et le Cd n'ont plus de relation avec le pH.

Tableau 6 : Coefficient de corrélation entre les éléments traces et les paramètres physico-chimiques des eaux de la rivière Zio ; * r^2 obtenus en isolant les échantillons de la station Z1 (r^2 ; $p < 0,05$; $n=40$ et $n^*=36$)

	Cl^-	Br^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}	HCO_3^-	Na^+	NH_4^+	K^+	Mg^{2+}	COD	pH
Cr	0,89	0,95	0,00	-0,13	0,04	0,89	-0,22	-0,06	0,87	0,09	-0,14
Cr*	-0,15	-0,23	-0,06	-0,11	-0,33	-0,13	-0,09	-0,08	-0,22	0,16	0,30
Co	0,01	-0,03	0,09	-0,10	0,09	0,01	0,09	-0,15	0,02	0,36	-0,14
Co*	-0,02	-0,06	-0,04	-0,05	-0,17	0,01	0,02	-0,08	-0,04	0,25	0,12
Ni	0,45	0,35	0,33	0,25	0,31	0,45	0,40	0,31	0,47	0,74	-0,43
Ni*	0,16	0,16	0,34	0,40	0,18	0,19	0,44	0,43	0,16	0,76	-0,39
Cu	0,91	0,97	0,02	-0,08	0,21	0,91	-0,05	0,04	0,89	0,20	-0,27
Cu*	0,34	0,33	0,50	0,10	0,31	0,37	0,73	0,35	0,33	0,60	-0,16
Zn	-0,12	-0,10	-0,07	-0,17	0,36	-0,12	0,35	0,11	-0,11	0,57	-0,36
Zn*	0,20	0,27	0,28	-0,18	0,37	0,26	0,49	0,21	0,31	0,59	-0,29
As	0,46	0,42	0,19	0,17	0,59	0,46	0,58	0,54	0,47	0,79	-0,51
As*	0,50	0,48	0,50	0,34	0,54	0,48	0,82	0,77	0,43	0,83	-0,42
Cd	0,30	0,38	-0,14	-0,12	0,01	0,30	0,08	0,13	0,28	0,33	-0,39

	Cl ⁻	Br ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	COD	pH
Cd*	-0,13	-0,12	-0,10	-0,11	-0,03	-0,13	0,27	0,16	-0,02	0,36	-0,32
Sn	-0,03	-0,09	0,15	0,50	0,12	-0,03	0,12	0,12	-0,01	0,28	-0,24
Sn*	-0,02	-0,07	0,05	0,58	0,05	-0,04	0,03	0,17	0,02	0,20	-0,22
Pb	0,32	0,34	0,01	-0,11	0,07	0,33	0,26	0,12	0,32	0,48	-0,14
Pb*	-0,05	-0,09	0,08	-0,06	-0,05	0,02	0,40	0,19	-0,01	0,46	0,02
Th	-0,23	-0,19	-0,15	-0,16	-0,43	-0,23	-0,07	-0,02	-0,24	0,00	0,45
Th*	-0,16	-0,30	-0,13	-0,21	-0,39	-0,15	-0,05	-0,05	-0,31	0,06	0,43
U	0,90	0,68	0,67	-0,20	0,31	0,90	0,12	-0,07	0,92	0,21	-0,10
U*	0,45	0,43	0,55	-0,15	0,19	0,32	-0,11	0,01	0,51	0,23	0,15

Au regard de ces résultats, on remarque, d'une part l'influence plus ou moins importante des paramètres physico-chimiques de l'eau dans la distribution des ET dissous de la rivière Zio et d'autre part l'effet de la contamination lacustre (via l'intrusion marine). Les teneurs des paramètres notamment le pH, l'alcalinité et le SO₄²⁻ est en fonction de la nature lithologique de la zone d'étude. Ceci implique que les valeurs de ces éléments doivent évoluer inversement par rapport aux teneurs en ET dans la phase dissoute. Ce qui n'est pas le cas pour le Zinc, l'Arseenic et l'Uranium même après isolement de la station Z1. Lorsque les eaux de rivière Zio deviennent de plus en plus basiques, moins il y a des ET sauf le Th.

Par ailleurs, on observe également l'impact des rejets anthropiques dans la phase dissoute. En effet, la présence de certains éléments comme Pb et Cu, qui dans les conditions naturelles sont éliminés de la colonne d'eau par adsorption sur les phases particulières, confirme l'action anthropique dans la distribution des éléments traces via le Cl, Na et le COD.

Pour la rivière Haho :

Les relations entre les paramètres physico-chimiques et les ET dans les eaux douces de la rivière Haho révèlent les observations suivantes (Tableau 7):

- Une corrélation positive entre le Cr, Cu, As, U et SO₄²⁻ mais après isolement de la station H1, aucune relation n'est observée pour le Cr, Cu et le l'As montrant ainsi l'action de la station H1 dans la distribution de ces ET dans la rivière Haho via les ligands de sulfate ;
- Une faible relation significative entre le phosphate et le Ni, le COD et le Cu après isolement de la station H1. Ceci implique l'effet des rejets humains sur les eaux continentales de ce bassin ;

Tableau 7 : Coefficient de corrélation entre les éléments traces et les paramètres physico-chimiques des eaux de la rivière Haho ; * r² obtenus en isolant les échantillons de la station H1 (r² ; p< 0,05 ; n=35 et n*=30)

	Cl ⁻	Br ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	COD	pH
Cr	0,08	0,06	0,89	-0,15	-0,18	0,05	0,12	-0,42	0,31	0,16	0,02
Cr*	-0,03	-0,05	0,08	0,07	-0,49	-0,20	0,32	-0,21	-0,25	0,26	-0,07
Co	-0,06	-0,06	-0,02	-0,01	-0,30	-0,07	-0,01	0,02	-0,24	0,05	-0,13
Co*	-0,13	-0,15	-0,14	-0,02	-0,26	-0,22	0,26	-0,01	-0,24	0,11	-0,13
Ni	-0,03	-0,04	0,31	0,28	-0,42	-0,05	0,05	-0,15	-0,13	0,07	-0,27
Ni*	-0,10	-0,10	0,12	0,39	-0,39	-0,23	0,49	-0,04	-0,21	0,18	-0,31
Cu	0,05	0,03	0,74	0,08	-0,32	0,02	0,11	-0,35	0,19	0,32	-0,04
Cu*	0,04	0,04	0,17	0,34	-0,51	-0,12	0,46	-0,11	-0,27	0,40	-0,11
Zn	0,20	0,20	-0,04	-0,17	-0,13	0,20	0,13	-0,12	0,07	0,12	0,05
Zn*	0,29	0,29	0,23	-0,20	-0,14	0,21	-0,36	-0,23	0,06	0,15	0,02
As	0,11	0,09	0,72	-0,21	0,28	0,09	0,10	-0,10	0,53	-0,02	-0,21
As*	0,29	0,29	0,23	-0,13	0,50	0,37	-0,13	0,29	0,44	-0,20	-0,37
Cd	-0,13	-0,12	-0,03	0,23	-0,22	-0,13	-0,12	-0,08	-0,16	0,18	-0,13
Cd*	-0,15	-0,14	-0,01	0,22	-0,32	-0,21	-0,04	-0,17	-0,21	0,14	-0,10
Sn	-0,05	-0,06	0,10	0,05	0,01	-0,06	-0,04	-0,32	0,05	-0,08	0,01
Sn*	-0,09	-0,07	-0,02	0,26	-0,25	-0,10	0,30	-0,08	-0,18	0,04	-0,13
Pb	-0,07	-0,07	0,20	0,07	-0,52	-0,08	-0,03	-0,30	-0,28	0,12	-0,19
Pb*	-0,19	-0,20	-0,07	0,15	-0,52	-0,34	0,21	-0,23	-0,39	0,27	-0,22
Th	-0,14	-0,13	-0,17	-0,16	-0,48	-0,14	-0,10	-0,15	-0,45	0,09	0,05
Th*	-0,17	-0,23	-0,13	-0,20	-0,45	-0,28	0,25	-0,27	-0,36	0,30	0,08
U	0,15	0,13	0,67	-0,37	0,41	0,13	0,11	-0,44	0,66	0,00	0,18
U*	0,37	0,36	0,41	-0,32	0,51	0,45	-0,21	-0,16	0,59	-0,09	0,17

Comme les résultats de la rivière Zio, les résultats observés dans le Haho soulignent d'une part l'influence plus ou moins importante des paramètres physico-chimiques de l'eau dans la distribution des ET dissous, et d'autre part, l'action moins importante des apports anthropiques sur la qualité des eaux. Ces apports anthropiques se justifient par la présence du Cr, Cu et U, qui dans les conditions naturelles seraient éliminés de la colonne d'eau par le caractère basique des eaux continentales.

Conclusion partielle

Cette étude sur la géochimie des cours d'eau du BVLT a permis de montrer l'impact des activités anthropiques (agricole et rejet industriel) sur les eaux du Bassin Versant du Lac Togo. Les eaux de la rivière Zio et du Lac sont très polluées par les matières organiques (COD) que celles de Haho. Ces eaux sont polluées par les éléments Sc, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Rb, Sr, Zr, Nb, Mo, Sn, Cs, Ba, Th, U avec des moyennes qui sont élevées aux Concentrations Naturelles des Rivières du Monde (CNRM) et celles des normes françaises, européennes et de

l'OMS pour l'alimentation en eau potable (INERIS-DRC, 2006). Les concentrations de ces éléments traces sont plus significative au niveau du lac et dans les stations aval Z1 et H1. En outre, de fortes corrélations sont observées entre sodium et magnésium, sodium et chlorure, magnésium et calcium, sulfate et magnésium, avec la teneur des éléments majeurs qui évolue pour la plupart de l'amont en aval. Les observations montrent que la composition géochimique des cours d'eau du Zio et du Haho reflète globalement les caractéristiques lithologiques régionales. Cependant à certains endroits, ces apports lithologiques sont perturbés par les activités agricoles et par les apports d'origine marine via le lac. Les concentrations des eaux étant également liées aux sédiments suite aux relargages des polluants, le chapitre suivant sera consacré à la caractérisation des sédiments des rivières Zio, Haho et du lac Togo.

CHAPITRE IV

CARACTERISATION DES SEDIMENTS DE FOND ET DES MES DANS LES COURS D'EAU DU BVL

Introduction

Au sein d'un écosystème aquatique, outre la connaissance de la composition physicochimique des eaux d'une rivière (étudiée précédemment dans le chapitre 3), la connaissance de la composition chimique des matières en suspension (MES) et des sédiments de fond semble primordiale pour mieux comprendre globalement la qualité des eaux qui drainent un bassin versant. L'évaluation des risques liés à une pollution d'un milieu ou d'un écosystème aquatique ne dépend pas uniquement de la concentration totale d'un élément mesuré dans le milieu. Le risque est plus particulièrement lié à la forme chimique des éléments, ainsi qu'aux mobilités et biodisponibilités potentielles de ces éléments et à leur capacité à contaminer des ressources en eau ou à infiltrer la chaîne trophique et alimentaire. En effet, les sols et les sédiments contiennent de nombreux sites de rétention des éléments traces, comme des sites à charges permanentes, présents notamment dans les phyllosilicates, ou des groupes de surface très réactifs dont le comportement est semblable à celui d'un acide faible. Les phénomènes de « sorption » (absorption ou adsorption) pouvant être réversibles, tous les ET « sorbés » sur une phase particulaire sont donc potentiellement remobilisables vers la phase dissoute, lors du changement d'un paramètre physico-chimique tel que la salinité, le pH, le potentiel d'oxydoréduction et/ou la concentration en ligands organiques ou inorganiques.

Les études existantes sur le BVL avaient été consacrées à la détermination des teneurs des ET dans les espèces aquatiques et invertébrés des eaux du Lac Togo (Gnandi et Tobschall, 1999) ; Gnandi et *al.*, 2007 ; Bodjock, 2003 ; Aduayi-Akue, 2010). Dans cette étude, nous allons essayer de caractériser les sédiments de fond des cours d'eau du bassin du lac Togo. L'ensemble des analyses ont été effectuées sur la fraction inférieure à 63 μ m qui est représentative des MES (Gaiero et *al.*, 2003) et qui permet de normaliser les différents échantillons prélevés par rapport à d'éventuelles variations de granulométrie.

IV.1- CARACTERISTIQUES PHYSIQUE ET DYNAMIQUE DES SEDIMENTS DE FOND

IV.1.1- COMPOSITION DES SEDIMENTS

IV.1.1.1. Composition granulométrique des sédiments

Pour l'estimation de la composition granulométrique des sédiments en fonction de leur texture dans le BVL, nous avons à partir des résultats obtenus par la microgranulométrie laser, calculé le pourcentage des différentes fractions par rapport au poids total initial de la fraction présente dans l'échantillon issu de la granulométrie obtenue par tamisage manuel des principales fractions (fines : 0 à 63 μm , grossières : 63 à 200 μm , et très grossières : 200 à 2000 μm). Ceux-ci nous ont permis de tracer un premier diagramme ternaire (Figure 28) pour l'ensemble des fractions. Un second diagramme correspondant aux détails des fractions fines soit les argiles, limons fins et limons grossiers (Figure 29) est obtenu à partir de la microgranulométrie laser pour les deux campagnes d'échantillonnages effectuées, l'une au mois de février (exemple : Z1-F) et l'autre au mois d'octobre (exemple : Z1-O). Rappelons que le mois de février correspond à la période des basses eaux et le mois d'octobre à celle des hautes eaux dans le BVL.

Le diagramme ternaire de la figure 28 pour l'ensemble des fractions montre une dominance du pôle des pélites c'est-à-dire de la fraction fine < 63 μm avec des valeurs comprises entre 50% - 98%, hormis les stations amont de la rivière Zio (Z4 et Z5) où le pourcentage varie de 33 % à 44%. En dehors de ces dernières, les quantités de la fraction fine < 63 μm durant la période de hautes eaux sont légèrement plus importantes qu'en période de basses eaux. La station Z2 (située dans le delta du Zio) présente le pourcentage le plus élevé de fractions fines, aussi bien en octobre qu'en février. Les pourcentages des fractions sableuses fines pour l'ensemble des stations en février et octobre sont inférieurs à 30%. La quantité des sables grossiers dans tous les échantillons durant les basses et hautes eaux sont inférieures à 25% sauf pour la station Z4-F (50%) et Z5-O (45%).

Le diagramme ternaire (Figure 29) pour les fractions les plus fines (< 63 μm) nous montre une variation moins importante entre les deux périodes février et octobre, avec une dominance des limons fins (2-20 μm) dont le pourcentage varie peu d'un sédiment à l'autre, autour de 50 à 60%. Pour les 2 autres fractions, on a une variation d'un pôle « limons grossiers » vers un « pôle argileux » suivant les sédiments (Z4 avec près de 40% de limons grossiers et Z2 avec près de 50% d'argiles).

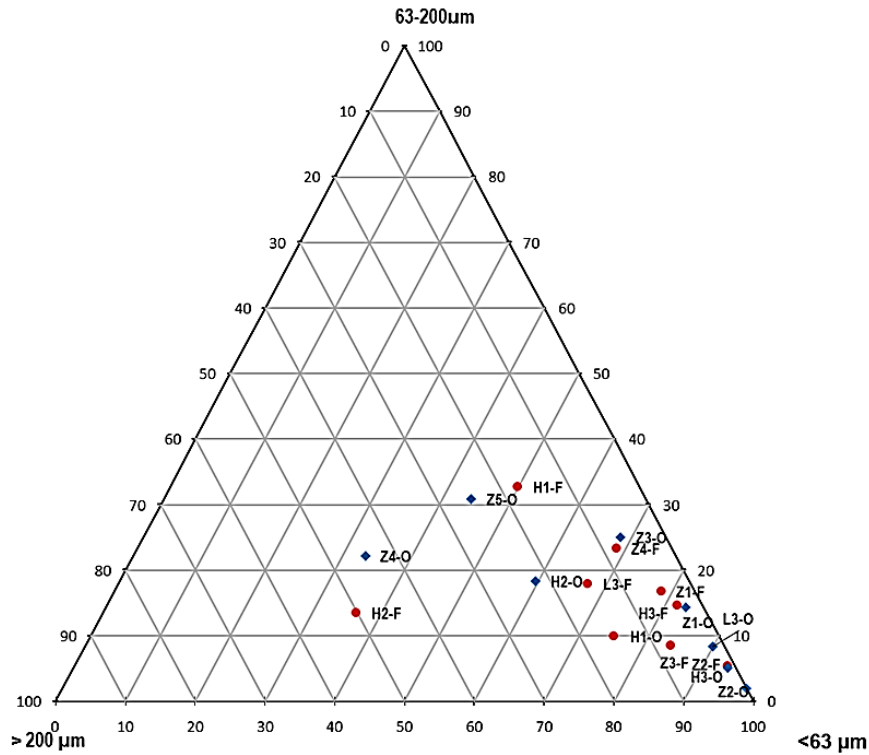


Figure 28: Diagramme ternaire textural des sédiments de fond (<63µm, 63-200µm, >200µm) des stations du BVL (Z1 à Z5, H1 à H3, L3) pour les périodes de Février (F) et Octobre (O) 2015

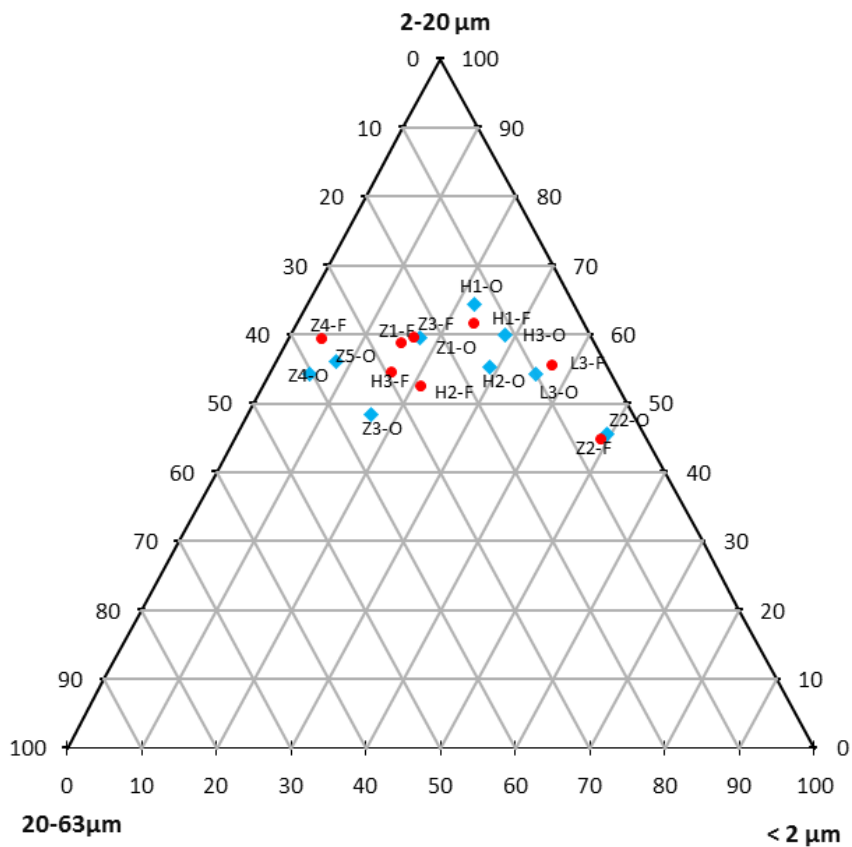


Figure 29 : Répartition granulométrique des fractions fines entre argiles < 2µm ; limons fins 2-20 µm et limons grossiers 20-63µm des sédiments dans le BVL (rond rouge = prélèvement de février ; losange bleu = prélèvement d'octobre)

Globalement, la répartition granulométrique des sédiments de fond montre que les sédiments du BVLT (Figure 30) sont essentiellement de texture limono-argileuse (34-98%). Contrairement aux stations Z4 et Z5 où dominent les sables, avec respectivement 65% et 56%. Les limons représentent la fraction la plus importante dans les sédiments du BVLT avec un % qui varie de 40% à 63%. Le pourcentage d'argile ne dépasse pas 28 % sauf dans les sédiments de la station de Z2 où domine l'argile à plus de 47%. Les fortes proportions en limons sont observées aux embouchures des rivières Zio et Haho avec le lac Togo : Z1 (LF = 47%, LG = 19% et Arg = 13%) et H1 (LF = 50%, LG = 11% et Arg = 18%). La station Z2 située dans le delta du Zio est la seule qui présente une forte proportion en sédiments fins (Arg = 47 %, LF = 43% et LG = 5 %). Cette forte proportion en sédiments fins observée à Z2 serait due au drainage des limons fins et argiles issus du lavage de gravier pratiqué sur le lit de la rivière Zio depuis la station Z3 à Z2.

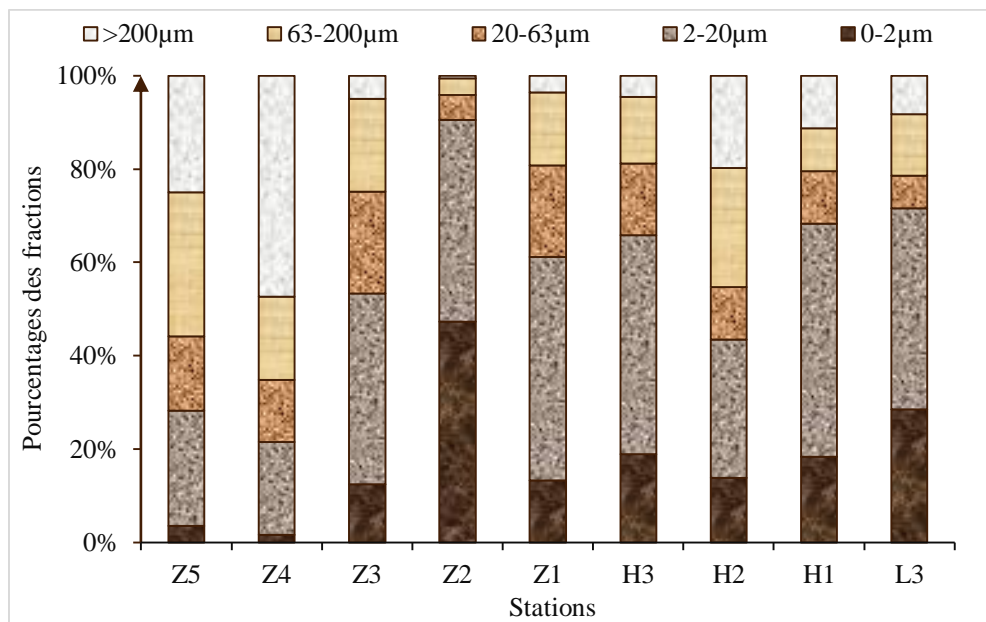


Figure 30 : Granulométrie des sédiments de fond du BVLT : Argiles < 2µm ; 2 < Limons fins < 20µm ; 20 < Limons grossiers < 63µm ; 63 < Sables fins < 200 µm, 200 < sables grossiers < 2000µm

IV.1.1.2. Variabilité des teneurs en éléments majeurs

Afin d'illustrer la composition chimique des sédiments de fond du BVLT au cours des deux campagnes (octobre et février), nous avons représenté la distribution des teneurs en éléments majeurs dans les fractions fines (<63µm) des échantillons sur deux diagrammes ternaires dont l'un est composé des oxydes de Si, Fe+Al et Ca+Mg+Na+K et l'autre des oxydes de Si, Al et Fe (Figure 31). Ces éléments majeurs constituent plus de 90% de la composition chimique totale des échantillons, et ils rentrent aussi dans la composition des principaux minéraux (phyllosilicates et oxydes) que l'on peut observer dans les sols de cette région (kaolinite,

oxydes de fer et d'aluminium). Ces minéraux, notamment les oxydes jouent un rôle essentiel sur le contrôle des éléments traces dans les sédiments car ils ont une forte capacité d'adsorption des ET.

On remarque tout d'abord une dominance de la silice dans la répartition des éléments majeurs. Les échantillons analysés évoluent du pôle Fe-Al (18% - 36%) vers le pôle Si (60% à 77%). Les concentrations en cations majeurs (Ca, Mg, Na, K) sont très faiblement représentées dans l'ensemble du bassin (3% à 9%) alors que les concentrations en oxyde d'Al et de Fe (18% à 36%) sont plus importantes. En effet les cations sont rapidement lessivés des profils de sols et on retrouve très peu dans les sédiments exportés par les cours d'eau alors que les oxydes de Fe et Al s'accumulent dans les minéraux résiduels des sols et sont ainsi plus enrichis dans les MES et les sédiments des rivières. Les concentrations en Al paraissent plus importantes (13% à 27%) comparées aux concentrations en Fe (6% à 15%). La proportion de l' Al_2O_3 pour Fe_2O_3 est d'environ 7 pour 1 avec de faibles teneurs en Ca et Mg mais de forte teneurs en Si (>60%). Ces résultats sont conformes aux résultats d'analyses de la composition minéralogique et chimique effectuées dans les différents sols dans la région maritime au sud du Togo par les différents chercheurs de l'IRD (ex ORSTOM) (Lamoureux, 1960 ; Millette et *al.*, 1964 ; Faure, 1985 ; Coq, 1986). Les pourcentages les plus élevés en SiO_2 (environ 70%) se retrouvent dans les stations amont (Z4, Z5, H3) des bassins versants. Ces observations seront confrontées plus loin à la distribution des terres rares qui demeurent jusqu'à présent les meilleurs traceurs des processus pédogénétiques (Laveuf et *al.*, 2008).

On peut donc retenir que les sédiments du BVL se caractérisent par la présence en abondance de phyllosilicates tels que la kaolinite et d'oxydes et hydroxydes de Fe et Al avec un ordre d'abondance suivant : $Si > Al > Fe > Ca > Mg > Na > K$. Cette analyse de la distribution spatiale des teneurs en éléments majeurs des échantillons de sédiments dans les cours d'eau du BVL reflète bien les caractéristiques des sols du sud de Togo dominés par les sols ferrugineux tropicaux lessivés sur de faibles profondeurs et des sols ferralitiques. Ces variations de concentrations des éléments majeurs entre les stations d'étude peuvent être liées à la nature des roches silicatées telles que le gneiss, les migmatites, granite etc. que traversent les eaux de ruissellement. Ces concentrations proviendraient également des différentes types d'activités anthropiques dans la région (confère carte d'occupation des sols chapitre 1).

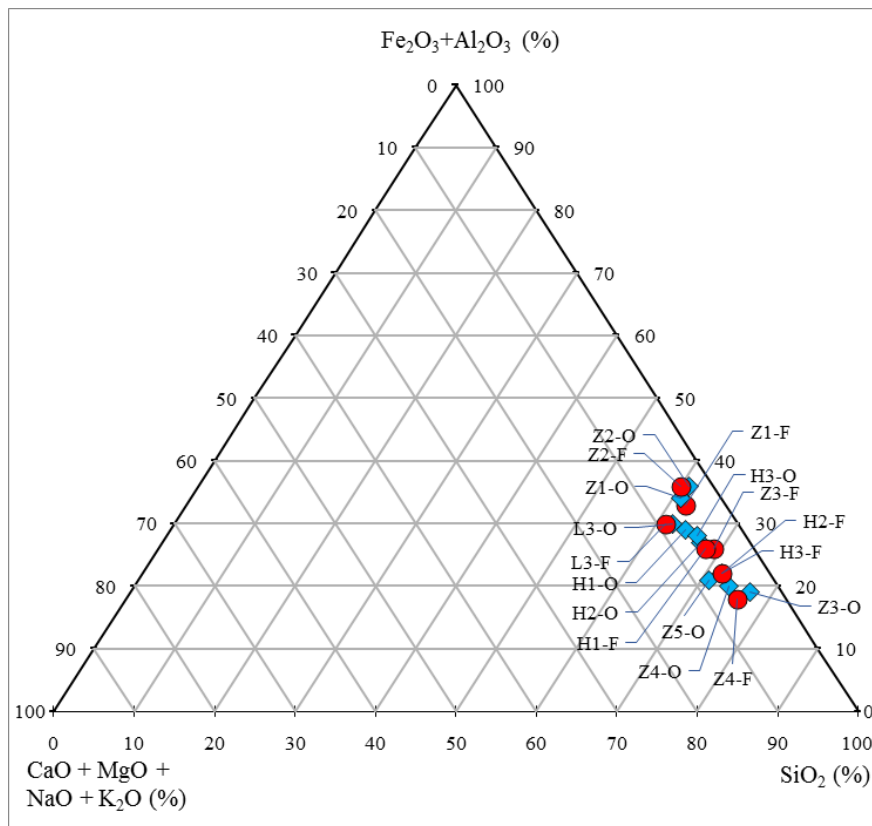
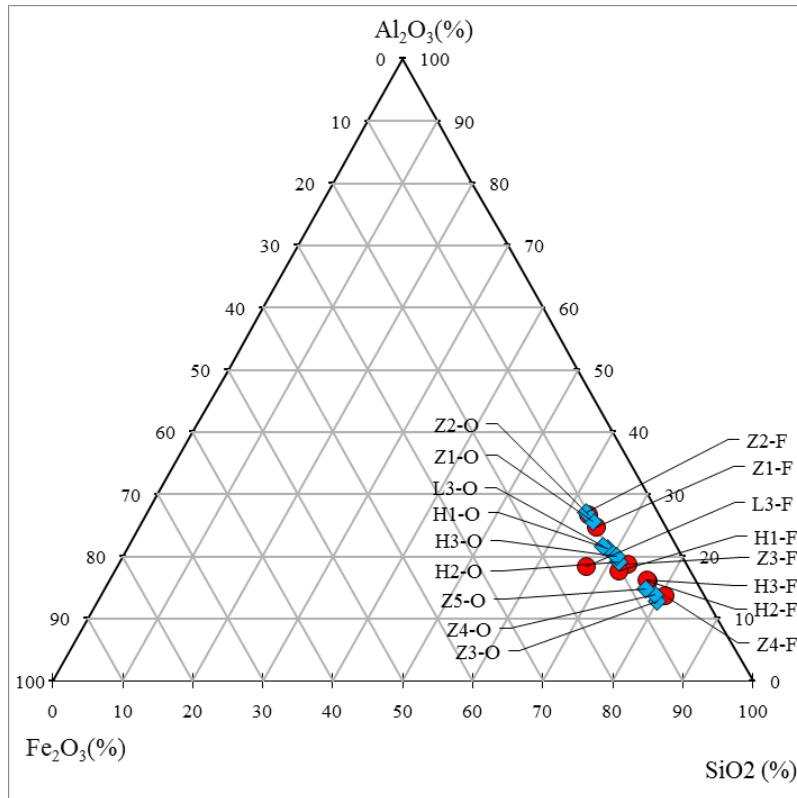


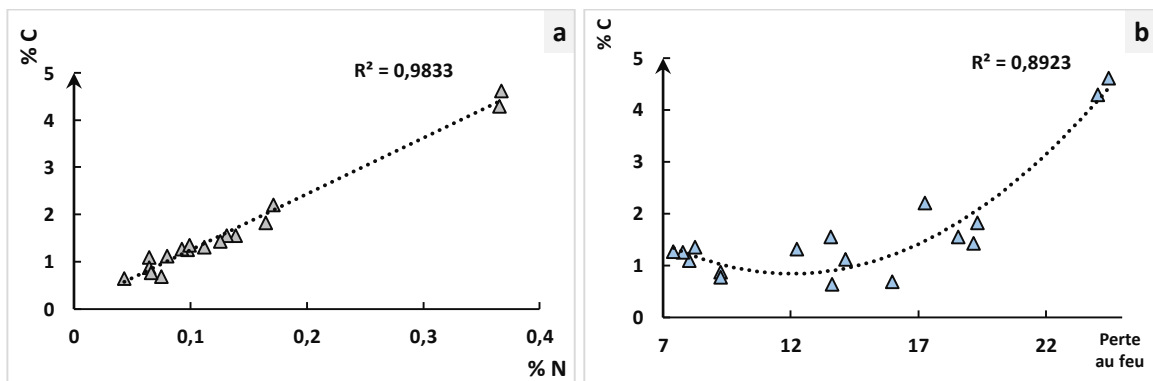
Figure 31 : Diagrammes ternaires de composition des éléments majeurs dans les sédiments du BVL par station d'échantillonnage (Z1 à Z5 sur le Zio, H1 à H3 sur le Haho et L3 sur le Lac) et par période de prélèvement (O : prélèvement d'octobre et F : prélèvement de février).

IV.1.1.3. Teneurs en C et N et rapport C/N

Les teneurs en C et N dans les sédiments donnent une idée sur la nature et l'abondance de la matière organique (MO) et son degré d'évolution (état de dégradation, maturité) dans les sédiments. En effet, les rapports C/N élevés (>8) rendraient compte d'une origine terrigène dominante de la MO et du niveau d'évolution de celle-ci. Dans le cas contraire $C/N < 8$, les rapports rendraient compte soit d'une origine phytoplanctonique, soit d'un apport d'azote (microorganismes, fertilisants) (Cufientès et al., 1996 ; Ogrinc et al., 2005 ; Balakrishna and Probst, 2005) et d'une MO moins dégradée.

Dans les échantillons de sédiments du BVL, les teneurs en C oscillent entre 0,64% et 4,61% avec une moyenne de 1,64% alors que celles d'azote varient entre 0,04% et 0,36% pour une moyenne de 0,13%. Ainsi, rapport C/N varie entre 9,11 et 17 avec une moyenne de 12,63. Ces valeurs du rapport C/N indiquent que la MO dans ce bassin provient d'une origine terrigène et serait peu évoluée.

Le rapport C/N est sensiblement variable durant les deux périodes hydrologiques dans le bassin du lac Togo : 11,21 à 13,59 en basses eaux et 9,11 à 17,04 en hautes eaux. Les ratios les plus élevés sont observés dans les sédiments amont. Le pourcentage de carbone est fortement corrélé au pourcentage d'azote (figure 32-a) dans le bassin ($R^2 = 0,98$) et aussi avec le pourcentage de la perte au feu ($R^2 = 0,89$) (Figure 32-b). La corrélation observée entre le ratio C/N et le pourcentage de carbone et d'azote paraît faible (Figure 32-c et d).



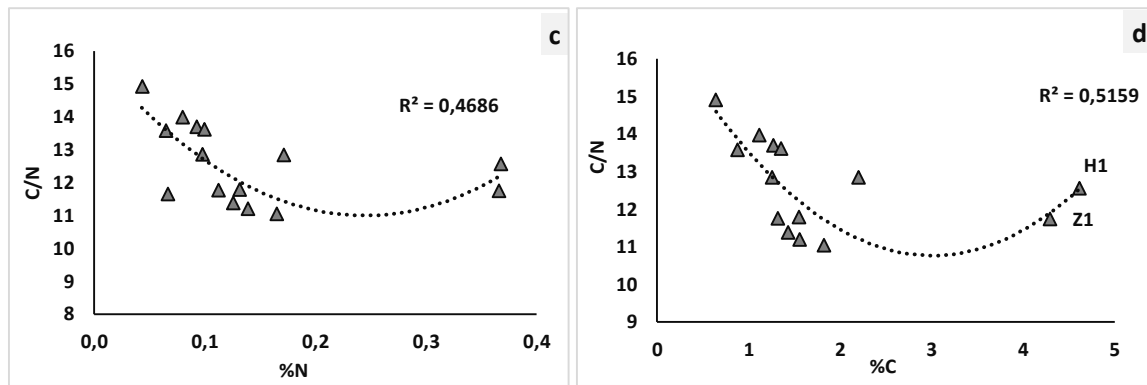


Figure 32 : Relations entre % C et % N (a) et entre %C et la perte au feu en % (b), C/N et %N (c) et C/N et %C (d) dans les sédiments du BVLT

IV.1.2- TERRES RARES

Avant de s'intéresser à l'impact anthropique sur les concentrations et les enrichissements en éléments traces dans les sédiments du BVLT, nous avons jugé utile d'envisager le comportement naturel des éléments traces dans ces sédiments à travers la dynamique des terres rares (TR). L'analyse effectuée sur les TR sera présentée afin de caractériser également leurs origines naturelles ou anthropiques dans les sédiments de fond.

IV.1.2.1. Variabilité saisonnière des teneurs en TR

Dans cette étude, 14 éléments suivants seront considérés : le Lanthane (La), Cérium (Ce), Praséodyme (Pr), Néodyme (Nd), Samarium (Sm), Europium (Eu), Gadolinium (Gd), Terbium (Tb), Dysprosium (Dy), Holmium (Ho), Erbium (Er), thulium (Tm), Ytterbium (Yb), Lutétium (Lu). Les résultats des analyses chimiques en TR (Tableau 8) montrent que les sédiments de fond des cours d'eau du bassin du lac Togo sont plus concentrés en TR que les sédiments utilisés comme référence, le PAAS ($162,35 \mu\text{g.g}^{-1}$) et le NASC ($183 \mu\text{g.g}^{-1}$).

En effet, les sédiments de la rivière Haho sont plus concentrés en TR ($276,08 \mu\text{g.g}^{-1}$) que ceux issus de la rivière Zio ($206,19 \mu\text{g.g}^{-1}$) et ceux du lac Togo ($202,3 \mu\text{g.g}^{-1}$). Cette concentration assez considérable dans les sédiments du bassin du Haho serait due aux fortes teneurs en argiles et aussi à la présence dans ce bassin versant, des gisements de phosphates qui sont naturellement riches en TR (Gnandi, 1998 ; Gnandi et Tobschall, 2002 ; Gnandi *et al.*, 2009). Outre ces dispositions naturelles, il faut signaler d'autres activités dans le BVLT surtout l'agriculture pouvant contribuer à la pollution des sédiments via l'utilisation des engrais et produits phytosanitaires (l'endrine, le cypercal, le DDT).

Par ailleurs, la différence de ces concentrations en TR du BVLT par rapport aux références mondiales, peut être expliquée d'une part par la présence des minerais de phosphate en

exploitation en amont du Lac Togo et d'autre part, par l'homogénéité des échantillons du BVLT. En effet, les rivières, drainant des bassins versants de tailles plus ou moins petites comme celles du bassin du lac Togo, intègrent des matières plus homogènes que celles des grands bassins drainant de vastes surfaces. Cette homogénéité des échantillons du BVLT se traduit par les valeurs quasi identiques de la médiane et de la moyenne des teneurs en TR.

Les concentrations moyenne en TR présentées dans le tableau 8 varient entre 0,34 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Tm) et 133 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Ce) avec un ordre d'abondance croissant comme suit : Ce>La>Nd>Pr>Sm>Gd>Dy>Yb >Er>Eu>Ho>Tb> Lu>Tm. Cet ordre est légèrement différent de ceux du PAAS et du NASC. Les sédiments analysés comme pour la plupart des sédiments des milieux aquatiques, présentent un enrichissement en TR légères (TRL) et un appauvrissement en TR lourdes (ou Heavy, TRH).

Tableau 8: Teneurs en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ des TR dans les sédiments des rivières Zio, Haho et du lac Togo comparées aux teneurs moyennes du NASC et du PAAS

TR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	NASC ¹	PAAS ²	Sous bassin de Zio (BVZ)				Sous bassin de Haho (BVH)				Lac (à Togoville)
	Moy	Moy	Min	Max	Moy	Med	Min	Max	Moy	Med	Moy
La	32,0	38,0	36,1	47,4	41,2	40,8	51,7	62,9	57,6	57,9	44,3
Ce	73,0	80,0	64,5	104,1	86,1	87,3	99,1	133,0	115,7	115,7	80,6
Pr	7,9	8,9	8,2	11,0	9,6	9,8	12,0	14,9	13,4	13,4	9,9
Nd	33,0	32,0	30,3	40,9	36,3	37,2	45,3	56,3	50,6	50,4	37,0
Sm	5,7	5,6	6,0	8,1	7,2	7,7	8,9	10,9	9,8	9,8	7,3
Eu	1,2	1,1	1,3	1,9	1,6	1,7	2,0	2,1	2,1	2,1	1,7
Gd	5,2	4,7	4,8	7,0	6,0	6,4	7,4	8,7	8,0	8,0	6,2
Tb	0,9	0,8	0,7	1,1	0,9	1,0	1,1	1,3	1,2	1,2	0,9
Dy	5,8	4,4	4,3	7,4	5,8	5,7	6,8	7,7	7,2	7,1	5,7
Ho	1,0	1,0	0,9	1,6	1,2	1,2	1,4	1,6	1,5	1,5	1,2
Er	3,4	2,9	2,3	4,6	3,4	3,2	3,6	4,3	4,0	3,9	3,3
Tm	0,5	0,4	0,3	0,7	0,5	0,5	0,5	0,7	0,6	0,6	0,5
Yb	3,1	2,8	2,3	4,9	3,4	3,4	3,6	4,5	4,1	3,9	3,3
Lu	0,5	0,4	0,4	0,8	0,5	0,5	0,5	0,7	0,6	0,6	0,5
Σ TR					203,9				276,2		202,3

Valeurs de normalisation (en ppm) les plus couramment utilisées pour les roches sédimentaires et les eaux continentales :

⁽¹⁾NASC: North American Shale Composite (Haskin et al. 1968)

⁽²⁾PAAS: Post Archean average Australian Shales (Mc Lennan, 1989)

Les teneurs en TR présentent dans l'ensemble des sédiments analysés dans le BVLT montrent une variation dans l'espace, avec un rapport max/min d'environ 2. Cette variabilité s'accompagne également d'une très faible évolution saisonnière des concentrations moyennes des TR du bassin du lac Togo (Figure 33).

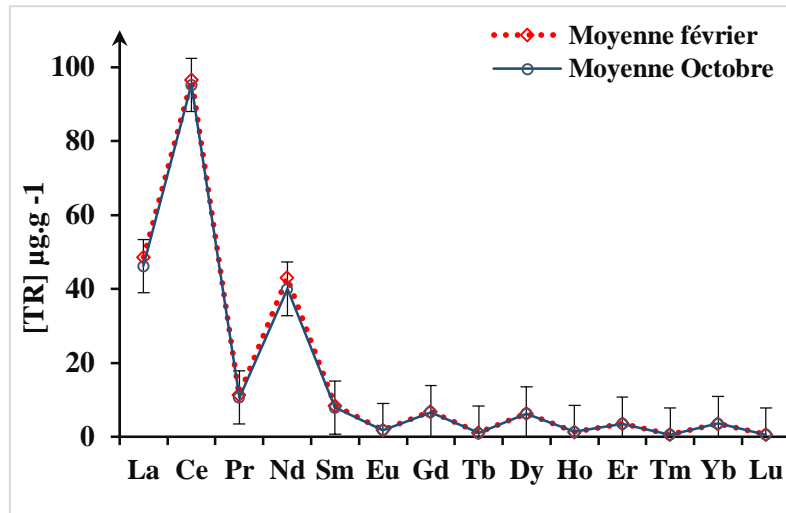


Figure 33: Variations saisonnières (février *versus* octobre) des concentrations moyennes en TR dans les sédiments du bassin versant du lac Togo

L'analyse de la matrice de corrélation de Pearson réalisée pour les TR des sédiments du bassin du lac Togo (tableau 9) présente des r^2 en majorité supérieur à 0,52 sauf pour La avec Tm, Yb et Lu dont les r^2 sont légèrement inférieur à 0,50. A l'intérieur d'un même groupe de TR, les coefficients de corrélations restent relativement significatifs. Les terres rares légères présentent de très bonnes corrélations entre elles, avec des $r^2 > 0,90$. Ces fortes corrélations sont également observées pour les terres rares lourdes, avec des r^2 compris entre 0,81 et 0,99. Les terres rares moyennes présentent des coefficients compris entre 0,81 et 0,99.

Tableau 9: Matrice de corrélation inter-élémentaire de Pearson (r^2 , n=17) des terres rares des sédiments du bassin versant du lac Togo. Valeurs en gras sont différente de 0 avec un niveau de signification avec $\alpha = 0,05$. Les valeurs en italique sont celles qui ne sont pas significatives à 1%

TR	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
La	1	0,90	0,99	0,98	0,96	0,85	0,91	0,81	0,69	<i>0,58</i>	<i>0,52</i>	<i>0,49</i>	<i>0,44</i>	<i>0,45</i>
Ce		1	0,94	0,93	0,93	0,80	0,93	0,90	0,85	0,78	0,75	0,74	0,71	0,72
Pr			1	1,00	0,99	0,89	0,95	0,86	0,77	0,66	<i>0,60</i>	<i>0,57</i>	<i>0,53</i>	<i>0,53</i>
Nd				1	0,99	0,91	0,96	0,88	0,79	0,69	0,63	<i>0,59</i>	<i>0,55</i>	<i>0,55</i>
Sm					1	0,93	0,98	0,92	0,84	0,74	0,68	0,65	<i>0,60</i>	<i>0,60</i>
Eu						1	0,94	0,90	0,81	0,71	0,64	0,58	<i>0,53</i>	<i>0,50</i>
Gd							1	0,97	0,92	0,84	0,79	0,76	0,72	0,71
Tb								1	0,98	0,93	0,90	0,87	0,84	0,81
Dy									1	0,99	0,97	0,95	0,92	0,90
Ho										1	0,99	0,98	0,97	0,95
Er											1	1,00	0,99	0,97
Tm												1	1,00	0,99
Yb													1	0,99
Lu														1

Ces résultats différents suivant les groupes de TR indiquent bien un fractionnement entre les terres rares légères et lourdes. Cet éventuel fractionnement ne peut être vérifié que par le profil

des concentrations normalisées par rapport à une référence (Masuda, 1962 ; Coryell et *al.*, 1963, Leleyter, 1999, N'guessan, 2008). Les matériaux de référence les plus utilisées pour les TR sont le « Post Archean average Australian Shales (PAAS) » (Taylor et McLennan, 1985) ou le « North American Shale Composite (NASC) », (Gromet et *al.*, 1984) ou les météorites chondritiques ou le manteau primitif pour les concentrations en TR mesurées dans les roches ignées (Nakamura, 1974 ; Masuda et *al.*, 1973).

IV.1.2.2. Distribution et évolution des spectres des TR normalisées dans les sédiments

La normalisation des TR des sédiments du BVLT avec le PAAS (Figure 34) montre globalement un enrichissement par rapport au PAAS (valeurs normalisées souvent >1), sauf pour les échantillons de la station Z1 (février et octobre) où les TR Légères et TR Lourdes semblent plus appauvris. En effet, 90% des TR ont des valeurs normalisées autour de 1,01 à 1,94 contre 10% qui ont des valeurs normalisées de 0,82 à 0,99. Le spectre de distribution (Figure 34), montre des allures différentes d'une station à une autre. Les profils de distribution des TR normalisées présentent tous des anomalies positives en Europium pour toutes les stations. L'anomalie en cérium est négative dans le Haho et variable pour les stations du Zio. On observe également sur la figure 34, des anomalies positives pour Dy et négative pour Tb pour toutes les stations.

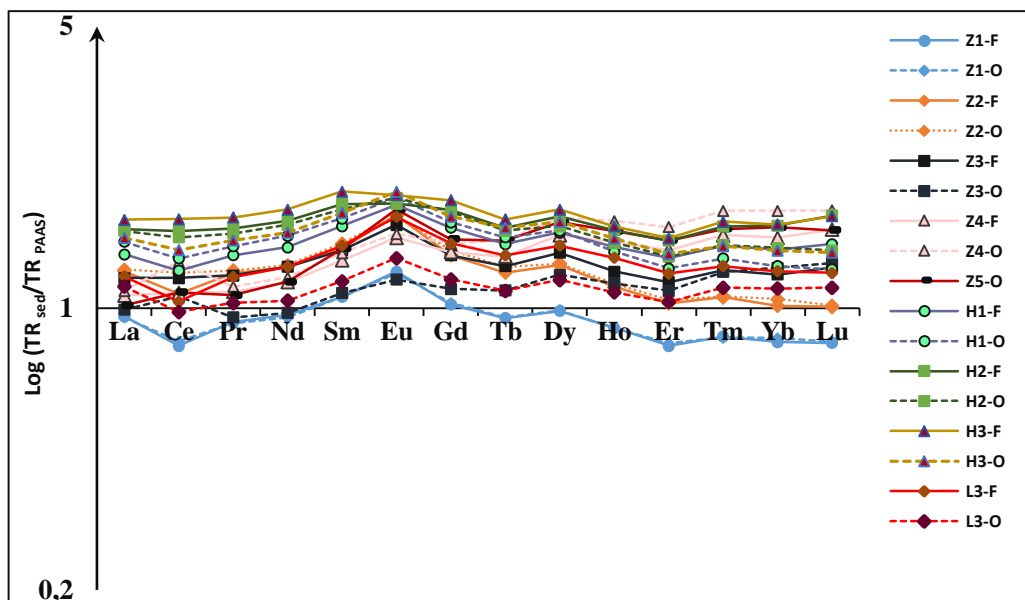


Figure 34 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS de l'ensemble des sédiments du BVLT

L'anomalie positive en Eu observée sur l'ensemble des échantillons de sédiments du BVLT proviendrait de la dissolution des roches phosphatées présentes dans le sous bassin du Haho

alors que dans le Zio cette anomalie serait due aux feldspaths potassiques et aux illites. Cette anomalie dans le Haho est conforme à celle observée par Gnandi et Tobschall (2003) dans les échantillons de phosphate altérés et non altérés de Hahotoe-Kpogamé. Par ailleurs, cette anomalie en Eu pourrait être également liée à l'altération des plagioclases et des orthoclases présents dans les roches granitiques du bassin (Aubert et *al.*, 2001 ; Braun et *al.*, 1993, Sow et *al.*, 2018).

Afin de mieux comprendre la distribution des TR, nous nous sommes intéressés à la dynamique des TR par sous bassin versant. Ceux-ci pour mieux analyser les processus pédogénétiques et géologiques qui influencent la distribution des TR Légères et TR Lourdes dans le bassin.

Ainsi, les figures 35 et 36 relatives aux spectres des TR normalisés, respectivement dans les sédiments du sous bassin du Zio et celui du Haho, nous montrent des fractionnements différents des TR d'un bassin à un autre, notamment en ce qui concerne la distribution des terres rares moyennes (TRM).

Dans le sous bassin de Zio, on observe deux types de fractionnement qui se présentent en deux groupes. Un premier groupe représenté par les échantillons plus concentrés en silice Z5, Z4 et la station Z3-O, qui se caractérise par un enrichissement en TR lourdes avec une légère anomalie positive en cérium (en moyenne $1,01 \pm 0,01$). Un second groupe représenté par les stations Z1, Z2 et Z3-F, et qui se démarque par un enrichissement en TR légères avec une anomalie négative en cérium (en moyenne $0,98 \pm 0,01$). Ces différences observées entre les deux groupes se confirment à travers le facteur de fractionnement TR Légère/TR Lourde calculé par le ratio $(La/Yb)_N$. Le groupe 1 a un fractionnement de 0,64 alors que le groupe 2 a un fractionnement de 1,20). La valeur du fractionnement des TR dans les sédiments augmente de l'amont (Z5 et Z4) vers l'aval (Z3, Z2 et Z1) dans le sous bassin de Zio (Tableau 10).

Le fractionnement TR Légère / TR Lourde contraire observé de l'amont vers l'aval et à la station Z3 en octobre et février illustre bien l'influence marine dans le processus de contamination du lac et les stations aval de la rivière Zio à travers l'apport des effluents de l'usine de phosphate de Kpémé durant les basses eaux. Ces effluents contiennent des particules de phosphates dont les fractionnements présentent un enrichissement en TR légères avec une anomalie négative en cérium (Gnandi, 2003 ; Gnandi et Tobschall, 2003).

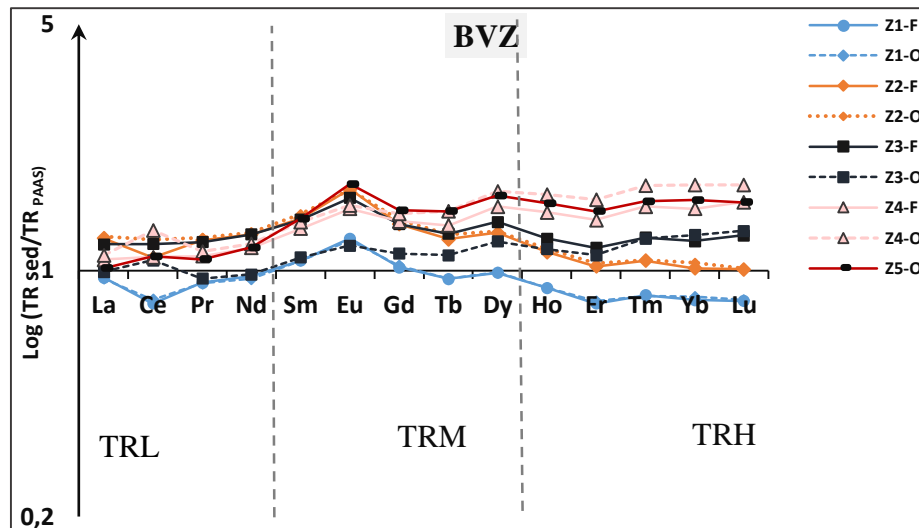


Figure 35 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS des sédiments du sous bassin du Zio

On peut retenir que pour le bassin versant de Zio (BVZ), le profil de distribution des TR hérité des roches et des sols est enregistré dans les sédiments des stations amont Z5 et Z4 avec un enrichissement en TR Lourdes comme cela a pu être observé par Sow *et al.*, (2018) sur le bassin du Milo, affluent du Niger. Quant aux stations aval (Z3-F, Z2 et Z1) le fractionnement est lié aux effets de la pollution lacustre à travers une désorption des TR légères dans les sédiments marqués par un changement de minéralogie avec des fractions argileuses plus abondantes.

Tableau 10 : Variations du ratio $La/Yb_{normalisé}$ et des anomalies en Eu et Ce dans les sédiments du BVLT

	(La/Yb)N	Ce*	Eu*
Z1-F	1,16	0,95	1,18
Z1-O	1,13	0,96	1,16
Z2-F	1,22	0,96	1,23
Z2-O	1,18	0,99	1,19
Z3-F	0,98	0,99	1,17
Z3-O	0,79	1,03	1,07
Z4-F	0,72	1	1,11
Z4-O	0,63	1,05	1,09
Z5-O	0,64	1,01	1,22
H1-F	0,97	0,97	1,13
H1-O	1,15	0,97	1,14
H2-F	0,98	0,99	1,02
H2-O	1,1	0,98	1,07
H3-F	1,03	0,99	1,01
H3-O	1,08	0,97	1,14
L3-F	0,97	0,95	1,17
L3-O	1,01	0,96	1,13
Moy BVLT	0,98	0,98	1,13

La figure 36 relative à la distribution des TR dans le sous bassin du Haho (BVH) montre des concentrations normalisées en TR plus élevées (1,24 à 1,94) que celles du sous bassin de Zio (0,81 à 1,76). Ce profil de distribution montre aussi des enrichissements en TR moyennes (H3, H1) par rapport à ceux du Zio. Les échantillons du BVH sont en majorité caractérisés par un fractionnement des TR, marqué par un appauvrissement des TR Lourdes par rapport aux TR Légères et une anomalie positive en europium (moyenne $1,09 \pm 0,04$). Les rapports (La/Yb) normalisés indiquent une très légère diminution de l'amont vers l'aval (Tableau 10). Une faible anomalie négative, voire inexistante, en cérium est observée (Ce^* moyenne est de $0,98 \pm 0,01$). Cependant, à la station H2 contrairement aux autres stations, l'anomalie positive en Europium est moins marquée durant le mois de février (basses eaux), période au cours de laquelle l'abondance granulométrique des limons grossiers est plus importante.

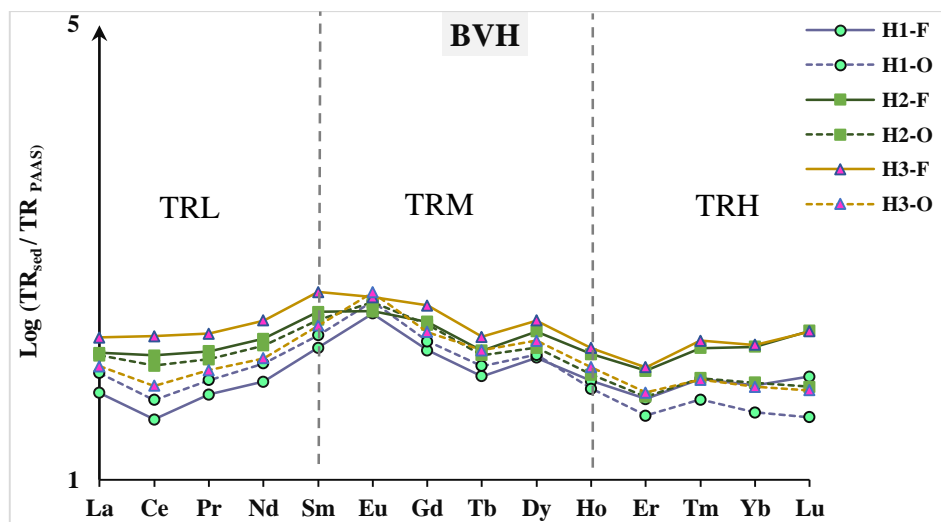


Figure 36 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS des sédiments du sous bassin de Haho

La source principale de ce fractionnement des TR dans la rivière Haho est le phosphate qui est naturellement concentré en TR (Gnandi et Tobschall, 2003). En effet, le ruissellement des sols phosphatés (exploitation à ciel ouvert) et l'érosion éolienne entraînent une contamination de ces rivières. Le fractionnement des TR moyenne moins marqué à la station H2 par rapport aux H3 et H1 s'identifie par leur minéralogie. En outre, les fractions argileuses très abondantes dans les sédiments de la station H3 et H1 par rapport à H2 sont favorables à l'adsorption des TR moyennes et Légères.

La figure 37 relative à la distribution des TR dans le lac (station L3 ou Togoville) montre que les sédiments du lac sont caractérisés par un fractionnement marqué par un faible enrichissement des TR Lourde par rapport aux TR Légère durant les hautes eaux (octobre) et

un appauvrissement en TR Lourde durant le mois de février. Dans ces profils, l'anomalie en Cérium est négative et celle de l'europium est positive. Ces fractionnements durant les saisons sèches et/ou basses eaux traduisent la contamination lacustre observée durant les périodes sèches par le rejet de l'usine de traitement via l'intrusion marine de la passéé d'Aného. Le faible enrichissement des TR Lourdes par rapport aux TR Légères durant les hautes eaux, où le lac est alimenté par les eaux douces, peuvent s'expliquer par l'effet des débris des phosphates issus des poussières dégagés par l'usine de traitement. Par ailleurs, le fractionnement des TR dans le lac peut également est la résultante des apports des rivières Zio et Haho qui sont les principales sources d'alimentation en eau douce à 85%.

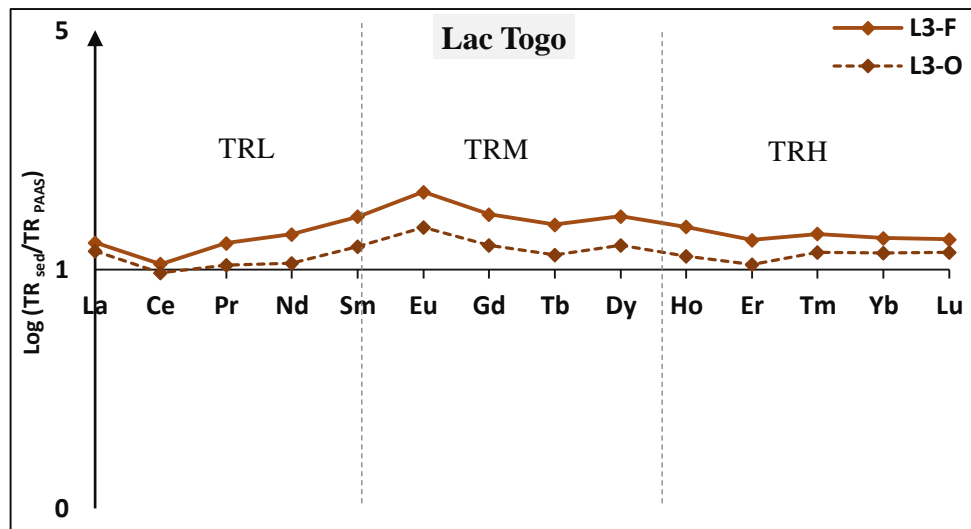


Figure 37 : Profils de distribution des TR normalisés par rapport au PAAS des sédiments du lac Togo à la station de Togoville

A travers la littérature, deux processus naturels sont souvent à l'origine des profils de distribution en TR dans un sédiment aquatique. Elle est liée d'une part à l'altération de la roche mère et des sols (Keasler et Loveland, 1982 ; N'Guessan 2008) et d'autre part aux fractionnements associés aux conditions physico-chimiques régnant dans les cours d'eau et aux échanges entre les particules et la solution lors du transport des MES puis du dépôt des sédiments dans la rivière (Goldstein et Jacobsen, 1988 ; Koeppenkastrop et *al.*, 1991 et Sholkovitz et *al.*, 1994).

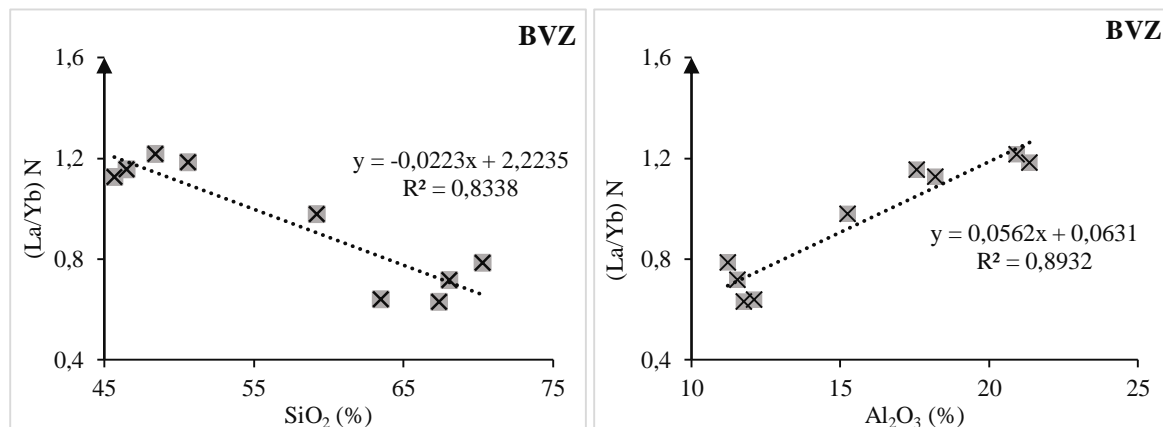
De ces constats, les origines du fractionnement entre les TR Légère et TR Lourde dans les sédiments de Zio et Haho seront déterminées en relation avec la granulométrie et la chimie des éléments majeurs dans les paragraphes suivants.

IV.1.2.3. Origine du fractionnement entre TR Légères et TR Lourdes

Dans le but de clarifier les origines possibles liées aux différents fractionnements des TR observés précédemment, nous allons dans les parties qui suivent, comparer l'évolution du rapport $(La/Yb)_N$ à l'évolution de certains paramètres physico-chimiques du cours d'eau, susceptibles de contrôler ce fractionnement (teneurs en éléments majeurs des sédiments tels que les oxydes de fer et d'aluminium et la silice).

Le fractionnement des TR par rapport aux constituants majeurs des sédiments, montre que plus la teneur en SiO_2 et $CaO+MgO+Na_2O+K_2O$ augmente, plus $(La/Yb)_N$ diminue (Figure 38). A l'inverse plus le pourcentage de Al_2O_3 et $Al_2O_3 + Fe_2O_3$ augmente dans les sédiments, plus $(La/Yb)_N$ augmente. Ainsi, l'augmentation du degré d'altération des sols s'accompagne d'une diminution des teneurs en silice et cations (altération des minéraux primaires) et d'une augmentation des minéraux résiduels et des minéraux secondaires plus riches en oxydes de Fe et Al. Dans ces minéraux, on observe un enrichissement relatif en TR Légères.

Ces résultats rejoignent ceux de Sow (2018) sur la rivière Milo en Guinée ; Li et al., (2013) sur les fleuves et rivières de Taiwan et ceux de Leleyter et Probst (1998) sur la Piracicaba (Brésil) drainant comme pour les rivières Zio et Haho, un substratum silicaté avec des sols rouges latéritiques.



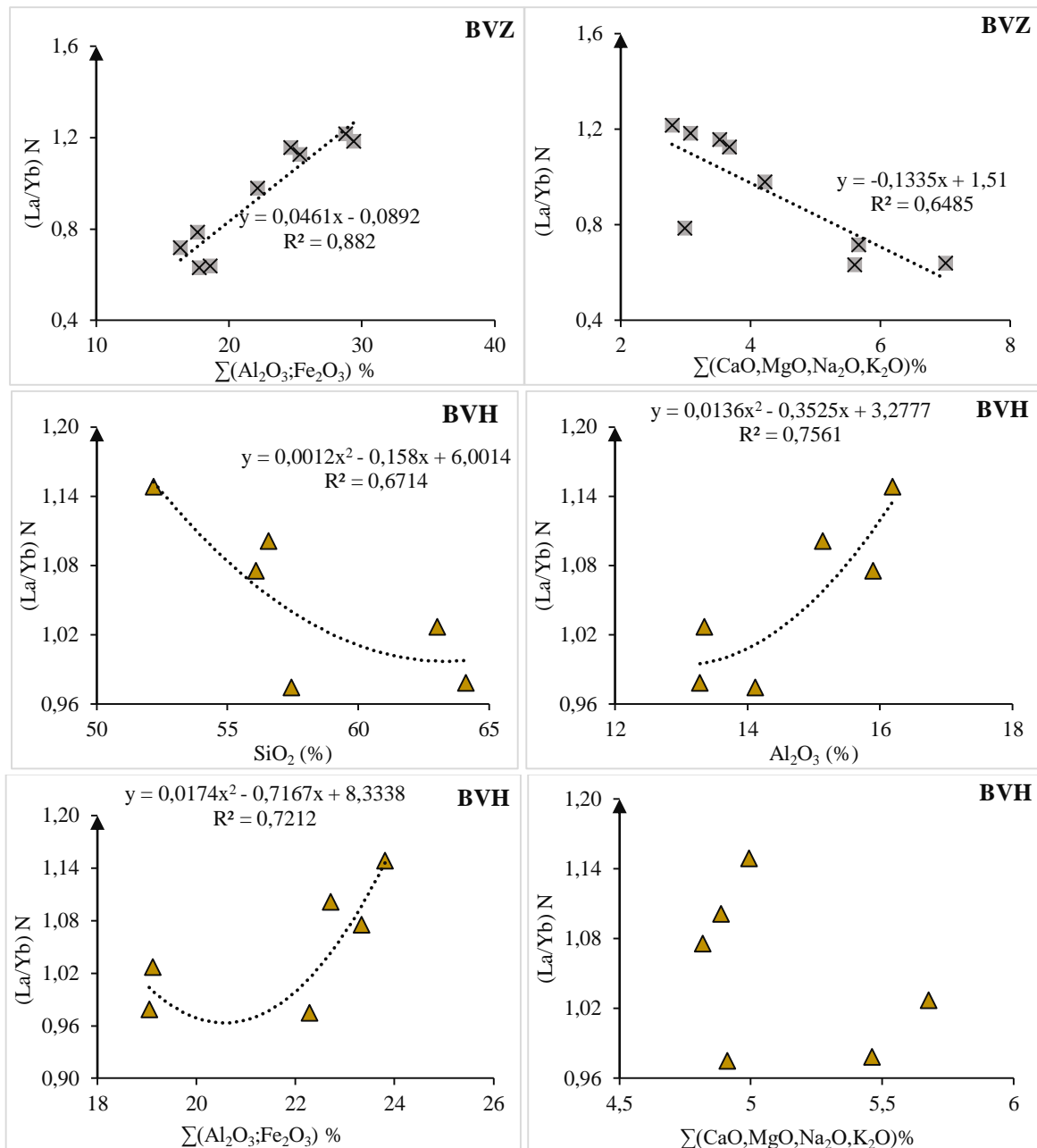


Figure 38 : Relations entre le rapport $(La/Yb)_N$ et la proportion des différents éléments majeurs (en %) dans les sédiments du bassin versant du Zio (BVZ) et du Haho (BVH)

Parmi les TR Légères, le cérium est le moins mobile à cause de sa forte liaison avec les oxydes de Fe et de Mn (Laveuf et *al.*, 2008). En effet lors de la pédogénèse, l'oxydation de Ce^{3+} en Ce^{4+} , confère au Cérium une stabilité relative par rapport aux autres TR, pouvant conduire à l'apparition d'une anomalie positive dans les profils des TR.

La diminution de l'anomalie en Cérium avec le pourcentage de fer dans les sédiments (figure 39), est contraire aux observations dans la littérature où le Cérium facilement adsorbé sur les oxydes de fer montre plutôt une augmentation de l'anomalie en Ce par rapport au fer. On peut donc penser qu'il s'agit de fer présent dans les minéraux argileux plutôt que dans les oxydes de

fer. Les oxydes de fer représentent une phase privilégiée pour l'adsorption de nombreux ET. Ces anomalies confirment la pollution par les phosphates naturellement présente dans le sous-bassin de Haho et une contamination du lac et des stations aval de la rivière Zio par le rejet à la mer issu du traitement de phosphate dans l'usine de Kpémé.

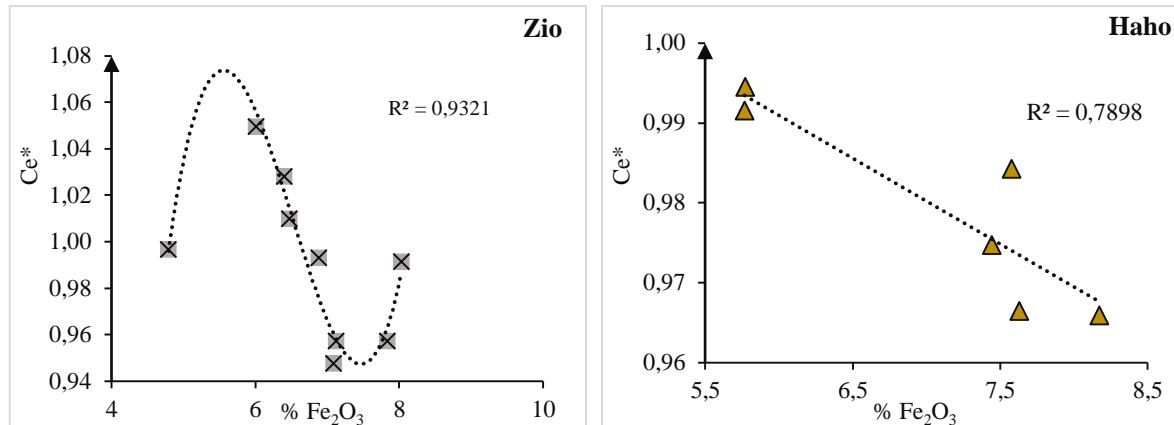


Figure 39 : Relations entre l'anomalie en Ce (Ce*) et le pourcentage d'oxydes de fer dans les sédiments du bassin versant du Zio (BVZ) et du Haho (BVH)

Nous allons réaliser une analyse en composante principale (ACP) pour essayer de mettre en évidence ou de confirmer les facteurs/paramètres qui contrôlent le fractionnement des TR dans les sédiments du BVZ (Figure 40). L'inertie des axes principaux représentés ici par les composantes principales ou « Comp » a été exprimée en % de variance. Selon ces résultats (Tableau 11), deux composantes (Comp 1 et Comp 2) présentent des valeurs propres supérieures à 1 et cumulent à elles deux 84,50% de la variance totale. Les contributions de chaque individu (>0,11 dans notre cas) et le poids de chaque variable en gras pour les valeurs >0,5 considérées comme significatives sont représentés dans le tableau 11. Les variables et les stations de prélèvement étudiées ont été pris en compte pour ces deux composantes principales. Les relations existantes entre la granulométrie (FF et FG), les concentrations des éléments majeurs (Na, Ca, Al, Fe, P), la teneur en matière organique (C et N), les anomalies en Ce* et Eu* et le facteur de fractionnement (La/Yb)_N, sont illustrés à travers les résultats de l'ACP (Tableau 11, Figure 40):

Tableau 11 : Résultats de l'analyse en composante principale (ACP) : le coefficient de corrélation de chaque variable avec les composantes Comp1 et Comp2 et le pourcentage de variance pour chaque composante. FF = fraction fine (% argile + % limon fin) ; FG = Fraction grossière (% limon grossier + % sable) ; C= carbone, N= azote.

Variables	N	C	Fe	Al	Ca	Na	P	FF	FG	Ce	Eu	La/Yb	Valeur propre	(%) variance	(%) variance cumulative
Comp 1	0,51	0,43	0,87	0,95	-0,87	-0,89	0,29	0,94	-0,94	-0,82	0,62	0,99	7,56	63,03	63,03
Comp 2	0,82	0,86	-0,31	-0,16	0	0,24	0,77	-0,31	0,31	-0,38	-0,22	0,04	2,58	21,47	84,5

La première composante principale (Comp1) domine largement et représente environ 63,03% de la variance totale. La forte association des oxydes de Fe et Al et des fractions fines traduit que cette composante exprime l'action des minéraux argileux et des oxydes dans le fractionnement des TR. Les sédiments (Z4 et Z5) ayant une concentration assez élevée en cations et silice, sont associés aux fractions grossières des sédiments et présentent un enrichissement en TR lourdes et une anomalie positive en Ce*. Ils sont caractérisés par une faible composition des argiles et des alumino-ferreux, ce qui justifie leur positionnement à l'opposé sur l'axe 1. A contrario, les sédiments ayant les fractions granulométriques argileuses et limoneuses fines élevées (Z1 et Z2), et qui présentent une forte association avec le Fe et l'Al, sont ceux qui sont les plus riches en TR Légères et présentent des anomalies négatives en Ce*.

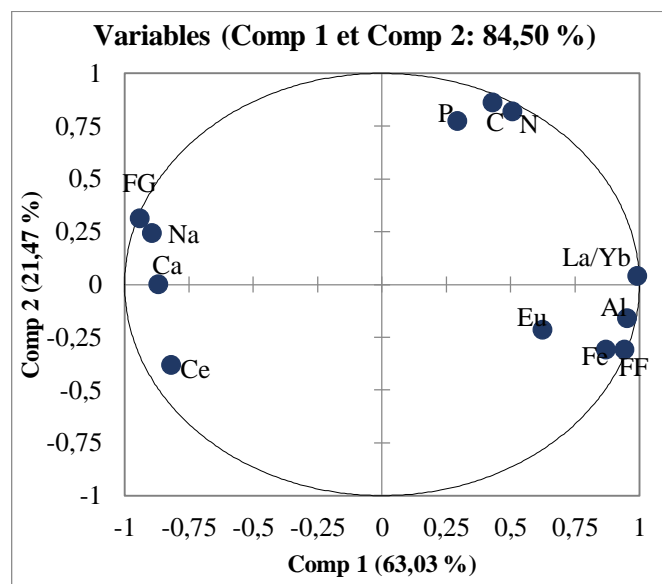


Figure 40 : Représentation des oxydes, de la granulométrie (FF et FG) et de (La/Yb)_N, de Ce*, Eu* des sédiments du BVZ dans les composantes 1 et 2 de l'ACP.

Les terres rares légères des sédiments du BVZ seraient présentes dans les sites cristallographiques ou dans les argiles. Ces résultats sont confirmés par la figure 40 (représentation des variables et les stations de prélèvements dans les deux dimensions de l'ACP), sur laquelle se regroupent d'une part les sédiments des stations Z3-O, Z4 et Z5 et d'autre part les échantillons de Z1 et Z2. Toutefois le positionnement des stations Z1 et Z2 de part et d'autre de l'axe 1 montre que l'enrichissement ces sédiments dépend d'un autre facteur autre que les fractions fines et les oxydes d'aluminium et de Fer.

En effet, lorsqu'on observe la distribution des variables dans le plan représenté par les composantes 1 et 2 (Figure 41), on remarque l'influence de la matière organique (C, N, P) sur la distribution des sédiments de Z1 et Z2. On s'aperçoit que l'enrichissement des TR Légères

dans les sédiments de Z1 dépend plus de la composition matière organique alors que ce même enrichissement dans les sédiments de la station Z2 est dépendant de la concentration des oxydes. Quant à l'enrichissement des TR lourdes dans les sédiments de Z4 et Z5, la figure 41 montrent qu'il est dépendant de la teneur des oxydes de calcium et de sodium. Le fractionnement des sédiments de la station Z3 est tout particulier. Aucune corrélation n'est observée sur les composantes 1 et 2.

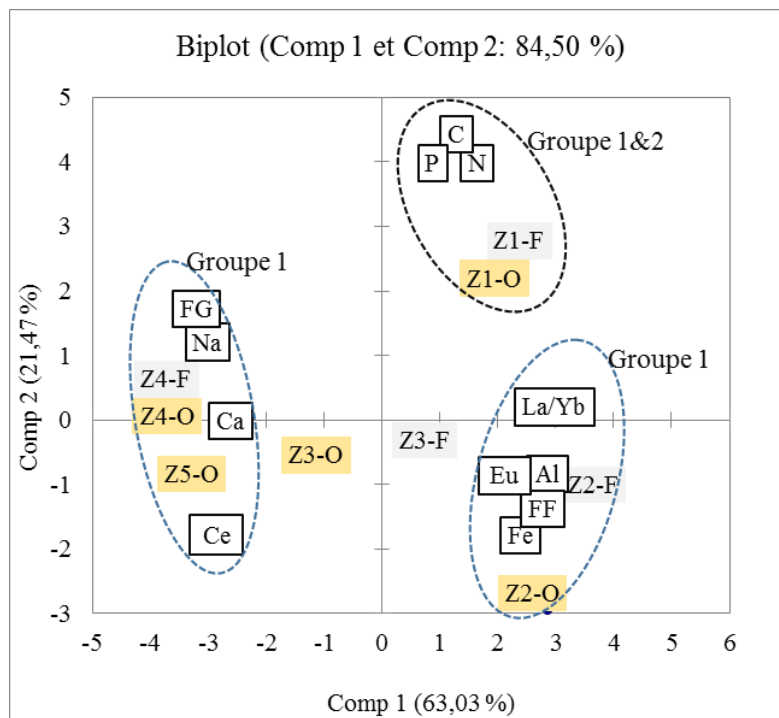


Figure 41 : Représentation via une ACP des fractionnements et les anomalies en Ce et Eu, majeurs en jaune, les matières organiques et la granulométrie en vert et les stations de prélèvement des sédiments de fond de la rivière Zio gris = février et orange = octobre)

De cette étude statistique, on peut retenir que la distribution des TR Légère et TR lourdes dans le sous-bassin du Zio révèle un comportement particulier lié à la granulométrie des sédiments et à la concentration des oxydes de Fe et d'Al d'une part et Na et Ca d'autre part. En effet, l'enrichissement TR légère est plus contrôlé par les minéraux argileux et par la matière organique. Par contre, l'enrichissement en TR lourdes est plutôt contrôlé par des fractions plus grossières et des teneurs importante en Ca et Na.

Par ailleurs, ces minéraux originaires des formations pédologiques au sud Togo, sont constitués majoritairement par des sols ferralitiques et ferrugineux de la terre de barre. Cette dernière et spécialement les sols en bas de pente comme le cas de Z3, Z2 et Z1 sont enrichis en oxydes de fer et d'aluminium qui s'accumulent dans les profils d'altération par lessivage différentiel des éléments (Si, Ca et Na) associés au minéraux les plus solubles. Les fractionnements des TR

observés dans les sédiments du bassin du Zio sont donc liés aux processus pédogénétiques et aux teneurs de la matière organique comme l'on montré Sholkovitz (1992) et Koeppenkastrop et *al.*, (1991). Ces auteurs estiment que le fractionnement observé dans les environnements aquatiques est dû à l'adsorption préférentielle des TR Légères sur les surfaces, alors que les TR Lourdes ont tendance à être libérées et lessivées plus facilement.

Quant aux origines des fractionnements des TR dans le sous bassin versant de Haho (BVH), nous avons analysé les profils de distributions des TR Légères et Lourdes des sédiments par rapport à un sédiment prélevé dans un ruisseau situé en amont de la station H3 puis ressorti les relations entre les TR et certains éléments majeurs de même que la granulométrie.

La figure 42 relative à la comparaison entre la concentration moyenne des TR dans le sous bassin de Haho et celle des sédiments de la station amont-H3 d'une part et à la concentration moyenne du sédiment du ruisseau Médjé (confère chapitre II.4.7) nous montre trois profils de distribution quasi similaires. La concentration moyenne de TR du BVH, de H3 et du ruisseau présentent un appauvrissement en TR Lourdes et un enrichissement en TR Légères, ainsi qu'une anomalie positive en europium respectivement de 1,08 ; 1,07 et 1,03 pour BVH, H3 et pour le ruisseau. L'anomalie négative en cérium est moindre $0,98 \pm 0,01$. Le ratio $(La/Yb)_N$ dans les sédiments du Haho (1,05) est en moyenne légèrement plus élevé que celui des sédiments du ruisseau (1,02). Ces résultats révèlent d'une part, que le fractionnement des TR observé dans les sédiments du bassin de Haho hérite en partie des roches phosphatées naturellement présent dans le sous bassin du Haho et d'autre part, que le fractionnement et les anomalies augmentent progressivement en allant de l'amont vers l'aval.

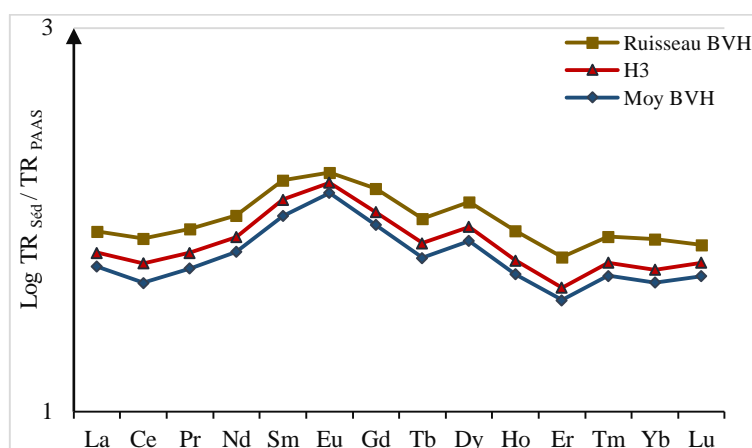


Figure 42 : Comparaison des profils de distribution de TR des sédiments de fond dans le sous bassin de Haho avec les sédiments en amont H3 et du ruisseau amont, normalisés par rapport au PAAS.

Lorsqu'on établit une corrélation entre d'une part Ce^* , Eu^* , $(La/Yb)_N$ et les teneurs en éléments majeurs et d'autre part la matière organique (%C) et la granulométrie des sédiments c'est à dire les fractions fines et les fractions les plus grossières (A+LF)/LG (Tableau 12 ; Figure 43), on observe :

- Des relations non significatives entre le rapport $(La/Yb)_N$ et respectivement, la matière organique et le phosphore. Ce résultat montre donc l'action mineure ou quasi insignifiante des rejets de phosphates issus de l'exploitation minière et/ou de l'utilisation des fertilisants dans la distribution des TR dans le bassin du Haho ;
- Une forte corrélation entre l'anomalie en europium et le rapport (A+LF)/LG. L' Eu^* augmente au fur et à mesure que la quantité de particules fines devient plus importante;
- Une forte corrélation entre le rapport $(La/Yb)_N$ et la teneur en Al_2O_3 dans les sédiments (0,85). En effet, la station H3 située en amont du bassin avec une concentration élevée en argile et en silice, a une anomalie en Eu légèrement faible (1,07) que celle de la station H1 (1,14). Cette différence proviendrait de la contamination de la station H1 en calcaire issu des eaux du lac ;
- Une relation négative entre l'anomalie en cérium avec le %Fe et le rapport granulométrique (A+LF)/LG. Ceci signifie qu'une diminution de l'anomalie en cérium s'accompagne d'une augmentation du taux de fer dans les sédiments riches en fractions fines (argiles et limons fins). Ces résultats n'impliquent que seul le fer des oxydes qui contribuent à l'adsorption du cérium dans les sédiments du BVH. L'anomalie négative en cérium souligne le caractère environnemental marin dans lequel le phosphate sédimentaire ou la transformation après dépôt s'est passé (Gnandi et Tobschall, 2003).

Au regard de ces observations, l'origine du fractionnement TR Légère / TR Lourdes dans les sédiments des rivières Zio et Haho peut être résumée comme suit :

- La concentration des terres rares lourdes et légères dans le BVZ dépend fortement de la taille des particules et de la concentration des oxydes de Fe et d'Al d'une part et Na et Ca d'autre part. Cette observation est parfaitement cohérente avec l'hypothèse d'un contrôle des TR par les particules fines, voire les colloïdes comme mis en évidence dans les travaux sur les rivières et au niveau estuariennes (Elderfield et *al.*, 1990 ; Hoyle et *al.*, 1984 ; Sholkovitz, 1993 et 1995 ; Upstill-Goddard et *al.*, 1986).
- Le profil de distribution des terres rares dans le BVH serait hérité de la roche mère et le fractionnement observé serait dû au fer provenant des minéraux argileux.

Du fait que les terres rares sont très labiles et souvent adsorbées sur les phases minérales porteuses des sédiments, comme le montrent très bien les travaux de Leleyter et *al.*, (1999), la partie suivante de cette thèse sera dédiée à la distribution des TR entre les fractions résiduelles et non résiduelles des sédiments.

Tableau 12 : Matrice de corrélation de Pearson (n=6) pour les teneurs en éléments majeurs, Ce*, Eu*, (La/Yb)_N et la granulométrie dans les sédiments du sous bassin de Haho. Les valeurs en gras sont significatives avec un niveau de signification alpha = 0,05

Variables	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	% C	%N	La/Yb) _N	Ce*	Eu*	(A+LF)/LG
SiO ₂	1	-0,93	-0,85	-0,75	0,94	0,53	0,36	-0,26	-0,67	-0,61	-0,77	0,84	-0,88	-0,87
Al ₂ O ₃		1	0,68	0,81	-0,90	-0,60	-0,29	0,26	0,43	0,34	0,85	-0,67	0,80	0,89
Fe ₂ O ₃			1	0,57	-0,82	-0,68	-0,59	0,09	0,55	0,53	0,36	-0,89	0,91	0,85
MgO				1	-0,83	-0,63	0,03	-0,30	0,15	0,12	0,68	-0,53	0,68	0,79
CaO					1	0,56	0,15	0,02	-0,55	-0,51	-0,62	0,90	-0,96	-0,94
Na ₂ O						1	0,60	0,11	0,19	0,24	-0,30	0,41	-0,61	-0,78
K ₂ O							1	-0,56	-0,15	-0,08	-0,17	0,24	-0,30	-0,35
P ₂ O ₅								1	0,45	0,34	0,43	-0,01	-0,02	-0,01
%C									1	0,99	0,43	-0,71	0,54	0,33
%N										1	0,33	-0,70	0,51	0,27
(La/Yb) _N											1	-0,31	0,42	0,53
Ce*												1	-0,96	-0,83
Eu*													1	0,95
(A+LF)/LG														1

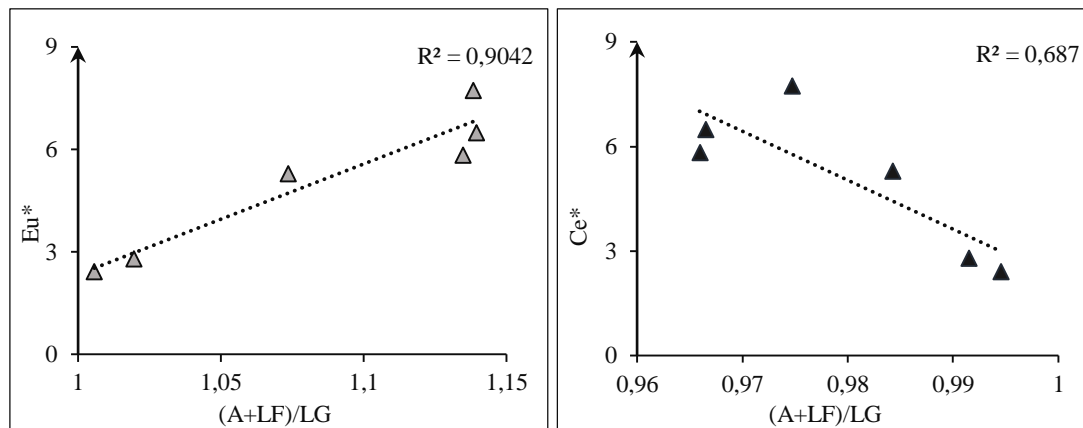


Figure 43 : Relation Eu*, Ce* et le rapport granulométrique de la fraction fine sur la fraction grossière (A+LF)/LG pour les sédiments des différentes stations du BVH

IV.1.2.4. Spéciation des TR dans les sédiments fluviaux du BVLT

a) Variation des différentes fractions extraites

Les éléments traces y compris les terres rares sont généralement inclus dans deux grands ensembles de phases géochimiques : (i) les phases résiduelles (structure cristalline des minéraux) des particules, où les éléments sont considérés comme inertes, libérés à très long

terme par les processus d'hydrolyse et/ou de dissolution des minéraux et (ii) les phases non résiduelles ou labiles ou disponibles, où les éléments peuvent être libérés / désorbés dans la phase aqueuse et interagir avec leur environnement. Ils sont alors considérés comme potentiellement disponibles pour le milieu et les organismes vivants. Les ET provenant des fractions labiles ou non résiduelles sont très sensibles aux changements physico-chimiques de l'environnement aquatique (tels que la salinité, le pH, le potentiel redox etc.) et participent aux phénomènes d'adsorption-désorption, à la complexation des surfaces, à la co-précipitation avec les différentes fractions solides (Leleyter et *al.*, 1999).

De nombreux protocoles d'extractions chimiques (lessivages) ont été proposés dans la littérature afin d'estimer l'importance de la fraction mobilisable (ou « labile ») des ET présents dans des sols ou des sédiments, voire d'essayer d'appréhender la biodisponibilité de ces éléments (Leleyter et *al.*, 1999). Pour cette étude, nous avons opté pour extraire ces phases labiles dans les échantillons de sédiment, une extraction simple à l'EDTA (Beckett, 1989 ; Ghestem et Bermond, 1998; Leleyter et *al.*, 2012). La différence entre la concentration totale en ET et la part extractible (labile ou non-résiduelle), nous permet d'estimer la part résiduelle ou non-labile ou naturelle. L'importance de l'estimation de la fraction labile ou non-résiduelle réside du fait que les ET sous cette forme sont susceptibles d'être assimilés par les organismes aquatiques et de s'accumuler dans les différents organes, pouvant ainsi devenir toxiques pour les êtres vivants et la chaîne alimentaire.

Ainsi, pour identifier les différentes fractions concernées dans le transport et le fractionnement des TR des sédiments des rivières Zio et Haho, une extraction simple à l'EDTA a été appliquée (Leleyter et *al.*, 2012). L'ordre de distribution des TR dans la fraction résiduelle est le suivant : Lu>Yb>Tm>Ho>Er> La>Dy>Pr>Nd>Sm> Ce>Tb>Eu>Gd. Ceci apparaît très différent de l'ordre d'abondance des TR établis à partir des concentrations totales dans les échantillons de sédiments du bassin. Les sédiments fluviaux collectés dans le BVL contiennent entre 23% et 42% (Figure 44) de TR labiles. La proportion moyenne des fractions labiles des TR Légères, Moyennes et Lourdes est respectivement de 34%; 37% et 28%. Cette proportion varie de 29% à 45% pour les TR légères et 17% à 34% pour les TR Lourdes. Ces résultats montrent que les TR légères et moyennes sont plus extractibles ou adsorbées que les TR lourdes qui sont plus présentes dans les phases résiduelles des minéraux.

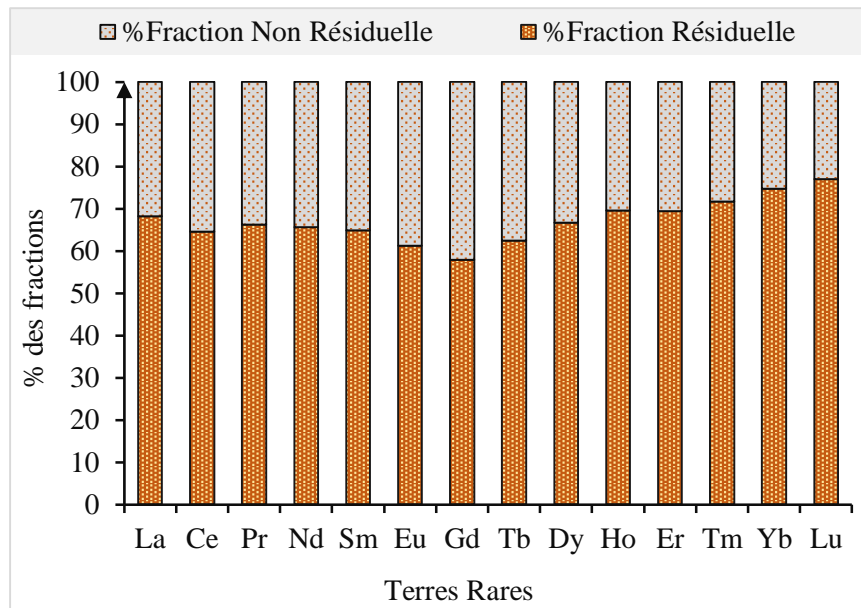


Figure 44 : Pourcentages des TR solubilisées (fractions non-résiduelles) au cours de l'extraction simple à l'EDTA par rapport aux quantités de TR initialement présentes après la fusion alcaline (100%) sur l'échantillon total. La différence entre les deux est représentée en orange par la fraction résiduelle, exprimée en %.

b) Diagrammes de distribution des TR normalisées avec le PAAS dans les fractions résiduelles et labiles

Les diagrammes de distribution des TR dans les fractions résiduelles dans les échantillons de Z1, Z2, Z3, Z4, Z5 (Figure 45), H1, H2, H3 (Figure 46) montrent des profils de distribution qui ne sont pas toujours semblables à ceux obtenus avec les concentrations totales dans ces échantillons. Les différences observées viennent des profils de distribution des TR extractibles (non-résiduelles) qui présentent parfois des profils très différents. C'est ainsi le cas pour les sédiments de H1 et dans la plupart des sédiments, pour les anomalies en Ce et Eu qui sont souvent moins prononcées voire même inversées entre la fraction totale et la fraction résiduelle (Figure 46 et Tableau 13). Cela avait déjà été mis en évidence par Leleyter et *al.*, (1999b).

Le fractionnement des TR dans les sédiments de Z1, H2 et H3 dans la fraction résiduelle (Tableau 13), riche en particule fine, est caractérisé par un enrichissement des TR légères avec une anomalie positive en Europium (respectivement 1,27; 1,04 ; 1,07) et une anomalie négative en Cérium (respectivement 0,94 ; 0,97). L'enrichissement en TRM dans les sédiments H1 et H3 vient essentiellement des TRM adsorbées sur la fraction non-résiduelle. De même pour Z1 et Z2 l'enrichissement en TR Légère vient plutôt des phases résiduelles, plus enrichies en TR Légères que les phases non-résiduelles qui présentent un enrichissement en TRM et une anomalie prononcée en Eu. Pour les sédiments de Z3, Z4 et Z5, les profils des phases non-résiduelles présentent un appauvrissement en TR Lourdes alors que les phases résiduelles sont

plus riches en TR Lourdes, notamment pour Z4 et Z5. Ces TR contrôlent les profils de distribution des TR dans les fractions totales.

Tableau 13 : Variations des rapports $(La/Yb)_N$ et des anomalies en Eu^* and Ce^* dans les fractions résiduelles (R) et non résiduelles (NR) ou labile et dans les fractions totales (T)

		Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	H1	H2	H3
Fraction non-résiduelle (NR)	Eu*	1.15	1.15	1.13	1.13	1.14	1.14	1.16	1.16
	Ce*	0.97	1.00	1.08	1.10	1.06	0.97	1.04	0.95
	$(La/Yb)_N$	1.13	1.44	1.42	1.60	1.77	1.18	0.86	1.19
Fraction résiduelle (R)	Eu*	1.27	1.15	1.21	1.06	1.24	1.03	1.04	1.07
	Ce*	0.94	0.99	0.94	1.01	1.00	0.98	0.97	1.00
	$(La/Yb)_N$	1.22	0.53	1.08	0.57	0.52	0.89	1.15	1.04
Fraction Totale (T)	Eu*	1.15	1.20	0.89	0.68	0.64	1.06	1.04	1.06
	Ce*	0.96	0.98	1.01	1.03	1.01	0.97	0.99	0.98
	$(La/Yb)_N$	1.17	1.21	1.12	1.10	1.22	1.14	1.05	1.08

En ce qui concerne les échantillons de Z3, sa courbe de distribution de la fraction totale montre des anomalies opposées en La, Ce et le Pr avec la fraction résiduelle (Figure 45). Ces sédiments semblent plus enrichis en TR Lourdes dans l'échantillon total alors que la fraction non-résiduelle est appauvrie en TR Lourdes et que la fraction résiduelle est plus enrichie en TR Lourdes. De plus, la fraction totale de Z3 présente ici une anomalie positive en Cérium ($Ce^* = 1,01$) alors que la fraction résiduelle de cet échantillon présente une anomalie négative ($Ce^* = 0,94$). Par conséquent, pour l'échantillon Z3, la fraction non résiduelle ($Ce^* = 1,08$ et $(La/Yb)_N = 1,12$) serait à l'origine du fractionnement et de l'anomalie en Cérium observé dans l'échantillon total, grâce à l'adsorption du Ce sur les oxydes de fer et de manganèse

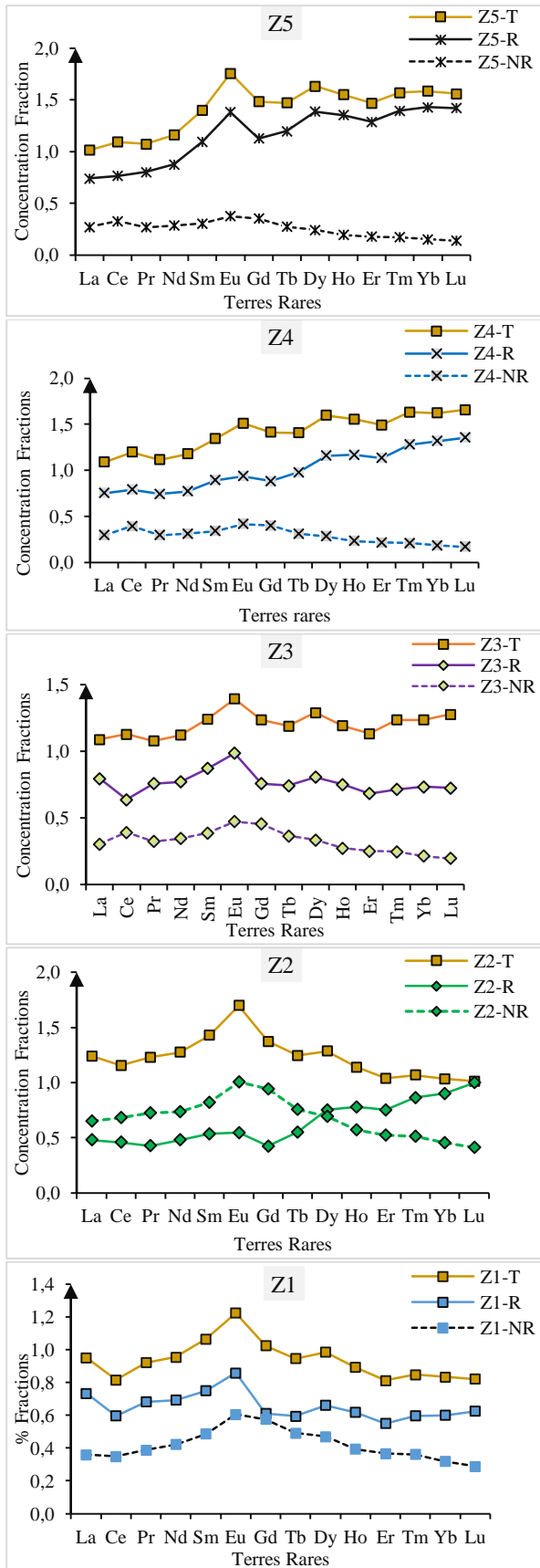


Figure 45 : Diagrammes de distribution des TR normalisées par rapport au PAAS pour les 5 échantillons de sédiment de la rivière Zio, dans la fraction totale (T) ainsi que dans chacune des fractions labiles ou non résiduelles (NR) et résiduelles (R)

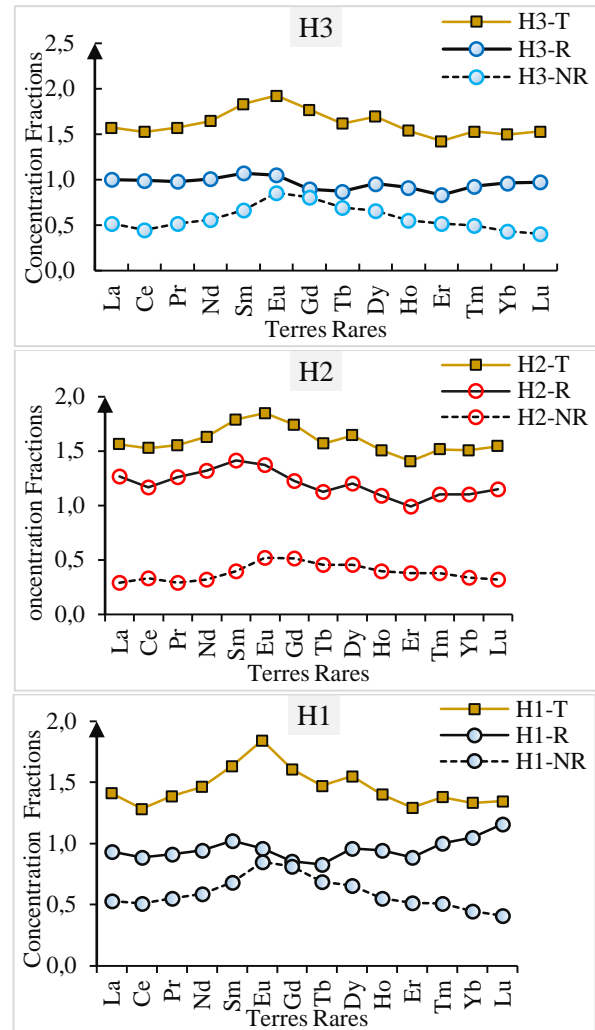


Figure 46 : Diagrammes de distribution des TR normalisées par rapport au PAAS pour les 3 échantillons de sédiment de la rivière Haho, dans la fraction totale (T) ainsi que dans chacune des fractions labiles ou non résiduelles (NR) et résiduelles (R)

Du fait que les TR ne se comportent pas comme un groupe cohérent (Brookins, 1989 ; Fee et *al.*, 1992 ; Sholkovitz, 1992 ; Sholkovitz et *al.*, 1994 ; Johannesson et *al.*, 1996 ; Steinmann et Stille, 1997, Leleyter et *al.*, 1999a), l'abondance des fractions fines, des oxydes de fer et de manganèse et la matière organique peut grandement influencer le profil de distribution des TR. Ce profil qui peut être différent de celui de sa fraction résiduelle et être à l'origine d'une anomalie positive ou négative de certaines TR.

Ainsi, l'abondance, dans les échantillons de Z3, de la matière organique moins dégradé (C/N = 14) et des oxydes de manganèse (0,20%) dont les teneurs sont quatre fois plus importantes que dans Z1 (0,06 %) et Z2 (0,04 %), peut causer une anomalie positive en Cérium (1,01) dans la fraction totale alors que la fraction résiduelle présente une anomalie négative (0,94).

De la même façon, l'abondance des minéraux argilo-limoneux et de l'oxyde de fer observée dans l'échantillon de Z2 implique une association préférentielle des TR Légères et Moyennes de la fraction labile avec les phyllosilicates, alors que la fraction résiduelle est plus enrichie en TR Lourdes. Cette hypothèse confirme celle de Cao et *al.*, (2000), qui ont montré avec les extractions chimiques que TR Moyennes ont des proportions plus faibles dans la fraction résiduelle que les TR Lourdes et Légères. Une autre explication pourrait être l'éluviation préférentielle des plus petits phyllosilicates (smectite, illite), puisqu'ils n'exposent pas les mêmes compositions en TR que les plus grands comme la kaolinite et la chlorite (Laveuf et *al.*, 2008, Compton et *al.*, 2003). Cette adsorption peut être la cause de l'enrichissement des TR Légères et Moyennes dans l'échantillon total.

Enfin, comme le montre l'exemple de l'échantillon H1, l'abondance de la matière organique (PF=15,43%) et des oxydes de fer peut expliquer le fractionnement de TR dans l'échantillon total qui présente un diagramme concave avec un enrichissement en TRM et une forte anomalie en Eu, tandis que la fraction résiduelle présente plutôt un appauvrissement en TRM et un léger enrichissement dans TR Lourdes.

IV.1.3- AUTRES ELEMENTS TRACES (ET)

IV.1.3.1. Concentrations des ET dans la fraction fine (<63 µm)

Les résultats des analyses des teneurs des ET dans le BVL sont donnés dans le tableau 14. Dans ce tableau sont rassemblées les valeurs minimales, maximales, moyennes et médianes des ET sur toutes les mesures effectuées au cours des différentes campagnes, comparées aux valeurs moyennes de la croûte continentale supérieure (Upper Continental Crust : UCC) et du Post Archean Australian Shales (PAAS).

Les teneurs des éléments traces (ET) dans la fraction < 63 µm des sédiments du bassin versant du lac Togo telles que présentées dans le tableau 14, indiquent que l'ET le moins abondant dans les sédiments est le Cadmium (0,06 µg.g⁻¹) à l'inverse des ET de concentrations plus élevées tels que le Zirconium (1284,96 µg.g⁻¹), le baryum (736,50 µg.g⁻¹), le Strontium (334,27 µg.g⁻¹), le Chrome (280,32 µg.g⁻¹).

En termes d'abondance, les teneurs des ET dans les sédiments des rivières de Zio et Haho, décroissent dans l'ordre suivant: Zr>Ba>Cr>Sr>V>Ni>Zn>Rb>Cu>Y>Co>Ga>Nb> Pb> Sc>Th>Sn>U>As>Cs> Mo>Cd. Cet ordre diffère de celui du PASS (Ba > Zr > Sr > Rb > V > Cr > Zn > Ni > Cu > Y > Co > Ga > Pb > Nb > Sc > Cs > Th > U > Mo > Cd) et de celui de l'UCC (Ba > Sr > Zr > Rb > Zn > V > Cr > Cu > Nb > Y > Ni > Pb > Ga > Sc > Th > Co > Cs > U > Sn>As>Mo > Cd).

L'analyse comparative de la somme des ET montre que les sédiments de la rivière Haho sont plus concentrés en ET (2323,7 µg.g⁻¹) que ceux de Zio (1974,9 µg.g⁻¹), eux-mêmes plus concentrés que les sédiments du Lac (1832,7 µg.g⁻¹) à la station de Togoville (L3). Quant au sédiment du ruisseau situé en amont de la station H3, la somme des concentrations en ET (2169,9 µg.g⁻¹) est à cheval entre les teneurs des sédiments du BVZ et du BVH. La plus forte concentration en ET des sédiments de Haho (notamment concentration totale et teneurs en Cr, Ni, Co, Cd) peut provenir de la situation géographique de cette rivière. En effet, le Haho traverse majoritairement le périmètre d'exploitation des phosphates et il est plus exposé aux contaminations issues de l'exploitation de cette ressource minière. Outre cela, ces teneurs peuvent provenir également des sources agricoles qui utilisent les fertilisants et pesticides.

Par ailleurs, la plupart des concentrations moyennes en ET dans les sédiments étudiés sont plus concentrées que les teneurs des matériaux de référence de la littérature (UCC et PAAS de Taylor and McLennan, 1985), sauf pour le Cu, Zn, Pb, Th, U. Dans l'étude réalisée par Gnandi (2002) sur les sédiments du Haho et du Lac Togo, les teneurs en Cr, Ni, Cu et Pb semblent plus importantes. De plus, pour la majorité des ET, le rapprochement des valeurs médianes à celles des moyennes, surtout pour les sédiments du BVH, impliquerait une faible dispersion des concentrations en ET à l'échelle de chaque zone.

Tableau 14 : Concentrations des ET ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) pour la fraction $< 63\mu\text{m}$ dans les sédiments des rivières Zio (n=9) et Haho (n=6), dans les sédiments du ruisseau amont considéré comme référence et dans le lac Togo (n=2), comparées aux valeurs de UCC et du PAAS (Taylor and MacLennan, 1985) puis aux résultats des travaux de Gnandi (2002) sur les sédiments du Haho (n=13) et du lac Togo (n=21)

ET en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	UCC	PAAS	Lac Togo n=2	Ruisseau	Sous bassin de Zio (BVZ) n=9				Sous bassin de Haho (BVH) n=6				Gnandi, 2002	
	Moy	Moy	Moy	Moy	Min	Max	Moy	Med	Min	Max	Moy	Med	Moy Lac	Moy Haho
As	1,5	ND	3,5	1,6	1,15	4,23	2,06	1,82	1,69	2,64	1,98	2,05		
Sn	2,7	4	9,4	2,2	1,97	9,02	4,23	3,43	2,49	6,75	3,96	3,21		
Sc	11	16	16,13	14,4	12,70	25,33	17,78	17,38	15,06	20,02	17,29	17,11		
V	60	150	79,23	87,2	85,12	143,72	109,65	105,90	79,46	118,70	100,74	101,99		
Cr	35	110	145,22	75,3	143,70	277,62	180,53	161,45	184,30	280,32	228,44	219,13	177	232
Co	10	23	25,98	21,0	16,28	33,22	23,19	24,22	26,44	36,45	31,00	31,27		
Ni	20	55	93,51	34,4	42,73	110,72	78,05	85,03	100,20	170,69	126,76	117,11	114	142
Cu	25	50	32,70	35,8	22,09	62,05	39,55	43,06	27,36	40,31	34,09	33,46	42	42
Zn	71	85	79,23	59,0	49,77	105,20	76,80	85,62	62,54	77,64	70,19	71,52	55	49
Ga	17	20	19,56	17,1	15,04	27,81	20,25	19,85	17,89	22,39	19,88	19,63		
Rb	112	160	55,82	86,6	28,55	85,53	48,46	51,64	53,55	73,38	62,86	61,61		
Sr	350	200	150,02	184,4	86,56	334,27	185,06	138,55	141,72	221,00	175,31	165,25		
Y	22	27	32,37	44,4	22,57	42,88	32,34	30,10	35,11	42,43	39,13	38,75		
Zr	190	210	659,02	650,6	188,80	1284,96	658,19	495,10	427,11	1079,00	725,45	677,78	126	175
Nb	25	19	19,48	17,2	13,92	32,59	19,63	18,55	16,91	18,31	17,41	17,33		
Mo	1,5	1	1,21	0,9	0,60	1,56	1,02	0,98	0,51	0,95	0,74	0,76		
Cd	0,09	ND	0,57	0,1	0,06	0,73	0,30	0,28	0,14	0,87	0,43	0,35	0,02	0,06
Cs	3,7	15	2,23	2,5	0,98	3,43	2,00	1,97	1,72	2,69	2,20	2,18		
Ba	550	650	388,91	793,8	355,60	527,70	451,98	473,83	518,20	736,50	635,26	645,86		
Pb	20	20	19,00	21,3	13,52	25,36	17,40	15,95	16,16	24,38	19,66	19,13	69	56
Th	10,7	14,6	10,93	16,6	8,53	11,61	10,25	10,47	12,13	15,90	13,87	13,45		
U	2,8	3,1	2,94	3,5	2,07	3,01	2,46	2,38	2,53	3,48	3,00	2,97		
ΣET	1536,8	1832,7	1834,1	2169,9				1974,9				2323,7		

Les profils de distribution des ET dans les sédiments du sous-bassin de Zio et du Haho (figure 47) présentent globalement une moindre disparité d'une station à une autre et avec le PAAS et l'UCC, à l'exception des teneurs en V, Cr, Co, Ni qui sont moins élevées dans l'UCC et des teneurs en As, Sn, Rb, Sr et Cd qui présentent une plus grande disparité entre les différents sédiments.

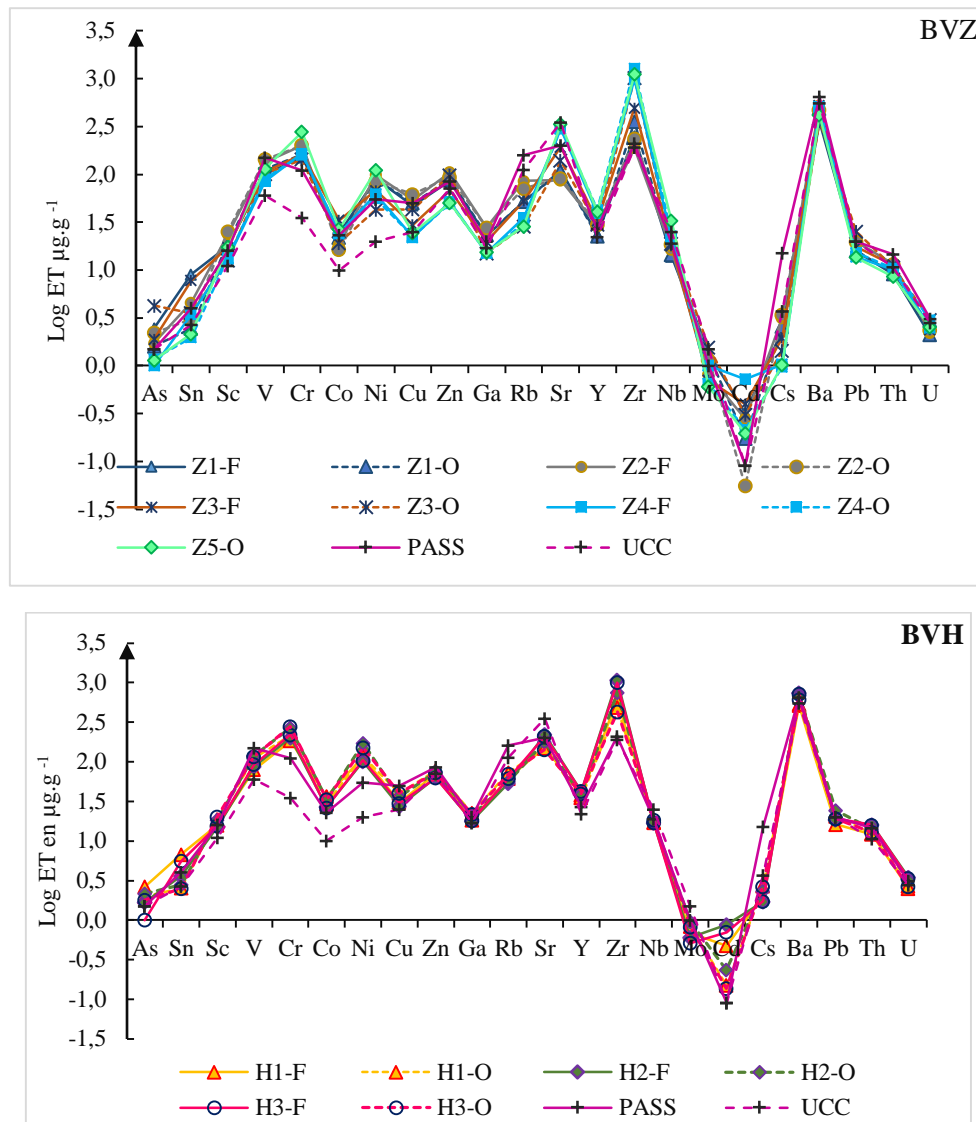


Figure 45: Distributions des concentrations en ET dans les sédiments de fond des rivières Zio (BVZ en haut) et Haho (BVH en bas), comparées à celles de l'UCC et du PAAS.

IV.1.3.2. Variabilité spatiale et temporelle des teneurs en ET

Au regard des variations hydrologiques qui sont susceptibles d'influencer la teneur en ET, cette partie porte sur l'analyse des variations des teneurs au cours des deux campagnes d'échantillonnage, respectivement février correspondant aux basses eaux et octobre aux hautes eaux. D'une manière générale, la variation des concentrations d'une saison à l'autre est moins significative pour l'ensemble des ET que ce soit pour les sédiments du Zio, du Haho ou du lac Togo (Figure 48). Une légère différence est observée respectivement pour Sn et Cd dans les sédiments des rivières Zio et Haho, et pour Sn, Co et Pb dans les sédiments du lac au cours des deux saisons.

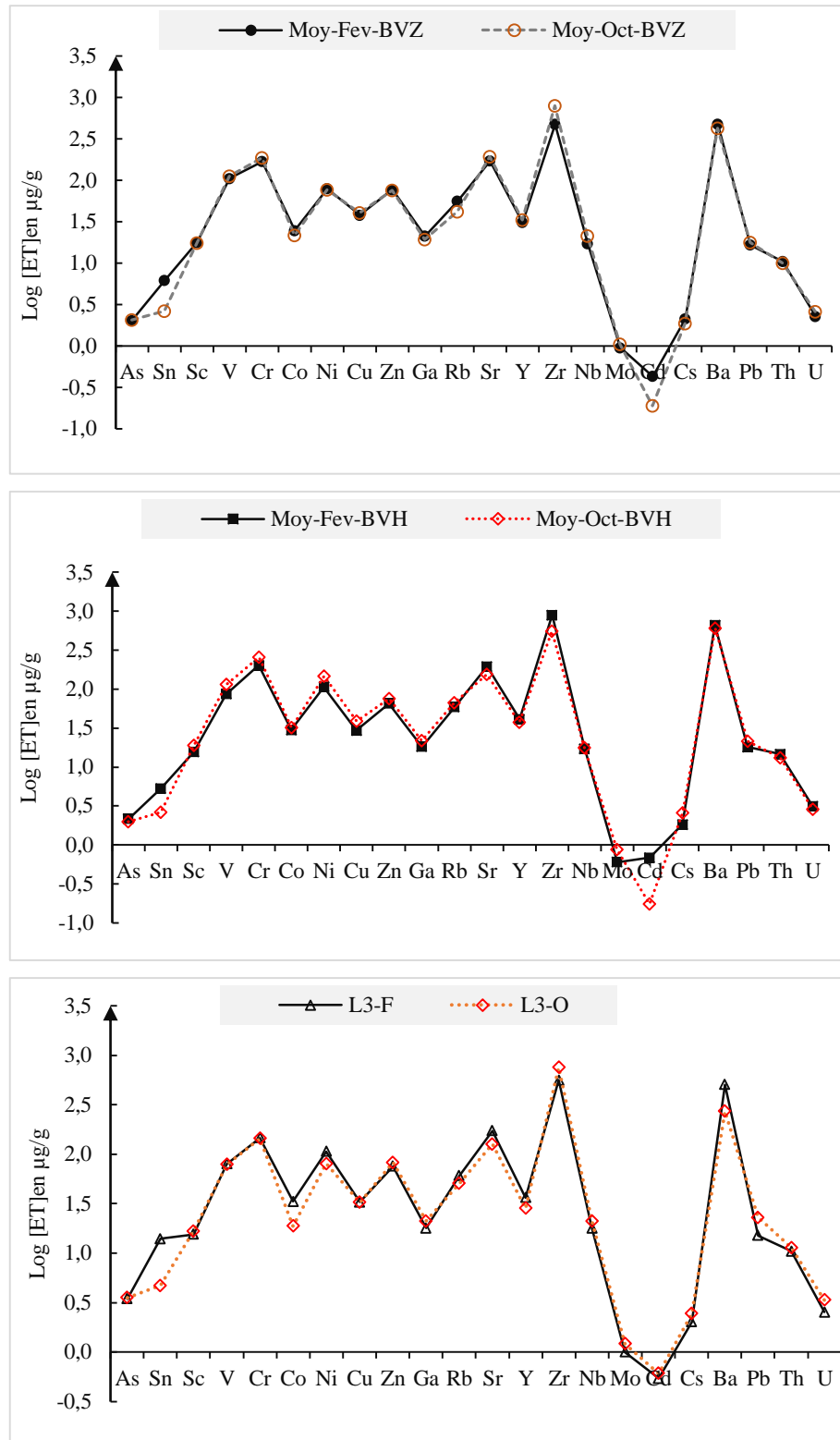


Figure 46 : Variations saisonnières (février et octobre) des teneurs en ET dans les sédiments (<63µm) des rivières Zio (BVZ en haut), Haho (BVH au milieu) et du lac à la station de Togoville (L3 en bas)

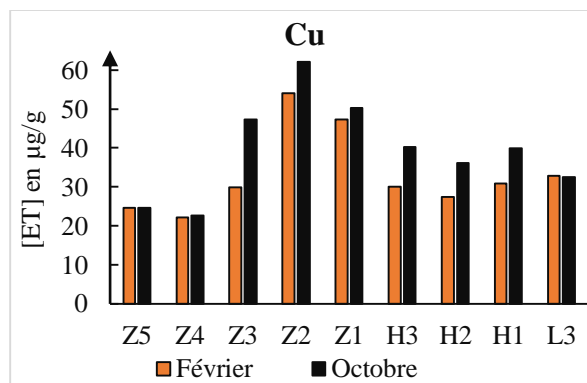
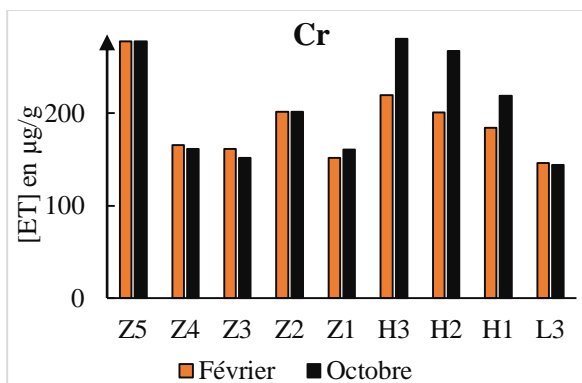
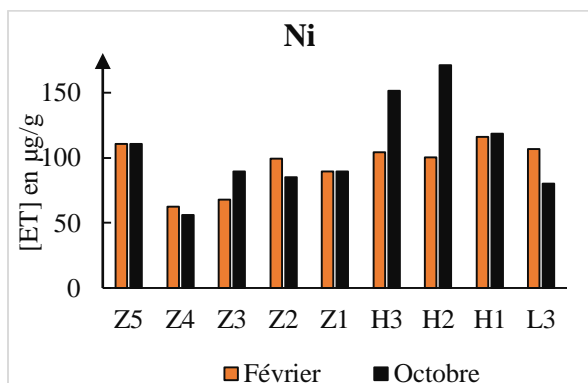
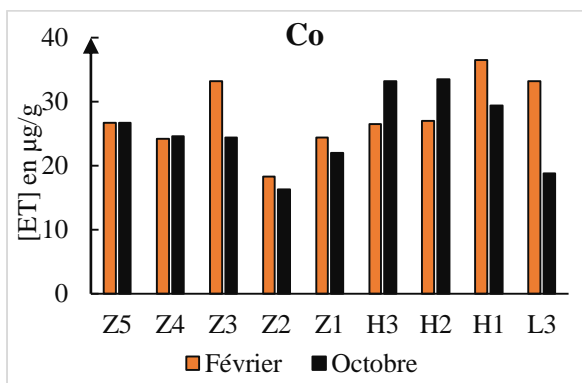
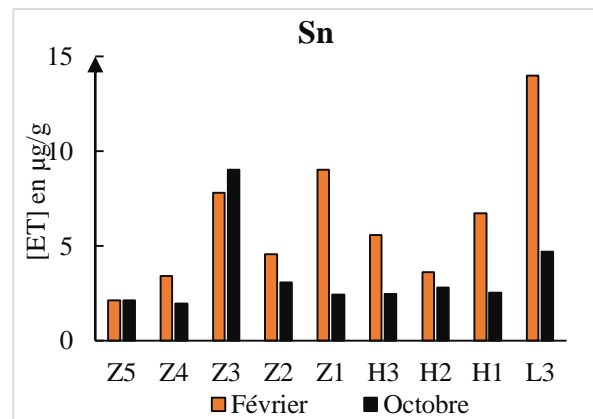
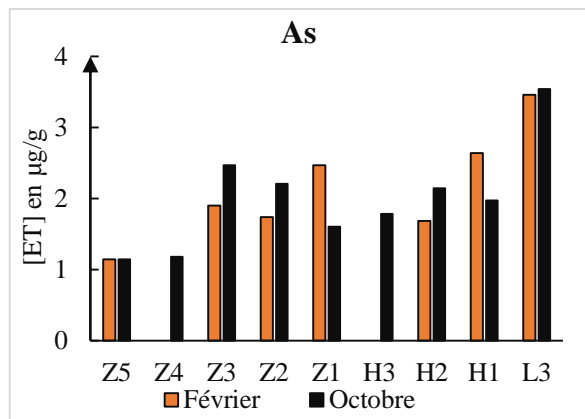
Pour la moitié des ET étudiés dans les sédiments du BVLT, les concentrations moyennes obtenues en hautes eaux (octobre) sont aux concentrations moyennes obtenues en basses eaux (février). Ces variations s'expliquent par le phénomène de ruissellement des sols et des roches

de ces rivières. En effet, le ruissellement des roches cristallines depuis les montagnes de Danyi où ces rivières prennent leurs sources jusqu'aux sols et périmètres agricoles des plateaux favorisent la concentration des ET dans ces cours d'eau durant la petite saison pluvieuse. Cette dernière correspond à la basse eau d'octobre qui succède à la petite saison sèche (août-septembre) période au cours de laquelle les débits des rivières semblent faibles avec des dépôts de particules fines accompagnés de l'adsorption des ET.

Les analyses des résultats illustrés à la Figure 49 montrent une variation spatiale et saisonnière des teneurs en ET dans les sédiments.

- Sn et Cd sont généralement plus concentrés en basses eaux qu'en hautes eaux.
- Certains autres ET présentent ponctuellement suivant des différences importantes entre février et octobre. C'est le cas pour As à Z3 où la teneur est plus forte en octobre, pour Co à Z3 et L3 » où la teneur est plus forte en février, pour Ni à H2 et H3 (teneur plus forte en octobre), Cr en H2 et H3 (plus forte en octobre), et Zr à H2 et H3 (teneur plus forte en février) et à Z3 et Z4 (plus forte en octobre).
- Les Sr, Y, Zr, Nb, Ba, U et Co montrent une diminution des teneurs de l'amont vers l'aval (Z5 à Z1 et H3 à H1) au cours des deux périodes d'échantillonnage, excepté le Co pour la station Z1 qui présente une concentration plus élevée. De plus, les concentrations en Co dans le BVH sont plus importantes que celles de BVZ. Les plus fortes teneurs sont observées dans les sédiments de Z3 ($33,22\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et H1 ($36,45\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) en octobre.
- d'autres ET comme Sc, V, Cr, Ni, Cu, Zn, Ga, Rb et Cs présentent une diminution de leurs teneurs de la station Z5 à Z3 puis une remontée de la concentration à partir de Z3 à Z1 avec un pic à la station Z2. Par contre dans le BVH, la diminution des teneurs de ces ET est moins variable de H3 à H1. Notons que les concentrations en Ni dans les sédiments du BVH sont plus élevées ($100,2\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à $170,7\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que ceux du BVZ ($42,7\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à $99,07\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et inversement pour le Cu qui varie de ($22,6\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à $62,1\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans le BVZ contre ($27,36\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à $40,3\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans le BVH. Le Cr, quant à lui présente des concentrations plus élevées en Z5 ($277,6\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), H3 ($280\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et H2 ($267,3\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que sur toutes les autres stations où les concentrations varient de ($143,7\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) à ($218,6\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). La concentration en Zn, plus élevée sur les stations aval du BVZ, présente sa plus forte valeur en Z2 ($105,2\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).
- As et Sn présentent une disparité variable d'une station à une autre. Ces 2 ET ont des concentrations plus élevées dans les sédiments du Lac (L3) que ceux des rivières aux stations Z1 et H1 en février et H2 et H3 en octobre.

- Cd présente une plus grande disparité spatiale avec des concentrations beaucoup plus importantes en février qu'en octobre. Les sédiments les plus concentrés sont ceux des stations H2 ($0,87 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Z4 ($0,72\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et H3 ($0,70\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Le reste des échantillons a des concentrations comprises entre ($0,1\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et ($0,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).
- Pb présente des concentrations moins élevées dans les sédiments des stations amont (Z4, Z5 et H3) et très variables dans ceux des stations Z3 à Z1 et H2 à H1. Les plus fortes concentrations sont observées dans les échantillons de Z3 en octobre ($25,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), H2 ($24,4\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et L3 ($22,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).
- Mo et le Th varient peu sur l'ensemble des stations.



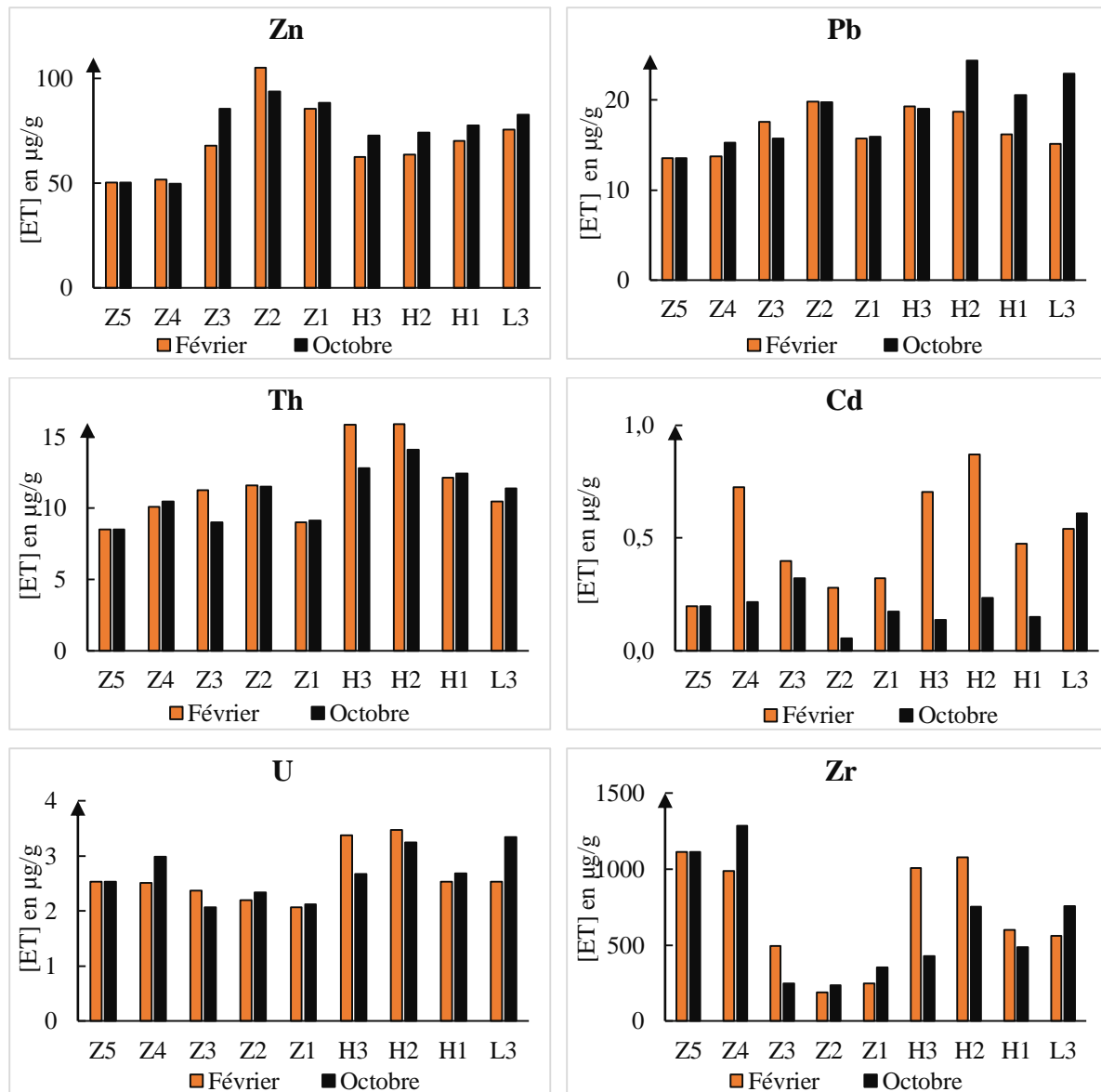


Figure 47 : Variations saisonnières des concentrations en ET au niveau des huit stations d'échantillonnage de sédiment au cours de chacune des 2 périodes hydrologiques, février et octobre, sur le Zio (de l'amont à l'aval Z5 à Z1), le Haho (H3 à H1) et le Lac Togo (L3).

On retient des résultats de la variation spatio-temporelle des ET dans le BVLT :

- Une faible variation des teneurs en ET mais non négligeable d'une saison hydrologique à une autre. La majorité des ET présente des concentrations un peu plus élevées durant le mois d'octobre qu'en février. Seul Cd présente une concentration plus élevée en février qu'en octobre. La source principale du Cd dans les rivières est le phosphate naturellement présent dans le sol particulièrement celui du BVH. Quant au lac, la principale source du Cd dans les sédiments serait l'apport des eaux et des sédiments marins contaminés par les réjets de l'usine via la passe d'Aného.
- Une variabilité amont-aval des teneurs en ET des sédiments des BVZ et BVH avec des fortes teneurs en ET aux stations aval. Ces sites situés à proximité du lac présentent un

pourcentage élevé de particules fines qui sont favorables à l'adsorption des ET. Les résultats montrent que les sites ayant un pourcentage élevé de particules fines ont des teneurs en éléments traces plus grandes. Ces observations sont identiques à celles d'Issola et *al.*, (2008b) Issola et *al.*, (2009) qui ont montrés que la distribution des métaux dans la Lagune de Fresco en Côte d'Ivoire est fonction du pourcentage des particules fines du sédiment. Au niveau des rivières, la contamination des sédiments a une origine continentale provenant des activités anthropiques notamment l'occupation des sols, les rejets directs des effluents domestiques dans la nature sans traitement préalable, les dépotoirs sauvages, le lessivage dans les lits des cours d'eau etc. Pour les sédiments du lac, les contaminations sont d'origine marine (intrusion marine chargée des débris de phosphates traités) et continentale (rejet direct des effluents domestiques et urbains).

IV.1.3.3. Enrichissement et origines des ET

Les résultats précédents ont permis de déterminer la teneur en ET dans les sédiments des rivières Zio et Haho sans avoir une idée précise de la contribution des sources naturelles et des apports anthropiques comme source potentielle de contamination. En effet, la teneur totale en ET déterminée ne fournit pas d'identification sur la nature et de l'intensité d'une éventuelle contamination et la détermination de la teneur extractible n'est pas un élément suffisant pour apprécier la contamination, même si l'on sait que les contaminants vont se retrouver essentiellement dans cette fraction. En effet, on peut aussi retrouver dans ces phases extractibles des ET d'origine naturelle qui viennent de l'altération chimique des minéraux et qui sont ensuite lessivés et adsorbés sur les phases particulaires. Pour y arriver et appréhender quantitativement la contribution des sources anthropiques, le concept de facteur d'enrichissement ou EF (*en anglais : Enrichment Facteur*) a été proposé pour discriminer les apports anthropiques des sources naturelles, et ainsi définir l'intensité de la contamination. L'EF a été conçu pour des études de pollution métallique dans des tourbières (Shotyk, 1996). Sa conception a été inspirée par analogie à des indices de météorisation, ces indices utilisent la comparaison entre les éléments mobiles et des éléments dits conservatifs. L'élément conservatif est utilisé pour quantifier le gain d'un élément dans un produit d'altération par rapport à la roche mère et ainsi définir un apport anthropique (Shotyk et *al.*, 2000).

Le facteur d'enrichissement nous donne le taux d'enrichissement d'un élément par rapport à l'abondance de cet élément dans un matériau de référence. Le calcul du EF consiste à comparer

la concentration d'un élément donné dans le sol ou le sédiment à sa teneur naturelle dans le fond géochimique de la zone étudiée, en procédant à une normalisation par rapport à un élément de référence non affecté par une contamination (élément normalisant). C'est le rapport d'un élément avec le normalisant divisé par le même rapport obtenu dans un matériau de référence selon la formule suivante (Chester et Stoner, 1973 ; Salomons et Förstner, 1984).

$$EF = ([ET]/[R])_{\text{échantillon}} / ([ET]/[R])_{\text{matériel de référence}} \quad \text{Équation 7}$$

[ET] étant la concentration de l'élément étudié et R concentration de l'élément normalisant)

Dans le calcul du facteur d'enrichissement, deux étapes sont incontournables : le choix du matériau de référence et le choix de l'élément normalisant. Ces deux choix vont déterminer la fiabilité et la représentativité de l'enrichissement calculé pour un élément donné à l'échelle d'une région. Dans le cadre de ce travail, le choix de l'élément normalisant et du matériau de référence a été effectué sur la base de certains critères présentés plus bas.

Selon Sutherland (2000) le degré de l'enrichissement est défini comme suit :

EF < 2	Pas d'enrichissement
2 < EF < 5	Enrichissement modéré
5 < EF < 20	Enrichissement significatif
20 < EF < 40	Enrichissement très élevé
EF > 40	Enrichissement extrême

Dans notre étude, en raison du risque de la variabilité naturelle des sédiments, on a fixé la limite du fond géochimique à 1,5 car nous avons pu normaliser par rapport à un matériau de référence local, permettant d'avoir moins de variabilité et une meilleure précision sur le calcul de EF. Cette limite a déjà été établie et utilisée auparavant par Roussiez et *al.*, 2005, N'Guessan et *al.*, 2009 et Assaker (2016) dans les mêmes conditions de normalisation.

▪ **Choix du matériau de référence**

Généralement, deux catégories de matériaux de référence sont utilisées, caractérisés par leur localisation géographique :

- un matériau non régional correspondant à une référence mondiale utilisée par la communauté scientifique. C'est le cas des matériaux de référence internationaux comme les sédiments de la croûte terrestre-UCC (Wedepohl, 1995) ou celui du shale-PASS (Taylor et McLennan, 1985) facilement accessibles dans la littérature pour la normalisation en absence des données fiables sur la roche mère locale. Certes, ces matériaux de références sont reconnus mondialement comme concentration de référence

dans les zones non polluées toutefois leur choix est souvent problématique pour la fiabilité des résultats (N'guessan, 2008). En effet, cette moyenne terrestre ne reflète pas toujours les concentrations des roches mères locales et peut ainsi conduire à des interprétations erronées et donc à des sous-estimations ou à des surestimations des valeurs de EF (Duce et *al.*, 1974 ; Fang et Hong, 1999 ; Reimann et De Caritat, 2004). Néanmoins, ils peuvent être utilisés car ils permettent de comparer sur une même base l'état de contamination d'échantillons provenant, par exemple, de deux sources différentes (Shotyk et *al.*, 2002 ; Jara-Marini et *al.*, 2008).

- un matériau régional ou local prélevé à proximité de la zone étudiée est utilisé pour quantifier l'état de contamination de l'échantillon en référence aux teneurs naturelles locales (fond géochimique naturel local/régional). Dans ce cas, l'horizon le plus profond d'un profil de sol, ou un échantillon du matériau parental local peuvent être utilisés comme référence (Hernandez et *al.*, 2003 ; Orescanin et *al.*, 2004 ; Sterckeman et *al.*, 2006 ; Tijani et *al.*, 2006 ; Panichayapichet et *al.*, 2007, N'guessan 2008). Toutefois, ce matériel n'est pas toujours disponible surtout dans le cas des bassins agricoles.

La sélection du matériau de référence influence donc très fortement la valeur du facteur d'enrichissement (Covelli & Fontolan, 1997 ; Hernandez et *al.*, 2003 ; N'Guessan et *al.*, 2009).

Dans le cas des sédiments des cours d'eau du bassin versant du lac Togo, l'utilisation du sédiment du ruisseau Médjé non contaminé sera privilégiée (confère caractéristiques au point II.4.7 dans le chapitre 2).

En effet, lorsqu'on normalise la moyenne des sédiments du BVZ et BVH avec l'UCC et le PAAS (Figure 50), on observe des anomalies très significatives en As, Cr, Ni, Rb, Zr, Cd et Cs, montrant probablement un enrichissement naturel régional par rapport à ces matériaux de référence. Par contre la normalisation à partir du sédiment du ruisseau prélevé en amont de la rivière Haho montre des anomalies de moindre degré spécialement pour les Rb, Zr et Cs. La discrimination de Zr en utilisant le sédiment du ruisseau confirme que cet enrichissement dans le sédiment de fond des rivières Zio et Haho est principalement dû au substratum géologique et aux sols latéritiques qui se sont développés et enrichis en Zr lors des processus d'altération chimique (Sow et *al.*, 2018).

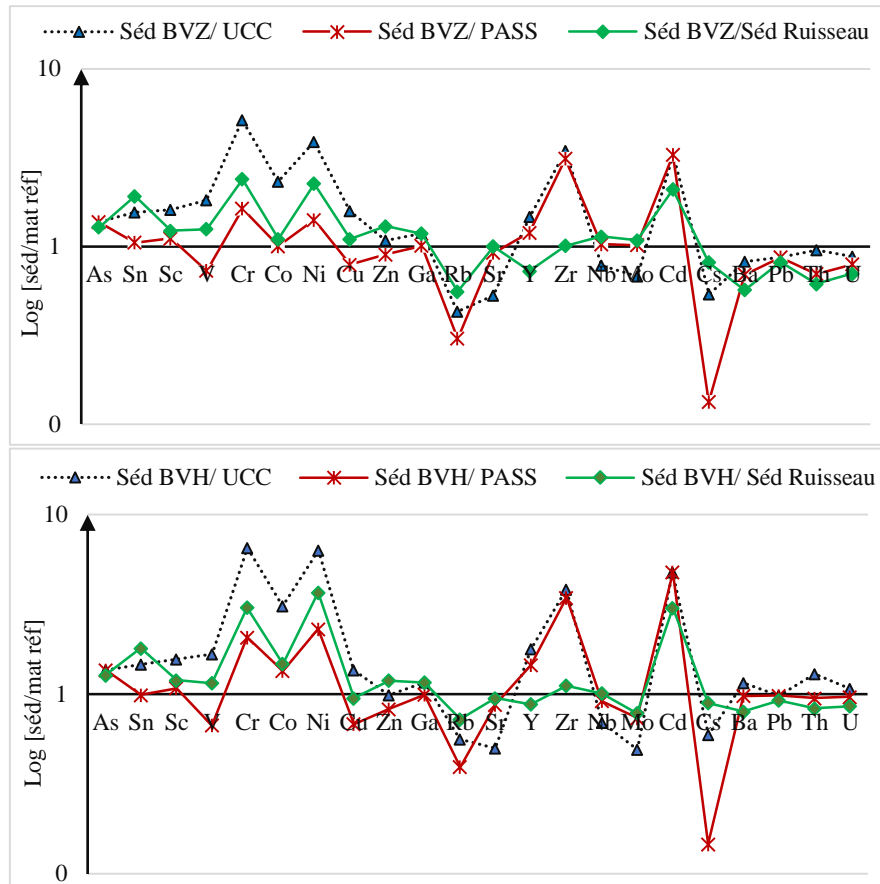


Figure 48: Normalisation des teneurs en ET dans les sédiments des rivières des bassins du Zio (en haut) et du Haho (en bas) avec le matériel de référence local (Séd Ruisseau), l'UCC (Séd/UCC) et le PAAS (Séd/PAAS). Les données du PAAS et UCC sont de Taylor et McLennan, 1985.

▪ Choix de l'élément normalisant

L'utilisation d'un élément normalisant permet de corriger l'effet des processus naturels et ainsi, de rendre compte uniquement des perturbations anthropiques (anomalies). Plusieurs éléments sont classiquement utilisés pour la normalisation, et il apparaît que leur sélection doit être adaptée non seulement l'ET étudié, mais aussi au type d'échantillon à traiter. Les éléments majeurs (Al, Fe) sont souvent utilisés comme normalisant du fait de la forte affinité des ET pour les oxydes de Fe et pour les minéraux argileux qui ont une forte capacité d'adsorption (Sutherland, 2000 ; Remy et *al.*, 2003 ; Lu et *al.*, 2005 ; Sterckeman et *al.*, 2006; Panichayapichet et *al.*, 2007 ; Yay et *al.*, 2008). Cependant, certains éléments traces ne subissant pas de contamination comme Cs, Sc, Ti, U, Zr) peuvent être utilisés comme normalisant (Shotyk et *al.*, 2000 ; Shotyk et *al.*, 2002 ; Hernandez et *al.*, 2003 ; Roussiez et *al.* 2005 ; Hissler & Probst, 2006 ; Schulin et *al.*, 2007 ; N'Guessan et *al.*, 2009). Les principaux fondamentaux dans le choix de cet élément sont les 3 suivants selon Schiff et Weisberg (1999) :

(i) l'élément de référence doit varier proportionnellement aux concentrations naturelles des

éléments auxquels on s'intéresse ; (ii) l'élément ne doit pas être issu d'apports anthropiques; (iii) l'élément doit être peu ou pas influencé par les processus naturels tels que réduction/oxydation, adsorption/désorption et autres processus diagénétiques pouvant modifier ses teneurs naturelles dans les sédiments.

Pour le choix du normalisant dans cette étude, nous avons dans un premier temps réalisé une présélection parmi quatre normalisants déjà utilisé dans la littérature, notamment Al, Cs, Sc et Ti, de manière à en choisir deux qui présentent de bonnes relation avec les teneurs en ET comme Ni, Co et Cu à étudier en contexte non pollué. Dans un second temps, nous avons comparé les facteurs d'enrichissement obtenus avec ces deux éléments normalisant ayant le plus d'affinité avec les ET choisis au niveau de la station H2.

Les résultats obtenus sur la figure 51 montrent clairement que tous les 4 normalisants n'ont aucune corrélation avec le Nickel et le Cobalt. Le cuivre, par contre, présente une bonne corrélation avec l'aluminium, le césium et le scandium respectivement de 0,74 ; 0,71 et 0,62. Le titane ne présente aucune corrélation avec les ET étudiés. Le césium étant idéalement utilisés dans la littérature comme normalisant des sédiments marins (Roussiez et *al.*, 2005 ; Ackermann, 1980), nous ne l'avons donc pas retenu parmi les normalisants que nous allons utiliser dans cette étude, à savoir Al et Sc, pour calculer EF.

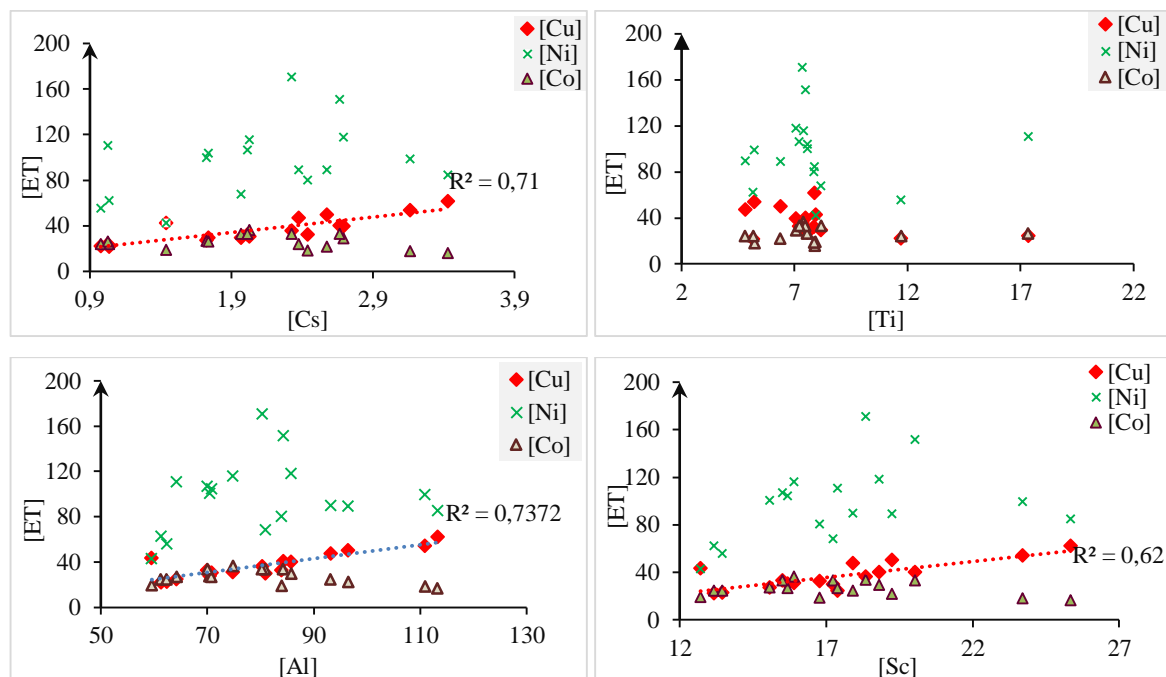


Figure 49: Relation entre les concentrations en ET (Ni, Co, Cu) et les différents éléments normalisants (Al, Cs, Sc, Ti) pour l'ensemble des sédiments étudiés dans le BVL

Les résultats présentés sur la figure 52 donnent des facteurs d'enrichissement quasi identiques qu'ils soient calculés avec Al ou Sc comme normalisant et le PAAS comme matériel de référence. En effet, en fixant la limite du fond géochimique à 1,5 (comme préconisé par Roussiez et *al.*, 2005), pour un même échantillon, on observe un enrichissement significatif pour le Cd avec Al ou Sc. Face à cela, l'Al et le Sc peuvent être tous les deux utilisés comme élément normalisant pour le calcul du facteur d'enrichissement mais pour la suite des travaux, nous avons privilégié Sc (Grousset et *al.*, 1995 ; Hernandez et *al.*, 2003 ; Hissler et Probst, 2006; Salvarredy-Arranguren et al. 2008) dont les EF semble être minimal et réaliste avec la tendance observée pour les concentrations.

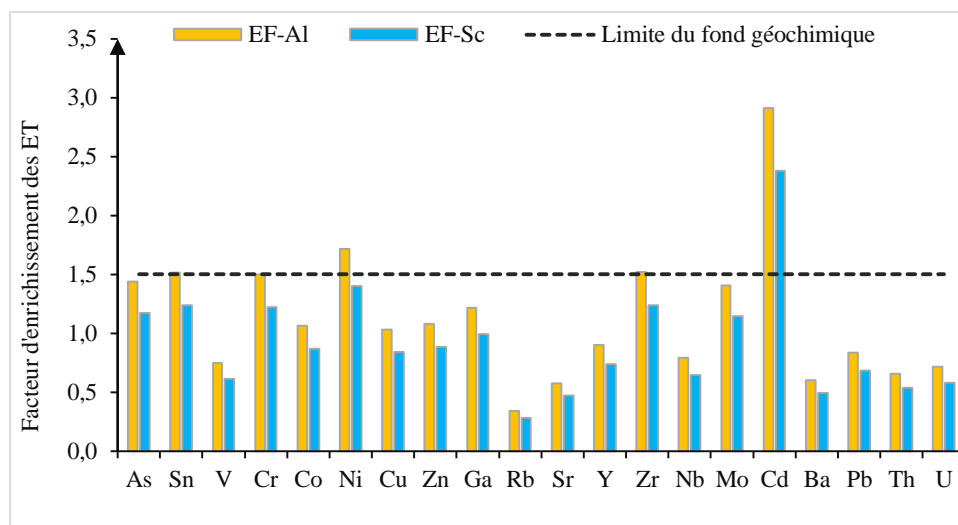


Figure 50 : Comparaison des facteurs d'enrichissement en ET dans le sédiment de la station Z1 en utilisant deux éléments normalisants, Al (en orange) et Sc (en bleu)

IV.1.3.4. Calcul des EF dans les sédiments des cours d'eau du BVL

Le facteur d'enrichissement (EF) est un indicateur de l'importance avec laquelle un échantillon est enrichi en un élément par rapport à un matériel de référence. Bien que cet index de qualité d'un sédiment puisse être utilisé dans des situations variées, l'objectif est ici de mettre en évidence et de quantifier l'augmentation anormale des concentrations en ET.

Dans l'ensemble du bassin, les EF observés diffèrent selon le matériel de référence utilisé. Les valeurs obtenues avec le PAAS sont plus élevées que celles obtenues à partir du sédiment du ruisseau Médjé situé en amont du bassin. Ainsi, l'utilisation du fond géochimique local dans le calcul du facteur d'enrichissement semble être la meilleure approche car elle atténue fortement le risque de variabilité naturelle du sédiment que pourrait causer l'utilisation des valeurs de la

croûte continentale comme matériau de référence (Soto-Jiménez and Paez-Osuna, 2000 ; Roussiez et *al.*, 2005).

En ce qui concerne les valeurs calculées des facteurs d'enrichissement, les résultats issus des concentrations moyennes des sédiments des cours d'eau de la zone d'étude (Figure 53) sur la base de la classification de Sutherland (2000), montrent qu'il n'y a pas d'enrichissement pour la plupart des ET (V, Co, Cu, Zn, Ga, Rb, Sr, Y, Nb, Mo, Cs, Ba, Pb, Th, U) étudiés car leurs EF sont inférieurs à la valeur seuil du fond géochimique naturel (1,5). Néanmoins, parmi les ET analysés, seuls Zr et Cd présentent un enrichissement modéré avec une normalisation au PAAS pour les sédiments des rivières Haho et Zio et du Lac Togo. A ces ET s'ajoutent Sn et As pour les sédiments lacustres avec une normalisation au PAAS ou aux sédiments du petit ruisseau amont. A l'inverse, la normalisation avec le sédiment du ruisseau (représentatif du fond géochimique régional avec une limite de EF à 1,5), les teneurs en Cr, Ni, Cd et Sn présentent un enrichissement modéré pour les sédiments du Haho et un faible enrichissement pour les sédiments du Zio. Pour le Lac Togo, on observe un enrichissement modéré uniquement pour le Cd.

L'enrichissement de Sn dans le lac comparativement aux rivières Zio et Haho serait dû aux sources diffuses de pollution qui prennent en compte les lessives utilisatrices de détergents, l'intrusion marine transportant les rejets issus de la station de traitement des phosphates et ceux issus des industries situées dans la zone portuaire et dont les effluents sont déversés sans traitement préalable dans l'océan.

Par ailleurs, les fortes valeurs de Zr dans les sédiments de fond des cours d'eau du BVL sont d'origine naturelle. C'est un élément qui est issu des minéraux lourds dérivés du Zircon. Ce sont les principaux minéraux résistants aux intempéries qui s'accumulent dans les sols latéritiques (Horbe et Da Costa, 1999 ; Vital et Stattegger, 2000 ; Silva et *al.*, 2016). Les concentrations de Zr sont naturellement élevées dans tous les types de profils d'altération des sols latéritiques (Horbe et Da Costa, 1999), les bauxites rouges (Esmaily et *al.*, 2009) ou encore les kaolins (Baïoumy et Gilg, 2011) qui sont progressivement enrichis en éléments moins mobiles (Nb, Th, Zr, Mo, Ga et Cr).

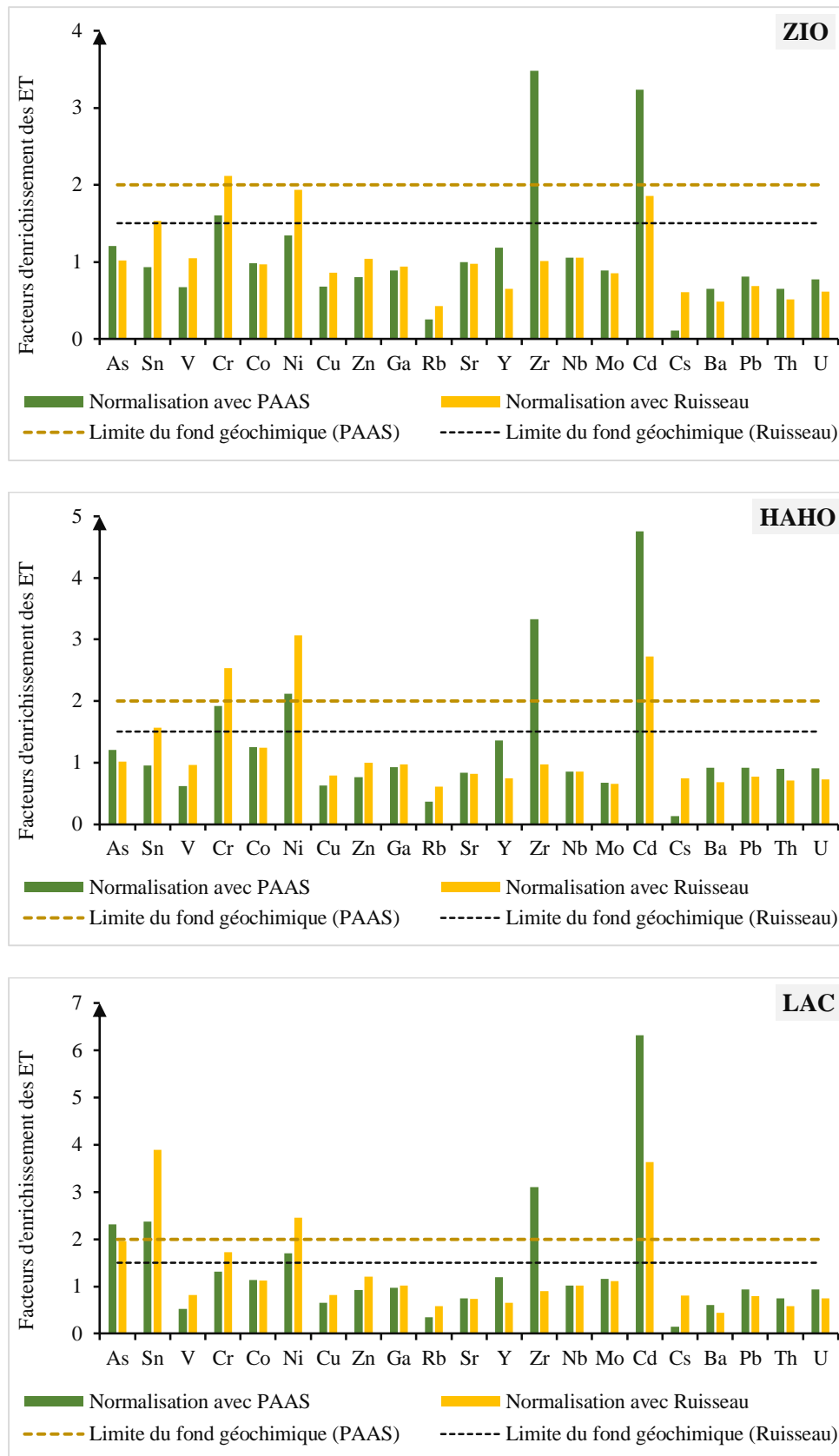


Figure 51 : Facteur d'enrichissement des ET dans la fraction fine des sédiments (<63µm). Les valeurs des ET dans le Zio, le Haho et le Lac Togo ont été normalisées avec le PAAS et le sédiment du ruisseau local pris comme la référence naturelle. Les tiretés représentent la limite du fond géochimique respectivement pour la normalisation avec le PAAS (EF = 2) et le sédiment local (EF = 1,5)

Au regard de ce qui précède, la distribution spatiale des facteurs d'enrichissement indique une distribution variable pour les éléments traces (Figure 54). Globalement la distribution spatiale révèle que 70% des ET dans les stations d'étude ont un EF inférieur à 1,5. Un enrichissement modéré est observé pour le Ni et la Cr à toutes les stations ; pour l'As aux stations Z3, L3, pour le Sn aux stations Z1, Z3, H1, H3 et pour le Cadmium aux stations H1, H3 et Z3 (Figure 54). Toutefois, des enrichissements significatifs en Cadmium et Sn sont observés respectivement aux stations L3, Z4, H2 et à la station L3. Généralement le Cd et Sn proviennent des pratiques agricoles principalement des cultures maraichères réalisées le long des lits mineurs et majeurs des rivières Zio et Haho. L'enrichissement de Cd et Sn observé à ces stations peut être également dû aux pratiques domestiques telles que les détergents issus de la lessive dans les cours d'eau, le lavage des gros camions et moto.

Cependant, aucun enrichissement significatif n'est observé à aucune station pour le Co, Cu, Zn, Pb, Th et U. C'est l'une des raisons pour laquelle la détermination des pourcentages des contributions anthropique et naturelle a été menée pour chaque ET.

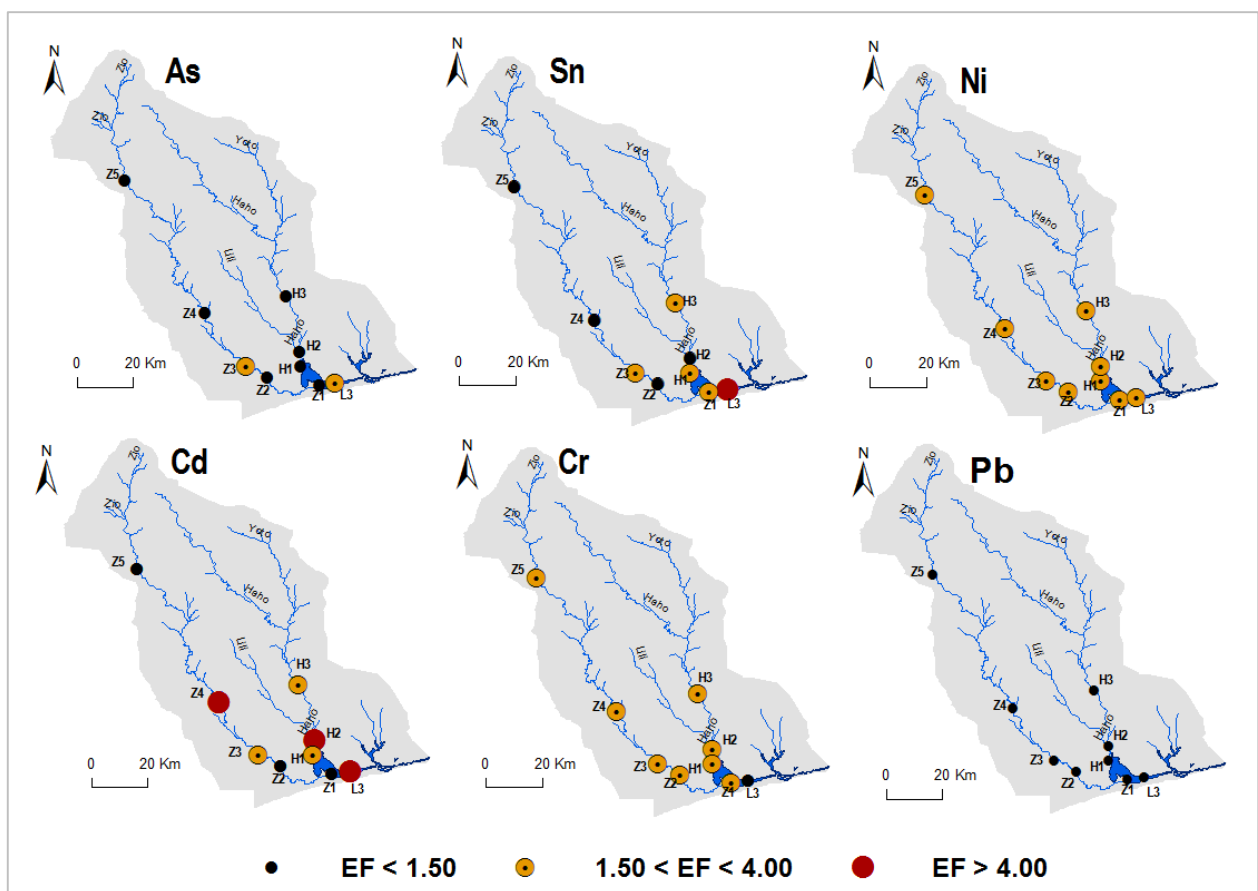


Figure 52 : Carte du BVL montrant la distribution spatiale des facteurs d'enrichissements des ET les plus relevants tels que As, Sn, Ni, Cd, Cr et le Pb (source Avumadi et al., 2019)

IV.1.3.5. Contributions respectives en ET des sources anthropique et naturelle

Dans cette partie, nous allons à partir des formules proposées par N'Guessan et *al.*, (2009) ci-dessous déterminer quelle est la part des ET issue des activités anthropiques (« *anthropogenic contribution* » désigné par AC) et celle provenant de sources naturelles (« *natural contribution* » désigné par NC) dans les concentrations totales mesurées dans les sédiments des cours d'eau du bassin du lac Togo.

$$\%AC = ([ET]_{\text{séd}} - [Sc]_{\text{séd}} * [ET / Sc]_{\text{mat-ref}}) / [ET]_{\text{séd}} \quad \text{Équation 8}$$

$$[NC] = [ET]_{\text{totale}} - [AC] \quad \text{Équation 9}$$

Les résultats obtenus à partir de ces équations montrent que les éléments tels que le Co, V, Cu, Zn, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Cs, Ba, Th et U) proviennent à plus de 80% d'origine lithique. Par contre, certains éléments tels que 'As, Sn, Ni, Cd, Cr et Pb présentent des contributions anthropiques variant entre 6 et 61% avec des teneurs en en Cd qui sont 2 à 3 fois plus influencées par les activités humaines que les autres ET.

La contribution anthropique (Figure 55) est très élevée pour Ni (54%) et Cr (53%), élevée pour Cd (36%) et Sn (25%), faible pour Co (12%) ; As (8%) et Zn (6%) et très faible pour Cu (2%) et Pb (2%). Pour les autres ET (Co, V, Cu, Zn, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Cs, Ba, Th, U), la contribution anthropique est négligeable ou nulle.

Quant à la distribution spatiale, on observe pour Ni, Cr et Cd, une contamination anthropique dans les sédiments de Zio et Haho aux stations Z3, Z4, Z5, H1, H2, H3, et dans le Lac Togo (L3). Dans le cas de As, Sn, Ni et Cr, la part anthropique augmente de l'amont en aval dans le bassin de Haho alors qu'elle est variable dans le bassin de Zio où son impact dépend de l'élément trace. En effet, les sédiments de la station Z3 expriment une forte contribution anthropique pour As, Sn et Pb. Dans le lac Togo à la station L3, la contribution anthropique montre des valeurs élevées et très élevées pour les ET sauf pour le Pb.

Cette contamination anthropique de Cr, Ni et Cd des sédiments du Haho et du Lac, avec plus de 50% d'origine anthropique, peut avoir une origine liée à l'exploitation des phosphates car ces éléments sont très enrichis dans les phosphates analysés par Ghandi en 2002. Les variations des pourcentages de contribution anthropique dans les sédiments le long de la rivière Haho sont dues à plusieurs facteurs. D'un côté, les sédiments prélevés au niveau des rives internes des méandres du Haho (H3) montrent des concentrations plus élevées car dans cette zone, la sédimentation des particules fines (argiles et matière organique), possédant une forte capacité d'adsorption des éléments traces, est favorisée. De plus, la discordance géographique dans les

apports de polluants entre le secteur d'exploitation nord et celui du secteur sud influe fortement sur les distributions.

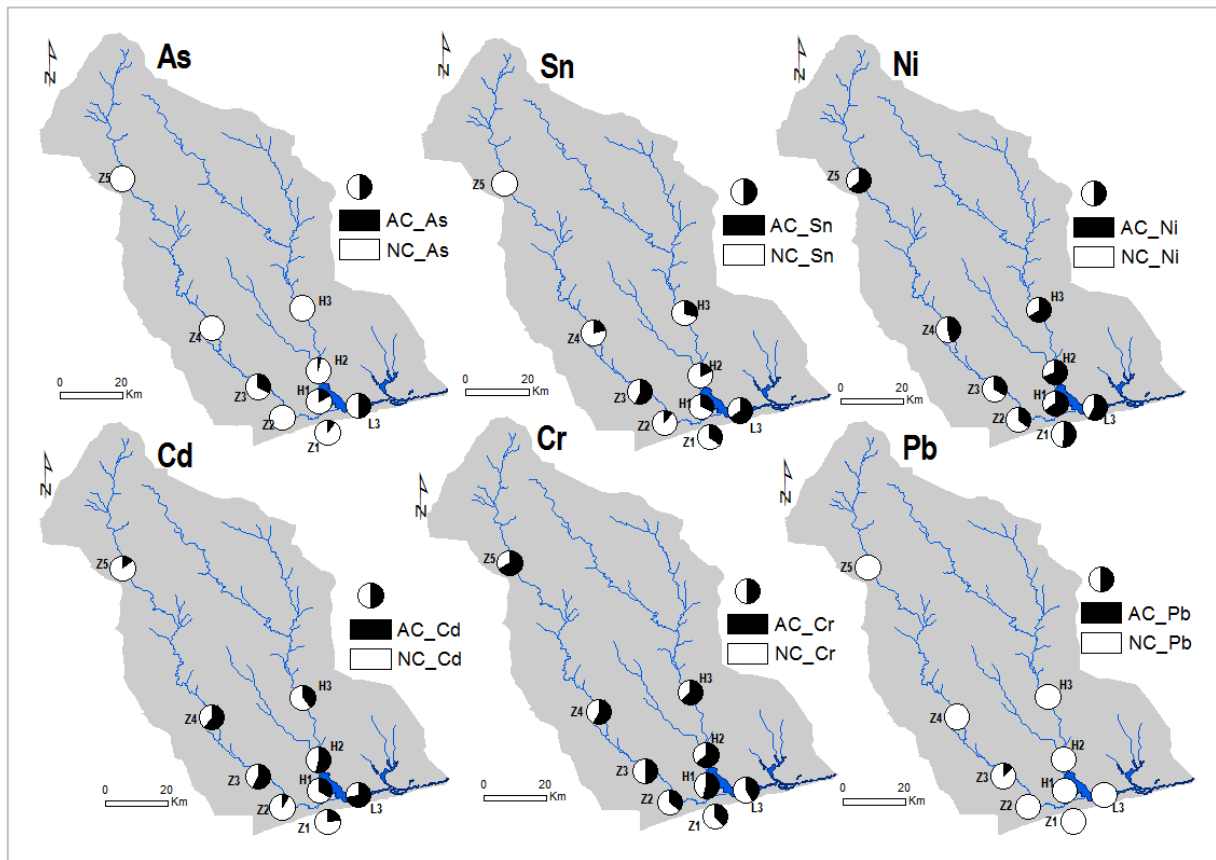


Figure 53 : Carte du BVL montrant la distribution spatiale des pourcentages de contributions anthropique (AC) et naturelle (NC) pour As, Sn, Ni, Cd, Cr et le Pb (d'après Avumadi et al. 2019)

Par ailleurs, la contribution anthropique du Pb observée à la station Z3 serait due à l'accumulation des anciennes pollutions atmosphériques des véhicules et aussi aux activités de nettoyage et de vidange de gros camions dans le lit de la rivière Zio à Togblékopé. La contribution anthropique élevée en Cr, Ni et même Cd dans les sédiments des stations amont des rivières reste surprenante. Néanmoins cela peut être raisonnablement attribué aux apports agricoles diffus via les engrais et les pesticides utilisés de manière irrationnelle dans la zone d'étude. Ces produits agrochimiques peuvent libérer des éléments traces comme Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn et Sn (Biney *et al.*, 1994 ; Rodier *et al.*, 2009 ; NGuessan et al., 2009).

La matrice de corrélation établie (Tableau 15) montre des relations positives et significatives entre les valeurs des facteurs d'enrichissement et les pourcentages des contributions anthropiques de chaque ET. Ce qui signifie que les enrichissements des ET augmentent au fur et à mesure que les contributions anthropiques augmentent.

Tableau 15 : Matrice de corrélation de Pearson entre les pourcentages des contributions anthropiques (AC) et les valeurs des facteurs d'enrichissement (EF) pour toutes les stations (n=17) du BVL, incluant les stations du Zio (Z1 à Z5), du Haho (H1 à H3) et du Lac Togo (L3).

TE	As	Sn	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
R ²	0,83	0,78	0,97	0,81	0,92	0,67	0,92	0,85	0,62

IV.1.3.6. Labilité des ET

La concentration totale des ET dans un des compartiments d'un écosystème n'est pas un bon indicateur du degré de disponibilité à cause des nombreux facteurs de contrôle de la distribution des ET entre les phases dissoutes et particulaires. En effet, les éléments adsorbés sur les particules solides sont potentiellement disponibles. Ils peuvent être libérés à tout moment en phase dissoute suite à un changement des propriétés physico-chimiques de l'environnement aquatique, notamment le pH, le potentiel redox, la concentration en chélatant (Abollino et al., 2002; Bourg, 1988, 1995; Calmano et al., 1993; Chuan et al., 1996; Ernst, 1996; Forstner, 1993; Forstner and Kersten, 1988; Forstner et al., 1986; Gambrell and Patrick, 1988) mais aussi la nature chimique et minéralogique des particules et leur granulométrie. L'objectif de cette partie consiste à déterminer dans les sédiments, la distribution des éléments entre la phase dite résiduelle et la non-résiduelle.

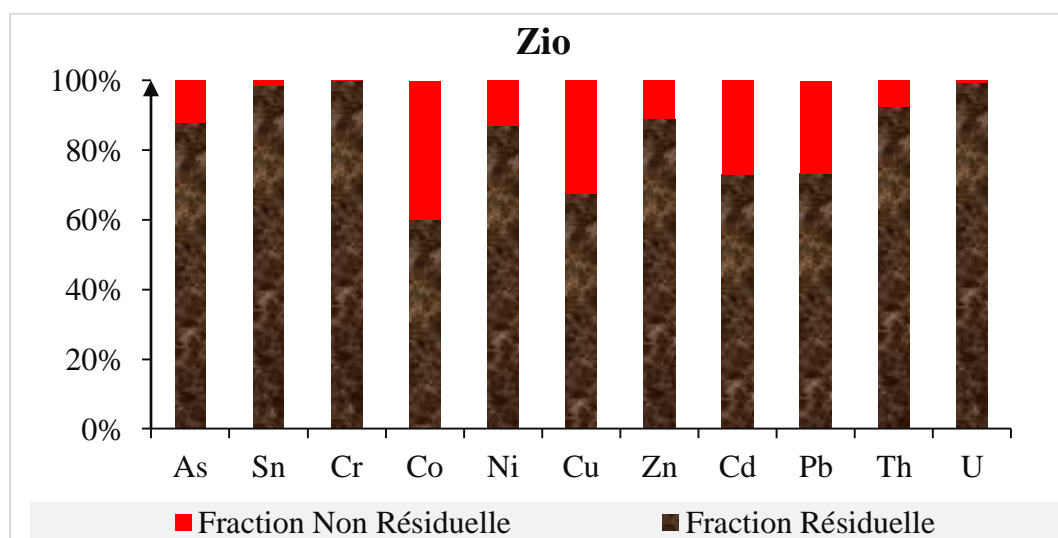
Les phases non-résiduelles appelées aussi phases labiles sont susceptibles de passer et de s'accumuler dans les organismes aquatiques, pouvant ainsi devenir toxiques pour ces organismes. Pour extraire ces phases labiles dans les sédiments de fond, une extraction simple à l'EDTA a été utilisée à cause de son fort pouvoir chélatant et surtout à sa capacité d'extraire la plus grande fraction possible des éléments présents dans les phases non associées aux fractions résiduelles comme les minéraux silicatés, les carbonates, les oxydes de fer et de manganèse, et la matière organique.. Cette méthode s'est révélée robuste dans l'estimation des ET labiles dans les sédiments marins et fluviaux (Abi Ghanem, 2008 ; Nazih et al., 2009 ; Leleyter et al., 2012 ; Assaker, 2016 ; Sow et al., 2018).

La figure 56 présente les pourcentages des fractions non-résiduelles (NR) et résiduelles (R) des ET les plus relevants dans l'ensemble des échantillons de sédiments étudiés. En termes de mobilité environnementale ou de biodisponibilité, l'ordre relatif des éléments les plus labiles, est le suivant: Co > Cu > Cd > Pb > Ni et As > Zn > Th > Sn > U > Cr.

En comparant les pourcentages des fractions NR et le R des ET relevants, on peut observer que Co, Cu, Pb et Cd sont associés à plus de 24 % à la fraction non-résiduelle, sauf le Co dans les

sédiments lacustre. Le pourcentage de l'As et Ni dans les fractions NR varie entre 10 % à 16 % (Figure 56). Les ET comme Zn, Th, Sn, U et Cr sont plutôt associés à la fraction résiduelle, qui représente en moyenne 91 à 96 % de fraction totale pour le Zn et Th et 99 à 100 % pour Sn, U et Cr. Ces résultats traduisent que Cu, Co, Pb, Cd, contrairement aux autres ET, sont potentiellement plus disponibles et mobiles en fonction des variations de conditions physico-chimiques dans les systèmes aquatiques. Parmi eux, c'est le Cobalt qui présente le % de forme disponible le plus important dans les sédiments des rivières Zio et Haho, avec respectivement 40 % et 36 % de fractions NR. Le Cobalt pourrait être logiquement considéré comme l'élément possédant le plus grand potentiel de mobilité et de toxicité, sauf dans le Lac le Togo, suivi par Cu (30-33 %), Cd (24-25 %) et Pb (24-25 % pour Haho et Zio, et 39 % pour le Lac).

Par ailleurs, on observe à partir des résultats de l'extraction à l'EDTA que les éléments traces comme Cr et Ni qui sont enrichis avec des proportions de contributions anthropiques supérieures à 50% ne sont pas du tout disponibles. En effet, la source primaire des ET contenus dans les phosphates est la matière organique du plancton mort (Glenn et al., 1994 ; Piper, 1991). Le minéral principal des phosphates sédimentaires est un carbonate fluorapatite appelé francolite dont la maille élémentaire est un prisme hexagonal à structure ouverte (Slansky, 1980). Grâce à ce type de structure, la francolite peut emmagasiner un grand nombre d'éléments traces notamment Cd, Cr, Cu, Ni, V, Sr, Ba, Zn, Pb, U, Mo, Sc, Ag, etc. et de terres rares trivalentes dans son réseau par substitution ionique avec surtout le Ca^{2+} (Nathan, 1984, Gilinskaya, 1993). Ceci est la raison principale pour laquelle les phosphates sédimentaires de Hahotoe –Kpogamé sont fortement concentrés en éléments traces.



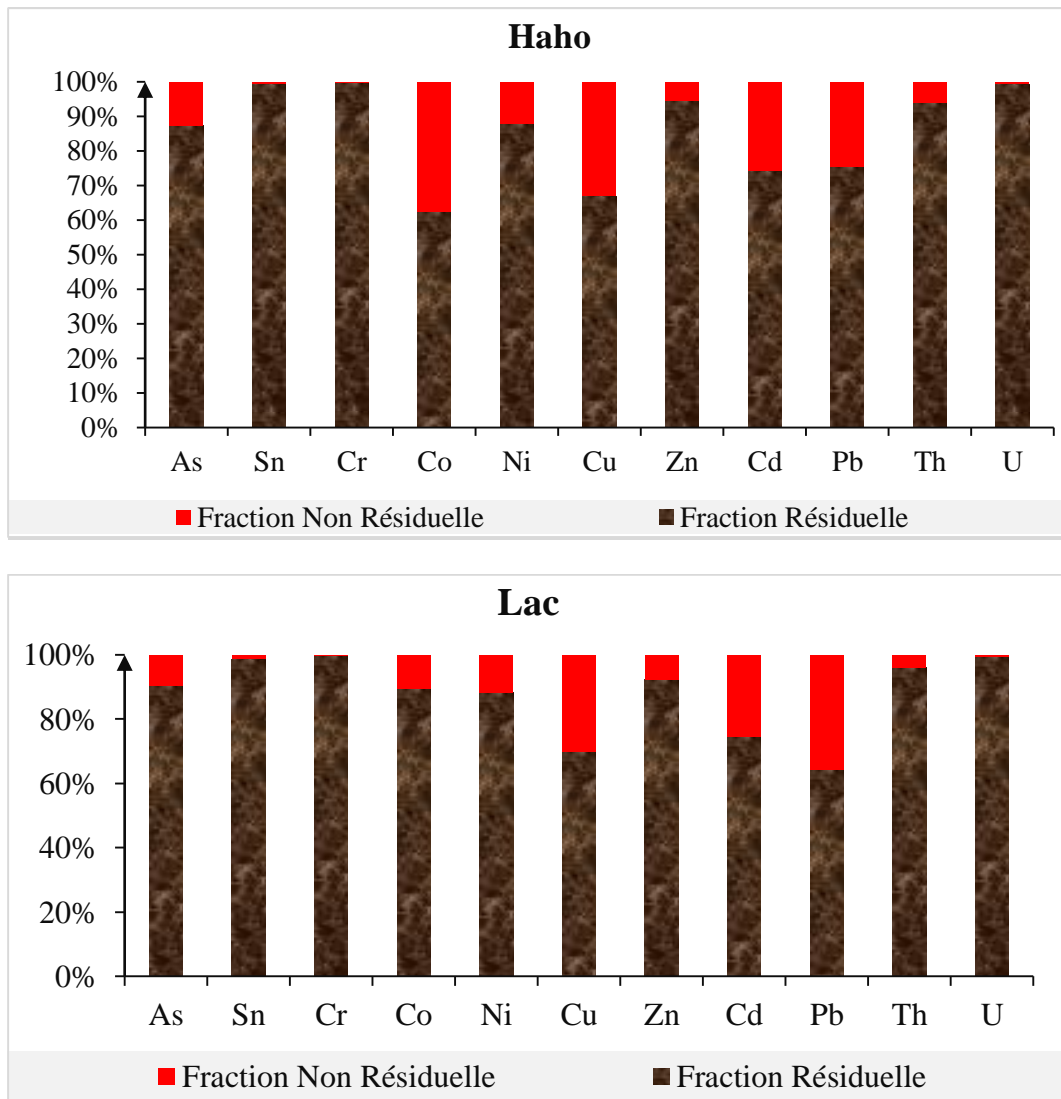


Figure 54 : Distribution des pourcentages de phases résiduelles et non-résiduelles des ET les plus relevants dans les sédiments de fond des rivières Zio, Haho et du lac Togo

En outre, les pourcentages de la part extractible montrent une corrélation positive avec les facteurs d'enrichissements pour Co, Cu et Zn dont l'origine anthropique est plus ou moins faible (Figure 57). Plus le pourcentage de fractions labiles de ces éléments traces augmente, plus le facteur d'enrichissement, est important (Salomons et Förstner, 1980). Inversement, plus le % d'un ET dans la fraction résiduelle est important et moins il sera mobile et toxique pour l'écosystème aquatique et les organismes vivants.

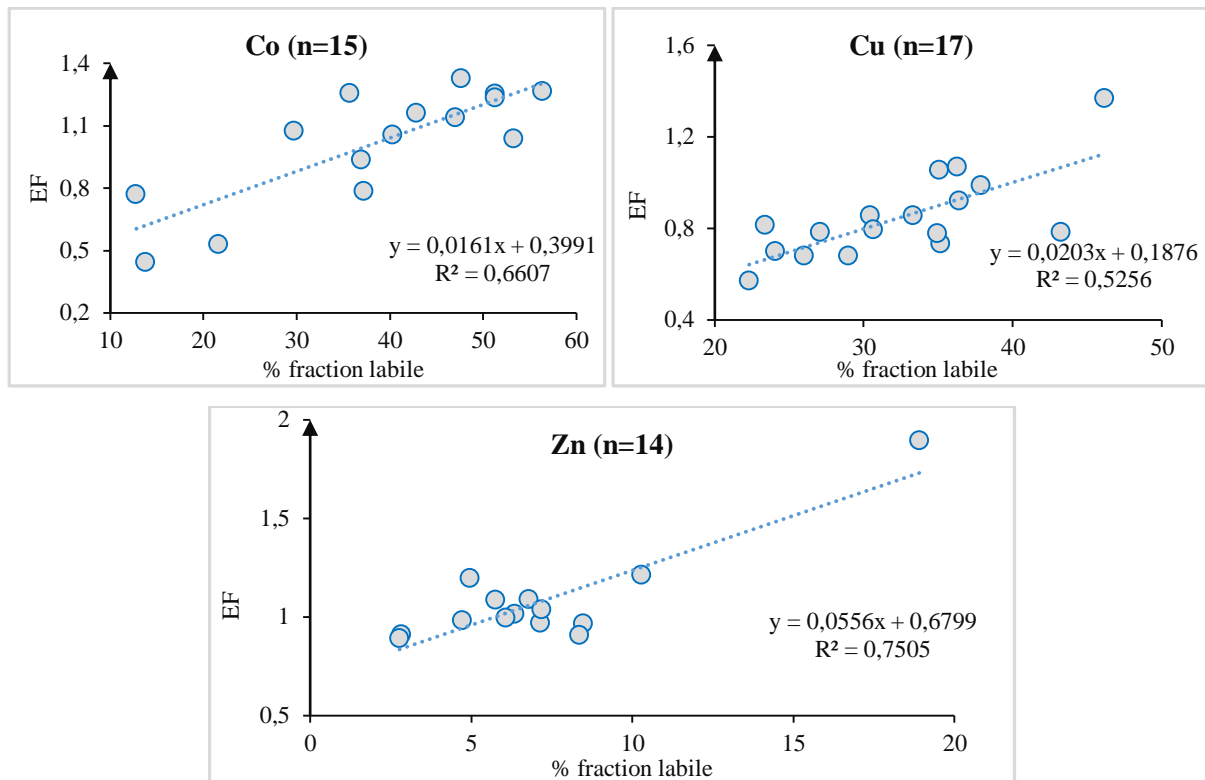


Figure 55 : Relations entre le facteur d'enrichissement (EF) calculé dans les sédiments pour Co, Cu et Zn et le pourcentage de la fraction labile ou non-résiduelle mesuré.

IV.1.3.7. Comparaison de certains ET avec les valeurs guide internationale de la qualité des sédiments

La question de qualité des sédiments est importante dans l'évaluation, la protection et la gestion des écosystèmes aquatiques. De nombreuses valeurs guides dénommées « Sediment Quality Guidelines (SQGs) » ont été élaborés au cours des dernières décennies pour aider les organismes de réglementation à gérer les sédiments contaminés. Les SQGs originaux qui ont été comparés avec une référence ou avec un fond géochimique comme l'EF, ont donné peu d'indications sur les impacts écologiques ou écotoxicologiques potentiels des l'ET sur les sédiments. La nouvelle génération de SQGs a été développée en s'appuyant sur la chimie des sédiments sur le terrain et sur des données sur les effets biologiques sur le terrain ou écotoxicologiques en laboratoire.

Si nous comparons les concentrations en ET dans les sédiments des cours d'eau du BVLT avec les différents SQGs, particulièrement pour Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd et Pb pour lesquelles des SQGs existent dans la littérature (voir les références au tableau 16), on peut voir que, sauf pour Cr et Ni, nos concentrations totales d'ET sont plus faibles (Cu, Zn, As, Cd, Pb) que la plupart des valeurs de SQGs.

De plus, la question de la biodisponibilité n'est pas bien abordée par les SQGs empiriques puisqu'ils sont fondés sur les concentrations totales dans les sédiments (Burton, 2002). Comme on l'a vu précédemment, les fractions non résiduelles qui correspondent plus ou moins aux fractions disponibles et qui représentent une menace pour les écosystèmes aquatiques présentent des valeurs plus faibles (voir la figure 56).

Tableau 16 : Concentrations moyennes en ET dans les sédiments (fractions <63µm) des rivières Zio et Haho et du Lac Togo comparées aux valeurs guides dénommées « Sediment Quality Guidelines (SQGs) ».

ET (µg.g ⁻¹)	Sédiments (<63µm)			SQGs for ET (µg.g ⁻¹)								
	Zio	Haho	Lake Togo	TEL	ERL	LEL	MEL	PEL	ERM	SEL	TET	CB PEC
Cr	180.53	228.44	145.22	37.3	80	26	55	90	145	110	100	111
Ni	78.05	126.76	93.51	18	30	16	35	36	50	75	61	48.6
Cu	39.55	34.09	32.70	35.7	70	16	28	197	390	110	86	149
Zn	76.80	70.19	79.23	123	120	120	150	315	270	820	540	459
As	2.06	2.05	3.50	5.9	33	6	7	17	85	33	17	33
Cd	0.30	0.43	0.57	0.6	5	0.6	0.9	3.53	9	10	3	4.98
Pb	17.40	19.66	19.00	35	35	31	42	91.3	110	250	170	128

Sediment Quality Guidelines for sediments (SQGs): TEL-Threshold Effect Level (Smith et al., 1996), ERL-Effects Range Low (Long and Morgan, 1991), LEL-Lowest Effect Level (Persaud et al., 1993), MEL- Minimum Effect Level (MENVIQ/EC,1992), PEL- Probable Effect Level (Smith et al., 1996), ERM-Effect Range Median (Long and Morgan, 1991), SEL-Severe Effect Level (Persaud et al., 1993), TET- Toxic Effect Threshold (MENVIQ/EC,1992), CB PEC-Consensus-Based for Probable Effect Concentrations (MacDonnald et al., 2000).

Pour le Ni pour lequel les fractions NR ne représentent que 12 à 13 % des concentrations totales et pour le Cr pour lequel il n'y a pas de fractions NR, le Cr étant essentiellement dans les fractions résiduelles des sédiments. Ensuite, les concentrations totales d'ET pourraient être divisées par 2,5 à 3 pour le Pb et le Cu, jusqu'à 10 pour les As pour obtenir les concentrations en ET qui représentent effectivement une menace réelle pour les organismes. Par conséquent, les concentrations d'ET non résiduelles sont en grande partie inférieures aux SQGs, même pour le Cr et le Ni pour lesquels la concentration totale est supérieure aux SQGs, principalement parce qu'elles sont principalement associées aux fractions résiduelles et donc, pas du tout disponibles.

IV.1.3.8. Origine de l'enrichissement des ET dans les sédiments via une approche d'analyse en composante principale

En absence d'une extraction séquentielle qui permet de déterminer la répartition des ET suivant les différents minéraux et phases porteuses, une analyse en composante principale (ACP) peut permettre également de simplifier le nombre de variables et faciliter l'interprétation des données (Facchinelli et al., 2001 ; Liu et al., 2003). De plus cette analyse multivariable permettra d'une part, de connaître les mécanismes d'enrichissement des sédiments et d'autre part, d'identifier

/les paramètres susceptibles d'influencer la distribution des concentrations en ET dans des milieux tels que les sédiments (Tuncer et al., 1993 ; Fernandez et al., 1994), les sols (Einax et Soldt, 1999 ; Mico et al., 2006) et les eaux (Cave et Reeder, 1995).

Dans le cadre de cette étude, nous avons réalisé une analyse en composante principale. Pour ce faire, les valeurs des facteurs d'enrichissement des ET, des teneurs de certains éléments majeurs (Al, Fe, Mg, Na et P) et du pourcentage de matière organique ont été retenues respectivement comme variables pour différencier les groupes d'éléments qui présentent un profil de concentration et d'enrichissement proche au sein des sédiments. L'inertie des axes principaux a été exprimée en % de variance. Les résultats de l'ACP sont présentés dans le tableau 17. Selon ces résultats, trois composantes à savoir Comp1, Comp2 et Comp3 présentent des valeurs propres supérieures à 1 et cumulent à elles trois environ 83,22% et 84,65% de la variance totale respectivement pour les sédiments du Zio et Haho. Les facteurs de chargement ou le poids sont également représentés dans ce tableau, où les valeurs marquées en gras sont considérées comme significatives. L'ensemble des variables a ainsi été réduit et étudié dans les trois dimensions principales (Tableau 17).

Tableau 17 : Résultats de l'analyse en composante principale (ACP) : pourcentage de variance pour chaque composante et coefficient de corrélation de chaque variable avec les composantes, Comp1, Comp2 et Comp3 pour les sédiments de Zio et Haho. Les valeurs en gras correspondent aux éléments significatifs et corrélés.

Variables	ZIO			HAHO		
	Composante			Composante		
	1	2	3	1	2	3
As	0.86	0.13	-0.23	-0.35	-0.13	0.74
Sn	0.46	-0.51	0.62	0.41	0.29	0.58
Cr	-0.24	0.74	0.37	-0.42	0.4	-0.68
Co	0.19	0.35	0.88	-0.31	0.32	0.84
Ni	-0.48	0.01	0.36	-0.78	0.55	-0.13
Cu	0.76	-0.17	-0.55	-0.77	-0.33	-0.47
Zn	0.95	0.12	-0.24	0.03	0.44	0.76
Cd	0.2	0.36	0.66	0.87	0.29	0.11
Pb	0.84	0.51	0.01	0.12	0.81	-0.48
Th	0.51	0.66	0.43	0.76	0.48	-0.22
U	0.44	0.79	0.36	0.71	0.58	-0.25
Al	0.83	-0.39	-0.11	-0.71	0.47	-0.36
Fe	0.76	-0.16	0.16	-0.54	0.44	0.32
P	0.06	-0.66	0.51	-0.05	0.46	-0.45
C	0.09	-0.76	0.56	-0.34	0.83	0.29
N	0.21	-0.70	0.58	0.07	0.81	0.12
A+L	0.83	-0.28	-0.11	-0.72	0.04	0.26
Valeur propre	5.97	4.22	3.55	5.03	4.24	3.81
% variance	35.10	24.80	20.89	29.59	24.94	22.41
% variance cumulative	35.10	59.90	80.80	29.59	54.53	76.94

a) *Pour le Zio*

Le tableau 17 des corrélations entre les différentes variables et les 3 principales composantes permet de mettre en évidence les résultats suivants:

- La première composante montre un % de variance totale (35,10%) plus élevé que pour les deux autres (respectivement 24,80% et 20,89% respectivement pour les composantes 2 et 3). Une bonne corrélation est observée entre la fraction fine (A+L), Al, Fe, As, Sn, Ni, Cu, Zn, Pb, Th, et la composante 1. La forte association de cette composante avec la texture des sédiments et les oxydes, traduit que cette composante exprime l'action des minéraux argileux et surtout des oxydes dans le contrôle des ET dans les sédiments. En effet, l'aluminium et le fer sont généralement associés aux phyllosilicates, notamment aux argiles qui se trouvent majoritairement dans les fractions granulométriques les plus fines, ainsi qu'aux oxydes et hydroxydes de fer. Vu la bonne corrélation de As et Zn avec cette composante 1, on peut en déduire que les oxydes représentent les facteurs susceptibles d'adsorbés les ET, viennent ensuite les argiles qui ont également une forte capacité, à fixer les ET présents dans le milieu à cause de leurs surfaces spécifiques totales importantes (Probst, 1999). La répartition des ET le long de la composante 1 met en évidence deux groupes d'éléments : le premier regroupe les éléments d'origine endogène, liés aux oxydes et aux minéraux argileux, alors que le deuxième regroupe les éléments d'origine exogène, apportés par les activités anthropiques.
- La seconde composante avec une représentation de 24,80% de la variance totale, présente une corrélation avec Sn, Cr, Pb, Th, U, P, C et N. A cause de la relation existante avec la matière organique et le phosphore, ces éléments pourraient provenir à fois d'apports anthropiques et naturels. La présence du Pb serait due à l'accumulation des anciennes pollutions atmosphériques venant des véhicules en plus des activités de lavage de gravier et des gros engins dans le lit de la rivière Zio à Togblékopé (Z3).
- La troisième composante (20,89% de la variance totale) du fait de sa corrélation avec le Sn, Co, Cu, Cd, Th, P, C et N suggère l'influence des apports anthropiques. En effet, le cadmium lié au phosphore traduit très souvent une origine anthropique dans les sédiments de la rivière Zio, car les engrais phosphatés identifiés et utilisés par l'agriculture sont des sources importantes de pollution en Cd en région rurale (Avril, 1992; Nicholson et al., 2003 ; Mico et al., 2006, N'Gguessan et al., 2009).

L'observation de la carte factorielle des stations et des campagnes (Figure 58) formée par les composantes 1 et 3, différencie un pôle associé à Comp 1 formé de la station Z2 et un pôle

associé à Comp 3 constitué des stations Z1 et Z3 pour les prélèvements d'octobre. La station Z2 se caractérise par une forte proportion en argile et limon alors que les stations Z1 et Z3 se distinguent respectivement par une contamination lacustre et par sa position aval au périmètre rizicole de Mission-tové en plus des cultures maraichères dans les lits de la rivière. Ces prédispositions justifient l'enrichissement en Cd, Sn et Co dans les échantillons des stations Z3 et Z1 (Figure 58) suite au ruissellement de surface lors de la petite saison pluvieuse qui démarre en octobre.

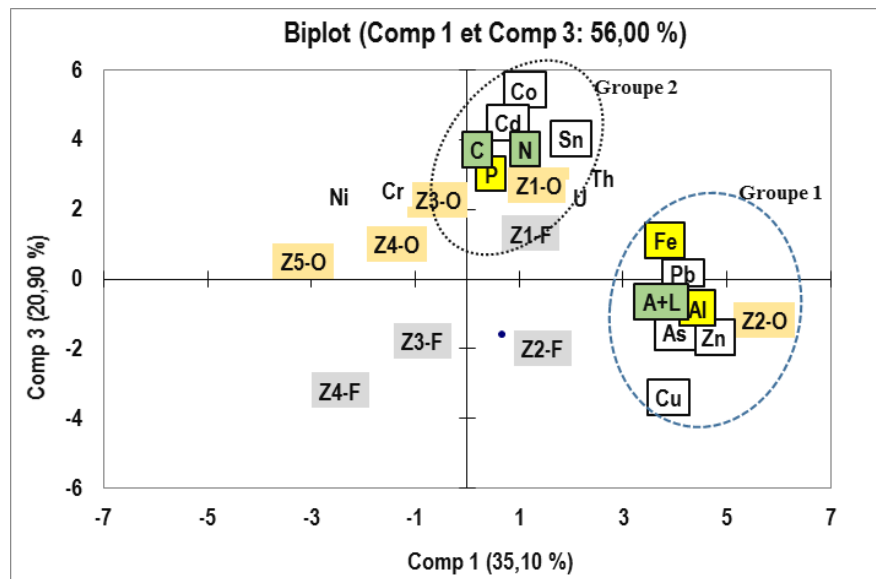


Figure 56 : Représentation graphique via une ACP des relations entre les EF des ET, les majeurs, la teneur en fraction fine et les stations de prélèvement des sédiments de fond de la rivière Zio ; A+L = argile + limon ; F = février ; O = octobre

b) Pour le Haho

Les valeurs propres des trois composantes Comp 1, Comp 2 et Comp 3 et leurs contributions à l'inertie totale sont résumés dans le tableau 18. Ces 3 composantes déterminent 76,94 % de l'information totale (29,59% pour la composante 1, 24,94% pour la composante 2 et 22,41 % pour la composante 3).

L'examen de l'ACP révèle l'association des teneurs en Ni, Cu, Cd, Th, U, Al, Fe et du pourcentage de fractions fines (argile + limon) à la Comp 1. Cette association traduit, comme pour le Zio, l'influence de la texture sur la répartition des éléments traces dans le sous bassin de Haho. A ce stade, les hypothèses explicatives peuvent être trouvées dans le fond géochimique local ou dans l'activité biologique, végétale ou dans les activités anthropiques locales. En effet, le regroupement de ces ET avec la fraction fine, le Fe et l'Al sur cette composante, montre que ces ET sont entraînés par les oxydes et les fractions les plus fines des

sédiments. Toutefois, en projetant ces ET dans le plan Comp 1 x Comp 2, on observe que le Ni, Pb et U sont liés à la matière organique et au phosphore. Cette association semblerait être le reflet d'une influence des activités anthropiques sur ces ET. La distribution du Cd à l'opposé du phosphore et des fractions fines indique que le Cd est plus enrichi dans les fractions grossières et serait dans le bassin du Haho, très faiblement lié aux activités humaines.

Quant à la composante 3, la projection de Cr, Cu, Pb et du phosphore dans la partie négative de l'axe par rapport à As, Sn, Co et Zn (partie positive de l'axe) confirme d'une part, l'impact des activités anthropiques sur l'enrichissement de Cr, Cu et Pb dans la rivière Haho, et d'autre part, que As, Sn, Co et Zn seraient liés une autre source indépendante notamment les ruissellements des zones phosphatées et carbonatées.

Si l'on prend en compte les variations hydrologiques (basses eaux de février et hautes eaux d'octobre) et les différentes origines possibles de la contamination en ET, le plan factoriel de l'ACP (composante 1 et 3) formé par les variables et les stations d'échantillonnage (Figure 59) nous permet de mettre en évidence les points suivants :

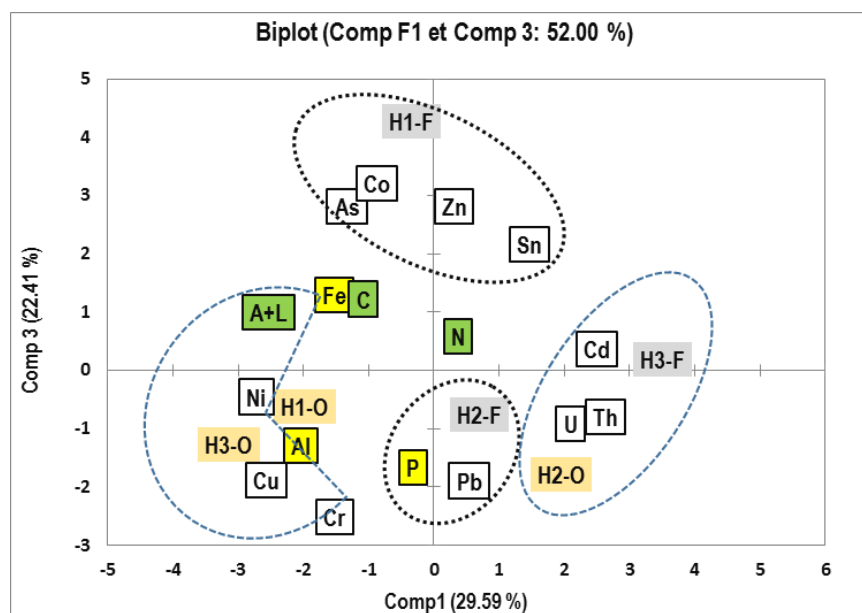


Figure 57 : Représentation graphique via une ACP des relations entre les EF des ET, les majeurs, la teneur en fraction fine et les stations de prélèvement des sédiments de fond de la rivière Haho ; A+L = argile + limon ; F = février ; O = octobre

1- As, Sn, Co et le Zn sont plus enrichis dans les sédiments de la station H1 durant le mois en février et seraient donc contrôlés par les facteurs hydro-climatiques. En effet, durant cette période de basses eaux, Julien et *al.*, (2017) ont montré l'effet des contaminations du lac Togo sur les embouchures des principaux cours d'eau dont le Haho. Ces ET proviennent du lac via

l'intrusion marine chargée des résidus issus de l'usine de lavage des phosphates rejetés sans traitement dans la mer.

2- En ce qui concerne le groupe formé par le Cd, Th et U dans les sédiments de la rivière Haho, la projection nous montre qu'ils sont plutôt enrichis dans les sédiments de la station H2 en octobre et H3 en février. Cet enrichissement en février dans les sédiments amont serait dû aux phosphates qui sont naturellement riches en Cd, Th, U alors que l'enrichissement en octobre à la station H2, serait dû aux ruissellements et le lessivage des sols et des périmètres agricoles particulièrement la zone d'aménagement agricole planifiée d'Akodessewa (pont de Hahotoe).

IV.2- CARACTERISATION DES MES AUX EXUTOIRES DU ZIO (Z3) ET DU HAHO (H2)

Les matières en suspension (MES) participent à la dégradation des écosystèmes aquatiques, en réduisant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau des rivières, en détériorant les branchies des poissons, en colmatant les habitats et les frayères de la faune benthique entraînant des conditions d'anoxie (Massa, 2000). Les MES participent à la modification de la composition chimique du milieu aquatique, en véhiculant de nombreux éléments traces et composés organiques potentiellement toxiques (Foster and Charlesworth, 1996).

L'affinité des ET, du phosphore, des composés organiques et de bien d'autres contaminants pour les particules les plus fines est telle que les MES sont considérés à la fois comme des vecteurs de transport (Karickhoff, 1978 ; Martin et Meybeck, 1979) et comme des puits de contaminants (Voice et Weber, 1983). Les incidences sont d'autant plus graves au niveau des retenues d'eau et des estuaires, que le temps de résidence des particules est plus long qu'en rivière et qu'elles vont avoir tendance à se déposer et à sédimenter. Les MES sont ainsi qualifiées comme de véritables "bombes à retardement". L'augmentation des teneurs en particules provoque de nombreux problèmes dans les traitements de l'eau : diminution de l'efficacité des désinfectants, développement accru de biofilms, contamination bactérienne ou parasitaire.

Ces constats incitent à mieux évaluer les transferts de MES. Ceux-ci ont surtout été étudiés sur de grands fleuves tels que la Seine (Probst et Amiotte Suchet, 1992, Meybeck et *al.*, 1998) ou Amazone (Guyot et *al.*, 1999), les fleuves d'Afrique tels que le Niger, le Senegal, le Kompienga au Burkina Faso et certains cours d'eau du Cameroun (Kattan et *al.*, 1987 ; Gourcy, 1994; Olivry, 1995 et Droux, 1999 ; Mietton, 1988 et Dipama 1996 ; Nouvelot, 1972 ; Olivry, 1977) afin d'établir des bilans géochimiques. Peu de travaux ont abordés les petits cours d'eau (Probst

et Amiotte Suchet, 1992 ; Walling et Amos, 1999 ; Steegens et *al.*, 2000 ; Zabaleta et *al.*, 2007). Ceux-ci présentent des caractéristiques spécifiques. Ils sont parfois en tête de bassin versant, lieux de reproduction et de vie de certains poissons. Ils sont proches des sources d'érosion et peuvent présenter de fortes concentrations en MES. On y observe de fortes variations spatiales de la quantité et de la nature des MES, d'un cours d'eau à un autre ou le long d'un même cours d'eau, en fonction de la morphologie du lit, des berges et de l'occupation des sols (Russell et *al.*, 2000). Ces variations spatiales sont particulièrement importantes dans les zones agricoles, où elles sont liées à certaines pratiques : sols nus après maïs, accès du bétail au cours d'eau, etc. Les variations temporelles des concentrations en MES sont liées aux conditions hydrologiques : averses, état hydrique du bassin versant. Le calendrier agricole est aussi responsable de variations temporelles qui s'ajoutent à celles liées au cycle hydrologique.

Par ailleurs, le rôle des matières en suspension (MES) dans le transport des ET dans les cours d'eau est en général beaucoup plus important que celui de la phase dissoute (Salvarredy, 2008 ; Stumm, 1992). Il est connu que les MES représentent 90% du flux sédimentaire dans les rivières (Walling et Fang, 2003). Elles jouent un rôle très important dans les cours d'eau en tant que vecteurs d'éléments traces, car ces derniers sont souvent contrôlés par les processus d'interaction entre la phase dissoute et la phase solide, tels que l'adsorption, la complexion, la nucléation ou la dissolution/précipitation (Stumm, 1992).

Les mesures de flux de de MES se limitent en général à l'évaluation et le suivi de l'évolution des concentrations à différent pas de temps : durée d'une crue, mois et année et la détermination des volumes de sédiments exportés par les cours d'eau. Très peu d'études se sont penchées sur la caractérisation physicochimique des MES aux exutoires des écosystèmes fluviaux.

Pour ce faire, cette étude a procédé à une analyse qualitative des MES recueillies dans 20 L d'eau. Nous avons réalisé sur ces MES recueillies et séchées à l'étuve, les mêmes analyses que celles que nous avons effectuées sur les sédiments. L'évolution des teneurs en MES et la concentration en ET dans ces MES ont été étudiées ici.

IV.2.1. Charge en matières en suspension (MES)

Par définition, les MES correspondent aux matières retenues sur des filtres de porosité 0,45 µm. Nous avons donc pu représenter sur la figure 60, toutes les valeurs de MES obtenues ponctuellement aux exutoires respectifs des rivières Zio (Z3) et Haho (H2). La charge en MES à la sortie de la rivière Zio à Togblékopé, varie très fortement tout au long du cycle hydrologique annuel. Le maximum de MES (663 mg.L⁻¹) en période de crue est plus que 24 fois supérieur à

la teneur en MES en étiage (28 mg.L^{-1}). Les pics de fortes valeurs en MES présentent un décalage de 1 à 2 jours avant les pics de débit comme observé généralement sur d'autres fleuves africains (Kattan et al., 1987). Ceci est identifié pour le cas de la crue d'octobre à novembre 2015 et celle de juillet 2016. Des fortes valeurs en MES sont également observées au mois de mai 2015 (figure 60), ce qui coïncident aux périodes de fortes précipitations. La variation des teneurs en MES sur la période d'avril à juin 2016 suit assez fidèlement celle des précipitations. En effet, les fortes pluies génèrent une érosion mécanique intense des sols et entraînent un transfert important de MES vers les cours d'eau par ruissellement superficiel. Les précipitations observées en début de la grande saison pluvieuse de 2016 (avril) n'ont généré qu'un petit hydrogramme mais la charge en MES atteint 348 mg.L^{-1} rien qu'en décrue.

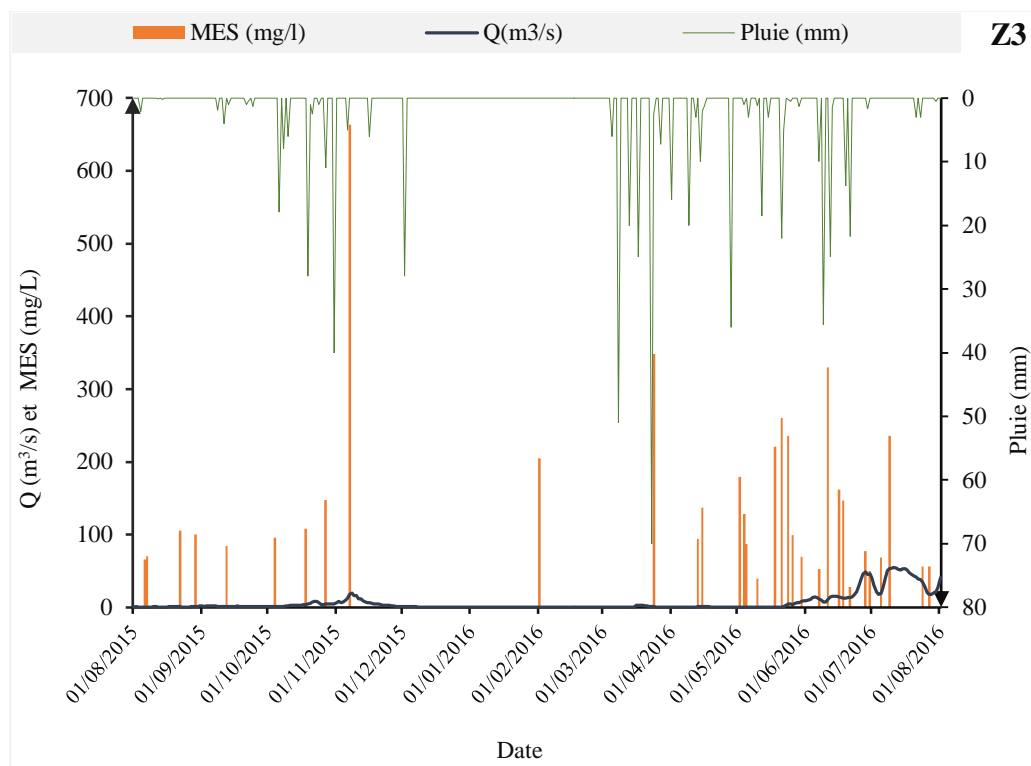


Figure 58 : Variations temporelles des débits, des pluies et des teneurs en matières en suspension) sur le bassin du Zio à la station Togblékopé (Z3)

Contrairement à la rivière Zio, la charge en MES à la sortie de la rivière Haho (H2) est en fonction de la fréquence des précipitations (figure 61). Les faibles pluies répétées, en octobre et novembre 2015 puis de juin à juillet 2016, engendrent des forts débits avec des charges en MES importantes. Durant cette période, les concentrations maximales de MES sont enregistrées en montée de crue et ont varié de 526 mg.L^{-1} en fin octobre 2015 à 680 mg.L^{-1} en juin 2016. Les charges minimales ont été observées pendant l'étiage avec une valeur de 22 mg.L^{-1} en mai 2016 (Figure 61).

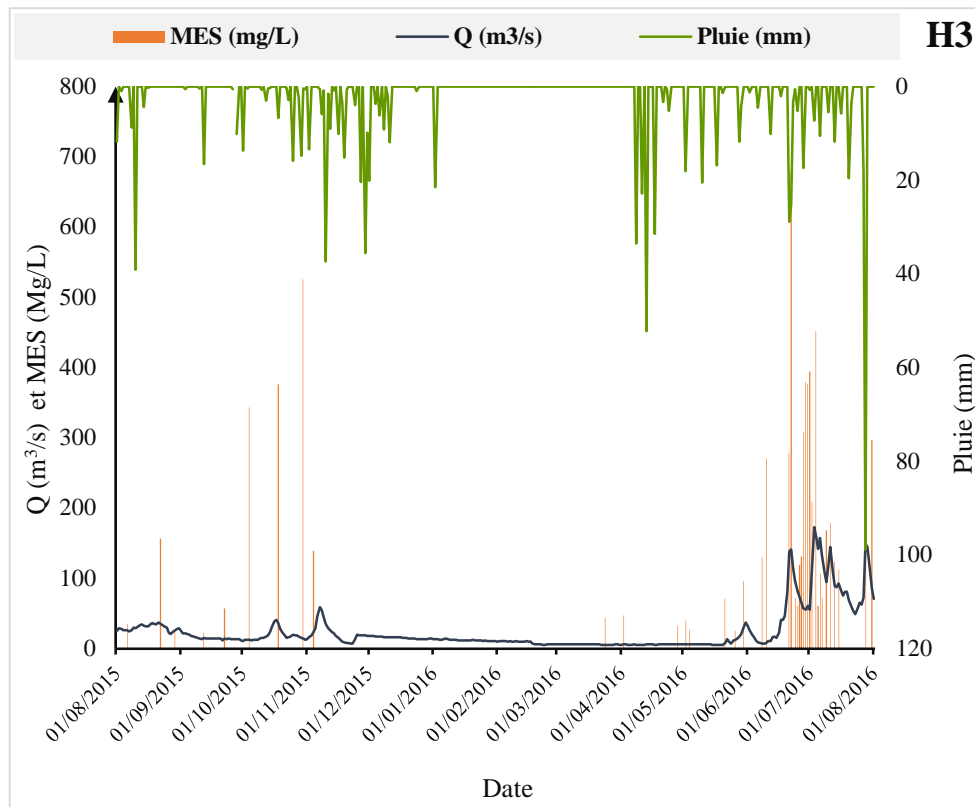


Figure 59 : Variations temporelles des débits, des pluies et des teneurs en matières en suspension) sur le bassin du Haho à la station de Hahotoe (H2)

Les matières en suspension dans l'eau et l'eau elle-même présentent des dynamiques distinctes. Globalement, pour l'ensemble de la période d'observation aussi bien pour le Zio que pour le Haho, les concentrations en MES ne sont pas étroitement liées aux débits (Figures 60 et 61). Au cours de la période d'étude (2015 à 2016), les crues observées sont étalées dans le temps et durant les mois de juin et juillet, les fluctuations de débits sont importantes, en particulier pour le Haho. En raison de l'insuffisance des moyens techniques à disposition, il n'a pas été possible de collecter périodiquement les échantillons aux exutoires afin de suivre les périodes de montée de crue et de décrue. Notons également que les hydrogrammes de 1983 à 1987, qui ont guidés les définitions des fréquences d'échantillonnage lors du démarrage de cette étude, ont connu des décalages suite à la reconstitution des données actuelles grâce aux sondes installées. Ce qui a entraîné par la suite l'abandon de certains échantillons prélevés qui se sont retrouvés majoritairement dans la phase de décrue et en période d'étiage.

En dépit de ces difficultés dues à l'évolution de l'hydrosystème, plusieurs conclusions apparaissent au regard de la charge en MES assez variable sur la période d'étude. Cette charge en MES ne dépendant pas uniquement du débit, elle peut provenir soit des lâchages à partir des petites retenues d'eau agricoles ou du barrage de Kpota sur le Zio (riziculture) situés en amont

des stations exutoires, soit dues à des crues locales sur des affluents. En outre, le ruissellement superficiel et l'érosion physique des sols à l'origine des charges solides sont aussi plus ou moins dépendants de la nature des sols et des formations superficielles du bassin versant du lac Togo. On y rencontre des vertisols, des sols ferrugineux tropicaux lessivés, concrétionnés, indurés et hydromorphes, et des sols ferralitiques (Faure, 1985 ; PNUE, 2003 ; Barry *et al.*, 2005). Dans l'ensemble, les sols sont assez fragiles en raison de leur pauvreté en matière organique. Mais c'est surtout la dénudation des sols due à l'extension très forte des surfaces cultivées qui accroît le risque d'érosion hydrique et de transports solides.

IV.2.2. Composition chimique et bilan des ET dans les matières en suspension

IV.2.2.1. Concentration des éléments majeurs dans les MES

Les concentrations des éléments majeurs contenues dans les matières en suspension recueillies dans les 20 Litres d'eau à la sortie des rivières Zio et Haho sont représentées par la figure 62. La première remarque que l'on peut faire est que la composition chimique des fractions fines des sédiments de fonds est bien représentative de celle des MES comme cela avait déjà été démontré par Gaiero *et al.*, (2003) pour les fleuves de Patagonie (Sud de l'Amérique du Sud), confirmant ainsi que les sédiments de fonds peuvent être utilisés comme de bon traceurs géochimiques des transferts de MES des sols vers les rivières (figure 62). La composition en éléments majeurs dans les MES comme dans les sédiments est dominée par la silice qui représente plus de 50% de la somme des éléments. Les teneurs en cations majeurs (calcium + magnésium + sodium + potassium) sont très faiblement représentées à la sortie des sous bassins et représentent seulement 4% alors que celles des oxydes d'Aluminium et de Fer atteignent près de 20%. Les concentrations en aluminium sont en général plus élevées (14%) comparées aux concentrations en fer de l'ordre de 7%. Quant aux éléments tels que le Ti, Mn et P, leurs teneurs sont < 1%.

Par ailleurs, l'analyse comparative des teneurs en éléments majeurs dans les sédiments avec les MES (figure 62) nous montre que :

- En dehors de Si, Na et Ti, les éléments majeurs dans les MES sont légèrement plus concentrés que les sédiments de fonds dans la rivière Zio contrairement au Haho où l'on observe une légère augmentation des teneurs dans les sédiments par rapport aux MES.
- le rapport pondéral, $R = \text{SiO}_2 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3)$ défini par Nkounkou et Probst (1987) pour caractériser la maturité chimique des MES du fleuve Congo ($R=1,16$), nous donne respectivement pour les rivières Haho et Zio une valeur de 2,82 et 2,33 pour les MES contre 2,49 et 3,98 pour les sédiments. Ces valeurs sont élevées que celles observées

pour les MES des fleuves et rivières tropicales et équatoriales dans lesquelles le minéral argileux dominant est la kaolinite. Les MES et les sédiments du Zio et du Haho montrent des valeurs plus proches de minéraux argileux avec une dominance de la kaolinite et l'apparition de smectites. Ceci est bien en accord avec les résultats obtenus par les études pédo-hydrologiques dans le Sud-Togo par Millette *et al.*, (1967).

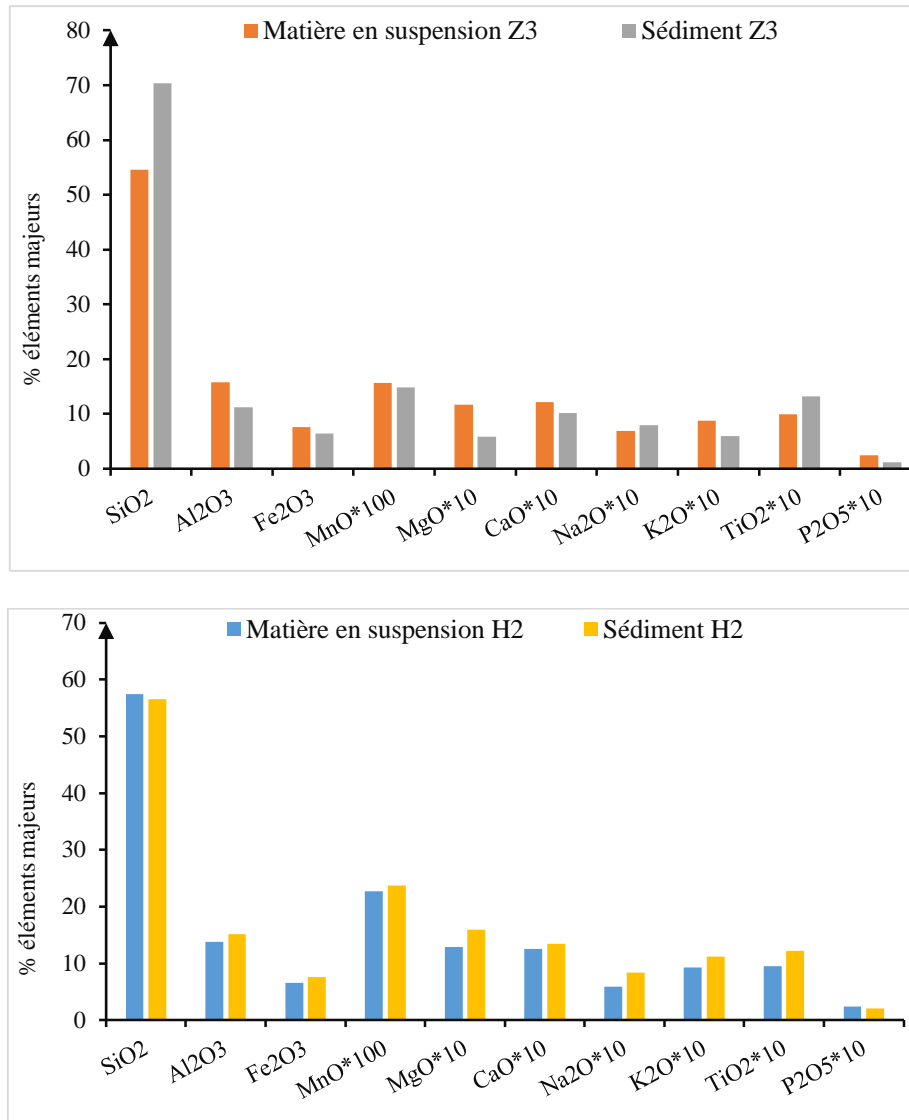


Figure 60 : Pourcentages comparés des éléments majeurs dans les MES et les sédiments des stations Z3 sur le Zio (en haut) et H2 sur le Haho (en bas).

IV.2.2.2. Analyse comparative des concentrations et enrichissements en ET dans les sédiments et MES

IV.2.2.2.1. Concentration totale en ET et en TR

a. Les teneurs en ET

Comme pour les éléments majeurs, il est intéressant de comparer les teneurs en ET dans les MES avec celles des sédiments de fonds pour vérifier ici aussi la représentativité des sédiments

utilisés dans cette étude. Les résultats des différents échantillons analysés sont présentés dans le Tableau 18 et la figure 63.

Tableau 18 : Teneurs en éléments traces (ET) et des terres rares (REE) des échantillons d'eau, de MES et de sédiments prélevés le 18 octobre 2015 aux stations de Togblékopé sur le Zio et de Hahotoe sur le Haho.

ET à la Station Z3			ET à la Station H2			REE ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)					
MES ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Sédiment ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Eau ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	MES ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Sédiment ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Eau ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	MES-H2	Séd-H2	MES-Z3	Séd-Z3		
As	2,18	4,23	0,18	1,96	2,15	0,28	La	43,70	59,04	39,45	37,64
Sn	3,47	3,56	0,12	2,98	2,81	0,30	Ce	89,80	119,83	82,69	85,42
Sc	17,68	12,70	2,82	16,51	18,33	3,36	Pr	10,07	13,63	8,97	8,44
V	94,23	101,03	4,37	96,35	118,70	8,28	Nd	37,80	51,49	33,51	31,16
Cr	167,70	143,70	4,22	190,16	267,27	4,25	Sm	7,47	9,87	6,55	6,10
Co	23,65	19,19	0,62	28,09	33,53	0,73	Eu	1,75	2,06	1,52	1,29
Ni	88,94	42,73	5,12	116,30	170,69	7,69	Gd	6,18	8,14	5,42	5,24
Cu	43,04	43,06	3,50	45,60	36,12	7,52	Tb	0,93	1,20	0,81	0,85
Zn	119,12	98,23	73,30	118,32	74,32	52,28	Dy	5,44	7,03	4,72	5,32
Ga	20,16	15,04	0,49	18,76	20,78	0,62	Ho	1,11	1,45	0,96	1,15
Rb	50,43	28,55	3,00	62,36	56,61	4,70	Er	2,91	3,89	2,55	3,20
Sr	139,14	138,55	69,37	126,83	177,10	97,63	Tm	0,41	0,57	0,36	0,49
Zr	310,67	1014,05	0,78	213,05	754,57	0,64	Yb	2,82	3,95	2,54	3,53
Nb	14,20	18,76	0,65	14,13	17,46	0,71	Lu	0,42	0,60	0,38	0,56
Mo	0,98	1,56	0,09	0,91	0,95	0,16					
Cd	0,12	0,31	0,06	0,25	0,24	0,01					
Cs	2,16	1,44	0,07	2,30	2,33	0,11					
Ba	493,35	366,00	229,40	520,24	679,23	820,20					
Pb	19,94	25,36	0,61	18,99	24,38	0,64					
Th	8,98	10,65	0,10	9,28	14,09	0,12					
U	1,84	3,01	0,06	2,10	3,25	0,16					

A l'exutoire de la rivière Zio à Togblékopé, les concentrations les plus élevées en ET dans les MES comparées à celles des sédiments sont celles en Sc, Cr, Co, Ni, Zn, Ga, Rb, Cs et Ba. Par contre, l'analyse comparative pour le Haho indique que les concentrations des ET tels que le Cu, Zn et Rb sont plus importantes dans les MES que dans les sédiments. L'ordre d'abondance des ET dans les MES est à quelques éléments près, peu différent de celui dans les sédiments et l'eau.

A titre de comparaison, les concentrations des ET tels que le Cr ($87\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Co ($17\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) et Ni ($43\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) analysés dans les MES sur le fleuve Têt et sur les fleuves méditerranéens par Roussiez *et al.*, (2005, 2006 et 2011), Radakovitch *et al.*, (2008) sont très inférieures à celles retrouvées dans les rivières Zio et Haho.

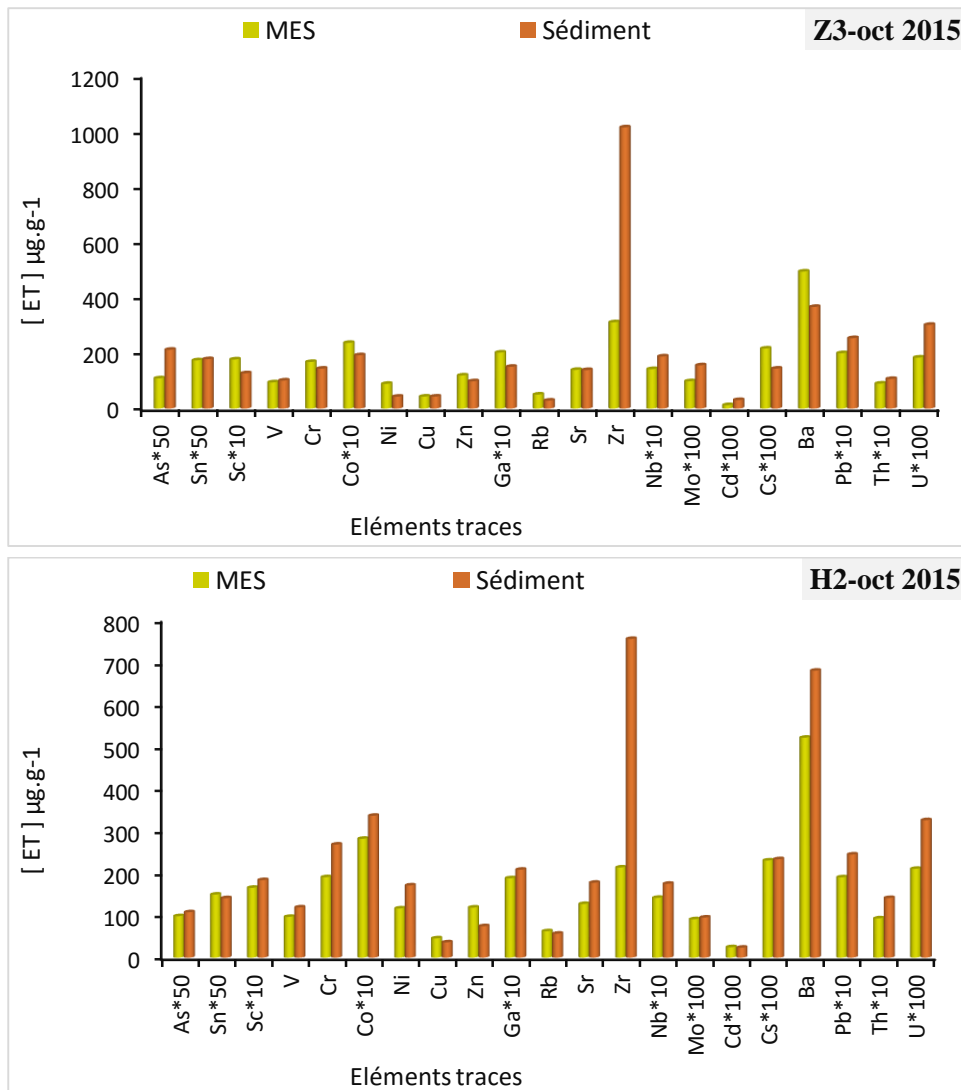


Figure 61 : Comparaison des distributions de concentrations en éléments traces (ET) dans les MES et les sédiments à l'exutoire des rivières Zio (Z3) et Haho (H2)

Les relations entre les concentrations en ET dans les sédiments et les MES aux exutoires des rivières Zio et Haho (Figure 64) soulignent le poids des concentrations en Zirconium et Baryum dans les valeurs de r^2 obtenues. En effet, les concentrations en ET dans les deux compartiments donnent respectivement pour le Zio et Haho, des valeurs de R^2 de 0,55 et 0,76 (Figures 64 A). Lorsqu'on isole les concentrations de Zr et Ba, les relations deviennent plus significatives avec respectivement des R^2 de 0,94 et 0,93 pour le Zio et Haho (Figures 64 B), la relation entre les teneurs entre les sédiments et les MES se présente alors comme suit :

$$[ET]_{\text{Sédiment Zio}} = 1,3607 * [ET]_{\text{MES-Zio}} - 5,3815 \quad \text{Équation 10}$$

$$[ET]_{\text{Sédiment Haho}} = 1,5367 * [ET]_{\text{MES-Haho}} + 0,0681 \quad \text{Équation 11}$$

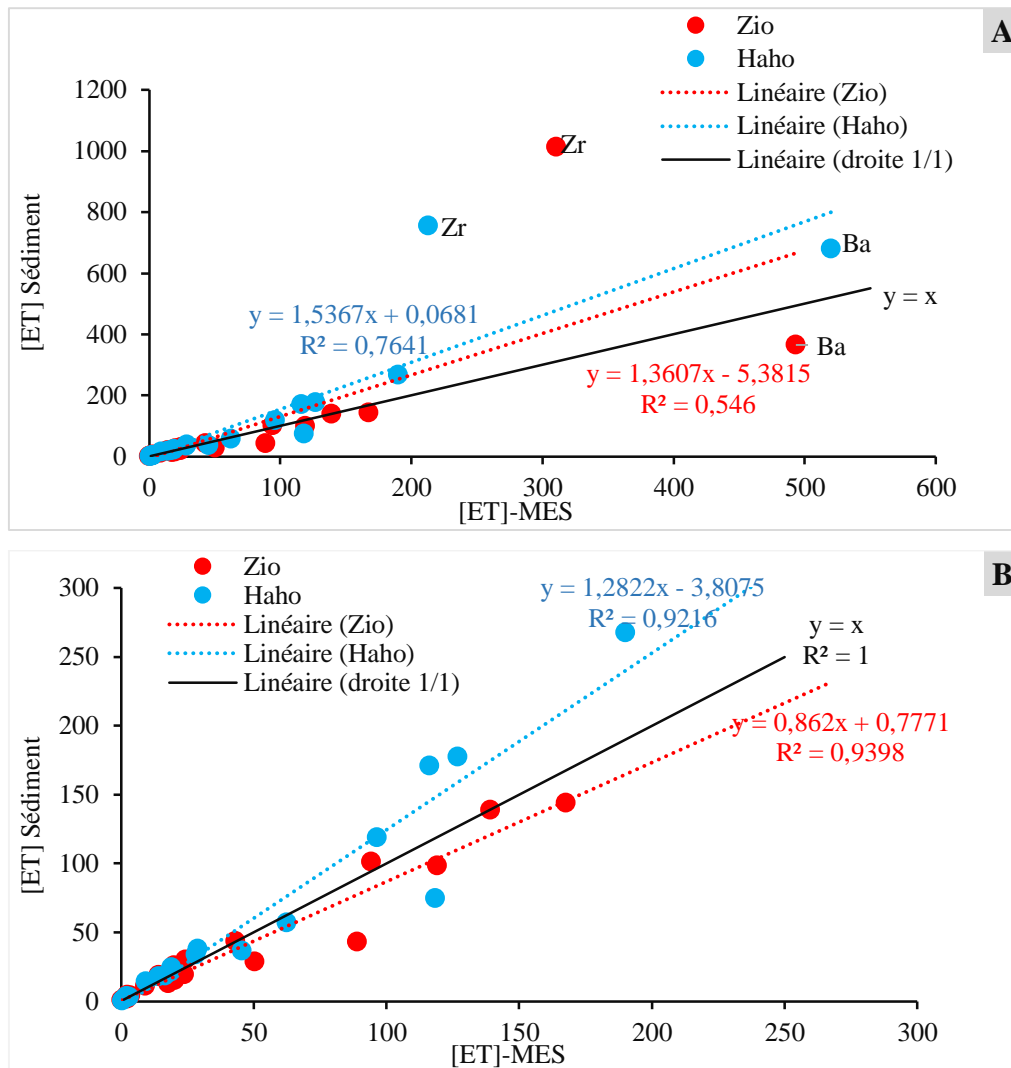


Figure 62 : Relations entre les concentrations en ET dans les sédiments et dans les MES pour le Zio (rond rouge) et le Haho (rond bleu) : En haut la représentation de tous les ET, en bas la représentation sans le Zr et Ba.

b. Les teneurs en TR

A l'exutoire de la rivière Zio à Togblékopé (Figure 65), exceptés Ce, Nd et Eu les teneurs en terres rares (TR) dans les MES sont légèrement inférieures à celle des sédiments. Par contre à l'exutoire de la rivière Haho, les teneurs en TR dans les sédiments sont toutes supérieures à celles des MES. L'ordre d'abondance des terres rares dans les sédiments est identique à celui des MES. Comme observé pour les sédiments, la somme des concentrations en TR dans les sédiments du Haho est plus élevée que dans les MES ($210,82 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que celle des MES dans le Zio à Z3 ($190,43 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Quant à la relation entre les concentrations des terres rares dans les sédiments et les MES (Figure 66), on observe une corrélation très significative entre ces deux compartiments avec un R^2 respectif de 0,9999 et 0,9975 aux stations Z3 et H2. Néanmoins, on voit bien sur la figure

66, que dans le cas du Haho le nuage de point est au-dessus de la droite 1/1 montrant bien l'enrichissement en TR dans les sédiments de fond par rapport au MES. Cet enrichissement en TR des sédiments par rapport au MES pourrait être attribué à la différence de minéralogie entre les MES et les fractions fines (<63µm) des sédiments de fond. Il faudrait alors vérifier la distribution micro-granulométrique des MES (ce que nous n'avons pas pu faire) avec celle des fractions fines des sédiments. Inversement dans le cas du Zio, le nuage de points est proche de la droite 1/1, montrant dans ce cas que les sédiments du Zio reflètent bien les teneurs en TR des MES.

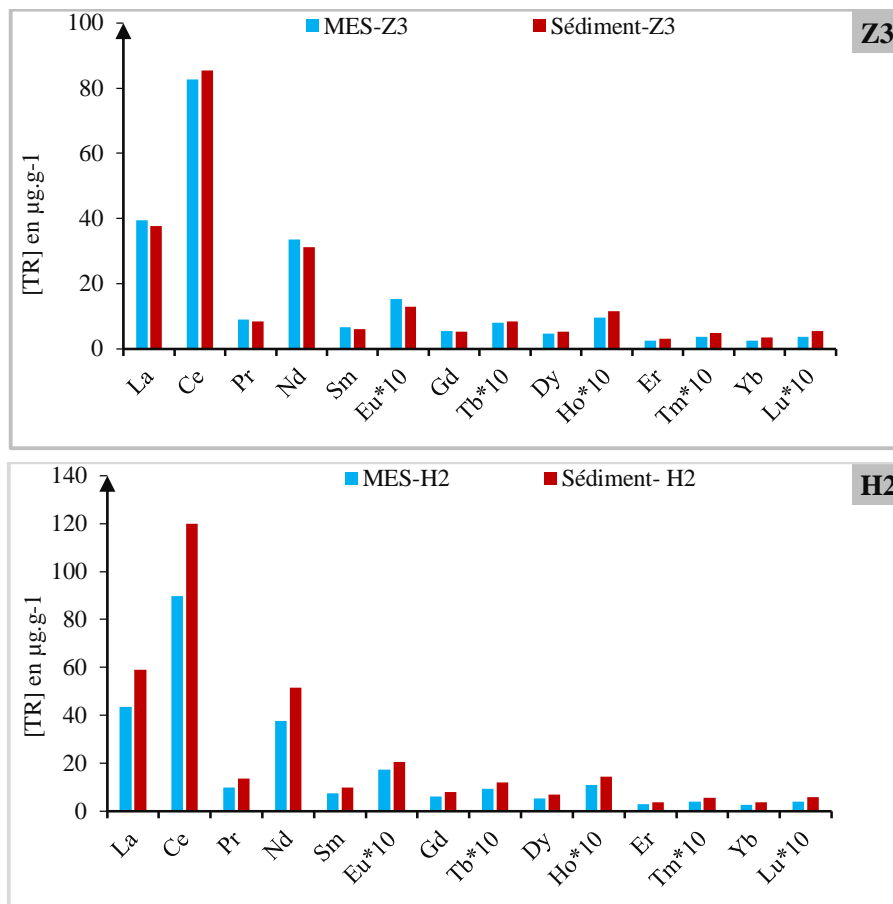


Figure 63 : Comparaison des distributions de concentrations en terres rares (TR) dans les MES et les sédiments à l'exutoire des rivières Zio (Z3) et Haho (H2)

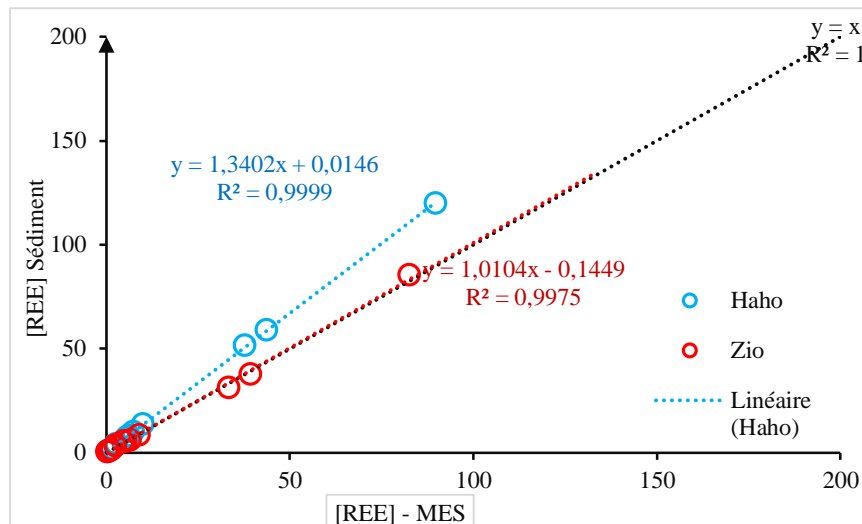
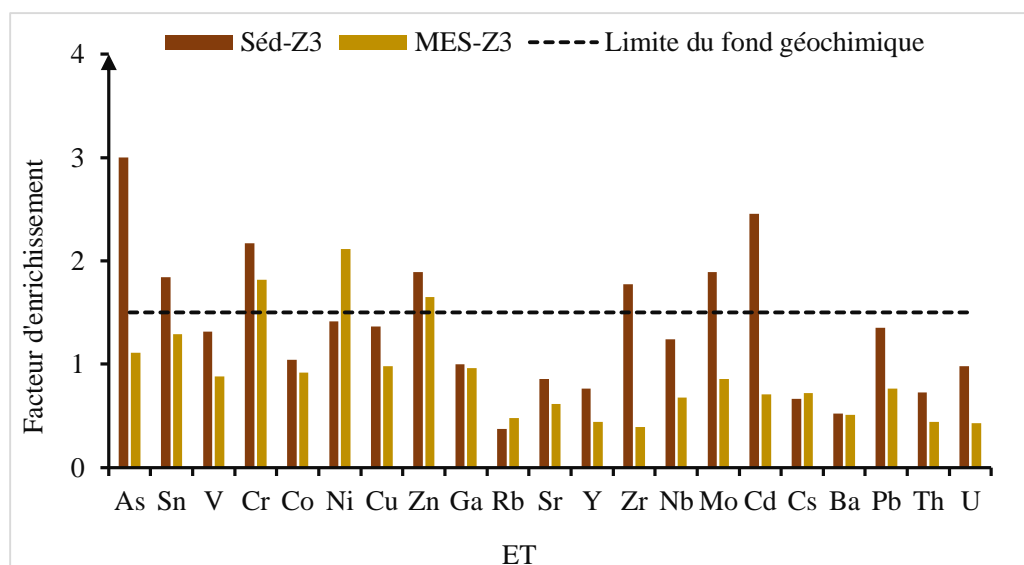


Figure 64 : Relations entre les concentrations en terres rares dans les sédiments et celles dans les MES pour le Zio (rond rouge) et le Haho (rond bleu)

IV.2.2.2. Facteur d'enrichissement

Comme pour les sédiments, les facteurs d'enrichissement ont été calculés dans les MES pour les différents ET analysés. Les représentations graphiques sont illustrées dans la figure 67. Sur la base du calcul des facteurs d'enrichissement ou « enrichment factor (EF) », deux catégories d'ET peuvent être distinguées pour les MES. D'une part, il y a ceux qui affichent une signature naturelle (As, Sn, V, Co, Cu, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Cd), avec des valeurs de EF < 1,5 et d'autre part, il y a ceux qui montrent un enrichissement modéré avec des EF compris entre 1,5 et 3 (Cr, Ni et Zn). A titre de comparaison, les EF des ET dans les sédiments de Z3 sont plus importants que ceux calculés pour les MES, à l'exception de Ni, Rb et Cs. Par contre dans le Haho, les EF de As, Sn, Cu, Zn, Rb, Mo, Cd, Cs sont plus importants dans les MES que dans les sédiments.



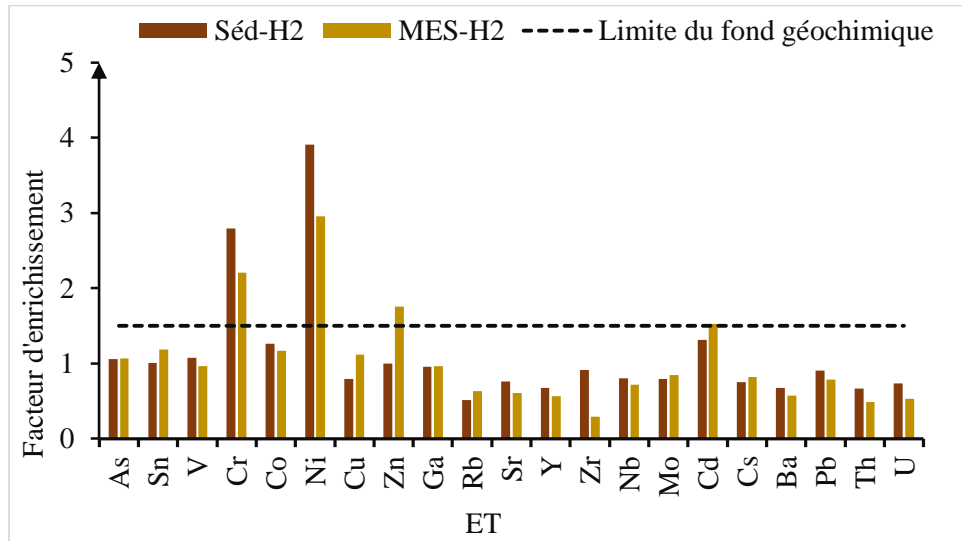


Figure 65 : Facteurs d'enrichissement calculés pour les ET analysés dans les MES (avec le même élément normalisant, Sc et le même matériau de référence, les sédiments du petit ruisseau en amont du BV du Haho) comparés aux EF dans les sédiments aux stations Z3 sur le Zio (en haut) et H2 sur le Haho (en bas). La ligne en tiret représente la limite du fond géochimique naturel régional (1,5).

La représentation graphique de la figure 68 montre globalement que les sédiments de Zio et Haho sont tous enrichis que les matières en suspension. De plus, l'enrichissement important des ET tels que le zirconium, le nickel, l'arsenic, le cadmium et le molybdène dans les sédiments traduit le fait que ces ET sont plus adsorbés sur les limons grossiers que sur les argiles et limons fins qui sont représentatives des MES. Au regard de ces bonnes corrélations sur le Zio et Haho, on retient que la concentration des ET dans les sédiments fins est représentative des concentrations dans les MES. Aussi, à l'exutoire de Hahotoe H2 sur le Haho, la relation entre les sédiments et la matière en suspension s'écrit comme suit :

$$[EF]_{\text{Sédiment Haho}} = 1,0864 * [EF]_{\text{MES-Haho}}$$

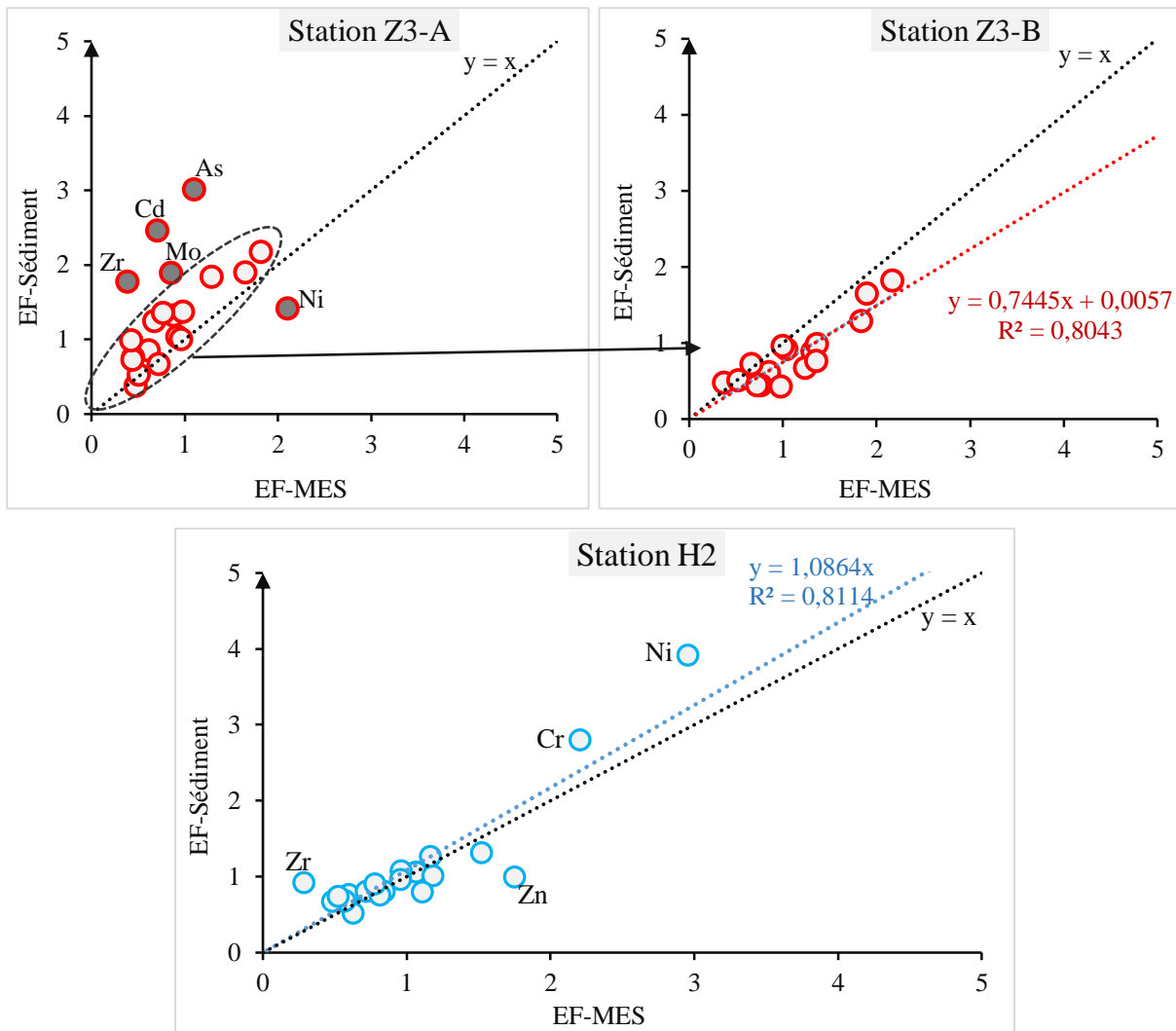


Figure 66 : Relations entre les concentrations des EF dans les sédiments et ceux dans les MES pour le Zio (Station Z3, rond rouge) et le Haho (Station H2 rond bleu)

IV.2.2.2.3. Contribution anthropique

La lecture de la figure 69 nous donne un aperçu de l'évolution de la contribution anthropique aux concentrations en ET aux exutoires du Zio et du Haho.

Comme précédemment observé pour les EF, Ni, Cr et Zn qui sont les ET les plus enrichis présentent également les plus forts pourcentages d'apports anthropiques. En effet, ces ET montrent une contribution d'apports anthropiques qui est respectivement de 39%, 45% et 53% pour le Zn, Cr et Ni. De plus, on note une contribution anthropique en Cd relativement importante dans le Haho. L'As et le Sn ont des contributions anthropiques qui ne sont pas négligeables : respectivement 10 et 22% sur le Zio, 6 et 16% sur le Haho. Sur le Haho, d'autres ET comme Co (15%) et Cu (10%) présentent aussi des contributions non négligeables. Enfin, on notera que pour ces ET, les contributions anthropiques sont plus élevées pour le Haho que pour le Zio.

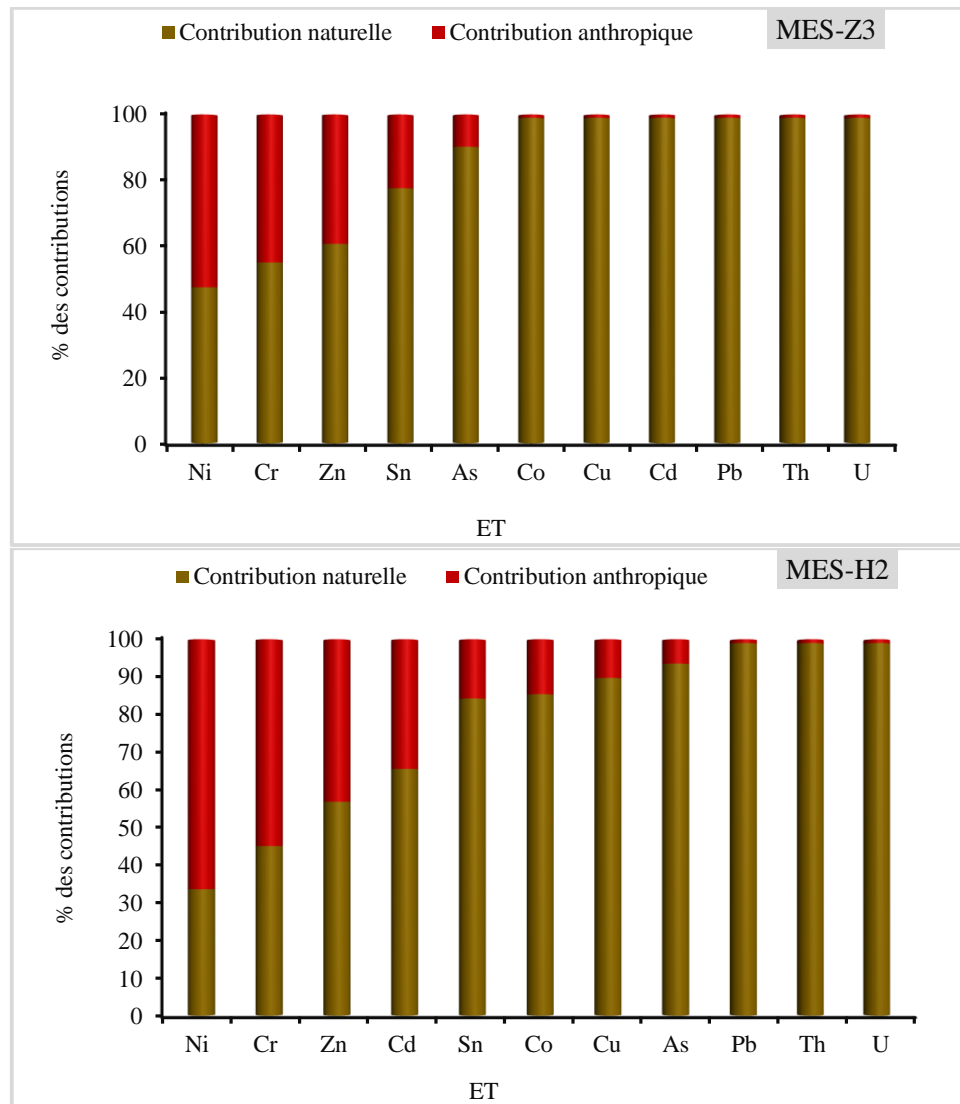


Figure 67 : Evolution des contributions naturelle et anthropique pour les différents ET dans les MES aux exutoires de Z3 et H2

IV.2.2.2.4. Labilité des ET

Parmi l'éventail très large des contaminants présents dans les rejets anthropiques, les métaux constituent un danger potentiel puisqu'ils sont susceptibles de s'accumuler dans la chaîne trophique par bio-magnification (Clark, 2001). Toutefois, l'impact de ces éléments sur les écosystèmes sera avant tout dépendant de leur spéciation comme expliquer un peu plus haut. L'évaluation du risque écologique posé par les ET passe donc par l'étude de leur disponibilité / labilité quand ils sont sous formes particulières (MES ou sédiments de fond). Les échantillons de MES aux stations de Z3 et H2 ont subi une extraction à l'EDTA 0,05 mol.L⁻¹ (cf. partie II.3.6) pour remobiliser dans la solution extraite les ET disponible/labile.

L'évaluation de cette fraction dite non-résiduelle par rapport aux fractions résiduelles permet de distinguer clairement deux groupes d'éléments traces (Figure 70). D'une part, on trouve les

ET qui affichent une labilité faible (<10 %) à inexistante (V, Mo, Ba, Th, Sn, Ga, U, Rb, Nb, Zr, Cr, Cs) et qui correspondent en majorité aux éléments d'origines naturelles, même si pour Sn et Cr cela peut paraître surprenant à cause de leurs origines très souvent anthropiques. D'autre part, on trouve ceux plus ou moins labiles (Cd, Co, Cu, Pb, Zn, Ni, Sr et As) qui correspondent aux ET contaminants habituels. Ceci suggère l'existence d'une relation entre degré de contamination et le caractère non-résiduel, soulignant que les ET contaminants incorporent la phase particulaire sous une forme instable et facilement échangeable (Salomons et Förstner, 1984). Par ailleurs, la très faible concentration en Sn et Cr dans la phase non-résiduelle (3 à 4%) évoque un comportement relativement conservatif c'est-à-dire « fixé de manière stable », montrant que ces éléments traces dans les MES ne devraient pas s'échanger, ou peu avec le milieu aquatique environnant dans le cas du Zio et du Haho.

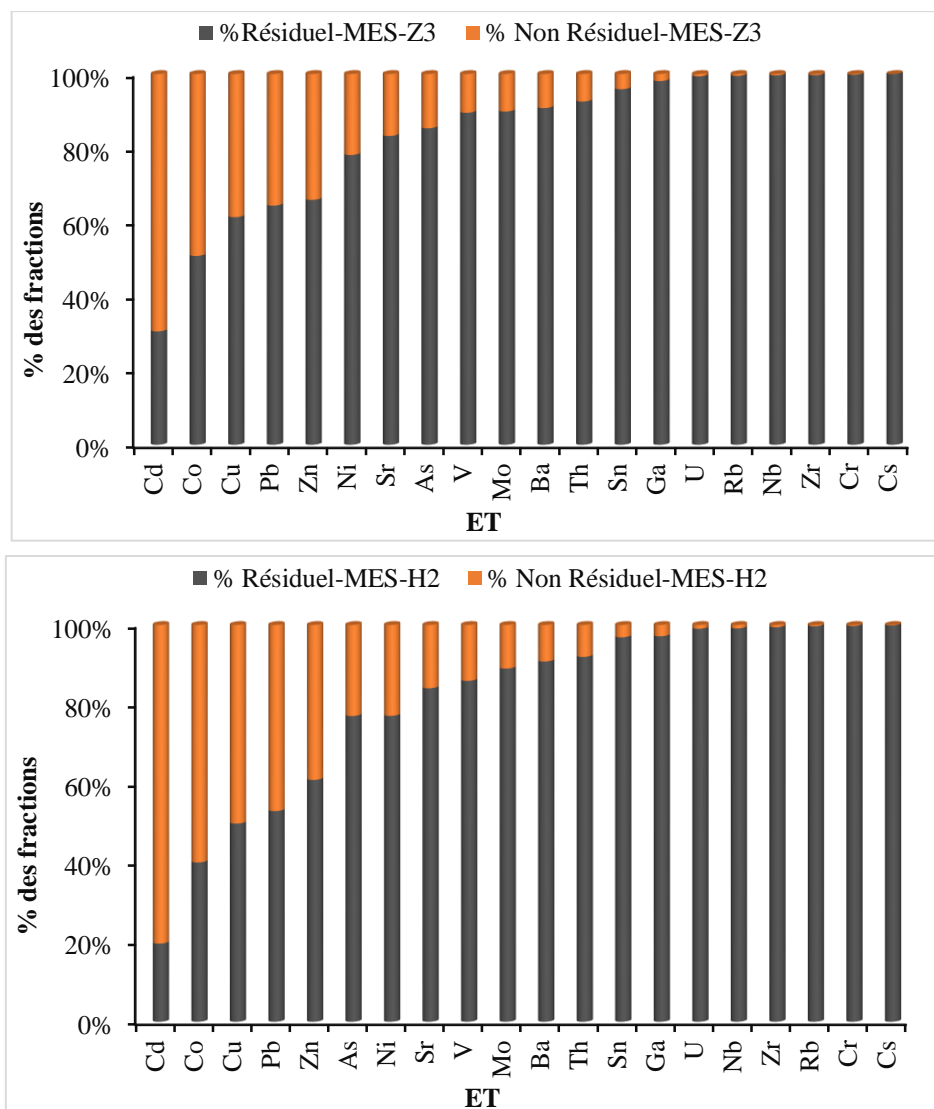


Figure 68 : Pourcentage de fractions non résiduelles (échangeable) et résiduelles pour les ET analysés dans les MES aux exutoires du Zio (Z3) et du Haho (H2).

D'un point de vue qualitatif, Cd, Co, Cu, Pb, Zn, Ni, Sr et As (avec 15 à 70% de phases non-résiduelles) sont les éléments susceptibles d'interagir le plus avec l'environnement aquatique. Toutefois, il existe un effet de rupture entre les concentrations en ET labiles observées dans les MES et les sédiments des deux rivières. En effet, les pourcentages de fractions labiles pour les ET tels que le Sn, As, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Th sont plus importants dans les MES que dans les sédiments, aussi bien pour le Zio que pour le Haho. Le Cadmium par exemple est 1,5 fois plus disponible dans les MES (69%) que dans les sédiments de fond (46%) pour le Zio, alors qu'il est près de trois fois présent dans les phases non-résiduelles des MES (80%) que des sédiments (28%) pour le Haho. En tenant du compte du contexte hydro-sédimentaire au moment des prélèvements, cette distribution des concentrations dans les fractions non-résiduelles, assez différente entre MES et sédiment implique probablement une combinaison de plusieurs phénomènes. Il s'agit notamment de :

- la désorption des ET lors du dépôt des MES sous formes de sédiments qui peut être due d'une part, à un changement de physico-chimie du milieu environnant les particules (passage d'une colonne d'eau à des solutions interstitielles) et d'autre part, à une agitation hydrodynamique qui perturbe les particules et leur environnement aquatique immédiat (Eggleton et Thomas, 2004),
- un changement de distribution granulométrique avec les fractions les plus grossières (moins riches en fractions labiles) qui se déposent préférentiellement dans les sédiments.

Conclusion partielle

Les sédiments des cours d'eau du BVL sont essentiellement de texture limoneux-argileuse avec un ratio C/N qui rend compte d'une origine terrigène dominante et d'une matière en suspension peu évoluée. La composition en éléments majeurs des sédiments dans les cours d'eau du BVL qui évolue d'un pôle alumino-ferreux (18% - 36%) vers le pôle silicium (60% à 77%) reflète bien les caractéristiques des sols du sud de Togo dominés par les sols ferralitiques tropicaux lessivés sur de faibles profondeurs et par les sols ferralitiques.

L'étude des TR dans les sédiments des cours d'eau du BVL montre que les concentrations dans le Haho sont plus élevées que celles enregistrées dans le Zio. Les profils de distribution en TR montrent, pour le sous bassin de Zio, un enrichissement en TR Lourdes pour les stations amont (Z4 et Z5) et un enrichissement en TR Légères pour les stations aval (Z1, Z2, Z3). La distribution observée dans le sous bassin de Haho est identique et se caractérise par un enrichissement en TR Légères à toutes les stations. L'évaluation de la disponibilité potentielle

des TR grâce à une extraction simple à l'EDTA a permis de déterminer l'importance des fractions labiles ou disponibles, qui sont généralement contrôlées par les apports de contaminants d'origine anthropique. Cette distribution des TR entre phases résiduelles et non-résiduelles joue un rôle majeur sur les fractionnements et la distribution des TR observés dans les concentrations totales. En effet, les sédiments des stations Z1, Z4, Z5, H2 et H3 qui conservent le même profil de distribution en TR que celui du fond géochimique naturel montrent qu'ils sont faiblement influencés par des apports anthropiques. Par contre, les modifications de profils en TR observées dans les sédiments de Z2 et H1 proviendraient d'un enrichissement en TR Légères et Moyennes dans les phases labiles. Quant à la station Z3, les concentrations dans la fraction non-résiduelle marquées par une anomalie positive en Ce (1,08) seraient à l'origine du fractionnement observé dans l'échantillon total, grâce à l'adsorption du Ce sur les oxydes de fer et de manganèse.

A l'image des TR, les ET sont 1,2 fois plus concentrés dans le Haho (2323,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que le Zio (1974,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). La plupart des concentrations moyennes en ET dans les sédiments étudiés sont plus élevées que dans les matériaux de référence de la littérature (UCC et PAAS de Taylor and McLennan, 1985), sauf pour Cu, Zn, Pb, Th et U. Les concentrations en ET dans les sédiments des rivières Zio, Haho et dans le Lac Togo varient peu au cours des deux campagnes d'échantillonnage (février et octobre). Le facteur d'enrichissement est globalement inférieur au fond géochimique naturel, en particulier pour Sn, As, Co, Cu, Zn, Pb, Th et U. Toutefois 10% des échantillons ont des enrichissements compris entre 2 et 6,3, notamment pour Ni, Cr et Cd. L'extraction simple à l'EDTA montre que Co, Cu, Cd et Pb sont très disponibles ou sous forme labile avec respectivement 38%, 32%, 26% et 25% dans les fractions non-résiduelles.

L'analyse des MES aux exutoires du Zio (Z3) et du Haho (H2) montre une forte variabilité des charges tout au long du cycle hydrologique annuel. Sur l'ensemble de la période d'observation, les concentrations en MES ne sont pas étroitement liées aux débits, aussi bien pour le Zio que pour le Haho. L'analyse qualitative des MES montre qu'en dehors de Si, Na et Ti, les éléments majeurs sont légèrement plus concentrés dans les MES que dans les sédiments du Zio, contrairement au Haho où l'on observe une légère augmentation des teneurs dans les sédiments par rapport aux MES. En ce qui concerne les TR dans les MES sur le Zio (station Z3), les teneurs sont légèrement inférieures à celle des sédiments, exceptés pour Ce, Nd et Eu. Par contre à l'exutoire du Haho, les teneurs en TR dans les sédiments sont toutes supérieures à celles dans les MES. En ce qui concerne les ET, Zn, Cr et Ni, et, généralement plus enrichis, présentent également les plus forts pourcentages de contributions anthropiques, respectivement 39%, 45%

et 53%. Ce qui suggère pour ces ET, la forte influence des activités anthropiques sur la qualité des sédiments aux exutoires des rivières Zio et Haho. Le calcul du facteur d'enrichissement a permis d'identifier d'une part un groupe d'ET (As, Sn, V, Co, Cu, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Cs, Ba, Pb, Th, U) dont les EF sont inférieurs à 1,5 et d'autre part, un groupe (Cr, Ni et Zn) qui montrent des enrichissements modérés entre 1,5 et 3 associés à des pourcentages élevés de contribution anthropique. A titre de comparaison, les EF des ET dans les sédiments du Zio (station Z3) sont plus importants que ceux des MES, hormis Ni, Rb et Cs. Par contre, les EF de As, Sn, Cu, Zn, Rb, Mo, Cd, Cs sont plus importants dans les MES que dans les sédiments du Haho (station H2).

CHAPITRE V

BILAN DE L'ÉROSION CHIMIQUE ET MECANIQUE ET CONSOMMATION DE CO₂

Introduction

L'objectif principal de ce chapitre est d'une part d'estimer la vitesse de l'érosion chimique des bassins versants à partir des transports dissous mesurés et d'autre part, de la comparer à la vitesse de l'érosion mécanique des sols estimée à partir des transports de matières en suspension.

Après avoir étudié la composition chimique des eaux des rivières Zio et Haho depuis la source jusqu'à l'embouchure et le transport des matières en solution aux exutoires de ces rivières dans le chapitre 3 et 4, nous présentons dans ce chapitre le bilan de l'érosion chimique estimé à partir des transports en solution ainsi que le bilan du CO₂ consommé par l'érosion chimique sur ce bassin.

Le système lagunaire du Lac Togo est connu de nos jours comme étant dégradé et contaminé (PANSEA, 2010). Du fait de son alimentation principale en eau douce venant des rivières Zio et Haho, il serait judicieux de connaître les apports des éléments dissous et particuliers qui arrivent au Lac via ces tributaires. Pour ce faire, l'évaluation des flux des éléments dissous et particuliers en suspension drainés aux exutoires de ces rivières vers le lac a été effectuée à partir des équations 5 et 6 (chapitre 2).

Rappelons que malgré les faibles pentes des bassins versants du Lac Togo, variant entre 0,1 et 8,3% (Ahiokpor, 2011), l'érosion hydrique devient de plus en plus importante dans le BVLT et représente une menace tant pour les ressources naturelles (eau et sol) que pour les activités humaines. Selon ce même auteur, les sols sont de plus en plus dégradés et les sédiments issus de l'érosion hydrique contribuent à l'envasement des cours d'eau. A cela s'ajoute le dynamisme démographique incontrôlé qui se traduit par la spéculation foncière, l'occupation irrégulière et à une dégradation active des couvertures végétale (Kokou, 1998). Les résultats obtenus dans les précédents chapitres permettront d'estimer les flux, toutefois ils ne nous renseignent pas

directement sur ce qui se passe dans la colonne d'eau en termes de transport dissous, d'érosion chimique et de consommation de CO₂ atmosphérique. Selon plusieurs études (Meybeck, 1979 ; Berner & Berner, 1987; Appelo & Postma, 1993 ; Sigg *et al.*, 1994 ; Langmur, 1997 ; Picouet, 1999), le contenu chimique de l'eau d'une rivière dépend de nombreux facteurs. Il s'agit entre autres de la proportion d'eau provenant du ruissellement ou des nappes (avec des compositions en éléments dissous différentes) ; des apports atmosphériques (pluies et poussières) ; des réactions biogéochimiques à l'intérieur du système aquatique gouvernées par des processus internes au cours d'eau (réactions biologiques, équilibres physico-chimiques, processus d'échanges entre les particules et la solution par adsorption/désorption...) ; les mélanges des eaux de plusieurs tributaires et les apports anthropiques.

Pour cette raison et dans un contexte de changement climatique et d'augmentation de la teneur en CO₂ dans l'atmosphère, la communauté scientifique s'est beaucoup intéressée au calcul du bilan de l'érosion chimique des continents et au flux de CO₂ consommé par l'altération chimique, représentant un puits de CO₂ vis-à-vis de l'atmosphère. Ainsi, ces recherches ont déjà suscité de nombreux travaux sur différents bassins à travers le monde. Citons entre autres les travaux de Garrels *et al.*, (1975), Wollast and Mackenzie (1983), Meybeck (1979 et 1987), Probst (1992, 1993), Amiotte Suchet et Probst (1993 a et b), Probst *et al.*, (1994), Ludwig *et al.*, (1996 a et b), Gaillardet *et al.*, (1999) ; Amiotte Suchet *et al.*, 2003.

L'altération chimique naturelle des roches correspond à l'hydrolyse ou à la dissolution des minéraux par l'acide carbonique issu du gaz carbonique atmosphérique, via la minéralisation de la matière organique des sols qui libère du CO₂ biogénique (Probst et Probst, 2015).

L'altération chimique des continents (puits de CO₂) a toujours joué un rôle important dans la régulation des teneurs en CO₂ dans l'atmosphère au cours des temps géologiques (Walker *et al.*, 1981 ; Berner *et al.*, 1983 ; Berner, 1991). Actuellement, le flux moyen global de CO₂ atmosphérique consommé par l'érosion chimique des continents est estimé entre 0,28 et 0,30 10¹⁵g de carbone par an (0,26 à 0,30 GtC/an) (Berner *et al.*, 1983 ; Meybeck, 1987; Probst, 1992 ; Amiotte Suchet, 1994). A ce flux, qui rejoint les océans via les fleuves sous forme d'ions bicarbonates, il faut ajouter les flux de carbone organique dissous et particulaire transportés par les fleuves (0,33 GtC/an, Degens *et al.*, 1991, à 0,40 GtC/an ; Meybeck, 1992). Au total, ces flux d'origine atmosphérique et biogénique représentent 0,6 à 0,7 GtC/an. Les principaux facteurs qui contrôlent le flux de CO₂ consommé par altération chimique continentale sont le drainage, la température de l'air (Garrels et Mackenzie, 1971 ; Holland, 1978 ; Berner *et al.*, 1983 ; Tardy, 1982 ; Meybeck, 1987 ; Amiotte Suchet et Probst, 1992 ; Probst, 1992 ; Probst et

al., 1992a ; Amiotte Suchet, 1994) et l'abondance des roches carbonatées affleurant à la surface des continents (Probst et *al.*, 1994).

C'est dans ce contexte que ce chapitre cherche à étudier l'érosion chimique ainsi que la consommation de CO₂ atmosphérique par l'altération des roches des bassins versants du Zio et du Haho à partir des flux d'éléments en solution estimés à partir de la composition chimique moyenne aux exutoires des deux bassins.

Enfin, la vitesse d'érosion chimique des roches qui correspond à la vitesse de progression des fronts d'altération et donc à la vitesse de formation des sols au détriment de la roche sera comparée à la vitesse de l'érosion mécanique des sols qui correspond à la destruction des sols en surface. Le bilan moyen des vitesses de ces deux processus, érosion chimique et érosion mécanique, permet de déterminer l'état d'équilibre ou de déséquilibre moyen des sols d'un bassin versant. Ainsi si l'érosion chimique est égale à l'érosion mécanique les sols sont à l'équilibre, en revanche si l'érosion chimique est supérieure ou inférieure à l'érosion mécanique les sols s'approfondissent ou se réduisent respectivement (Probst, 1992, Boeglin et Probst, 1998, Mortatti et Probst, 2003). Ainsi selon la nature du bilan, l'épaisseur des sols d'une région augmente ou diminue.

V.1. Bilan des transports dissous et particuliers aux exutoires des rivières Zio et Haho

Pour l'estimation du bilan géochimique des éléments transportés par les rivières Zio et Haho au Lac Togo, nous avons dans un premier temps estimé le flux total d'éléments particuliers et dans un second temps, le bilan des apports dissous notamment les éléments majeurs et les ET libérés dans les eaux du bassin versant du lac Togo. En effet, la quantification du transport solide des cours d'eau est le meilleur moyen d'estimer l'intensité moyenne de l'érosion mécanique sur les bassins versants. Quant aux transports dissous, ils permettent d'estimer la vitesse moyenne de l'érosion chimique des continents (Agbri et *al.*, 2010).

V.1.1. Flux de la matière en suspension et dégradation spécifique des sous BV

Les mesures de flux sédimentaires ont permis de faire une estimation de la dégradation spécifique des bassins versants (tableau 19). Certes les mesures ont concerné seulement la fraction solide en suspension car la charge solide de fond étant plus difficile à évaluer. Le transport de fond est pourtant totalement intégré dans le cubage des sédiments et peut représenter une part importante des transports. Cependant, certains travaux antérieurs, notamment ceux de Leliavsky (1961) aux Etats-Unis et ceux de Claude *et al.*, (1977) en Tunisie,

ont permis de faire une estimation globale de la charge totale des cours d'eau. La concentration moyenne des matériaux solides des eaux entrant dans les retenues de l'Oued Mellègue en Tunisie a été estimée à 20% du transport solide. Quant à Leliasvsky, il cite les expériences faites par l'U.S. Geological Survey sur la Loup River au Nebraska qui attribuent 53% du transport solide au transport en suspension. Ces façons d'estimation de la charge solide ont été également utilisées par Kankpenandja et *al.*, (2014), sur les rivières Kara et Kéran au Nord du Togo. Avec des débits liquides très variables dans le temps, les rivières Zio et Haho évacuent annuellement des quantités de matières solides assez différentes. En effet, les flux de matières solides en suspension qui transitent à la station hydrologique de Togblékopé sur le Zio restent inférieurs (38477 T.an⁻¹) à ceux qui transitent à la station de Hahotoe sur le Haho (200 254 T.an⁻¹) durant la période d'étude (2015-2016).

Tableau 19 : Flux solides dans les rivières Zio et Haho et dégradation spécifique de leur sous bassin versant respectif, estimés selon différentes méthodes : 1- Méthode des bilans partiels (eq. 5), 2- Méthode stochastique (eq. 6).

	Rivière Zio		Rivière Haho	
	1	2	1	2
Flux annuel (T.an⁻¹)	38477	30358	200254	120298
Flux spécifique (T.km⁻².an⁻¹)	15,27	12,05	59,32	35,63

Les quantités de sédiments dans le Zio évoluent dans les mêmes proportions quelle que soit la méthode de calcul utilisée : bilan partiel ou la méthode stochastique. A la station de Togblékopé, en utilisant la formule de calcul de Leliavsky, le flux total de sédiments exportés par le Zio serait estimé à 72599 T.an⁻¹ contre un flux total de 48097 T.an⁻¹ avec la formule de Claude et *al.*, (1977). Ces flux correspondent à des dégradations spécifiques moyennes variant de 19,09 T.km².an⁻¹ selon la méthode utilisée par Claude et *al.*, (1977) à 28, 81 T.km².an⁻¹ selon la méthode de Leliavsky sur le bassin versant du Zio.

Pour le bassin versant du Haho, la détermination du flux total annuel donne 377837 T.an⁻¹ avec Leliavsky et 250317 T.an⁻¹ avec Claude et *al.*, (1977). La dégradation spécifique pour ce sous bassin versant, suivant ces estimations donne respectivement 111,92 T.km².an⁻¹ et 74,15 T.km².an⁻¹.

La détermination de la dégradation spécifique des deux sous bassins versants à partir de la méthode du bilan partiel et du modèle de Leliavsky donne des valeurs moyennes respectives de 8,08 T.km².an⁻¹ et 31,44 T.km².an⁻¹ pour le Zio et Haho. Ces valeurs sont très nettement inférieures à celles de 211,98 T.km².an⁻¹ et 256,94 T.km².an⁻¹ obtenues par Kankpenandja et

al., (2014), sur les rivières Kara et Kéran (au nord du Togo) marqué par de forte pente. Mais la valeur estimée à Hahotoe est supérieure aux valeurs de 20,5 ou de 25,9 T.km².an⁻¹ sur petit et moyen bassins versants obtenues par Droux et *al.*, (2003) au Mali.

Ces différences quantitatives de flux de MES s'expliquent par la durée des crues ajoutée aux débits importants estimés durant cette étude à la station de Hahotoe. En effet, ce poste hydrologique reçoit en permanence un cumul des apports liquide (débit) et solide (MES et de sédiment) des cours d'eau Lili et Yoto en plus des éléments qui transitent par la rivière Haho proprement dite. Ce qui se traduit par des débits beaucoup plus importants sur le Haho que le Zio. A cela s'ajoute également l'impact de l'extraction des phosphates dans le BVH, ce qui met à nu les sols et les expose à l'érosion et ruissellement vers l'aval.

Par ailleurs, la réponse spatiale et temporelle des apports de ces deux cours d'eau dépendrait des caractéristiques propres (pentes) et anthropiques (occupation des sols) de chacun des sous bassins versants et de la gestion des crues (Mamoudou, 2008). Les sous bassins du Zio et du Haho sont marqués par des pentes plus ou moins faibles avec une forte augmentation de la population qui entraîne une grande perturbation de la configuration spatiale du milieu naturel. Les milieux naturels diminuent au profit des zones anthropisées qui ne cessent de conquérir de nouveaux espaces naturels. L'évolution de l'occupation des sols a été montré par Kpedenou et *al.*, (2018). Ils constatent une grande progression des agglomérations et sols nus au détriment surtout des forêts entre 1958 et 2015 au Sud Est du Togo (couvrant une grande partie du sous bassin de Haho). Entre 1958 et 1986, les superficies occupées par les forêts, les savanes et les zones humides ont régressé respectivement de 87,5 % ; 34,5 % et 8,8 % à raison de 7,4 %, 1,5 % et 0,3 % par an. Pour la période 1986-2015, ces auteurs observent des diminutions annuelles de 5,4 %, 1,2 %, 0,7 % et 0,1 % respectivement pour les surfaces forestières, les plantations et agroforêts, les champs et jachères et les zones humides, alors qu'une augmentation moyenne annuelle de 0,5 % et 2,9 % des superficies des formations savaniques et des agglomérations et sols nus est observée.

V.1.2. Flux des éléments dissous exportés par les rivières au lac

V.1.1.1. Eléments majeurs

Le bilan annuel des éléments majeurs dissous (cations et anions), du COD et de la silice dissoute a été établi pour la période d'août 2015 à Juillet 2016 aux exutoires des rivières Zio et Haho (tableau 20).

Le tonnage annuel des matériaux exportés en solution par le Zio est estimé à 24120 tonnes (Zio) et 129094 tonnes pour le Haho avec l'équation 5 (Méthode des bilans partiels) contre 22899 tonnes pour le Zio et 119107 tonnes pour le Haho avec l'équation 6 (Méthode stochastique).

Comme observés dans le tableau 20, les résultats obtenus par les deux méthodes présentent des différences relativement faibles, de l'ordre de 5% pour Zio et 8% pour le Haho.

Tableau 20 : Bilans annuels sur l'année 2015 – 2016 des flux d'éléments majeurs dissous (cations et anions, COD et silice) exportés par le Zio et le Haho estimés selon différentes méthodes : **1-** Méthode des bilans partiels (eq. 5), **2-** Méthode stochastique (eq. 6). Le flux spécifique est égal au flux annuel divisé par la surface du bassin versant.

Eléments	1			2		
	Flux annuel (T.an ⁻¹)	Flux spécifique (T.km ⁻² .an ⁻¹)	% du flux total dissous	Flux annuel (T.an ⁻¹)	Flux spécifique (T.km ⁻² .an ⁻¹)	% du flux total dissous
RIVIERE ZIO (Togblékopé)						
Na ⁺	2128	0,84	9%	1968	0,79	9%
Ca ²⁺	1754	0,70	7%	1698	0,67	7%
Mg ²⁺	901	0,36	4%	871	0,35	4%
K ⁺	515	0,20	2%	473	0,19	2%
HCO ₃ ⁻	11576	4,59	48%	11526	4,57	50%
Cl ⁻	2128	0,84	9%	1968	0,78	9%
SO ₄ ²⁻	427	0,17	2%	414	0,16	2%
Si	2248	0,89	9%	1927	0,76	8%
COD	2443	0,97	10%	2054	0,82	9%
Total	24120	9,57	100%	22899	9,09	100%
RIVIERE HAHO (Hahotoe)						
Na ⁺	13831	4,10	11%	12351	3,66	10%
Ca ²⁺	8500	2,52	7%	7851	2,33	7%
Mg ²⁺	5016	1,49	4%	4942	1,46	4%
K ⁺	4107	1,22	3%	3978	1,18	3%
HCO ₃ ⁻	61092	18,10	47%	57751	17,11	48%
Cl ⁻	14236	4,22	11%	13138	3,89	11%
SO ₄ ²⁻	4267	1,20	3%	4050	1,26	4%
Si	8115	2,40	6%	7028	2,08	6%
COD	10148	3,01	8%	7802	2,31	7%
Total	129094	38,24	100%	119107	35,28	100%

D'une manière générale, les flux d'éléments dissous du Zio et Haho sont dominés par les bicarbonates, la silice et le carbone organique, puis dans une moindre mesure en par le sodium et les chlorures. Cette quantité de silice observée est normale car dans la plupart des eaux des rivières en Afrique de l'ouest et centrale (Gac, 1980 ; Meybeck, 1984 ; Martins & Probst, 1991), les hydrogénocarbonates et la silice sont les deux espèces minérales dissoutes largement

majoritaires. Ces deux éléments représentent près de 80 % de la masse minérale totale dissoute (Orange et al., 1995). Parmi les éléments dissous, la somme des HCO₃⁻, du COD, de SiO₂, de Na⁺ et Cl⁻ représentent environ 85% du transport en solution dans la rivière Zio et 82% du transport dans la rivière Haho. Les éléments dont les flux sont les plus faibles sont les sulfates, le potassium, le magnésium et le calcium.

Une analyse comparative des flux moyens aux exutoires de deux rivières montre que pour le Zio, l'écart entre les deux méthodes est seulement de 5% (9,09 à 9,57 t.km⁻².an⁻¹) alors que pour le Haho, l'écart est 8% (35,28 à 38,24 t.km⁻².an⁻¹). Globalement, on remarque que le Haho apporte 5 fois d'éléments dissous au Lac que le Zio et le flux spécifique du Haho est 4 fois plus élevé que celui du Zio. Si l'on compare ces valeurs à celle estimée (6,2 t.km⁻².an⁻¹ sans le COD) par Boeglin et Probst (1996) pour les principaux bassins d'Afrique tropicale (Bani, Chari, Falémé, Gambie, Logone, Niger, Oubangui, Ouham, Sénégal et Tinkisso), on constate que les flux spécifiques du Zio et du Haho sont nettement supérieurs. Sur le sous bassin du Haho affleurent principalement des roches granito-gneissiques et des roches sédimentaires et métamorphiques anciennes avec un débit moyen annuel sur la période d'étude de 24,34 m³.s⁻¹ contre 6,62 m³.s⁻¹ pour le Zio sur la période d'étude de 2015 à 2016.

V.1.1.2. Apports en éléments traces

Le bilan annuel des ET relevant que transporte les rivières Zio et Haho à leur exutoires respectifs a été calculé et présenté dans le Tableau 21.

L'analyse des flux des éléments traces dissous aux exutoires des rivières Zio et Haho montre que le Zn, Ni, Cu, Cr et Co représentent plus de 98% du flux total d'ET apporté par les rivières au Lac Togo sur la période d'étude. Le flux spécifique annuel total d'ET exportés vers le Lac par le Zio est de 4,09 à 7,84 Kg. Km⁻².an⁻¹ suivant la méthode de calcul utilisée et de 15,11 à 17,82 Kg. Km⁻².an⁻¹ pour le Haho.

Tableau 21 : Bilans annuels et spécifiques sur l'année 2015 – 2016 des éléments traces dissous exportés par le Zio et le Haho vers le Lac Togo, estimés selon différentes méthodes : **1-** Méthode des bilans partiels (eq. 5), **2-** Méthode stochastique (eq. 6).

	1			2		
	Flux annuel (Kg.an⁻¹)	Flux spécifique (Kg. Km⁻².an⁻¹)	% du flux total ET	Flux annuel (Kg.an⁻¹)	Flux spécifique (Kg. Km⁻².an⁻¹)	% du flux total ET
RIVIERE ZIO (Togblékopé)						
Cr	783	0,31	4%	315	0,125	3,0%
Co	152	0,06	1%	67	0,027	0,6%
Ni	1914	0,76	10%	1096	0,435	10,6%
Cu	1379	0,55	7%	696	0,276	6,7%
Zn	15083	5,99	76%	7885	3,129	76,4%
As	96	0,04	0%	57	0,023	0,6%
Cd	12	0,00	0%	6	0,002	0,1%
Sn	145	0,06	1%	109	0,043	1,1%
Pb	169	0,07	1%	74	0,030	0,7%
Th	17	0,01	0%	6	0,002	0,1%
U	16	0,01	0%	7	0,003	0,1%
Total	19767	7,84	100%	10319	4,09	100%
RIVIERE HAHO (Hahotoe)						
Cr	2457,89	0,73	4%	2139,20	0,63	4%
Co	503,96	0,15	1%	441,31	0,13	1%
Ni	6165,52	1,83	10%	6079,32	1,80	12%
Cu	6165,52	1,80	10%	4105,13	1,22	8%
Zn	43593,75	12,91	72%	36905,54	10,93	72%
As	287,57	0,09	0%	270,55	0,08	1%
Cd	31,87	0,01	0%	38,17	0,01	0%
Sn	313,96	0,09	1%	313,96	0,09	1%
Pb	606,63	0,18	1%	606,63	0,18	1%
Th	38,70	0,01	0%	38,70	0,01	0%
U	72,29	0,02	0%	72,29	0,02	0%
Total	60238	17,82	100%	51010,80	15,11	100%

V.2. Correction des apports atmosphériques aux transports fluviaux dissous

Pour établir le bilan réel des éléments issus de l'altération chimique, les transports fluviaux d'éléments dissous doivent être corrigés des apports atmosphériques (Stallard & Edmond, 1981, 1983, 1987 ; Meybeck 1983). Les travaux de la littérature ont montré que dans les milieux non pollués et en l'absence de roches évaporitiques contenant de la halite (NaCl) dans le bassin versant, les chlorures peuvent être utilisés pour effectuer la correction des apports atmosphériques pour le transport des éléments dans les cours d'eau. Dans le cas des eaux du

bassin versant du lac Togo, les chlorures seraient donc l'ion idéal pour effectuer cette correction car aucune évaporite n'a été recensée dans le BVL (cf chapitre I).

Ainsi, la correction des apports atmosphériques peut être effectuée à partir de la concentration en Cl⁻ de la rivière, supposée être d'origine purement atmosphérique. En effet, les ions chlorures participent peu aux cycles biogéochimiques et ils sont très mobiles et donc facilement évacués vers les eaux fluviales. En l'absence de roches chlorurées ou évaporitiques et sous climat suffisamment humide, les flux d'entrées de chlorures sur le bassin correspondent toujours approximativement aux flux de sorties dans la rivière qui draine ce bassin (Claude, 1989).

On peut alors :

- soit utiliser la concentration en Cl⁻ de la pluie de la région d'étude (Meybeck, 1983 ; Tardy, 1986 ; Négrel, 1992 ; Picouet, 1999) ainsi que les rapports ioniques entre les différents ions dans la pluie ou dans l'eau de mer, en appliquant un facteur d'évaporation pour estimer la concentration dans la rivière;
- soit utiliser les gradients de teneurs en chlorures en fonction de la distance à l'océan (Meybeck, 1983) et les coupler avec les rapports ioniques mesurés dans l'eau de mer entre les chlorures et les différents autres ions (Stallard & Edmond, 1981).

Si l'on considère que le rapport ionique d'un élément X avec Cl est conservé entre la pluie (X_a/Cl_a) et la rivière (X_{riv}/Cl_{riv}) :

$$X_a/Cl_a = X_{riv}/Cl_{riv} \quad \text{Équation 12}$$

on peut donc estimer pour chaque élément X dans la rivière, la part qui revient aux apports par les pluies de la manière suivante :

$$X_{riv} = Cl_{riv} * (X_a/Cl_a) \quad \text{Équation 13}$$

Ces deux façons de détermination des apports atmosphériques correspondent à des objectifs différents : la première permet une correction des apports en éléments ayant transité par l'atmosphère ; ils peuvent être originaires du bassin ou de l'extérieur du bassin (apports atmosphériques totaux) ; la deuxième ne prend en compte que les éléments d'origine marine (apports atmosphériques marins). Dans le but d'estimer l'érosion chimique réelle des versants à partir des éléments retrouvés en solution dans les rivières, il est en principe nécessaire de caractériser les apports atmosphériques uniquement extérieurs au bassin. Pour en rajouter encore à la difficulté de cette correction, il est bien connu que les apports atmosphériques sont de deux types : humides (précipitations) ou secs (aérosols), les éléments qu'ils contiennent ayant plusieurs origines extérieures et/ou intérieures au bassin. Orange (1992) et Négrel (1992) ont

tenté de trancher sur la question en étudiant à la fois les pluies et les aérosols respectivement sur les bassins du Sénégal et du Congo. Ils ne proposent aucune solution définitive à ce problème. L'importance de la correction pour les éléments sera dépendante du modèle retenu (Négre, 1992).

Dans le cas de notre étude, l'eau de mer échantillonnée le long de la côte togolaise, a permis de déterminer pour chaque élément *i*, le rapport ionique Xi/Cl de l'eau marine. Ce rapport a permis par la suite d'estimer la part des différents ions qui revient aux apports atmosphériques.

Les résultats obtenus sur le rapport Xi/Cl_{mer} et les apports réels des cours d'eau sont présentés dans le tableau 22.

Tableau 22 : Corrections des apports atmosphériques sur les flux dissous exportés par le Zio et le Haho vers le Lac Togo. La concentration ou le flux corrigé résultent de la différence entre la concentration ou le flux total et la concentration ou le flux qui reviennent aux apports atmosphériques.

	Xi	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	SiO ₂
Rapport dans l'eau de mer : Xi/Cl- (eq/eq)		1	0,0010	0,1058	0,8187	0,0272	0,2519	0,1636	0,0080	0,0003
Zio	Concentration corrigée (meq.L⁻¹)	0	0,01	0,00	0,20	0,05	0,30	0,39	1,05	0,12
	Flux corrigé (FC) en T.an⁻¹	0	100	21	940	422	762	1635	-	1659
	Flux brut (FB) en T.an⁻¹	2128	215	414	2128	515	901	1754	11576	2248
	FC / FB	0%	48%	5%	48%	89%	88%	96%	-	98%
Haho	Concentration corrigée (meq.L⁻¹)	0	0,02	0,06	0,43	0,12	0,53	0,51	1,59	0,15
	Flux corrigé (FC) en T.an⁻¹	0	793	2056	7674	3663	4884	7786	-	6909
	Flux brut (FB) en T.an⁻¹	14236	1243	4267	13831	4107	5016	8500	61092	8115
	FC / FB (%)	0%	64%	48%	62%	92%	99%	99%	-	98%

Mis à part les chlorures qui sont supposés être à 100% d'origine atmosphérique, le pourcentage d'apports atmosphériques marins en sulfates est le plus élevé (95%) dans le Zio et 52% dans le Haho. Viennent ensuite les nitrates, le sodium et le potassium avec des apports qui représentent respectivement 53%, 53% et 11% pour la rivière Zio et 46% ; 48% et 8% pour le Haho. L'apport atmosphérique marin en silice est très faible et ne représente que 2% des transports fluviaux.

Les pourcentages élevés de ces ions (Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻) confirment et témoignent des influences de l'eau mer sur les stations aval des cours d'eau tributaires du système lagunaire.

V.3. Type d'altération chimique

L'altération chimique naturelle des roches correspond à l'hydrolyse ou à la dissolution des minéraux par l'acide carbonique issu du CO₂ atmosphérique, via la minéralisation de la matière organique des sols qui libère du CO₂ biogénique (Probst et Probst, 2015). Cette minéralisation de la matière organique assurée par les bactéries s'appelle la « respiration du sol » et se matérialise selon l'équation suivante :



Au cours de l'altération, divers processus chimiques sont actifs (Allen et Allen, 2005). L'eau agit comme un solvant qui permet l'hydrolyse et la mise en solution des éléments constitutifs de la roche (Tardy, 1993). Ces éléments sont lessivés puis reprecipités plus bas dans le paysage ou exportés par les rivières dans lesquelles ils constitueront la phase dissoute.

Pour déterminer le type d'altération dominante sur le Zio et le Haho, le rapport molaire (Re), équivalent au rapport (SiO₂)/(Al₂O₃) de l'ensemble des minéraux secondaires néoformés dans le profil d'altération, proposé par Tardy (1968 et 1969) ; Boeglin & Probst (1998) à partir des concentrations en éléments chimiques des eaux de surface drainant des granites et gneiss a été utilisé en suivant l'équation 15:

$$\text{Re} = \frac{6\text{Na}_2\text{O} + 6\text{K}_2\text{O} + 2\text{CaO} - \text{SiO}_2}{\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} + \text{CaO}} \quad \text{Équation 15}$$

Qui peut aussi être écrite sous la forme suivante :

$$\text{Re} = \frac{3(\text{Na}^+) + 3(\text{K}^+) + 1,25(\text{Mg}^{2+}) + 2(\text{Ca}^{2+}) - (\text{SiO}_2)}{0,5(\text{Na}^+) + 0,5(\text{K}^+) + 0,75(\text{Mg}^{2+}) + 1(\text{Ca}^{2+})} \quad \text{Équation 16}$$

A partir de ce rapport Re, équivalent au rapport molaire SiO₂/Al₂O₃ dans le produit d'altération, on peut ainsi définir différent type d'altération :

- Re > 2, les smectites apparaissent dans les profils ;
- Re = 2, la kaolinite (Al₂Si₂O₅(OH)₄) prédomine dans les profils ;
- Re < 2, la gibbsite (Al(OH)₃) apparait dans les profils.

Le tableau 23 présente les résultats obtenus pour le rapport Re, calculé à partir des concentrations corrigées des rivières Zio et Haho pour la période d'observation (2015 – 2016).

Le rapport moyen Re est supérieur à 2 pour les deux sous bassins versants : 2,4 et 2,7 respectivement pour le Zio et le Haho. Ces résultats montrent que dans ces sous bassins versants, c'est la kaolinite qui domine avec apparition des smectites. Ces minéraux issus du phénomène de la bisiallisation traduit que la silice et les cations basiques sont incomplètement exportés. La localisation des deux stations hydrologiques de Togblékopé et de Hahotoe parmi les sols ferrugineux tropicaux lessivés hydromorphes pourrait également être à l'origine de ce rapport Re. En effet, l'hydromorphie freinant l'altération de ces sols se traduit par des rapports SiO₂/Al₂O₃, varient de 2,4 à plus de 3, (Aubert et Pinta, 1971) à cause des montmorillonites importante en profondeur.

Les valeurs de Re de cette étude sont proches de celles obtenues par Picouet (1999) sur la période 1991 – 1997 sur le Niger à Koulikoro (Re = 2,5) et Ké-Macina (Re = 2,4). Par contre les Re calculés pour le Zio et le Haho sont supérieurs de ceux obtenus par Sow, (2018) sur le Milo à Kankan (Re =2), par Orange (1992) sur le Tinkisso à Dabola (Re = 2,07), et sur le Niger à Siguiri (Re = 1,92), par Picouet (1999) sur le Niger à Banankoro (Re = 2,1) sur la période 1991 – 1997 et de Boeglin & Probst (1998) sur le Niger à Bamako (Re =1,83) sur la période 1990 – 1992

Tableau 23 : Valeurs du rapport Re calculées sur le Zio (Togblékopé) et sur le Haho (Hahotoe) à partir des concentrations corrigées des apports atmosphériques et comparées aux valeurs moyennes dans quelques bassins

Station	Nom du cours d'eau	Période	Re	Source
Togblékopé	Zio	2015-2016	2,4	Cette étude
Hahotoe	Haho	2015-2016	2,7	
Banankoro	Niger	1991 – 1997	2,1	Picouet (1999)
Koulikoro	Niger	1991 – 1997	2,5	
Ké-Macina	Niger	1991 – 1997	2,4	
Douna	Bani	1991 – 1997	2,5	
Dabola	Tinkisso	1987	2,07	Orange (1992)
Siguiri	Niger	1987	1,92	
Bamako	Niger	1990 – 1992	1,83	Boeglin et Probst (1998)
Kankan	Milo	2014 – 2015	2	Sow, 2018

V.4. Flux de CO₂ consommé par altération chimique

L'altération chimique des roches est essentiellement le fait de l'attaque des minéraux par l'acide carbonique qui est un acide naturel issu du CO₂ atmosphérique, via la photosynthèse puis la dégradation de la matière organique dans les sols :

Photosynthèse :



Minéralisation de la matière organique et respiration des sols :



Production d'acide carbonique :



C'est pourquoi on parle plus généralement de consommation de CO₂ atmosphérique/biogénique par érosion chimique des roches. Le CO₂, dissous, qui est impliqué dans les réactions d'altération, se retrouve alors dans les eaux de drainage puis il est exporté par les fleuves vers les océans, principalement sous forme d'ions bicarbonates. En outre, les ions HCO₃⁻ proviennent également de la dissolution des minéraux phosphatés et carbonatés. C'est ainsi que la quantité de CO₂ d'origine atmosphérique consommé par érosion chimique sur un bassin versant peut être estimée à partir du flux d'ions HCO₃⁻ exporté par les eaux de drainage en utilisant des méthodes qui permettent de distinguer la proportion de CO₂ atmosphérique dans le flux total de bicarbonates (Probst et *al.*, 1994, Amiotte Suchet, 1995, Amiotte Suchet et *al.*, 2003).

Sur un bassin versant, le flux de CO₂ consommé par l'altération chimique continentale peut être estimé à partir de la teneur en bicarbonates dans les eaux de surface. D'après Amiotte Suchet et Probst (1993a et 1993b) et Probst et *al.*, (1994), les principaux facteurs qui contrôlent le flux de CO₂ consommé par l'altération chimique continentale sont le drainage, la température de l'air et l'abondance des roches carbonatées. Amiotte Suchet et Probst (1993a et b) ont démontré que le taux d'altération augmente exponentiellement avec l'augmentation du taux de minéraux carbonatés dans les roches et que pour chaque type de roche, le flux de CO₂ est proportionnel à l'intensité du drainage.

Sur un bassin versant à substratum exclusivement silicaté, le flux de CO₂ est égal à la totalité du flux de bicarbonates comme on peut le voir sur l'équation d'hydrolyse d'une albite :



Par contre, sur un bassin versant à substratum exclusivement carbonaté, le flux de CO₂ consommé par altération est égal à la moitié du flux de bicarbonates comme on peut le voir ci-dessous pour la dissolution de la calcite:



Sur un bassin versant dont le substratum est composé à la fois de roches silicatées et de roches carbonatées, la proportion de CO₂ atmosphérique par rapport au flux de bicarbonates est comprise entre 50 et 100 %. Le problème est alors de distinguer, dans le flux total de HCO₃⁻, la part venant du CO₂ des sols et de l'atmosphère de celle venant de la dissolution des minéraux carbonatés des roches.

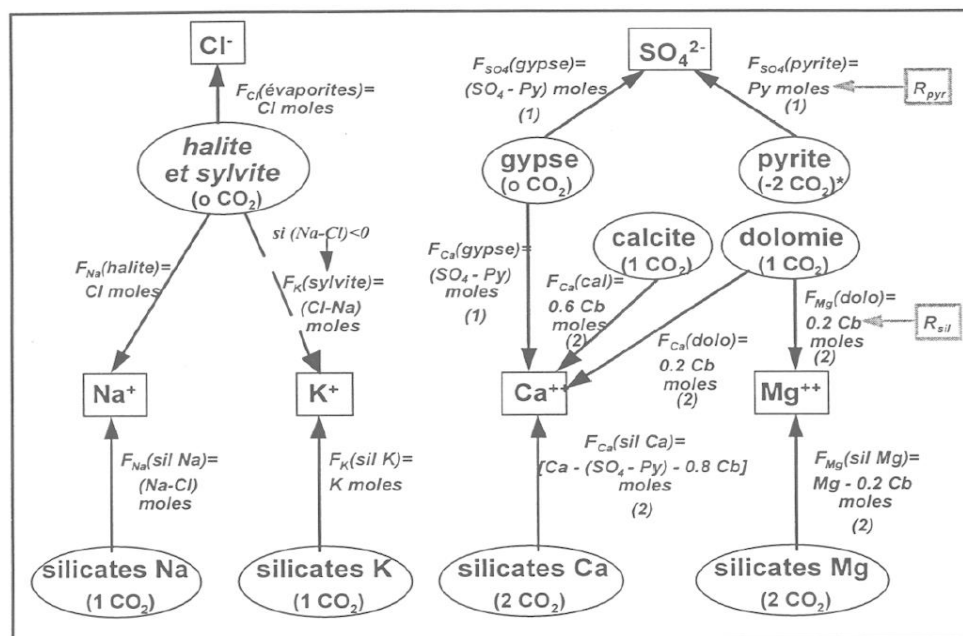
Ainsi dans le sous bassin de Zio où le substratum est essentiellement silicaté (Gneiss à amphibolite et biotite, argilites, sables), le flux de CO₂ consommé par altération à l'exutoire du bassin est égal à la totalité du flux de bicarbonates, car le calcaire présent est très insignifiant. En effet, les ions bicarbonates mesurés dans les eaux de drainage proviennent principalement du CO₂ d'origine atmosphérique libéré par l'oxydation de la matière organique du sol et utilisé sous forme d'acide carbonique (H₂CO₃) lors de l'altération des minéraux silicatés selon l'équation ci-dessus (Equation 20) qui correspond à l'hydrolyse d'une albite avec formation d'une kaolinite et libération de sodium, de silice et d'ions bicarbonates dans les eaux de drainage. :

Ainsi, on peut considérer que le flux de CO₂ consommé par altération à l'exutoire du sous bassin du Zio est égal à la totalité du flux de bicarbonates mesuré aux stations correspondantes.

L'altération chimique des silicates consomme environ 1,9.10⁸ mole.an⁻¹ de CO₂ soit 75.10³ moles.km⁻².an⁻¹ de CO₂ au cours du cycle hydrologique de 2015 à 2016. Ce flux spécifique de CO₂ consommé par l'altération chimique au cours d'un cycle hydrologique complet reste relativement faible. Toutefois, cette consommation spécifique de CO₂ reste dans la moyenne des flux de CO₂ mesurés sur les bassins couverts par des sols latéritiques (Mortatti et *al.*, 1992, Probst et *al.*, 1994b, Boeglin et Probst, 1996) comme notamment sur le Parana (77.10³ moles.km⁻².an⁻¹) ; sur le Niger à Siguiri (70.10³ moles.km⁻².an⁻¹) ou sur Jamari en Amazonie (82.10³ moles.km⁻².an⁻¹). Cette consommation de CO₂ paraît cependant plus importante que les valeurs obtenues par les mêmes auteurs sur le Niger à Bamako et Ke - Macina (respectivement 59.10³ et 49.10³ moles.km⁻².an⁻¹), sur le Chari – Logone (56.10³ moles.km⁻².an⁻¹) et sur le Sénégal à Dagana (17.10³ moles.km⁻².an⁻¹) qui sont généralement des bassins versant plus secs.

Par contre, pour le sous bassin du Haho le substratum est composé à la fois de roches silicatées (Gneiss à amphibolite et biotite, argilites, sables) et de roches carbonatées (carbonates avec des phosphates, calcaires). Le Modèle géochimique MEGA («Major Element Geochemical Approach») (Amiotte-Suchet, 1995; Amiotte-Suchet et Probst, 1996) a été utilisé pour estimer la quantité de CO₂ atmosphérique / biosphérique consommé lors de l'altération chimique des roches, tel qu'utilisé par Mortatti et Probst (2003) pour le bassin de l'Amazone et par Semhi et al., (2000) pour le bassin de la Garonne.

Ce modèle fournit une estimation de la contribution de chacun des principaux minéraux aux flux des principaux éléments dissous exportés par la rivière après correction des apports atmosphériques (Figure 71).



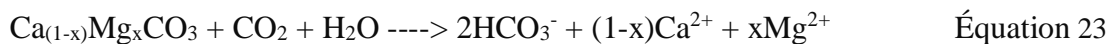
* équivalent d'acide sulfurique issu de l'oxydation de la pyrite et qui participe à la libération des cations majeurs lors de l'altération chimique des roches silicatées
 (1) $Py = \text{flux molaire de } SO_4 \text{ issu de l'oxydation de la pyrite, } Py = R_{pyr}(\text{Na} + \text{K} - \text{Cl}) / (R_{sil} + 1)$
 avec $R_{pyr} = SO_4 / (\text{Na} + \text{K} + \text{Ca} + \text{Mg})$ et $R_{sil} = (\text{Na} + \text{K}) / (\text{Ca} + \text{Mg})$ dans les eaux drainant les roches silicatées
 (2) $Cb = \text{flux molaire de Ca et de Mg issu de l'altération des carbonates;}$
 $Cb = \text{Ca} + \text{Mg} - (\text{SO}_4 - \text{Py}) - 1 / R_{sil} (\text{Na} + \text{K} + \text{Cl})$ avec $R_{sil} = (\text{Na} + \text{K}) / (\text{Ca} + \text{Mg})$ dans les eaux drainant les roches silicatées

Figure 69 : Schéma conceptuel du modèle géochimique MEGA utilisé dans cette étude pour décomposer les flux d'éléments dissous (en moles) issus de l'altération des différents minéraux et transportés par les rivières (d'après Amiotte Suchet et Probst, 1995).

A partir de ce modèle MEGA, il s'agit en particulier, de faire la distinction entre les ions bicarbonate provenant du CO₂ atmosphérique / biosphérique et ceux libérés par la dissolution des minéraux carbonatés. La quantité d'ions bicarbonates provenant du CO₂ atmosphérique est calculée comme suit :

$$HCO_3^-_{CO_2} = HCO_3^-_{\text{corrigé atm}} - HCO_3^-_{CaCO_3} \quad \text{Équation 22}$$

HCO₃⁻_{corrigé atm} est le flux de bicarbonates mesuré à l'exutoire du bassin et corrigé des apports atmosphériques. HCO₃⁻ libéré par la dissolution du carbonate HCO₃⁻_{CaCO₃} est équivalent au flux molaire Ca²⁺ + Mg²⁺ libéré par la dissolution des carbonates selon le rapport stœchiométrique de coefficient de la réaction de dissolution des carbonates:



où le Ca²⁺ + Mg²⁺ libéré par la dissolution des carbonates s'obtient par différence entre le Ca²⁺ + Mg²⁺ total et le Ca²⁺ + Mg²⁺ provenant de l'altération du silicate.

La quantité de Ca²⁺ + Mg²⁺ provenant de l'altération de silicate est calculée en utilisant le rapport molaire R_{sil} = (Na⁺ + K⁺) / (Ca²⁺ + Mg²⁺) = 0,72 des eaux de Zio qui ne drainent que les roches silicatées avec la considération que les roches silicatées sont les mêmes sur le Zio et sur le Haho.

La quantité des ions bicarbonates dans la rivière provenant du CO₂ atmosphérique (HCO₃⁻_{CO₂}) peut être calculée à partir des flux de Ca²⁺ + Mg²⁺ et SiO₂ en rivière et du rapport molaire R_{sil} du Zio qui correspond aux eaux des cours d'eau drainant des roches silicatées (Amiotte-Suchet et Probst, 1996) comme suit:



Dans cette méthode, on utilise directement les flux d'éléments majeurs exportés en solution à l'exutoire d'un bassin donné. Après correction des apports atmosphériques, le flux de chaque élément est attribué à la dissolution des différents types de minéraux présents dans le substratum du bassin, en faisant certaines hypothèses (Garrels et Mackenzie, 1971 ; Holland, 1978 ; Meybeck, 1979 ; Berner et *al.*, 1983).

La procédure décrite ci-dessus est adaptée de celle utilisée par Stallard (1980) pour effectuer le bilan de l'altération chimique sur le bassin de l'Amazonie, et reprise ensuite par Probst et *al.*, (1994) pour déterminer le flux de CO₂ consommé sur les bassins du Congo et de l'Amazonie.

Après correction des apports atmosphériques, on considère que :

- la totalité du chlore provient de la dissolution de la halite (NaCl) quand il y a des roches évaporitiques;
- le sodium provient de la dissolution de la halite et de l'altération des minéraux silicatés;
- le potassium dérive uniquement de l'altération des minéraux silicatés ;
- le flux de calcium comporte trois sources : (i) la dissolution du gypse (CaSO₄, (ii) l'altération chimique des minéraux carbonatés et (iii) l'altération des minéraux silicatés;

- le magnésium est produit par l'altération chimique des minéraux carbonatés et des minéraux silicatés ;
- le flux de Ca et de Mg produit par l'altération des minéraux silicatés est estimé à partir du flux de Na et de K produit par l'altération des minéraux silicatés, et du rapport molaire moyen $R_{sil} = (Na + K) / (Ca + Mg)$ dans les eaux de drainage des roches silicatées considéré comme constant pour un bassin donné. R_{sil} est déterminé à partir de données de concentrations en éléments majeurs dissous des roches similaires du sous bassin de Zio ;
- l'absence d'évaporites sur le sous bassin du Haho et la négligence de l'altération des silicates par l'acide sulfurique issu de l'oxydation de la pyrite ;
- enfin, comme mentionné plus haut, les ions bicarbonates proviennent de l'altération des minéraux carbonatés et du CO₂ atmosphérique. En outre, on fait ici l'hypothèse que l'altération des minéraux carbonatés n'est effectuée que par voie naturelle grâce à l'acide carbonique.

La consommation de CO₂ dans le sous bassin de Haho à la station de Hahotoe, impactée par les activités humaines agricoles et par le ruissellement des résidus de phosphates, est de $6,9.10^8$ mole.an⁻¹ soit $202,6.10^3$ -moles.km⁻².an⁻¹ (tableau 24) au cours de la période d'étude de 2015 à 2016, dont $108,5.10^3$ moles.km⁻².an⁻¹ et 94.10^3 moles.km⁻².an⁻¹ consommés respectivement par l'altération des silicates et la dissolution des carbonates. Ce flux spécifique de CO₂, consommé par l'altération chimique au cours d'un cycle hydrologique complet, est plus de 3 fois supérieur au flux de CO₂ consommé sur le Zio durant la même période hydrologique. Cette différence est liée à la lame d'eau moyenne précipitée et à l'intensité du drainage écoulé qui sont plus importants sur la Haho (1044 mm.an⁻¹ et $24,34$ m³.s⁻¹ à Hahotoe) que sur le Zio ($751,6$ mm.an⁻¹) et $6,62$ m³.s⁻¹ à Togblékopé). Mais elle est liée aussi à la contribution de la dissolution des carbonates qui représente 24% du flux total de bicarbonates exportés par le Haho et 68% du flux total de CO₂ consommé au cours de cycle hydrologique. Cette contribution peut paraître importante mais cette valeur n'est pas aberrante pour le sous bassin de Haho qui regorge des phosphates carbonatés en plus de roches calcaires dont la majeure partie se retrouve au Sud-Est à Tabligbo (bassin de Mono) du Togo où se pratique l'extraction et la production du calcaire.

Tableau 24 : Flux de CO₂ atmosphérique consommés par l'altération des roches silicatées ($FCO_2_{sil.}$) et par la dissolution des carbonates (FCO_2_{carb}) et flux total de bicarbonates exportés par chaque cours d'eau après correction atmosphérique $FHCO_3_{corrige\ atm}$. $FCaCO_3$ représente le flux dérivé uniquement de la dissolution des carbonates (et %CO₂ représente la contribution du flux de CO₂ (silicates + carbonates) au flux total de bicarbonates ($100 \times FCO_2 / FHCO_3$)).

Sous BV	Station	S km ²	Lame d'eau écoulee (mm.an ⁻¹)	FCO ₂ sil	FCO ₂ carb	F CaCO ₃	FCO ₂ Total	F HCO ₃ ⁻ corrigé atm	% CO ₂
				*10 ³ mole ⁻¹ .km ⁻² .an ⁻¹					
Zio	Togblékopé	2520	751	75,3	0	0	75,3	75,3	100
Haho	Hahotoe	3376	1044	109	94	94	202,6	296,6	68

Le drainage étant un facteur important qui contrôle l'intensité de l'érosion chimique. Il rend compte à la fois de la quantité d'eau et du renouvellement des solutions en contact avec les minéraux pour les altérer, et du potentiel de transfert des éléments érodés du continent vers l'océan. On observe ainsi (figure 72) une relation bilogarithmique entre le flux spécifique de CO₂ consommé par altération des roches (FCO₂) et l'intensité du drainage (Q).

La figure 72 ci-dessous, positionne les rivières Zio et Haho au sein de 46 bassins à travers le monde dont 18 bassins latéritiques et 28 bassins non latéritiques (Boeglin & Probst, 1998). La dispersion du nuage de points témoigne de la présence d'autres facteurs de contrôle, mais on peut y distinguer deux tendances. La première, qui regroupe un certains nombres de bassin latéritique qui montre à un débit équivalent, un flux de CO₂ consommé plus faible que l'ensemble des grands bassins fluviaux. La deuxième tendance observée regroupe le reste des bassins non latéritiques, sur lesquels la consommation de CO₂ est plus intense à débit équivalent que sur les bassins du premier groupe. Boeglin et Probst (1998) explique cette différence par l'épaisseur des formations latéritiques qui recouvrent les roches et qui limitent l'altération chimique des minéraux et donc la consommation de CO₂. Néanmoins, la dispersion des nuages de points pour l'ensemble des deux groupes laisse supposer l'influence d'autres facteurs tels que la lithologie ou le relief.

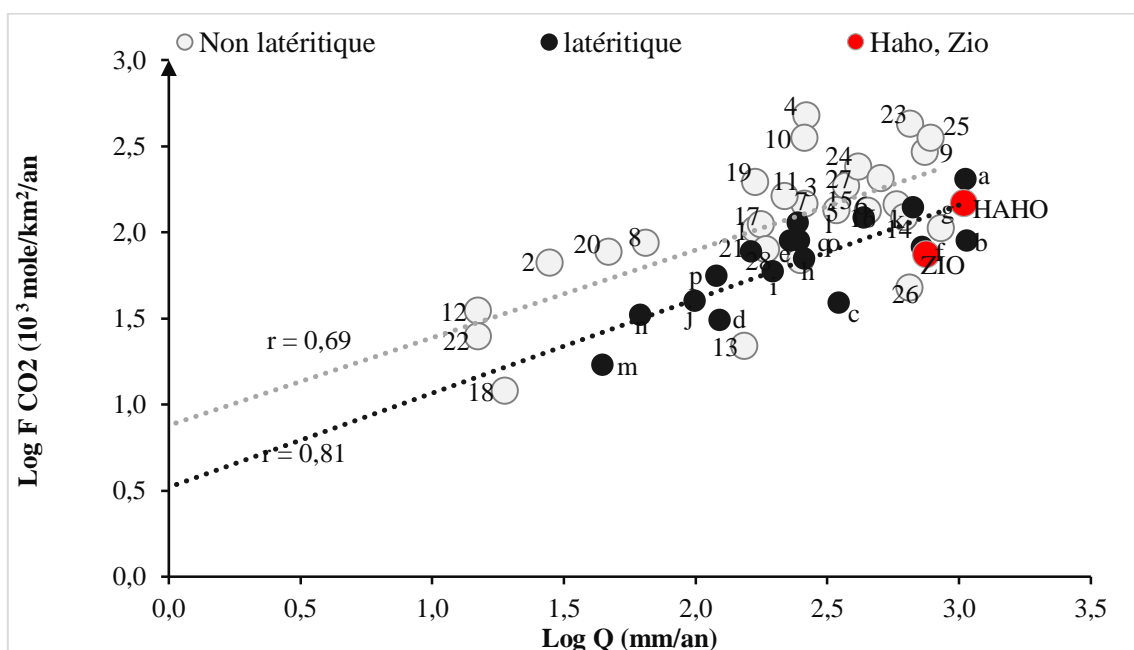


Figure 70 : Relation entre le flux de CO₂ consommé par l'altération des silicates et le ruissellement annuel pour certains bassins fluviaux du monde (d'après Boeglin et Probst, 1998). En cercles noirs, les bassins latéritiques et les cercles blancs, les bassins non latéritiques. Pour les bassins latéritiques : a Amazone, b Orinoco, c Jiparana, d Milo (Orange, 1992), e Tinkisso à Dabola, f Parana, g Gambie à Kédougou, h Ouham à Batangafo, i Jamari, j Zaire, K Milo (Kankan), l Niger à Siguiri, m Niger, n Niger à Bamako, o Chari-Logone, p Niger à Ké-Macina, q Falémé à Kidira, r Sénégal à Dagan, Zio et Haho (cette étude, en ronds rouges). Pour les bassins non-latéritiques, 1 Amur, 2 Colorado, 3 Columbia, 4 Danube, 5 Fraser, 6 Ganges-Brahm, 7 Godavari, 8 Huanghe, 9 Hungo, 10 Indus, 11 Lena, 12 Limpopo, 13 Mackenzie, 14 Magdalena, 15 Mehandi, 16 Mekong, 17 Mississippi, 18 Murray, 19 Negro, 20 Nile, 21 Ob, 22 Orange, 23 Po, 24 Severnaia Dvina, 25 Susitna, 26 Xi Jiang, 27 Yangtze et 28 Yukon.

V.5. Bilan de l'érosion chimique et vitesse de progression du front d'altération

Sur l'ensemble du bassin versant du lac Togo, le principal produit argileux de l'altération est la kaolinite d'après Aicard (1957) et Slansky (1962).

Afin de déterminer la composition chimique moyenne des roches du BVL, le bassin a été scindé en trois principales formations telles que :

- Formations tertiaire et quaternaire composées de Sable et Argile ;
- Formation éocène composée de l'Argile, Calcaire et Phosphate ;
- Formation précambrienne constituée de roches métamorphiques et sédimentaires telles que Gneiss, Amphiboles, Quartzites, Grès etc.

Les compositions chimiques de ces formations ont été estimées à partir (i) des données d'Aicard (1957) sur les essais de quelques séries métamorphiques du Togo et (ii) du guide pour l'investissement minier révisé en avril 2003. La superficie occupée par chaque formation a été déterminée à l'aide d'un SIG de la carte géologique présentée dans le chapitre 1. Le rapport de la superficie obtenue sur la superficie du bassin a permis de déterminer le pourcentage de l'occupation de chaque formation (Tableau 25).

A partir de l'équation proposée par Tardy (1990), l'altération chimique susceptible de compenser la perte en Kaolinite résultant de l'ablation mécanique est déterminée grâce à la silice dissoute :

$$Vt_{mMa} = \frac{1 \text{ m}^3}{s_1 - s_2} * F_{SiO_2} * 10^6 \quad \text{Équation 25}$$

Où F_{SiO_2} représente les pertes en silice (en Kg.m⁻².an⁻¹) mesurées dans le cours d'eau ; F1 et F2, les teneurs en silice, respectivement des roches et des sols (en Kg.m⁻³ de roches saines) calculées à partir de leur composition chimique en % et de leur densité moyenne.

La teneur moyenne en silice étant de 68,8 % et 65,5 % respectivement pour le Zio et Haho toute formation comprise, pour une densité moyenne de 2,75 (pour le Gneiss car étant majoritaire), la quantité de silice moyenne (S₁) dans la roche mère (Gneiss) non altéré sera de 1893 et 1800 kg.m⁻³ dans les bassins versants du Zio et du Haho respectivement.

A partir des études pédo-hydrologiques (les sols de la région maritime et Savanes) au Togo réalisées par la Millette et *al.*, en 1967, les caractéristiques du profil d'altération donnent une teneur en SiO₂ moyenne de 67,71%. Avec une densité de la kaolinite de 1,65, la quantité moyenne de silice dans le sol S₂ est d'environ 1117 kg.m⁻³ dans le Sud Togo.

Tableau 25 : Surface relative (S en %) occupée par chaque type de roche et composition chimique (C en %) de chacune. Estimation de la Composition chimique moyenne du substratum géologique des sous bassins du Zio et du Haho. * Moyenne % = Σ S%*C%

Affleurement	Zio			Haho			
	Granito gneiss + grès + quartzite	Sable + argile		Granito gneiss + grès + quartzite	Sable + argile	formation argileuse + calcaire + phosphate	
Surface (%)	69,6%	30,4%		73,1%	21,9%	5,0%	
Composition (%)	Moyenne (%)			Moyenne (%)			
SiO ₂	66,4%	74,5%	68,8%	66,4%	74,5%	12,5%	65,5%
Al ₂ O ₃	11,2%	14,2%	12,1%	11,2%	14,2%	5,6%	11,5%
Fe ₂ O ₃	2,9%	1,7%	2,5%	2,9%	1,7%	7,2%	2,8%
MgO	5,8%	0,1%	4,1%	5,8%	0,1%	3,8%	4,5%
CaO	4,4%	1,6%	3,6%	4,4%	1,6%	35,8%	5,4%
Na ₂ O	2,2%	1,4%	1,9%	2,2%	1,4%	2,8%	2,0%
K ₂ O	1,3%		0,9%	1,3%		2,6%	1,1%
P ₂ O ₅	0,1%	0,4%	0,2%	0,1%	0,4%	28,2%	1,6%
TiO ₂ +MnO	0,4%		0,3%	0,4%		1,9%	0,4%
PF	5,5%	5,9%	5,6%	5,5%	5,9%		5,3%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

A partir de ces teneurs, on obtient via l'équation 25 pour les sous bassins versants du Zio et du Haho, un taux d'approfondissement moyen du profil de sol de 1, 14 m et 3,51 m par million d'année, respectivement.

$$V_{tMa - Zio} = [1m / (1893-1117) \text{ kg.m}^{-2}] * 8,9.10^{-4} * 10^6 = 1,14 \text{ m.Ma}^{-1}$$

$$V_{tMa - Haho} = [1m / (1800-1117) \text{ kg.m}^{-2}] * 2,4.10^{-3} * 10^6 = 3,51 \text{ m.Ma}^{-1}$$

On observe que la vitesse d'altération des roches sur les versants du sous bassin du Zio est moins rapide que sur le Haho et environ trois fois inférieure à celle dans le sous bassin de Haho. Cependant, les vitesses d'altération des roches dans les sous bassins du Zio et du Haho sont proches de celle obtenue par Boeglin et Probst (1998) pour le Niger à Ke-Macina (2,5). Les vitesses d'altération de Zio et Haho sont inférieures aux vitesses moyennes calculé par Boeglin et Probst (1998) en Afrique tropical comme le bassin du Niger (4,7– 6,1 m/Ma) et à celle observé par Hervieu (1968) à Madagascar sur le bassin du Mangoky où la vitesse d'altération est de 3,7 à 7,9 m/Ma. Corbel (1957) calcule pour le bassin de l'Amazone, une altération de 5 m/Ma de roche (tableau 26).

Tableau 26 : Valeurs de l'érosion chimique calculées sur le Zio (Togblékopé) et sur le Haho (Hahotoe) comparées aux valeurs moyennes dans quelques bassins du monde

Station	Nom du cours d'eau	Période	Erosion chimique en m/My	Source
Hahotoe	Haho	2015-2016	3,5	Présente étude
Togblékopé	Zio	2015-2016	1,1	
Tinkisso	Dabola	1987	5,3	Boeglin et Probst (1998)
Siguiri	Niger	1987	4,1	
Bamako	Niger	1990-1992	4,4	
Ke Macina	Niger	1992-1993	2,5	
Kankan	Milo	1987	9,1	Mortatti et Probst, 2003
Jurua		1982–1984	10,8	
Purus	Amazone et ses affluents principaux	1982–1984	17,0	
Negro		1982–1984	8,3	
Madeira		1982–1984	8,8	
V-Grande		1982–1984	23,7	
Congo	Congo	1980	12,6	Probst, 1992

Par ailleurs, Mortatti et Probst (2003) pour les différentes stations pour le bassin de l'Amazone et ses affluents, trouvent des vitesses d'altération qui varient de 8m/Ma à 23,7 m/Ma. Ces vitesses sont également inférieures à celles calculées par Probst (1992) pour le bassin du Congo basin (12,6 m/Ma pour les grès), et Freyssinet et Farah (2000) pour le bassin de Yaou dans la Guyanne française (8 m/Ma) et par Brauscher et *al.*, (2000) pour le Cameroun et le Gabon (12 m/Ma).

En réalité, une partie du quartz se dissout le long des profils, libérant dans l'eau un excédent de silice qui ne provient pas de la kaolinisation de la roche mère. Plus la contribution du quartz au tonnage de silice en solution est importante, plus la quantité de kaolinite reconstituée est faible.

Nous avons choisi en s'appuyant sur les travaux de Lelong (1967), Tardy (1969) et Boeglin et Probst (1998), un taux moyen de dissolution du quartz de l'ordre de 15 %. Cette dissolution s'opère lentement le long des profils, mais en dernière analyse on peut supposer, pour des commodités de calcul que ce mécanisme se produit en même temps que la kaolinisation des minéraux aluminosilicatés de la roche et ceci dès les premières étapes de l'altération. Ainsi si l'on prend en compte la silice venant de la dissolution du Quartz, la vitesse d'altération calculée augmente avec le taux de quartz résiduel dans les profils de sols (Boeglin et Probst, 1998). Ainsi pour un % de quartz résiduel de 30 à 40% et pour un taux de dissolution du quartz de 15%, on augmenterait la vitesse d'approfondissement du profil d'altération de l'ordre de 30%. En définitive, on peut donc estimer la vitesse d'altération de l'ordre de 3,5 à 4,5 m/Ma pour le sous bassin du Haho contre 1,1 à 1,3 m/Ma pour le sous bassin de Zio.

Par ailleurs en ce qui concerne l'érosion physique des sols, le volume initial de roche en place enlevée correspond pour le Haho à $17,8 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ et à $6,2 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ pour le Zio. Sur la base de nos échantillonnages à intervalles de temps irrégulier, l'estimation des sédiments érodés et transportés est probablement surestimée d'environ 30% à 40%. L'érosion mécanique équivaut alors de 10,6 à 12,4 m/Ma pour le Haho et de 3,6 à 4,3 pour le Zio.

V.6. Comparaison des bilans

Les érosions chimique et mécanique s'associent pour évacuer les éléments libérés lors de l'altération des roches et le ruissellement de surface. Certains éléments sont évacués en solution par les ruisseaux, les rivières et les fleuves, d'autres sont retenus soit complètement, soit partiellement sous forme de minéraux secondaires ou sous forme de minéraux résiduels pour former les sols.

Au fur et à mesure que l'altération chimique progresse en profondeur au détriment de la roche, les minéraux secondaires et les minéraux résiduels s'accumulent relativement pour former au-dessus de la roche, le sol. Les tonnages évacués instantanément en solution, correspondent à une ablation, mais aussi à la création d'un matériau nouveau (Boeglin et Probst, 1998).

S'il existe un déséquilibre en faveur de l'un ou l'autre de ces deux phénomènes (Mortatti et Probst, 2003), le sol s'approfondit (l'érosion chimique est plus importante que l'érosion mécanique) ou se réduit (à l'inverse, l'érosion chimique est moins importante que l'érosion mécanique). Ces deux processus sont majoritairement influencés par le climat, la préservation/dégradation des sols variant en fonction de la latitude.

La figure 73 schématise la situation actuelle entre le taux d'altération physique et chimique et le processus de formation/destruction des profils latéritiques dans les sous bassins du Haho et du Zio.

On observe que l'érosion mécanique l'emporte sur l'altération chimique et l'approfondissement des profils. Par conséquent, on assiste à un déséquilibre des sols dans les sous bassins de Zio et de Haho en faveur de la l'érosion mécanique. Il y a donc une réduction ou perte moyenne de l'épaisseur des sols d'environ 7,6 à 8,3 m/Ma dans le Haho et de 2,6 à 3 m/Ma dans le Zio.

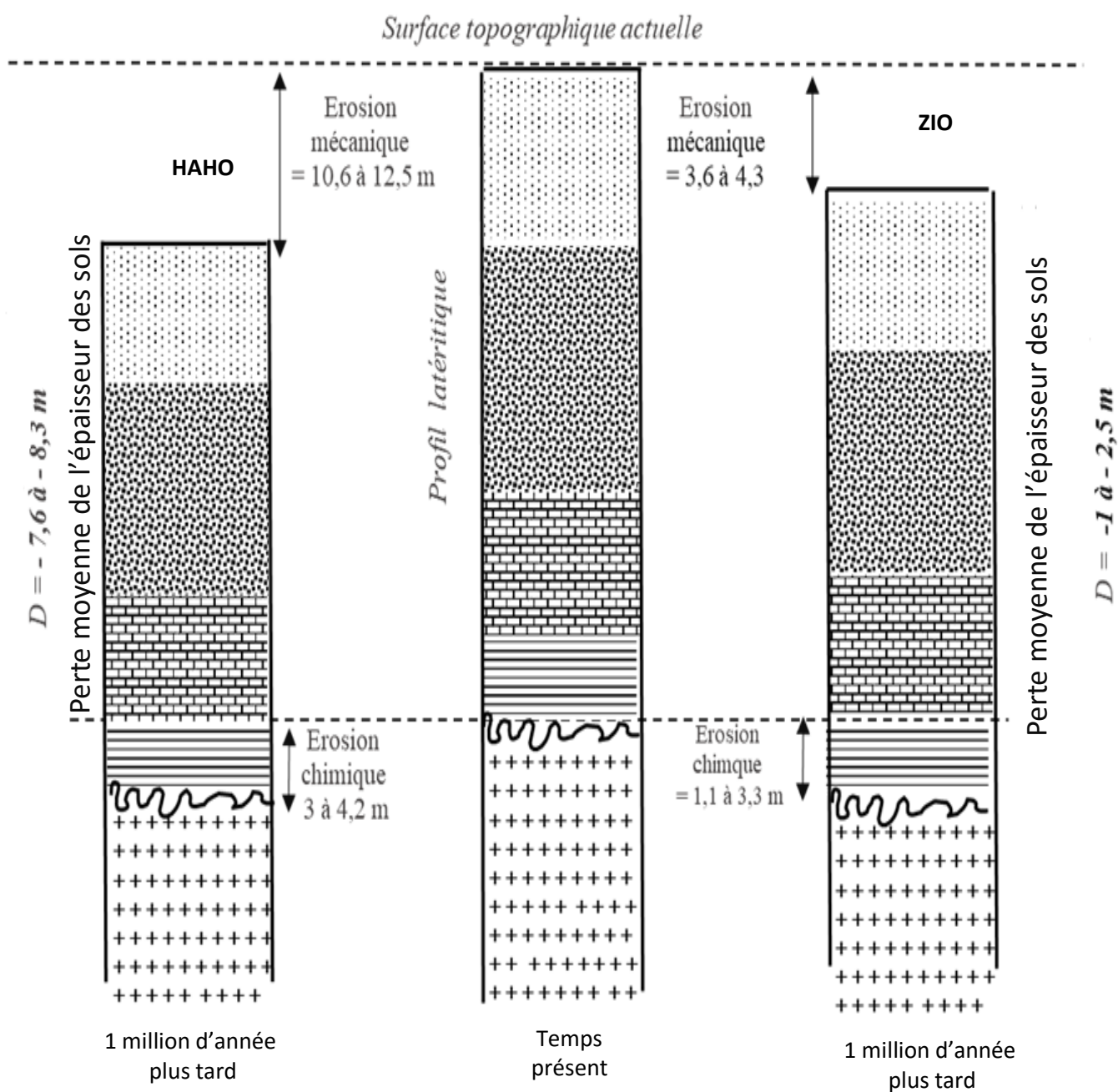


Figure 71 : Schéma du taux d'altération physique et chimique et processus de formation/destruction des profils latéritiques dans les sous bassins du Haho (gauche) et du Zio (droite). On assiste actuellement à un déséquilibre sur les deux bassins en faveur de l'érosion mécanique des sols.

Conclusion partielle

Le BVLVT présente un intérêt scientifique car il englobe des unités hydrologiques représentatives de différents paysages du Sud Togo. Ces sous bassins versants sont inscrits dans un substratum de socle, de roches métamorphiques (gneiss, grès, quartzite, amphibole, biotite) et des dépôts sablo-argileux. Les résultats présentés dans cette étude ont permis d'estimer les flux des matières en suspension et ceux des éléments chimiques. Ces résultats constituent une première étude de base sur les flux et mériteraient évidemment d'être complétée par l'acquisition et l'analyse de nouvelles données.

Au cours de la période de 2015-2016, le flux spécifique particulaire calculé par le bilan partiel aux exutoires respectifs du Zio (Togblékopé) et du Haho (Hahotoe) est estimé à 15,3 t.km⁻².an⁻¹ et 59,3 t.km⁻².an⁻¹, respectivement. Les flux spécifiques d'éléments chimiques dissous transportés par le Zio et le Haho sont respectivement de 9,57 t.km⁻².an⁻¹ et 38,24 t.km⁻².an⁻¹. Quant aux éléments traces métalliques, leurs flux dissous sont estimés à 7,84 et 17,82 Kg.km⁻².an⁻¹ respectivement pour le Zio et Haho.

Le bilan de l'érosion donne les conclusions suivantes :

- L'indice d'altération Re caractéristique, du rapport molaire entre les cations et silice dissous est supérieur à 2 pour les deux sous bassins versants, 2,4 et 2,7 respectivement pour le Zio et le Haho. Ces résultats montrent la dominance de la formation de la kaolinite dans les sols des deux sous-bassins.
- L'altération chimique des silicates, au cours du cycle hydrologique de 2015 à 2016, consomme environ 1,9.10⁸ mole.an⁻¹ de CO₂ soit 75.10³ moles.km⁻².an⁻¹ de CO₂ pour le sous BV du Zio. Cette consommation de CO₂ (incluant les silicates et les carbonates) dans le sous BV du Haho à la station de Hahotoe, impactée par les activités humaines agricoles et par le ruissellement des résidus de phosphates carbonatés, est de 6,9.10⁸ mole.an⁻¹ soit 202,6.10³-moles.km⁻².an⁻¹ (tableau 24) au cours de la période d'étude de 2015 à 2016, dont 109.10³ moles.km⁻².an⁻¹ et 94.10³ moles.km⁻².an⁻¹ consommés respectivement par l'altération des silicates et la dissolution des carbonates.
- Le bilan de ce qui est évacué d'une part, en suspension et qui correspond à l'érosion physique des sols (3,6 à 4,3 m/Ma pour le bassin du Zio et 10,6 à 12,5 m/Ma pour le Haho) et autre part, en solution et qui correspond à la vitesse l'érosion chimique et donc de formation des sols (1,1 à 3,3 m/Ma pour le Zio et 3 à 4,2 m/Ma pour le Haho) montre qu'actuellement l'érosion mécanique l'emporte sur l'altération chimique et

l'approfondissement des profils. On assiste donc en ce moment à un déséquilibre des sols de ces deux sous bassins en faveur de la l'érosion mécanique et donc d'une réduction moyenne de l'épaisseur des sols. Les sols de détruisent d'environ 7,6 à 8,3 m/Ma dans le Haho et de 2,6 à 3 m/Ma dans le Zio.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Ce manuscrit expose les résultats de travaux d'une thèse préparée conjointement (convention internationale de co-tutelle de thèse) à l'Université de Lomé (UL) et à l'Institut National Polytechnique de Toulouse (INPT) dans le cadre de l'École Doctorale SDU2E (Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace. Il s'agit donc d'une thèse sous convention de cotutelle internationale UL-INPT entre le laboratoire d'Ecologie fonctionnelle et Environnement (EcoLab, UMR 5245 CNRS-UPS-INPT) et le laboratoire de Gestion, Traitement et Valorisation des Déchets de l'Université de Lomé (Togo). Les résultats du chapitre 3 de cette étude s'inscrivent aussi dans le cadre du projet Européen H2020, MAGNIFIC (*Multiplying in Africa European Global Navigation Initiatives Fostering Interlaced Cooperation*).

A- Rappel des objectifs de la thèse

Cette thèse dont l'objectif général est de contribuer à une meilleure connaissance de la qualité des eaux des rivières Zio et Haho dans le bassin versant du Lac Togo de manière à apporter les premiers éléments pour la mise en place d'un Observatoire de l'Environnement dédié à la surveillance et au suivi à long terme des apports du Zio et du Haho au Lac Togo en réponse au changement climatique et aux perturbations anthropiques. Elle s'était fixé six objectifs spécifiques basés sur les résultats d'analyses des éléments majeurs et traces et des terres rares dans les eaux, les MES et les sédiments des rivières Zio, Haho et sur le lac Togo. Il s'agissait donc de :

- déterminer la composition chimique des eaux, des matières en suspension et des sédiments du Zio, du Haho et du lac Lac Togo et d'évaluer les niveaux d'enrichissement en contaminants inorganiques (les éléments traces notamment) ;
- établir les variations saisonnières des concentrations en matières dissoutes et particulaires dans les eaux et les sédiments en fonction des variations hydrologiques;
- estimer des bilans des flux de matières dissoutes et particulaires à l'exutoire des bassins versants du Zio et du Haho pour déterminer l'apport de ces cours d'eau au lac Togo ;
- identifier les sources potentielles de ces matières dissoutes et particulaires qui sont transportées le Zio et le Haho ;

- déterminer les principaux mécanismes et facteurs qui peuvent contrôler leur transfert vers la rivière et leur transport au sein du continuum fluvial en allant de l'amont vers l'aval;
- déterminer à partir des bilans de matières particulaires et dissoutes exportées par le Zio et le Haho à l'exutoire de leur bassin versant respectif, les vitesses d'érosion mécanique et chimique et la consommation du CO₂ par altération chimique sur ces deux bassins versants.

Pour atteindre ces objectifs, les enquêtes et missions de terrain ont été réalisées dans la zone d'étude (le bassin versant du Lac Togo) située au sud Togo durant la période 2015-2016. Ces missions nous ont permis de collecter l'essentiel des échantillons d'eau, de sédiments et de matières en suspension sur huit stations sélectionnées sur les deux rivières et sur huit autres dans le lac Togo. Les différents échantillons collectés ont fait l'objet de plusieurs analyses au laboratoire durant les séjours de trois à quatre mois à Toulouse en France. Les prétraitements physiques (séchage, broyage, quartage, tamisage) ont été effectués sur les sédiments avant de rentrer dans la chaîne d'analyses. Sur les fractions < 63µm de ces sédiments et les matières en suspension, une série d'analyse ont été effectuée : la microgranulométrie, le dosage des ET total (au SARM à Nancy) et disponible via une extraction à l'EDTA (à EcoLab), l'estimation quantitative du C, N et le rapport C/N (à EcoLab). Les analyses physico-chimiques des échantillons d'eau ont également été réalisées à EcoLab et sur les différentes plateformes analytiques de l'OMP pour déterminer les concentrations en anions et cations majeurs, en COD et en ET.

B- Synthèse des résultats

B.1. Composition chimique des eaux des rivières drainant le BVLT

Les cours d'eau du BVLT sont caractérisés par un pH qui varie de 6,72 à 8,20. La teneur des éléments majeurs augmentent pour la plupart de l'amont en aval. Les ions dominants dans les eaux des rivières sont Cl⁻, Na⁺, HCO₃⁻, Mg²⁺ et Ca²⁺ ; ils représentent environ 90% du total des sels dissous (TDS). Les ions les moins abondants sont K⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻. Les concentrations moyennes en carbone organique dissous (COD) varient de 5,62 mg.L⁻¹ et 16,26 mg.L⁻¹ avec une moyenne autour de 9,20 mg.L⁻¹ pour le Zio, 10,57 mg.L⁻¹ pour le Haho et 10,10 pour le lac. Ceci témoigne de l'impact des activités anthropiques issues de la zone urbaine en particulier, sur les eaux du Bassin Versant du Lac Togo.

Une analyse comparative entre les concentrations moyennes en ET dissous mesurées dans les eaux des stations étudiées du BVLT par rapport aux Concentrations Naturelles des Rivières du Monde (CNRM) montre pour la plupart des ET, des concentrations plus importantes que les valeurs des CNRM et que celles des normes françaises, européennes et de l'OMS pour l'alimentation en eau potable (INERIS-DRC, 2006) avec une augmentation significative au niveau du lac et sur les stations situées à l'aval des cours d'eau.

La distribution des ET dans les eaux des rivières Zio et Haho, est notamment contrôlée par le pH, l'alcalinité et les teneurs en ligands inorganiques comme les SO_4^{2-} . La plupart des teneurs en ET dans les eaux diminuent lorsque le pH et l'alcalinité augmentent conformément aux processus géochimiques naturels (adsorption des ET sur les phases particulaires et les sédiments).

B.2. Caractérisation et qualité des sédiments

Les sédiments des cours d'eau du BVLT sont essentiellement de texture limono-argileuse avec un rapport C/N qui rend compte d'une origine terrigène dominante et d'un sédiment peu évolué. La composition en éléments majeurs des sédiments dans les cours d'eau du BVLT qui évolue d'un pôle alumino-ferreux (18% - 36%) vers un pôle siliceux (60% à 77%) reflète bien les caractéristiques des sols du sud de Togo dominés par les sols ferrugineux tropicaux lessivés sur de faibles profondeurs et par les sols ferralitiques.

L'étude des terres rares (TR) dans les sédiments des cours d'eau du BVLT montre des concentrations plus élevées dans le Haho ($272,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que celle enregistrée dans le Zio ($203,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Contrairement aux profils de distribution des TR qui sont identiques sur le Haho et caractérisés par un enrichissement en TR Légères à toutes les stations, les profils de distribution en TR sur le Zio montrent deux groupes de sédiments en fonction de la nature des enrichissements. Un premier groupe correspond aux sédiments des stations amont (Z4 et Z5) enrichis en TR Lourdes et un second groupe qui représente plutôt les sédiments des stations aval (Z1, Z2, Z3) plutôt enrichis en TR Légères. La distribution des TR Légères et TR Lourdes dans le sous-bassin du Zio révèle un comportement particulier lié à la granulométrie des sédiments et à la concentration en oxydes de Fe et d'Al d'une part et aux teneurs en Na et Ca d'autre part. Le profil de distribution des terres rares dans le BVH est plutôt hérité de la roche mère et le fractionnement observé serait dû aux Fer provenant des oxydes. Du fait que les terres rares sont très labiles et souvent adsorbées sur les phases minérales porteuses des sédiments, la spéciation des TR dans les sédiments a permis d'approfondir les origines du fractionnement entre TR Légères et TR Lourdes, grâce à une extraction à l'EDTA qui nous a permis de

déterminer pour chaque TR la part des phases résiduelles et celle des phases non-résiduelles (labiles).

En effet, la mobilité et la disponibilité biologique d'un polluant sont liées à sa proportion de fraction non-résiduelle. Plus un élément a une forte proportion de fraction non-résiduelle, plus sa capacité de mobilité et sa disponibilité pour le milieu et les organismes vivants est grande, et inversement si la fraction résiduelle est dominante. Toutefois dans la fraction non-résiduelle, certaines phases sont relativement plus stables que d'autres. C'est la raison pour laquelle, outre la fraction non-résiduelle totale, il faut également prendre en compte la part de chaque fraction non-résiduelle pour évaluer la mobilité et la disponibilité potentielle des polluants dans un environnement.

Ainsi, l'extraction simple à l'EDTA a permis de montrer que dans les sédiments des stations Z1, H2 et H3, la distribution des TR dans la fraction résiduelle des sédiments riches en particule fine, est caractérisée par un enrichissement des TR Légères, une anomalie positive en Europium et une anomalie négative en Cérium. L'enrichissement en TR Moyennes (TRM) dans les sédiments H1 et H3 vient essentiellement des TRM adsorbées sur les particules dans la fraction non-résiduelle. De même pour Z1 et Z2, l'enrichissement en TR Légères vient plutôt des phases résiduelles, plus enrichies en TR Légères que des phases non-résiduelles qui présentent un enrichissement en TRM et une anomalie prononcée en Eu. Pour les sédiments de Z3, Z4 et Z5, les profils des phases non-résiduelles présentent un appauvrissement en TR Lourdes alors que les phases résiduelles sont plus riches en TR Lourdes, notamment pour Z4 et Z5, et contrôlent les profils de distribution des TR dans les fractions totales. Quant aux sédiments de Z3, la fraction non résiduelle et serait à l'origine du fractionnement entre TR Légères et TR Lourdes ($(La/Yb)_N = 1,12$) et de l'anomalie positive en Cérium ($Ce^* = 1,08$) observés dans l'échantillon total, grâce à l'adsorption des TR Légères et du Ce en particulier sur les oxydes de fer et de manganèse.

Etant donné que les TR ne se comportent pas comme un groupe cohérent, l'abondance des fractions fines, des oxydes de fer et de manganèse et de la matière organique influence le profil de distribution des TR. Ce profil qui peut être différent de celui de sa fraction résiduelle et être à l'origine d'une anomalie positive ou négative de certaines TR.

A l'image des TR, les ET sont 1,2 fois plus concentrés dans le Haho ($2323,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) que le Zio ($1974,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). La plupart des concentrations moyennes en ET dans les sédiments étudiés sont plus élevées que dans les matériaux de référence de la littérature (UCC et PAAS de Taylor and McLennan, 1985), sauf pour Cu, Zn, Pb, Th et U. Les concentrations en ET dans les sédiments

des rivières Zio, Haho et dans le lac Togo varient peu au cours des deux campagnes d'échantillonnage (février et octobre). Le facteur d'enrichissement (EF) est globalement inférieur au fond géochimique naturel ($EF < 1,5$), en particulier pour Sn, As, Co, Cu, Zn, Pb, Th et U. Toutefois 10% des échantillons ont des enrichissements compris entre 2 et 6,3, notamment pour Ni, Cr et Cd. L'extraction simple à l'EDTA montre que Co, Cu, Cd et Pb ont une association forte avec les fractions non-résiduelles, avec respectivement 38%, 32%, 26% et 25% dans ces fractions. Ceci implique que les ET les plus stables, par rapport aux conditions physico-chimiques régnantes dans les milieux aquatiques du BVLT sont (Ni, As, Zn, Th, Sn, U et Cr), et les plus labiles, donc potentiellement les plus mobiles vers l'écosystème aquatique, sont Co, Cu, Cd et Pb.

Par ailleurs, l'analyse comparative de certains ET avec les valeurs guide internationales de la qualité des sédiments dénommées « Sediment Quality Guidelines (SQGs) » particulièrement pour Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd et Pb pour lesquelles des SQGs existent dans la littérature, montre que, sauf pour Cr et Ni, les concentrations totales d'ET sont plus faibles (Cu, Zn, As, Cd, Pb) que la plupart des valeurs de SQGs.

B.3. Charge et qualité des MES

L'analyse des MES aux exutoires du Zio (Z3) et du Haho (H2) montre une forte variabilité des charges tout au long du cycle hydrologique annuel. La charge en MES à la sortie de la rivière Zio à Togblékopé, varie très fortement tout au long du cycle hydrologique annuel. Le maximum de MES (663 mg.L^{-1}) en période de crue est plus que 24 fois supérieur à la teneur en MES en étiage (28 mg.L^{-1}). Les pics de fortes valeurs en MES présentent un décalage de 1 à 2 jours avec les débits et arrivent avant les pics de crues. Sur le Haho à la station de Hahotie, les concentrations maximales de MES sont enregistrées en montée de crue et varient de 526 mg.L^{-1} (fin octobre 2015) à 680 mg.L^{-1} (en juin 2016). Les charges minimales ont été observées pendant l'étiage avec une valeur de 22 mg.L^{-1} en mai 2016. Sur l'ensemble de la période d'observation, les concentrations en MES ne sont pas étroitement liées aux débits, aussi bien pour le Zio que pour le Haho. L'analyse qualitative des MES montre qu'en dehors de Si, Na et Ti, les éléments majeurs sont légèrement plus concentrés dans les MES que dans les sédiments du Zio, contrairement au Haho où l'on observe une légère augmentation des teneurs dans les sédiments par rapport aux MES.

A l'exutoire de la rivière Zio à Togblékopé, les concentrations les plus élevées en ET dans les MES comparées à celles des sédiments sont celles en Sc, Cr, Co, Ni, Zn, Ga, Rb, Cs et Ba. Par contre, l'analyse comparative pour le Haho indique que les concentrations des ET tels que le

Cu, Zn et Rb sont plus importantes dans les MES que dans les sédiments. L'ordre d'abondance des ET dans les MES est à quelques éléments près, peu différent de celui dans les sédiments et l'eau. Par ailleurs, une corrélation très significative est observée entre les ET des sédiments et des MES, aussi bien sur le Zio ($R^2 = 0,94$) que sur le Haho ($R^2 = 0,93$), à l'exception des concentrations de Zirconium et Barium qui purement d'origine naturelle sur ce bassin.

En ce qui concerne les TR dans les MES sur le Zio (station Z3), les teneurs sont légèrement inférieures à celle des sédiments, exceptés pour Ce, Nd et Eu. Par contre à l'exutoire du Haho, les teneurs en TR dans les sédiments sont toutes supérieures à celles dans les MES. Quant à la relation entre les concentrations des TR dans les sédiments et les MES, on observe une corrélation positive très significative entre ces deux compartiments avec un R^2 respectif de 0,9999 et 0,9975 aux stations Z3 et H2. Néanmoins, on peut voir dans le cas du Haho, un enrichissement en TR dans les sédiments de fond par rapport au MES. Cet enrichissement relatif en TR des sédiments par rapport au MES pourrait être attribué à l'adsorption de TR dissoutes sur les sédiments après leur dépôt dans le lit du cours d'eau. Ces TR adsorbées proviennent des activités agricoles et aussi d'une différenciation granulométrique lors du dépôt des MES. Inversement dans le cas du Zio, les sédiments du Zio reflètent bien les teneurs en TR des MES. Le calcul du facteur d'enrichissement dans les MES a permis d'identifier un groupe d'ET qui affichent une signature naturelle (As, Sn, V, Co, Cu, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Cd), avec des valeurs de EF <1,5 et un second groupe dont l'enrichissement paraît modéré avec des EF compris entre 1,5 et 3 (Cr, Ni et Zn). Cependant pour ces mêmes éléments, les contributions anthropiques enregistrées (en %) est plus importante aussi bien dans les MES du Zio que dans celles du Haho.

En effet, l'importance de la contribution des sources anthropiques augmente en allant de Ni à U dans le Zio (Ni>Cr>Zn>Sn>As>Co>Cu>Cd>Pb>Th>U) et dans le Haho (Ni>Cr>Zn>Cd>Sn>Co>Cu>As>Pb>Th>U). Comme observé pour les EF, les ET tels que Ni, Cr et Zn (plus enrichis), présentent également les plus forts pourcentages d'apports anthropiques avec des contributions respectives de 53%, 45% et 39% dans les MES du Zio (Z3) et de 66%, 55% et 43% dans les MES du Haho (H2). La contribution anthropique en Cd, Co et Cu qui est relativement plus importante sur le Haho (respectivement de 34%, 15% et 10%) que sur le Zio (1% pour chacun des ET) serait due à l'impact des mines de phosphate en exploitation ainsi qu'aux produits chimiques utilisés en agriculture. L'application des fertilisants dans les périmètres irrigués et les surfaces maraichères favorise ces contributions anthropiques plus

importantes en As et Sn qui représentent respectivement, 10% et 22% sur le Zio et 6% et 16% sur le Haho. .

Dans les MES du Zio et du Haho, on distingue en terme de mobilité et disponibilité des ET, trois groupes d'ET en fonction de leur association avec les différentes phases particulaires. Ceux du premier groupe (Cd, Co et Cu) sont associés à plus de 50% à la phase non-résiduelle. U second groupe (Pb, Zn, As, Ni) est associé à la fraction non-résiduelle entre 20% et 50% et enfin un troisième groupe (Sr, V, Mo, Ba, Th, Sn, Ga, U, Nb, Zr, Rb, Cr, Cs) présente une association à la fraction résiduelle dominante à plus de 80%. On note que Cd, Co, Cu dont les EF et la contribution anthropique sont relativement importants présentent une forte mobilité et sont plus disponibles pour être désorbés dans l'eau sous forme dissoute. Par contre, Ni, Cr et Zn malgré leur contribution anthropique relativement importante sont relativement moins mobiles.

A la vue de ces résultats, on peut supposer que les ET les plus stables dans les MES, par rapport aux conditions physico-chimiques régnantes dans les milieux aquatiques des rivières Zio et Haho sont Sr, V, Mo, Ba, Th, Sn, Ga, U, Nb, Zr, Rb, Cr, Cs. A l'inverse, les plus mobiles sont Cd, Co, Cu, Pb, Zn, As, Ni. La disponibilité de ces derniers est particulièrement sensible aux conditions physico-chimiques du milieu. Leur présence en solution augmente avec les concentrations en ligands inorganiques comme les chlorures et en ligands organiques (COD notamment), alors qu'elle diminue avec l'augmentation du pH et de l'alcalinité.

B.4. Flux de matières dissoutes et particulaires exportées et vitesses d'érosion physique et d'altération chimique associées

Au cours de la période de 2015-2016, les flux spécifiques particulaires calculés par la méthode des bilans partiels aux exutoires du Zio (Togblékopé) et du Haho (Hahotoe) sont estimés respectivement à 15,3 t.km⁻².an⁻¹ et 59,3 t.km⁻².an⁻¹. Les flux spécifiques d'éléments chimiques dissous transportés par le Zio et le Haho sont respectivement de 9,57 t.km⁻².an⁻¹ et 38,24 t.km⁻².an⁻¹. Quant aux éléments traces métalliques, leurs flux dissous sont estimés à 7,84 et 17,82 Kg.km⁻².an⁻¹ respectivement pour le Zio et Haho.

Les bilans d'érosion des bassins versants, calculés à partir de ces flux permettent de tirer les conclusions suivantes :

- L'indice d'altération chimique Re, calculé à partir du rapport molaire entre les cations et la silice en solution est supérieur à 2 pour les deux sous bassins versants, 2,4 et 2,7 respectivement pour le Zio et le Haho. Ces résultats montrent une altération chimique

de type monosiallitique avec une dominance de la formation de la kaolinite dans les sols des deux sous-bassins.

- L'altération chimique des silicates, au cours du cycle hydrologique de 2015 à 2016, consomme environ $1,9 \cdot 10^8$ mole.an⁻¹ de CO₂ soit $75 \cdot 10^3$ moles.km⁻².an⁻¹ de CO₂ pour le sous BV du Zio dont le bassin est exclusivement silicaté. Cette consommation de CO₂ (incluant les silicates et les carbonates) dans le sous BV du Haho (dont le bassin présente aussi des affleurements carbonatés) à la station de Hahotoe, , est de $6,9 \cdot 10^8$ mole.an⁻¹ soit $202,6 \cdot 10^3$ moles.km⁻².an⁻¹ (tableau 23) au cours de la période d'étude de 2015 à 2016, dont $109 \cdot 10^3$ moles.km⁻².an⁻¹ et $94 \cdot 10^3$ moles.km⁻².an⁻¹ consommés respectivement par l'altération des silicates et la dissolution des carbonates.
- Le bilan de ce qui est évacué d'une part, en suspension et qui correspond à l'érosion physique des sols (3,6 à 4,3 m/Ma pour le bassin du Zio et 10,6 à 12,5 m/Ma pour le Haho) et d'autre part, en solution et qui correspond à la vitesse l'érosion chimique (vitesse de progression du front d'altération à l'interface entre la roche et le sol) et donc de formation des sols (1,1 à 3,3 m/Ma pour le Zio et 3 à 4,2 m/Ma pour le Haho) montre qu'actuellement l'érosion mécanique l'emporte sur l'altération chimique et l'approfondissement des profils de sols. On assiste donc en ce moment à un déséquilibre des sols de ces deux sous bassins en faveur de la l'érosion mécanique et donc d'une réduction moyenne de l'épaisseur des sols. La vitesse moyenne actuelle de destruction des sols est d'environ 7,6 à 8,3 m/Ma dans le bassin du Haho et de 2,6 à 3 m/Ma dans le bassin du Zio.

L'ensemble des observations effectuées et des résultats obtenus dans cette thèse montrent que la composition géochimique des cours d'eau du Zio et du Haho reflète globalement les caractéristiques lithologiques régionales. Cependant à certains endroits, ces apports d'origines naturelles sont perturbés par les effluents issus de l'exploitation des phosphates, les activités agricoles et par les apports d'origine marine via le lac.

C. PERSPECTIVES

Dans cette étude, il reste encore bien des inconnues qui limitent la parfaite compréhension de la dynamique des apports fluviaux dissous et particuliers au Togo. De plus la période de mesure ne concerne qu'une seule année hydrologique ne permettant pas d'apprécier l'impact des variations climatiques interannuelles et de nouvelles perturbations anthropiques sur l'évolution qualitative et quantitative de ces apports fluviaux au Lac Togo. Ainsi, outre la mise

en place d'un observatoire à l'exutoire du Zio et du Haho pour suivre sur le long terme (au moins 10 ans) ces fluctuations, il serait aussi intéressant pour compléter et approfondir ce premier travail de :

- réaliser un échantillonnage complet avant, pendant et après les différentes crues de manière à suivre l'évolution de la composition des eaux, des MES et des sédiments de fond au cours de la crue. Ceci permettra de recalculer les flux plus précis avec les données à plus haute résolution. On pourrait même imaginer dans le cadre de la mise en place d'un Observatoire, l'installation de sondes multiparamètres pour suivre en continu certains paramètres physico-chimiques;
- réaliser une extraction séquentielle sur les sédiments afin de pouvoir connaître avec précision la répartition exacte dans les différentes fractions non-résiduelles (fraction lessivable à l'eau, fraction échangeable, fraction acido-soluble, fraction réductible et fraction oxydable) des sédiments pour mieux appréhender la disponibilité des éléments pour les organismes ;
- mener une étude éco-toxicologie approfondie pour évaluer l'impact réel de chacun des ET sur la faune et la flore des cours d'eau du BVLT. ;
- approfondir l'analyse sur la composition chimique des MES afin de pouvoir déterminer le coefficient de distribution (K_d) des différents éléments entre les fractions particulaires et les fractions dissoutes, notamment en périodes de crue.
- étendre le bilan du flux de CO_2 atmosphérique consommée par l'érosion chimique à l'échelle du pays avec des données plus fiables sur la composition lithologique du substratum de la zone ; et enfin
- élargir cette étude sur l'état des eaux des bassins versants dans les autres bassins du Togo ;

D'un point de vue opérationnel, qu'il serait donc important de mettre sur place un système de suivi à long terme et à haute résolution de l'évolution de la composition chimique des eaux des cours d'eau Zio et Haho et de surveillance de la qualité de leurs eaux. A moyen et à long terme, cela permettra aussi de mieux cerner les mécanismes de transferts et notamment la contribution des différents écoulements (ruissellement superficiel, écoulement hypodermique et écoulement de nappe) à la charge du cours d'eau en matières dissoutes et en contaminants. Enfin, ces données serviront également de base pour calibrer sur ces deux bassins des modèles agro-hydrologiques permettant de simuler les transferts et flux de matières, les bilans d'érosion et la consommation de CO_2 , en fonction des variables hydroclimatiques et des états de surface des

bassins (altitude, pente, lithologie, sols, végétation) et des activités anthropiques (agricoles, industrielles et minières, urbaines et domestiques). Ces modèles pourraient alors permettre de tester différents scénarios de changement climatique mais aussi de changement d'activités anthropiques et de pratiques agricoles, voire aussi de déterminer la résilience de ces hydrosystèmes à ces changements. Ces outils de modélisation sont aussi important pour la recherche que pour la gestion et ils permettent, à moindre coût, de tester l'impact de changement de gestion et de pratiques sur l'érosion des sols, la qualité des eaux, des sédiments et plus largement des milieux aquatiques, tout en se fixant des objectifs de développement durable des activités socio-économiques sur ces bassins et de meilleure gestion des ressources naturelles (biodiversité, eaux, sols).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbé K.D., 2004.** Évaluation des conséquences du rejet des déchets phosphatés dans la mer : étude de la bioaccumulation de quelques éléments chimiques toxiques par les espèces animales marines : cas du cadmium et du plomb, Mémoire Ing. des Trav., GEE, ESTBA, Université de Lomé, Togo, 34p.
- Abernethy C., 1990.** The use of river and reservoir sediment data for the study of regional soil erosion rates and Trends. Paper presented at the International Symposium on Water Erosion, Sedimentation and Resource Conservation. Dehradun, India.
- Abi Ghanem C., 2008.** Spéciation de trois éléments traces, mercure, plomb et cadmium dans les sédiments marins des zones côtières Libanaises. Thèse de doctorat de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), 313 p.
- Abollino O., Aceto M., Malandrino M., Mentasti E., Sarzanini C., Barberis R., 2002.** Distribution and mobility of metals in contaminated sites, Chemometric investigation of pollutant profiles; *Environmental Pollution*, 119 pp. 177-193
- Ackermann F., 1980.** A procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analyses of estuarine and coastal sediments. *Environ. Technol. Lett.*, 1: 518-27.
- 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/FLASH/UNB*, 61 p.
- Adjoussi P., 2001.** Impacts du prélèvement du sable marin sur l'évolution du trait de côte à Yoff: essai d'étude de vulnérabilité (presqu'île du Cap Vert, Sénégal). *Mémoire de DEA.*, Univ. Cheikh Anta Diop, Dakar-Sénégal, 72 p.
- Aduayi-Akue A., 2010.** Évaluation de la pollution par les métaux lourds des sols et des produits agricoles autour des sites de traitement des phosphates des Kpémé (Sud Togo) : cas du cadmium, du plomb, du nickel et du cuivre, *Mémoire DEA Environnement*, SSN, FDS, Université de Lomé, Togo, 79p.
- Agbri L., Bamba B.S., Doumouya I. & Savané I., 2010.** Bilan des flux de matières particulaires et dissoutes du Sassandra à Gaoulou pont (Côte d'Ivoire). *Sciences & Nature*, 2: 107-118.
- Agemian, H. and Chau, A.S.Y., 1976.** Évaluation of extraction techniques for the determination of metals in aquatic sediments. *Analyst*, 101, 761-7.
- Ahiekpor D., 2011.** *Impact de l'occupation des sols sur l'érosion hydrique dans le bassin versant du lac Togo*, Mémoire de Master, Université de Lomé, Faculté des Sciences, Lomé-Togo, 30p + Annexes
- Aicard J., 1957,** Le Précambrien du Togo et du Nord-Ouest du Dahomey. *Bull. Dir. Mines et Géol. A .O.F.*, n° 23, 221p.
- Alaï P., 2016.** Analyse de l'utilisation des pesticides en riziculture irriguée au Togo : cas des aménagements hydro-agricoles de mission-tové, *Mémoire de Master, centre régional AGRHYMET*,
- Allen P. A., and Allen J. R., 2005.** Basin Analysis - Principles and Applications (2nd Edition), 549 p., Blackwell Publishing
- Allen P.A., 1997.** Earth Surface Processes. Blackwell Sciences, 404 p
- Amiotte Suchet. P., 1994.,** Cycle du carbone, érosion chimique des continents et transferts vers les océans. *Sci. Géol.Mém*
- Amiotte-Suchet et Probst, 1996.** Origines du carbon inorganique dissous dans les eaux de la Garonne. Variation saisonnière et interannuelles. *Sci. Géol., Bull.*, 49 1-4, p.101-126.
- Amiotte-Suchet P., Probst J.L., Ludwig W., 2003.** Worldwide distribution of continental rock lithology: implications for the atmospheric/soil CO₂ uptake by continental weathering and Alkalinity River transport to the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 17 (2): GB1038
- Amiotte-Suchet, P., 1995.** Cycle du carbone, érosion chimique des continents et transferts vers les océans. *Sci. Geol. Mem. _Strasbourg*. 97,156.
- Amiotte-Suchet, P., Probst, J.L., 1992.** Flux de CO₂ atmosphérique consommé par érosion chimique des continents et transfert de carbone du réservoir biosphère-sol vers les océans, 14^e RST, Toulouse, 13-15 avril 1992, *Sci.géo.Fr.*, 5 p.
- Amiotte-Suchet, P., Probst, J.L., 1993a.** Modelling of atmospheric CO₂ consumption by chemical weathering of rocks: application to the Garonne Congo and Amazon basins. *Chem. Geol.* 107, 205–210.
- Amiotte-Suchet, P., Probst, J.L., 1993b.** Flux de CO₂ consommé par altération chimique continentale: influences du drainage et de la lithologie. *C.R. Acad. Sci., Ser. II _Paris*. 317, 615–622.

- Amoussou E., 2003.** Dynamique hydro-sédimentaire et mutations des écosystèmes du lac Ahémé. *Mémoire de maîtrise*, DGAT/ FLASH/ UAC, 103 p.
- 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 l'Université de Bourgogne, pp 316
- Anderson R. S., and Humphrey N. F., 1989.** Interaction of weathering and transport processes in the evolution of arid landscapes, in *Quantitative Dynamic Stratigraphy*, edited by T. Cross, pp. 349-361, Prentice Hall.
- Appelo, C.A.J. & Postma, D. 1993.,** *Geochemistry, Groundwater & Pollution*. A.A. Balkema Publishers, Rotterdam, The Netherlands. 1st Edition, 536 pp.
- Assaker A., 2016.** Hydrologie et biogéochimie du bassin versant du fleuve Ibrahim : un observatoire du fonctionnement de la zone critique au Liban. Thèse de doctorat, Université de Toulouse (INPT), 255 p.
- Atlas Togo PNUD, 1982 :** « Ressources et Besoins en Eau ». Rép. togolaise, PNUD, Laboratoire Central d'Hydraulique de France,
- Aubert D., Probst A., & Stille P., 2004.,** Distribution and origin of major and trace elements (particularly REE, U and Th) into labile and residual phases in an acid soil profile (Vosges Mountains, France). *Applied Geochemistry*, 19, 899-916.
- Aubert D., Stille P., Probst A., 2001.** REE fractionation during granite weathering and removal by water and suspended loads: Sr and Nd isotopic evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65, 387-406.
- Aubert H, Pinta M.1971.,** Les éléments traces dans les sols. ORSTOM travaux & Doc n°11, 104 pp
Avril C., (1992), Les apports en Cd aux terres par les intrants agricoles et leur gestion. *Agrosol* 1992; 5:39-45
- Avumadi 2011.** *Impact des usages de l'eau sur le régime hydrologique des cours d'eau du bassin versant du Lac Togo*, Mémoire de Master, Université de Lomé, Faculté des Sciences, Lomé-Togo, 41p
- Avumadi A., Gnandi Kissao, Probst J-L., 2019.** Trace Element Distribution and Enrichment in the Stream Sediments of the Lake Togo Watersheds (South of Togo), "Science Stays True Here" *Advances in Ecological and Environmental Research* (ISSN 2517-9454, USA), 87-114 | Science Signpost Publishing
- Baioumy, H., and Gilg, H.A., 2011.** Pisolitic flint kaolin from Kalabsha, Egypt: A laterite-derived facies. *Sedimentary Geology*. 236, 141-152.
- Baize D., 1997.** Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Editions, Paris, 408 p.
- Balakrishna K., and Probst J. L., 2005.** Organic carbon transport and C/N ratio variations in a large tropical river: Godavari as a case study, India. *Biogeochemistry* 73: 457-473.
- Barry B., Obuobie E., Andreini M., Andah W. Et Pluquet M. 2005.,** The Volta River Basin, *Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*, Comparative study of river basin development and management, International Water Management Institute (IWMI), *Comprehensive Assessment of water management in agriculture*, Accra, 198 p.
- Bau, M., 1999.** Scavenging of dissolved yttrium and rare earths by precipitating iron oxyhydroxyde experimental evidence for Ce oxidation, Y-Ho fractionation and lanthanide tetrad effect. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63: 67-77.
- Baumgartner A., el Reichel. E., 1975.,** The world water balance. Elsevier.
- Bawa L.M., Akakpo W., Tampo L., Kodom T., Tchakala I. Ameapoh Y., Agouda K., Akpataku V., Ayah M., Gnazou D.T.M, Nambo P., Tozo E., Soncy M., Djaneye-Boundjou G., 2018.,** Assessment of seasonal and spatial variation of water quality in a coastal Basin: case of Lake Togo Basin ; *Journal of Scientific and Engineering Research*, 2018, 5(6):117-132, ISSN: 2394-2630, CODEN(USA): JSERBR.
- Bea F., 1996:** Residence of REE, Y, Th, and U in Granites and Crustal Protoliths; Implications for the Chemistry of Crustal Melts. *Journal of Petrology*, 37(3), 521-552.
- Beckett P.H.T. 1989.** The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges and sludge-treated soils. *Adv. Soil Sei.* 9, 143-176.
- Belamie R., & Phelippot S., 1982.** – Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés Organochlorés. Rapport Nr 16, société Hydrotechnique de France, XVIIème journée de l'hydraulique, Nantes, 14, 15, et 16 septembre : 7 p.
- Bellot-Gurlet. L., 1998.,** Caractérisation par analyse élémentaire (PIXE et ICP-MS/-AES) d'un verre naturel : l'obsidienne. Application à l'étude de provenance d'objets archéologiques.. *Chimie analytique*. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, Français. tel-00315287
- Benedetti M. F., Aucour A. M., Tao. F. X., Moreira-Turcq. P., Seyle. P., r, Sheppard. S., 2003.** Chemical geology, [Volume 197, Issues 1-4](#), 15 June 2003, Pages 271-285

- Bennasser L.M., Fekhaoui M., & Mameli O., 2000** – Assessment of the metallic contamination of the low Sebou sediments. *Annali chimica* 90: 637-644.
- Bergeron, M., Langlais, A., Ourriban, M., Pelletier, P., 2014.** Dry chlorination process to produce anhydrous rare earth chlorides. PCT patent application: CA 2014051118; 57 p.
- Berner E., & Berner R., 1987.** The global water cycle: geochemistry and environment. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (USA), 397 p.
- Berner, 1991.,** A model for atmospheric CO₂ over phanerozoic time. *Am.J.Sci.*, 291, 339-376
- Berner, R.A., Lasaga, A.C., Garrels, R.M., 1983.** The carbonate silicate geochemical cycle and its effect on atmospheric carbon dioxide over the past 100 millions years. *Am. J. Sci.*, New Haven 283, 641– 683.
- Bird. G.A., & Evenden. W.G., 1996** Water Air Soil Pollut () 86: 251. <https://doi.org/10.1007/BF00279160>
- Bliivi A., 2005.** Erosion côtière dans le Golfe de Guinée en Afrique de l'Ouest : Exemple du Togo. *Communication en Nairobi du 17 au 29 octobre 2005, REDDA/ RIOD/ UNCCD*, 9 p.
- Blouidi, M. K., 2005.** *Etude géochimique de la lagune de Nador: impact des facteurs anthropiques* (Doctoral dissertation, Ph. D., 480 University of Strasbourg, France, p 238 (in French)).
- Bodjock K., 2003,** Étude chimique de l'impact sur l'environnement du rejet des effluents du traitement des phosphates de Hahotoé-Kpogamé (Togo) dans la mer, Mémoire 358/03/GEE, ESTBA, Université de Lomé, Togo ; 39p.
- Boeglin J.L., and Probst J. L., 1998.** Physical and chemical weathering rates and CO₂ consumption in a tropical lateritic environment: the upper Niger basin. *Chemical Geology*, 148: 137 – 156.
- Boeglin J-L, Probst J-L. 1996.** Transport fluviaux de matières dissoutes et particulaires sur un bassin versant en région Tropicale : le bassin amont du Niger au cours de la période 1990-1993. *Sciences Geol. Bulletin* 49, p. 25-45.
- Bourg A., (1988),** Metals in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation and mobilization. Chemistry, Biology of solid Waste: dredged material mine tailings, *Springer-Verlag, Berlin*, 3–32pp.
- Boust, D., Jouanneau, J. M., & Latouche, C., 1981.** Méthodologie d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenues dans les sédiments estuariens et littoraux. *Bull. Inst. Bassin d'Aquitaine*, 30, 71-86.
- Bowen, H.J.M., 1979.** Environmental chemistry of the elements. Academic Press, London.
- Braun J.J., Pagel M., Herbillon A., Rosin C., 1993.** Mobilization and redistribution of REE and thorium in a syenitic lateritic profile: a mass balance study. *Géochim. cosmochim. Acta* 57, 4419-34
- Bremont et Perrodon, 1979.** Les paramètres de la qualité des eaux. 2^e édition, Ministère de l'Environnement et du cadre de vie.
- Brookins D.G, 1989.** Aqueous geochemistry of rare earth elements, *Geochemistry and mineralogy of rare earth elements*, 21, 201-223
- 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.
- Bruce A.K., Sama S., Kokou K., (2015)** Identification of Environmental Changes and Land Use in the Lagoon Ecosystems of Togo Southeastern. *Open Access Library Journal*, 2: e1895.
- Büdel J., 1982.** Climatic Geomorphology, 443 p., Princeton University press, Princeton, New Jersey.
- Byrne, R. H., & Sholkovitz, E. R. 1996.** Marine chemistry and geochemistry of the lanthanides. *Handbook on the physics and chemistry of rare earths*, 23, 497-593.
- Caccia V.G., Millero F.J., Palanques A., 2003.** The distribution of trace metals in Florida Bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1420-1433.
- Calmano W., Hong J., Forstner U., (1993),** Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential, *Water Sci. Tech.*, 28 pp. 223-235
- 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.
- Candelone, J.P., Jaffrezo J. L., Hong S., Pellone C., Davidson C .I., and C. F. Boutron, 1995.** Seasonal variations in heavy metal concentrations in present-day Greenland snow, *Earth Planet. Sci. Lett*, in press.
- Cao X., Chen Y., Wang X., & Deng X., 2001:** Effects of redox potential and pH value on the release of rare earth elements from soil. *Chemosphere*, 44, 655-661.
- Cao X.D., Wang X.R., Zhao G.W., 2000 :** Assessment of the bioavailability of rare earth elements in soils by chemical fractionation and multiple regression analysis, *Chemosphere* 40, 23–28.

- Carignan J., Hild P., Mevelle G., Morel J., Yeghicheyan D., 2001:** Routine analyses of trace element in geological samples using flow injection and low-pressure on-line liquid chromatography coupled to ICP-MS: a study of geochemical reference materials BR, DR-N, UB-N, AN-G and GH. *Geostandards Newsletter*, **25**, 187-198.
- Carignan J., Hild P., Mevelle G., Morel J., Yeghicheyan D., 2001.** Routine analyses of trace element in geological samples using flow injection and low pressure on-line liquid chromatography coupled to ICP-MS: a study of geochemical reference materials BR, DRN, UB-N, AN-G and GH. *Geostandards Newsletter*, **25**, 187-198.
- Cave, M., & Reeder, S., 1995.** Reconstruction of in situ pore-water compositions obtained by aqueous leaching of drill core: an evaluation using multivariate statistical deconvolution. *Analyst*, **120**(5), 1341-1351.
- Chester R., and Stoner J.H., 1973.** Pb in particulates from the lower atmosphere of the eastern Atlantic. *Nature* **245**: 27-8.
- Chocolat B., 1997.,** Le rôle possible de l'urbanisation dans l'aggravation du risque d'inondation : l'exemple de l'Yseron à Lyon, *Revue de géographie de Lyon*, Volume 72 Numéro 72-4 pp. 273-280
- Chopin T., Robinson S.M.C., Troell M., Neori A., Buschmann A.H., Fang J., 2008.** Multitrophic integration for sustainable marine aquaculture. In: Jørgensen SE, Fath BD (eds) *The Encyclopedia of Ecology, Ecological Engineering*, vol. 3, pp. 2463–2475. Elsevier, Oxford.
- Chuan M.C., Shu G.Y., Liu J.C., (1996),** Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox
- Clark, J. M, Lane S. N, Chapman P. J, and Adamson J. K. 2007.** “Export of Dissolved Organic Carbon from an Upland Peatland During Storm Events: Implications for Flux Estimates.” *Journal of Hydrology* **347** (3-4): 438–447.
- Claude J., Chartier R., 1977-** Mesure de l'envasement dans les retenues de six barrages en Tunisie, Campagne de 1975, Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre Mer.
- Colle, C., Garnier-Laplace, J., Roussel-Debet, S., Adam, C., & Baudin, J. P., 2001.** Comportement de l'uranium dans l'environnement. *L'Uranium, de l'environnement à l'homme. Les Ulis (France), EDP Sciences, collection IPSN. chapitre, 6*, 188-211.
- Collins A.L., Walling D.E., Leeks G.J.L., 1997.** Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. *Catena*, **29**: 1–27.
- Collins M.R., Begin A.N., Musich J.P. et Lecraw R.A. 2005.** Pretreatment enhancements to slow sand filtration - A case study
- Compton, J.S., White,R.A., Smith, M., 2003.** Rare earth element behavior in soil and salt pan sediment of semi-arid granitic terrain in the Western Cape, South Africa. *Chemical Geology* **201**, 239-255.
- Condie, K.C., 1991.** Another look at REEs in shales. *Geochim. Cosmochim. Acta* **55**, 2527-2531.
- Cooper R., Thoss V., and Watson H. 2007.** Factors influencing the release of dissolved organic carbon and dissolved forms of nitrogen from a small upland headwater during autumn runoff events. *Hydrol. Process.*, **21** :622–633.
- Corbel, J., 1957.** L'érosion chimique des granites et silicates sous climats chauds. *Rev. de Géomorph. Dynamique*, **8**, 5-8.
- Coryell, C.G., Chase, J.W., Winchester, J.W., 1963.** A procedure for geochemical interpretation of terrestrial rare-earth abundance patterns. *J. Geophys. Res.* **68**, 559-566.
- Covelli, S., & Fontolan, G., 1997.** Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology*, **30**(1-2), 34-45.
- Cullers R. L., Barrett T., Carlson R., and Robinson B., 1987:** Rare-Earth element and mineralogic changes in Holocene soil and stream sediment: a case study in the wet mountains region, Colorado, USA. *Chem. Geol.* **63**, 275–297.
- Cullers, Barrett, R., Carlson, R., Robinson, B., 1987.** REE and mineralogical changes in Holocene soil and stream sediment : a case study in the Wet Mountains, Colorado, USA, *Chem. Geol.* **63**, 275-297.
- Dangbo F. A, 2011,** *Pollution diffuse des eaux dans le bassin du Lac Togo*, Mémoire de Master, Université de Lomé, Faculté des Sciences, Lomé-Togo, 57p
- Davranche, M., Pourret, O., Gruau, G., Dia, A., Jin, D., & Gaertner, D., 2008.** Competitive binding of REE to humic acid and manganese oxide: impact of reaction kinetics on development of cerium anomaly and REE adsorption. *Chemical Geology*, **247**(1-2), 154-170.
- 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.
- De Carlo, E.H., Wen, X.-Y. and Irving, M., 1998.** The influence of redox reactions on the uptake of dissolved Ce by suspended Fe and Mn oxide particles. *Aquatic Geochemistry*, **3**: 357-389.

- De Villers, J., Squilbin, M., & Yourassowsky, C., 2005.** Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général. *Fiche*, 2, 158-162.
- Degens, E., Kempe, S., & Richey, J. E., 1991.** Biogeochemistry of major world rivers. SCOPE 42. In *Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE)* (p. 356).
- Dia, A., Gruau, G., Olivie-Lauquet, G., Riou, C., Molénat, J., & Curmi, P., 2000. The distribution of rare earth elements in groundwaters: assessing the role of source-rock composition, redox changes and colloidal particles. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64(24), 4131-4151.
- Dipama J. M., 1996.** *Les impacts du barrage hydro-electrique sur le bassin versant de la*
- Djaneye-Boundjou G. Goldstein D.G., and Jacobsen S.B., 1988.** Rare earth elements in river waters. *Earth Planet. Sci. Lett.* 89: 35-47.
- Doumbia M., & Kwadjo. K. E., 2009.** Pratiques d'utilisation et de gestion des pesticides par les maraîchers en Côte d'Ivoire : Cas de la ville d'Abidjan et deux de ses banlieues (Dabou et Anyama). *J. Appl. Biosci.*, 18, 992-1002,
- Droux J.P., 1999. Hydrologie et flux de matières solides particulières et dissoutes sur petit bassin versant du bassin du fleuve Niger au Mali. Thèse de Doctorat Université Louis Pasteur Strasbourg I, 251 p.
- Droux J.P., Mietton M., Olivry J.C., 2003.** Flux de matières particulières en suspension en zone de savane soudanienne : l'exemple de trois bassins versants maliens représentatifs. In: *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, Avril-juin, 9 (2): 99-110. Disponible sur http://www.persee.fr/doc/morfo_1266-5304_2003_num_9_2_1172, visité le 9 octobre 2015.
- Duce, R. A., Hoffman, G. L., & Zoller, W. H., 1975.** Atmospheric trace metals at remote northern and southern hemisphere sites: pollution or natural?. *Science*, 187(4171), 59-61.
- Duchaufour, P., 1995.** Pedology. Soil, vegetation, environment. *Pedology. Soil, vegetation, environment.*, (Ed. 4).
- Dupré B., J. Viers J. L., Dandurand M., Polve P., Bénézeth P., Vervier and J. J Braun. 1999.** "Major and Trace Elements Associated with Colloids in Organic-rich River Waters: Ultrafiltration of Natural and Spiked Solutions." *Chemical Geology* 160 (1): 63-80.
- Dussart, B., 1966.** Limnologie: l'étude des eaux continentales. In *Limnologie: l'étude des eaux continentales*. Gauthier-Villars.
- Eblin S. G., Sombo soro A. P. G., Aka N., Mbiré O., Oro N., 2014.** Hydrochimie des eaux de surface de la région d'Adiaké (sud-est côtier de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences* 75:6259– 6271 ISSN 1997–5902
- Edorh T, Blivi A, Bandjé A, Abotsi K. 2008.** Présence d'algues toxiques dans les eaux marines et saumâtres du littoral togolais. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, 10(2): 165-177.
- Eggleton, J., & Thomas, K. V., 2004.** A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment international*, 30(7), 973-980.
- Einax, J. W., & Soldt, U., 1999. Geostatistical and multivariate statistical methods for the assessment of polluted soils—merits and limitations. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 46(1), 79-91.
- El Azzi, D., 2012.** Transfert de polluants organiques et inorganiques dans les hydrosystèmes en période de crue : interactions avec les matières en suspension et la matière organique. *Thèse de L'université de Toulouse III*.
- Elbaz-Poulichet F., Morley N. H., Cruzado A., Velasquez Z., Achterberg E.P., Braungardt C.B., 1999.** Trace metal and nutrient distribution in an extremely low pH (2.5) river-estuarine system, The Ria of Huelva (South west Spain). *The science of the Total Environment*, 227: 73-83
- Elderfield, H., Upstill-Goddard, R., & Sholkovitz, E. R., 1990.** The rare earth elements in rivers, estuaries, and coastal seas and their significance to the composition of ocean waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54(4), 971-991.
- Ernst W.H.O., (1996),** Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants, *Appl. Geochem.*, 11, 63-167
- Esmaeily, D., Trumbull, R. B., Haghazar, M., Krienitz, M. S., & Wiedenbeck, M., 2009.** Chemical and boron isotopic composition of hydrothermal tourmaline from scheelite-quartz veins at Nezamabad, western Iran. *European Journal of Mineralogy*, 21(2), 347-360.
- et Documents n°183, Paris.
- F.A.O. 1995.,** *Définition d'une politique et d'un plan d'action pour la pêche, Revue sectorielle, Politique de développement t Programme d'action*, 103 p.
- Facchinelli, A., Sacchi, E., & Mallen, L., 2001.** Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental pollution*, 114(3), 313-324.
- Faure P. 1985.,** *Les sols de la Kara, relations avec l'environnement*, ORSTOM, Travaux

- Fee J.A., Gaudette H.E., Lyons W.B., et Long D.T., 1992:** Rare earth elements distribution in Lake Tyrrell groundwater, Victoria, Austria, *Chem, Geol*, 96, 67-93.
- Forstner U., Ahlf W., Calmano W., Kersten M., Salomons W., (1986),** Mobility of heavy metals in dredged harbor sediments. Sediments water interactions; *Springer-Verlag, New York* 371–80
- Forstner U., Kersten M., (1988),** Assessment of metal mobility in dredged material and mine waste by pore water chemistry and solid speciation; *Springer-Verlag, Berlin, Federal Republic of Germany*, pp. 214-237
- Foster, I. D. L., & Charlesworth, S. M., 1996.** Heavy metals in the hydrological cycle: trends and explanation. *Hydrological processes*, 10(2), 227-261.
- Fournier, A., 1975.** *La Culture attelée et l'association agriculture-élevage dans la province du Nord Cameroun, bilan d'une innovation technologique en milieu rural traditionnel soudano-sahélien* (Doctoral dissertation).
- Freyssinet, P., & Farah, A. S., 2000.** Geochemical mass balance and weathering rates of ultramafic schists in Amazonia. *Chemical Geology*, 170(1-4), 133-151.
- Gac J.Y., et Pinta M., 1973.** Bilan de l'érosion et de l'altération en climat tropical humide. Estimation de la vitesse d'approfondissement des profils. Etude du bassin versant de l'Ouham (Rép. Centre Africaine). Cah. ORSTOM, Sér. Géol., 5 (1): 83-96.
- Gac, J.Y., 1980.** Géochimie du bassin du lac Tchad. Bilan de l'altération, de l'érosion et de la sédimentation. Trav. Doc. ORSTOM, Paris, Vol. 123, 251 pp.
- Gaiero D.M., Probst J.L., Depetris, P.J., Bidart, S.M. and Leleyter, L., 2003.** Iron and other transition metals in Patagonian riverborne and windborne materials: geochemical control and transport to the southern South Atlantic Ocean. *Geochim Cosmochim Acta* 67: 3603-23.
- Gaillardet J., Dupré B., Allègre C.J., 1995.** A global geochemical mass budget applied to the Congo Basin Rivers: erosion rates and continental crust composition. *Geochim Cosmochim Acta* 59: 3469-85.
- Gaillardet J., Dupré B., Louvat P. and Allègre C. J., 1999b.** Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*, 159 (1-4): 3-30.
- Gambrell R.P., Patrick W.H., (1988),** The influence of redox potential on the environmental chemistry of contaminants in soils and sediments D.D. Hook (Ed.), *The Ecology and Management of Wet Lands, Timber Press, Portland, OR, United States*, 319-333 pp.
- Garrels R.M., Mackenzie F.T. and Hunt C., 1975.** Chemical cycle and the Global Environment, Assessing Human Influences, 3rd ed., 1-206. W. Kaufmann, Inc., Los Altos, Calif.
- Garrels, R.M., Mackenzie, F.T., 1971.** Evolution of Sedimentary Rocks. W.W. Norton and, New York, 397 pp.
- Garzanti E., Sergio A., France-Lanord C., Giovanni V., Censi P., Galy V., and Najman Y., 2010:** Mineralogical and chemical variability of fluvial sediments Bedload sand (Ganga Brahmaputra, Bangladesh). *Earth and Planetary Science Letters* 299 (2010), 368–381.
- Ghestem, J. P., & Bermond, A., 1998.** EDTA extractability of trace metals in polluted soils: a chemical-physical study. *Environmental Technology*, 19(4), 409-416.
- Gnandi K. et H. J. Tobschall, 2002,** Heavy metals distribution of soils around mining sites of cadmium-rich marine sedimentary phosphorites of Kpogamé and Hahotoé (Southern Togo), *Environmental Geology* 41, 593-600. DOI : [10.1007/s002540100425](https://doi.org/10.1007/s002540100425)
- Gnandi K. et H. J. Tobschall, 2002,** Rare-earth and Uranium distribution in Tertiary offshore sedimentary phosphorite deposits of Hahotoé and Kpogamé (Togo) *Journal of African Earth Sciences* 37/1-2
- Gnandi K., & Tobschall HJ, (1999),** The pollution of marine sediments by trace elements in the coastal region of Togo caused by the dumping of Cd rich phosphorite tailings into the sea. *Environ Geol* (38-1): in press.
- Gnandi K., 1998,** Cadmium et autres polluants inorganiques dans les sols et sédiments de la Région côtière du Togo : une étude géochimique, Thèse de PhD, Université d'Erlangen-Nuremberg, Germany, 165 p.
- Gnandi K., 2002,** L'impact de l'exploitation des phosphates sédimentaires de Hahotoé-Kpogamé sur la pollution chimique des sédiments de la rivière Haho et du Lac-Togo (Sud Togo), *J. Rech. Sci. Univ. Lomé (Togo)*, Tome 6, vol. 2 : pp. 95–105.
- Gnandi K., 2003,** Les déchets miniers phosphatés, source de la pollution marine au Togo, *J. Rech. Sci. Univ. Lomé (Togo)*, série A, Tome 7, vol. 2 :pp. 75–90. DOI : [10.4314/jrsul.v7i2.49444](https://doi.org/10.4314/jrsul.v7i2.49444)
- Gnandi K., G. Tchchangbedji., G. Baba, K. Killi & K. Abbe, 2006.-** The impact of phosphate mine tailings on the bioaccumulation of heavy metals in marine fishes and crustaceans from the coastal zone of Togo. *Intern. J. Mine Water and Environment*, 25 (1), 56-62.

- Gnandi K., Tchangbedji G., Killi K., Baba G., & Abbé K. D., 2006.** The Impact of Phosphate Mine Tailings on the Bioaccumulation of Heavy Metals in Marine Fish and Crustaceans from the Coastal Zone of Togo, *International Journal of Mine Water and Environment*, 7, 25(1), p 56–62; DOI : [10.1007/s10230-006-0108-4](https://doi.org/10.1007/s10230-006-0108-4)
- Gnandi K., Tozo K., Amouzouvi K., Baba G., Tchangbédji G., Killi K., et Agbeko K., 2007,** Impact de l'exploitation minière sur la santé humaine : cas de la fluorose dentaire chez les enfants autour de l'usine de traitement des phosphates de Kpémé (Sud-Togo), *J. Rech. Sci. Univ. Lomé (Togo)*, vol. 8, N° 2 : Série A, 17p.
- Gnandi, K., (2005),** Les déchets miniers phosphates, source de la pollution marine au Togo, *Journal de la Recherche Scientifique de l'Université de Lomé - Vol 7, No 2 : Série A:*
- Gnandi, K., 2002.** l'impact de l'exploitation des phosphates sédimentaires et de Hahotoec-Kpogame sur la pollution chimique des sédiments du fleuve Haho et du Lac (Sud Togo) *J.rech.Sci.univ.Lomé (Togo) 2002, 6 (2): 95:105.*
- Gourcy L., 1994.** Fonctionnement hydrogéochimique de la cuvette lacustre du fleuve Niger (Mali). Thèse Doct. Sciences, Univ. Paris XI, Orsay, 271 p.
- Grabowski, R. C., Droppo, I. G., & Wharton, G., 2011.** Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 101-120.
- Grandin G., 1976.** Aplissements cuirassés et enrichissement des gisements de manganèse dans quelques régions d'Afrique de l'Ouest, Mém. ORSTOM, 82, 276 p.
- Grimaud J.L., 2014.** Dynamique long-terme de l'érosion en contexte cratonique : l'Afrique de l'Ouest depuis l'Eocène. Thèse de doctorat, Université de Toulouse (UT3 Paul Sabatier), 300 p.
- Gromet, L.P., Dymek, R.F., Haskin, L.A., Korotev, R.L., 1984.** The North American Shale Composite : Its compilation, major and trace elements characteristics. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48, 2469-2482.
- Grousset F.E., Quétel C.R., Thomas B., Donard O.F.X., Lambert C.E., Guillard F., 1995.** Anthropogenic vs. lithologic origins of trace elements (As, Cd, Pb, Rb, Sb, Sc, Sn, Zn) in water column particles: northwestern Mediterranean Sea. *Mar Chem*; 48: 291-310.
- Guyot, J. L., Filizola, N., Laraque, A., & Seyler, P., 1999.** La variabilité saisonnière des flux sédimentaires dans le bassin de l'Amazonie. In *Conference on Hydrological and Geochemical Processes in Large-scale River Basins, Manaus, Brazil.*
- Haley, P.J., 1991.** Pulmonary toxicity of stable and radioactive lanthanide. *Health Phys.* 61, 809-820.
- Harris NBW and Inger S., 1992:** Trace element modelling of pelite-derived granites. *Contribution to Mineralogy and Petrology*, 110, 46-56.
- Haskin, L. A., Wildeman, T. R., and Haskin M. A. 1968.** An accurate procedure for the determination of the rare earths by neutron activation" *Journal of Radioanalytical chemistry* 1, 337-348.
- Hayes K.F., & Leckie J.O., 1978.** Mechanism of lead ion adsorption at the goethite–water interface. In: Davis, J.A., Hayes, K.F. (Eds.), *Geochemical Processes at Mineral Surfaces*. American Chemical Society Symposium Series 323, 114–141. Heavy metals following a sludge application. *Journal of Environmental Quality* 13, 33-38.
- Hernandez L., (2003),** *Dynamique des éléments traces métalliques dans les sols de différents écosystèmes forestiers Français: origine, distribution physique et chimique et facteurs de contrôle.* Thèse de doctorat, Toulouse III; p. 266
- Hervieu, J., 1968.** *Contribution à l'étude de l'alluvionnement en milieu tropical.* Orstom.
- Hirano, S., Suzuki, K.T., 1996.** Exposure, metabolism and toxicity of rare earths and related compounds. *Environ. Health Perspect.* 104, 85-95.
- Hissler C., Probst J.L., 2006.** Impact of mercury atmospheric deposition on soils and streams in a mountainous catchment (Vosges, France) polluted by chlor-alkali industrial activity: the important trapping role of the organic matter. *Sci. Total Environ.* 361:1–3.
- Hjulstrom F., 1935.** Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by river Fyris. *Bulletin of the Geological Institution*, 25: 221-455.
- Holland, D.H., 1978. *The Chemistry of Atmosphere and Oceans.* Wiley, New York. 351 pp.
- Holser W.T., 1997:** Geochemical events documented in inorganic carbon isotopes, *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 32, 173-182
- Holser, W.T., 1997.** Evaluation of the application of rare-earth elements to paleoceanography. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 132, 309-323.
- Horbe A.M.C., and Da Costa M.L., (1999).** Geochemical evolution of a lateritic Sn–Zr–Th–Nb–Y–REE-bearing ore body derived from apogranite: the case of Pitinga, Amazonas – Brazil. *Journal of Geochemical Exploration.* 66: 339-351.

- Hoyle, J., Elderfield, H., Gledhill, A., & Greaves, M., 1984.** The behaviour of the rare earth elements during mixing of river and sea waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(1), 143-149.
- Hydrological Science (IAHS) publication, n°22, 134-141
- Ionov D. A., & Harmer R. E., 2002:** Trace element distribution in calcite–dolomite carbonatites from Spitskop: inferences for differentiation of carbonatite magmas and the origin of carbonates in mantle xenoliths. *Earth and Planetary Science Letters* **198**, 495–510.
- Ionov D. A., 2004:** Chemical variations in peridotite xenoliths from Vitim, Siberia, inferences for REE and Hf behavior in the garnet facies upper mantles, *J.Petrol* **45** (2): 343-367.
- Jahn, B.M., Fan, Q.C., Yang, J.J., Henin, O., 1999b:** Genesis of the Maowu pyroxenite–eclogite body from the UHP metamorphic terrane of Dabieshan: chemical and isotopic constraints and tectonic implications, *to be submitted to Chem. Geol.*
- James R. O., Healy T. W., 1972.** Adsorption of hydrolyzable metal ions at the oxide-water interface I. Co (II) adsorption on SiO₂ and TiO₂ as model systems. *J. Colloid Interface Sci.* 40, 42–52.
- Jansen, I. M. L., & Painter, R. B., 1974.** Predicting sediment yield from climate and topography. *Journal of Hydrology*, 21(4), 371-380.
- Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F., & Páez-Osuna, F., 2008.** Bulk and bioavailable heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) in surface sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 80(2), 150-153.
- Johannesson K.H., Stetzenbach K.J., Hodget V.F., Lyons W.B. 1996:** Rare earth element complexation behavior in circumneutral pH groundwaters. Assessing the role of carbonate and phosphate ions, *earth Planet, Sci, Lett*, 139, 305-319
- Johnson, K., (1987),** Le Bassin côtier à phosphates du Togo, Thèse, Univ. de Bourgogne- Dijon, 248 p.
- Julien F., Avumadi A., Bruce A.K., Gilbert F., Kokou K., Serant D., Monnerat. M., Corenblit, D., (2017),** Use of EGNOS in the management of water resources in a lagoon system in West Africa, *Final Workshop of MAGNIFIC project*, 2017.
- Kanda M., Djaneye-Boundjou G., Wala K., Gnandi K., Batawila K., Sanni A., & Akpagana K., 2013.** « *Application des pesticides en agriculture maraichère au Togo* », Vertigo - Volume 13 Numéro 1, avril 2013, URL: <http://vertigo.revues.org/13456> ; DOI : 10.4000/vertigo.13456.
- Kankpenandja L., Tehalare B., Badameli K. 2014,** Flux de matières solides en suspension en zone de climat sud-soudanien du nord du Togo et du Bénin : l'exemple des rivières Kara et Kéran. Gwenaëlle FABRE, Anne FOURNIER, Lamine SANOGO. Regards scientifiques croisés sur le changement global et le développement - Langue, environnement, culture : Actes du Colloque international de Ouagadougou (8-10 mars 2012), Sciencesconf.org, pp.125-141.. <hal-00939894>
- Kattan Z., Gac J.Y., Probst J.L., 1987.** Suspended load and mechanical erosion in Senegal basin. Estimation of the surface runoff concentration and relative contributions of channel and slope erosion. *Journal of hydrology*, 92: 59-76.
- Keasler K.M., and Loveland W.D., 1982.** Rare earth elemental concentrations in some Pacific Northwest rivers. *Earth Planet. Sci. Lett.* 61: 68-72.
- Kedziorek, M. A., & Bourg, A. C., 1996.** Acidification and solubilisation of heavy metals from single and dual-component model solids. *Applied geochemistry*, 11(1-2), 299-304.
- Kennedy V.C., and Malcolm, R.L., 1977.** Geochemistry of the Mattole River in Northern California. U.S. Geological Survey, 78-205.
- King, D., Le Bissonnais, Y., 1992.** Rôle des sols et des pratiques culturales dans l'infiltration et l'écoulement des eaux. Exemple du ruissellement et de l'érosion sur les plateaux limoneux du Nord de l'Europe. *C.R. Académie Agriculture FR.*, 78 (6) : 91-105.
- Koepfenkastrof D. et De Carlo E.H. 1992.** Sorption of rare earth elements from seawater onto synthetic mineral particles: an experimental approach, *Chem. Geol.*, 95,251-263
- Koepfenkastrof, D., De Carlo E.H., Roth, M., et al., 1991.** A method to investigate the interaction of rare earth elements in aqueous solution with metal oxides. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 152, 337- 3346.
- Kokou K, 1998. *Les mosaïques forestières au Sud-Togo: Biodiversité, Dynamique et activités humaines*, Thèse de Doctorat, France : Université de Montpellier II
- Kolani E. G., Baba G., Nenonene A. Y., Amouzou E., 2003.** Rapport d'inventaire national préliminaire des quantités de pesticides POPs au Togo, 31 p.
- Kompienga (Burkina Faso)*, Thèse de doctorat, Géographie tropicale, Université de Bordeaux 3

- Kpedenou K.D., Drabo O., Ouoba A.P., Da Dapola C. E., Tchamie T. T. K., 1998.** , analyse de l'occupation du sol pour le suivi de l'évolution du paysage du territoire Ouatchi au Sud-Est Togo entre 1958 et 2015. Cahiers du cerleshs, Presses de l'Université de Ouagadougou, 2017, XXXI (55),
Laboratoire d'Hydrologie de l'O. R. S. T. O.M.
- Lamizana-Diallo, M. B., 2008.** Évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un cours d'eau temporaire du Burkina Faso-Le cas de Massili dans le Kadiogo.
- Lamouroux M., 1960,** Etudes agropédologiques du Bas Togo. La dépression du Bado.
- Langmur D., 1997.** Aqueous environmental geochemistry. Ed. Prentice-Hall. 600 p.
- Laveuf C., Cornu S., Juillot F., 2008:** Rare earth elements as tracers of pedogenetic processes. *C. R. Geoscience* 340, 523-532.
- Laveuf, C., Cornu, S., Juillot, F., 2008.** Rare earth elements as tracers of pedogenetic processes. *C.R. Geoscience* 340, 523-532.
- Le Bissonnais, Y., 1996.** Mécanismes de la dégradation structurale superficielle et du détachement des particules du sol : conséquences pour l'érosion. Actes Colloque national Erosion, Transport de particules, Formation de dépôts 7-8 mars 1996, 33-43.
- Lebourg, A. 1996.** *Etude de l'extraction des métaux en traces de sols pollués en vue de la détermination de leur biodisponibilité* (Doctoral dissertation, Lille 1).
- Lefrançois J., 2007.** Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste. Thèse de doctorat de l'université de Rennes1, 261 p.
- Leleyter L., Probst J.-L., Depetris P., Haida S., Mortatti J., Rouault R., Samuel J., 1999a:** REE distribution pattern in river sediments: partitioning into residual and labile fractions, *C. R. Acad. Sci., Paris Ser. Ila* 329, 45–52.
- Leleyter L., Probst, JL., (1999b),** A new sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements in river sediments. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 73, 109-128
- Leleyter L., Rousseau C., Biree L., et Baraud F., 2012.** Comparison of EDTA, HCl and sequential extraction procedures, for selected metals (Cu, Mn, Pb, Zn), in soils, riverine and marine sediments, *Geochem. Explor.* 116: 51-59
- Leleyter, L., Probst, J. L., Depetris, P., Haida, S., Mortatti, J., Rouault, R., & Samuel, J., 1999.** REE distribution pattern in river sediments: partitioning into residual and labile fractions. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series IIA-Earth and Planetary Science*, 329(1), 45-52.
- Leliavsky, S., 1961.** Précis d'hydraulique fluviale (trad. "An introduction to fluvial hydraulics"). *Constable 8c Cie, Londres. Dunod, Paris.*
- Lelong, F., 1969.** Nature et genèse des produits d'altération de roches cristallines sous climat tropical humide _Guyane française.. *Mémoires. Sci. Terre, Nancy*, 14, 188 pp.
- Lerman A., Wu L. and Mackenzie F.T., 2007.** CO₂ and H₂SO₄ consumption in weathering and material transport to the ocean, and their role in the global carbon balance. *Marine Chemistry*, 106 (1-2): 326-350.
- Levy A, Lacombe N, and Chackerian Jr. C. Collisional Line Mixing A2 - Weber, K. Narahari Rao Alfons 1992.** In: *Spectroscopy of the earth's atmosphere and interstellar medium*, Academic Press; p. 261–337.
- Lin, K. Y., & Lu, H. P., 2011.** Why people use social networking sites: An empirical study integrating network externalities and motivation theory. *Computers in human behavior*, 27(3), 1152-1161.
- Liu WX., Li XD., Shen ZG., Wang DC., Wai O.W.H., Li YS., (2003),** Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. *Environ Pollut*; 121:377–88
- Liu Y.C., Miah M.R.U., Schmitt R.A., 1988:** Cerium: a chemical tracer for paleo-oceanic redox conditions, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 52, 1361-1371.
- Loustau Cazalet M., 2012 :** *Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques: Évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques* Thèse Université de Lyon, 267p.
- Loye-Pilot M.D., 1981.,** Transport dissous, transport solides, Erosion chimique, Erosion mécanique. Rev des données récentes. Doc BRGM n°30 ; pp 253-260.
- Ludwig W., Probst J.L., Kempe S., 1996a.** Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochemical Cycles*, 10 (1): 23-41.
- Ludwig, W., & Probst, J. L., 1998.** River sediment discharge to the oceans; present-day controls and global budgets. *American Journal of Science*, 298(4), 265-295.

- Ludwig, W., Amiotte-Suchet, P., and Probst, J.L. 1996b.** River discharges of carbon to the world's oceans: Determining local inputs of alkalinity and of dissolved and particulate organic carbon. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 323, p. 1007-1014.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A., 2000.** Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 39(1), 20-31.
- MacFarlane, G. R., & Burchett, M. D. (2000). Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Aquatic botany*, 68(1), 45-59.
- MAEH (Ministère de l'agriculture, de l'élevage et de l'hydraulique) 2017.** Document du programme national d'investissement agricole et de sécurité alimentaire et nutritionnelle, 100 pp
- Mamoudou M., 2008.** *Dynamique de transfert organique et inorganique le long du continuum fluvial de la Garonne: impact de la retenue de Malause*. Thèse de Doctorat de l'Université de Toulouse, spécialité Agroforesterie, Écosystèmes et Environnement, 198 pp.
- Martin J.M., Meybeck M., 1979.** Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7: 173-206.
- Martins, O., Probst, J.L., 1991.** Biogeochemistry of Major African Rivers: Carbon and Mineral Transports. In: Degens, E.T., Kempe, S.,
- Massa F., 2000.** Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryolaire de la truite commune (*Salmo trutta*) : étude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées. Thèse de doctorat mention Sciences de l'environnement, 198p.
- Masuda, A., 1962.** Regularities in variations of relative abundance of lanthanide elements and an attempt to analyse separation-index patterns of some minerals. *J. Earth Sci. Nagoya Univ.* 10, 173-187.
- Masuda, A., Nakamura, N., Tanaka, T., 1973.** Fine structure of mutual normalized rare earth patterns of chondrites. *Geochim. Cosmochim. Acta* 37, 239-248.
- Mawussi G., 2008.** Bilan environnemental de l'utilisation de pesticides organochlorés dans les cultures de coton, café et cacao au Togo et recherches d'alternatives par l'évaluation du pouvoir insecticide d'extraits de plantes locales contre le scolyte du café (*Hypothenemus hampei ferrari*). Thèse de doctorat de l'université de Toulouse. <http://ethesis.inp-toulouse.fr/archive/00000935/01/mawussi.pdf>
- McLennan S.M., 1989.** Rare earth elements in sedimentary rocks: influence of provenance and
- McNeely, B. L., & Meglino, B. M., 1994.** The role of dispositional and situational antecedents in prosocial organizational behavior: An examination of the intended beneficiaries of prosocial behavior. *Journal of applied psychology*, 79(6), 836.
- MEAHV (Ministère de l'eau, de l'assainissement et de l'hydraulique villageoise), 2010.** Document du plan d'action national pour la gestion des ressources en eau au Togo, 122pp
- Menzies, M., Xu, Y., Zhang, H., & Fan, W., 2007.** Integration of geology, geophysics and geochemistry: a key to understanding the North China Craton. *Lithos*, 96(1-2), 1-21.
- Mérot, P., Gascuel-Oudou, C., Walter, C., Zhang, X., Molénat, J., 1999.** Influence du réseau de haies de paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des sciences de l'eau*, 12 (1), 23-44.
- Meybeck M., 1979.** Concentrations des eaux fluviales en éléments majeurs et apports en solution aux océans. *Rev. Géol. Dyn. Géogr. Phys.*, 21 (3): 215-246.
- Meybeck M., 1982.** Carbon nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*. 82: 401-450.
- Meybeck M., 1983.** Atmospheric inputs and river transport of dissolved substances. In : Dissolved loads of rivers and surface water quantity/quality relationships (Proceedings of the Hamburg Symposium). IASH Publ. 141: 173-192.
- Meybeck M., 1984.** Les fleuves et le cycle géochimique des éléments. Thèse Doct. Etat. Sciences, Univ. P. et M. Curie, Paris XI, 554 p.
- Meybeck M., 2007.** Global Occurrence of Major Elements in Rivers. *Treatise on Geochemistry*, Chapter 5.08: 207-223.
- Meybeck M., and Ragu A., 1997.** Presenting Gems Glori, a compendium of world river discharge to the oceans. *Int. Ass. Hydrol. Sci. Publ.*, 243: 3-14.
- Meybeck M., Pasco A., Ragu A., 1996.** Evaluation des flux polluants dans les eaux superficielles. Etude inter-Agence de l'eau, Ministère de l'Environnement, 3 tomes.

- Meybeck, M., 1979.** Major elements contents of river waters and dissolved inputs to the oceans. *Revue de Géologie Dynamique et de Géographie Physique* 21, 215-246.
- Meybeck, M., 1987.** Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *America Journal of Science* 287, 401-428.
- Meybeck, M., 1998.** Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the Seine river basin. In *Oceans, Rivers and Lakes: Energy and Substance Transfers at Interfaces* (pp. 1-20). Springer, Dordrecht.
- Michel de Montaigne, Bordeaux.
- Micó C, Recatalá L., Peris M., Sánchez J., (2006)** Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*; **65**:863–72.
- Mietton M. 1988.,** Dynamique de l'interface lithosphère-atmosphère au Burkina Faso. L'érosion en zone de savane. Ph.D. thesis, Université Grenoble 1, Editec, Caen.
- Miétton, M. 1988.,** Dynamique de l'interface Lithosphère-Atmosphère au Burkina Faso, l'érosion en zone de savane, Thèse de doc. d'État, Université de Grenoble, 511 p.
- Millet, B., (1986),** *Hydrologie et hydrochimie d'un milieu lagunaire tropical : le lac Togo*. Paris, Orstom, Etudes et Thèses, 228p.
- Millette, G. , Vieillefon, J. et Sant'anna R., Koffi O. ; De la Tour J., 1964.** *Etudes pédo-hydrologiques au Togo. Vol II. Les sols de la région Maritime et de la région des Savanes*. FAO/SF: 13/TO 240 p. + planches.
- Milliman J.D. and Meade R.H., 1983.** World-Wide delivery of river sediment to the oceans. *Journal of Geology*, 91 (1): 1-21
- Millot G., 1980b.** Apport de la pédologie à la géologie de surface, Cah. ORSTOM, sér. Pédol., 18 (3-4): 179-182.
- Minarik L., Zigova A., Bendl J., Skrivan P., & St'astny M., 1998:** The behaviour of rare-earth elements and Y during the rock weathering and soil formation in the Ricany granite massif, *Central Bohemia. Science of The Total Environment*, 215, 101-111.
- Ministère de l'Environnement et des Ressources Forestières (MERF), 2007,** Etudes de vulnérabilité, Identification des principales mesures d'adaptation et des options prioritaires de riposte aux changements climatiques, secteur Zone Côtière, Rapport final, Togo, 47p.
- Moffett, J. W., 1990.** Microbially mediated cerium oxidation in sea water. *Nature*, 345(6274), 421.
- Moffett, J. W., 1994.** A radiotracer study of cerium and manganese uptake onto suspended particles in Chesapeake Bay. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(2), 695-703.
- Moquet J.S., 2011.** Caractérisation des flux d'altération des contextes orogéniques en milieu tropical. Cas des bassins andins et d'avant pays de l'Amazonie; Thèse de doctorat, Université de Toulouse III – Paul Sabatier, 394 p.
- Mortatti J., et Probst J-L., 2003.** Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO₂ uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations
- Mortatti, J., Probst, J.L., Ferreira, J.R., 1992.** Hydrological and geochemical characteristics of the Jamari and Jiparana river basins _Rondonia, Brazil_. *GeoJournal* 26 _3., 287–296
- Mounjid, J., FADLAOUI, S., & BELHOUARI, A., 2014.** Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique du cours d'eau merzeg (periurbain de Casablanca, maroc). *LARHYSS Journal ISSN 1112-3680*, (18).
- N'Guessan Y. M., 2008.** Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne. Thèse de doctorat, Université de Toulouse (INPT), 204 p.
- N'Guessan, Y.M., Probst, J.L., Bur, T. et Probst, A., (2009).** Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of the total environment* 407, 2939-2952.
- Nakamura, N., 1974.** Determination of REE, Ba, Fe, Mg, Na and K in carbonaceous and ordinary chondrites. *Geoch. Cosmochim. Acta* 38,, 757-775.
- Nazih I., Fekhaoui M., El Blidi S., Al Abidi A. et Serghini A., 2009.** Approche méthodologique de la mise en évidence des éléments traces métalliques biodisponibles dans les rizières de la plaine du Gharb. *Bulletin de l'Institut scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie* 31 (2):115-121.
- Négre P., 1992.** Utilisation des isotopes du Strontium, des alcalins et alcalino-terreux pour la détermination des bilans des éléments chimiques dans les fleuves : Apports Atmosphériques, Altération des roches. Exemple du Bassin du Congo. Thèse de l'Université de Paris XII, 250p. + annexes.
- Nesbitt H.W., MacRae N.D., Kronberg B.L., 1990:** Amazon deep-sea fan muds: Light REE enriched products of extreme chemical weathering, *Earth Planet. Sci. Lett.* 100, 118-123;

- Newman, M., & Jagoe, C. 1994. Bioavailability: Physical, Chemical and Biological Interactions, chapter Ligands and the Bioavailability of Metals in Aquatic Environments.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J., 2003.** An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311, 205–219.
- Nisbet, M., & Verneaux, J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 6, No. 2, pp. 161-190). EDP Sciences.
- Nkounkou R.R., and Probst J.L., 1987.** Hydrology and geochemistry of the Congo river system, Mitt. Geol. Paläont. Inst. Univ. Hamburg SCOPE/UNEP Sonderband Heft 64 S. 483-508.
- Nothdurft, L. D., Webb, G. E., & Kamber, B. S., 2004.** Rare earth element geochemistry of Late Devonian reefal carbonates, Canning Basin, Western Australia: confirmation of a seawater REE proxy in ancient limestones. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(2), 263-283.
- Nouvelot, J. F., 1972.** Le régime des transports solides en suspension dans divers cours d'eau du Cameroun de 1961 à 1971. *Cahiers ORSTOM. Série Hydrologie*, 9(1), 47-74.
- Ogrinc, N., G. Fontolan, J. Faganeli, and S. Covelli. 2005.** "Carbon and Nitrogen Isotope Compositions of Organic Matter in Coastal Marine Sediments (the Gulf of Trieste, NAdriatic Sea): Indicators of Sources and Preservation." *Marine Chemistry* 95 (3): 163–181
- Ohta, A., & Kawabe, I., 2001.** REE (III) adsorption onto Mn dioxide (δ -MnO₂) and Fe oxyhydroxide: Ce (III) oxidation by δ -MnO₂. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(5), 695-703.
- Olivié-Lauquet, G., Allard, T., Benedetti, M., & Muller, J. P., 1999.** Chemical distribution of trivalent iron in riverine material from a tropical ecosystem: a quantitative EPR study. *Water Research*, 33(11), 2726-2734.
- Olivry J. C. 1977.,** *Transports solides en suspension au Cameroun*, In Erosion and Solid Matter
- Olivry, J.C., Gourcy, L., Toure, M., 1995.** Premiers résultats sur la mesure des flux de matières dissoutes et particulaires dans les apports du Niger au Sahel. Actes du Colloque PEGIRGrands Bassins Fluviaux Périatlantiques. In: Olivry, J.C., Boulegue, J. _Eds., Congo, Niger, Amazone, 22–24 Novembre 1993, Paris, ORSTOM Editions, Collections Colloques et Séminaires, Paris, pp. 281–292.
- Oloudé O, Houmey NV, Koussougbo MK, SamLaba EY. 1995.** Rapport provisoire de recherche sur l'utilisation des pesticides modernes et naturels en milieu paysan au Togo – Inades-Formation Lomé/Togo 178 p.
- Orange D., 1990.** Hydrologie du Fouta Djallon et dynamique actuelle d'un vieux paysage latéritique. Thèse de doctorat Université Louis Pasteur de Strasbourg, 220 p.
- Orange, D., 1992.** Hydroclimatologie du Fouta Djallon et dynamique actuelle d'un vieux paysage latéritique (Afrique de l'Ouest). Sciences Géologiques, Mémoire, 93, Strasbourg, 206 p.
- Orange, D., Olivry, J. C., & Censier, C. 1995.** Variations et bilans des flux de matières particulaires et dissoutes de l'Oubangui à Bangui (de 1987 à 1992). *Grands Bassins Fluviaux Périatlantiques: Congo, Niger, Amazone*, 147-158.
- Orescanin, V., Mikelic, L., Lulic, S., & Rubcic, M., 2004.** Determination of Cr (III) and Cr (VI) in industrial and environmental liquid samples by EDXRF method. *Analytica chimica acta*, 527(2), 125-129.
- ORSTOM - I. R. TO. SP 50, Lomé, 78 p. multigr.
- Othoniel, C., 2006.** *La croissance du biofilm photosynthétique: un indicateur du statut trophique des rivières* (Doctoral dissertation, Bordeaux 1).
- Oyédé, L. M., 1991.** *Dynamique sédimentaire et messages enregistrés dans les séquences quaternaires et néogènes du domaine margino-littoral du Bénin (Afrique de l'Ouest)* (Doctoral dissertation, Thèse Univ. de Bourgogne, Dijon).
- Paga P, 2009.** Distribution des contaminants métalliques en zones côtières, soumises à des apports d'eau d'assainissement, Master 2, Université de sud Toulon Val, 63p.
- PANGIRE 2010.** *Plan d'Action Nationale de Gestion Intégrée des Ressources en Eau*, Ministère de l'Eau, de l'Assainissement et de l'Hydrauliques Villageoise (MEAHV), 119 pp+Annexes
- Panichayapichet, P., Nitorisavut, S., & Simachaya, W., 2007.** Spatial distribution and transport of heavy metals in soil, ponded-surface water and grass in a Pb-contaminated watershed as related to land-use practices. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1-3), 181-193.
- PANSEA, (2010)
- Partheniades E., 2007,** *Engineering Properties and Hydraulic Behavior of Cohesive Sediments* (CRD press, Boca Raton
- Patrick, W. H., & Jugsujinda, A., 1992.** Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese, and iron in flooded soil. *Soil Science Society of America Journal*, 56(4), 1071-1073.

- Persaud, D., Jaagumagi, R., & Hayton, A., 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario.
- Picouet C., 1999.** Géodynamique d'un hydrosystème tropical peu anthropisé, le bassin supérieur du Niger et son delta intérieur. Hydrology. Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 386 p.
- plants. *Plant and Soil*, 199, 267-273.
- PNUE, 2003.** *Rapport national sur les problèmes environnementaux liés au bassin de la Pendjari au Bénin*, Accra, 40 p.
- Pourret, O., Davranche, M., Gruau, G., & Dia, A. 2007.** Rare earth elements complexation with humic acid. *Chemical Geology*, 243(1-2), 128-141.
- pp.203-228. <hal-01701176>
- Probst J. L., et Probst A., 2015.** Composition chimique des eaux et variabilité naturelle. In: l'Eau à découvert. (A découvert). CNRS Editions, France, pp. 206-207. ISBN 978 2 271 08829 1
- Probst J.L. 1983.** Hydrologie du bassin de la Garonne, modèle de mélanges, bilan de l'érosion, exportation des phosphates et des nitrates. *Thèse 3e cycle, Université Paul Sabatier Toulouse*, 148p.
- Probst J.L., 1992.** Géochimie et hydrologie de l'érosion continentale. Mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. *Mémoires des Sciences Géologiques*. Strasbourg, 167 pp.
- Probst J.L., Nkounkou R.R., Kremp G., Bricquet J.P., Thiebaut J.P. and Olivry J.C., 1992.** Dissolved major elements exported by the Congo and the Ubangui rivers during the period 1987-1989. *J. Hydrology*, 135: 237-257.
- Probst J.L., Messaïfa A., Kremp G., Behra P., (1999),** fluvial transports of mercury pollution in the Ill river basin (Northeastern France): Partitioning into aqueous phases, suspended matter and bottom sediments. *Environmental Science. Mercury Contaminated Site (Ed. By R. Ebinghaus et al.) Springer-Verlang Berlin Heidelberg*, 502–520.
- Probst, J. L., & Suchet, P. A., 1992.** Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). *Hydrological Sciences Journal*, 37(6), 621-637.
- Probst, J.L., Amiotte-Suchet, P., Ludwig, W., 1994a.** Continental erosion and river transports of carbon to oceans. *Trends Hydrol.* 1, 453–468.
- Probst, J.L., Messaïfa, A., Kremp, G., Behra, P., 1999.** Fluvial transports of mercury pollution in the Ill river basin (Northeastern France): Partitioning into aqueous phases, suspended matter and bottom sediments. *Environmental Science. Mercury Contaminated Site (ed. By R. Ebinghaus et al.) Springer-Verlang Berlin Heidelberg*, 502-520.
- Probst, J.L., Mortatti, J., Tardy, y., 1994.** Carbon River Fluxes and Global Weathering CO₂ consumption in the Congo and Amazon River Basins. *Appl. Geochem.* 9, 1–13.
- Probst, J.L., Mortatti, J., Tardy, Y., 1994b.** Carbon river fluxes and global weathering CO₂ consumption in the Congo and Amazon river basins. *Applied Geochem.* 9, 1–13.
- QUIBB, 2015.** Questionnaire unifié des indicateurs de base du bien-être 2015.
- Radakovitch, O., Roussiez, V., Ollivier, P., Ludwig, W., Grenz, C., & Probst, J. L. 2008.** Input of particulate heavy metals from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77(2), 285-295.
- Rapp R.P., Watson E.B., Miller C.F., 1991:** *Partial melting of amphibolite/eclogite and the origin of Archaean trondhjemites and tonalities*, *Precambrian Res.*, 51 p, 1-25.
- Raymond P.A., McClelland J. W., Holmes R. M., Zhulidov A. V., Mull K., Peterson B. J., Striegl R. G., Aiken G. R. and Gurtovaya T. Y., 2007.** Flux and age of dissolved organic carbon exported to the Arctic Ocean: A carbon isotopic study of the five largest arctic rivers. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 21, GB4011, p 9.
- Reimann, C., & Banks, D., 2004.** Setting action levels for drinking water: are we protecting our health or our economy (or our backs!)? *Science of the total environment*, 332(1-3), 13-21.
- Ribera, D., Labrot, F., Tisnerat, G., & Narbonne, J. F., 1996.** Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. In *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 53-89). Springer, New York, NY.
- Robert, M., 1996.** Le sol, interface dans l'environnement. Ressources pour le développement Ed Masson, Paris, 244p.
- Rodier, J., 1984.** *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie*. Dunod.
- Rosso, L., Lobry, J. R., & Flandrois, J. P. 1993.** An unexpected correlation between cardinal temperatures of microbial growth highlighted by a new model. *Journal of Theoretical Biology*, 162(4), 447-463.

- Roussiez V., Ludwig W., Probst J.L., Monaco A., (2005)**, Background levels of heavy metals in surficial sediments of the Gulf of Lions (NW Mediterranean): an approach based on ¹³³Cs normalization and lead isotope measurements. *Environ Pollut*, 138:167–77.
- Roussiez, V., 2006.** Les éléments métalliques. Traceurs de la pression anthropique et du fonctionnement hydro-sédimentaire du golfe du Lion. Thèse Université de Perpignan. 247p
- Roussiez, V., Ludwig, W., Monaco, A., Probst, J. L., Bouloubassi, I., Buscail, R., & Saragoni, G., 2006.** Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): a multi-tracer approach. *Continental Shelf Research*, 26(16), 1843-1857.
- Roussiez, V., Ludwig, W., Radakovitch, O., Probst, J. L., Monaco, A., Charrière, B., & Buscail, R., 2011.** Fate of metals in coastal sediments of a Mediterranean flood-dominated system: an approach based on total and labile fractions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(3), 486-495.
- Rudy, Nicolau. 2005.** Caractérisation et quantification des transferts dus aux petites rivières côtières Méditerranéennes. Ocean, Atmosphere. *Thèse de l'Université du Sud Toulon Var*, 178p
- Salomons W, Förstner U, (1984)** Metals in the hydrocycle. *SpringerVerlag, Berlin*, p 349.
- Salomons W., Förstner U., (1980)** Trace metal analysis on polluted sediments. II: Evaluation of environmental impact, SpringerVerlag, Berlin, Heidelberg, New-york, Tokyo. *Environ. Technol. Letters* 1:506–517.
- Salomons, W., Förstner, U., 1984.** Metals in the hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New york, Tokyo, 350 p.
- Salvarredy-Aranguren M.M., 2008.** Contamination en métaux lourds 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-Paul Sabatier, 381 p + annexes.
- Salvarredy-Aranguren M.M., Probst A., Roulet M., Isaure M.P., 2008.** Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): mineralogical and hydrological influences. *Applied Geochemistry*, 23: 1299-1324.
- Schiff K.C., and Weisberg S.B., 1999.** Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Mar Environ Res.* 48: 161-76.
- Schijf, J., 1992.** *Aqueous geochemistry of the rare earth elements in marine anoxic basins* (Doctoral dissertation, Faculteit Aardwetenschappen der Rijksuniversiteit te Utrecht).
- Schulin, R., Curchod, F., Mondeshka, M., Daskalova, A., & Keller, A., 2007.** Heavy metal contamination along a soil transect in the vicinity of the iron smelter of Kremikovtzi (Bulgaria). *Geoderma*, 140(1-2), 52-61.
- Semhi, K., Suchet, P.A., Clauder, N. and Probst, J.L., 2000.** Impact of nitrogen fertilizers on the natural weathering erosion process and fluvial transport in the Garonne basin. *Applied Geochemistry* 15, 865-878.
- Shiklomanov I.A., and Rodda J.C., 2003.** World water resources at the beginning of the 21st century, Cambridge Univ. Press (Royaume Uni), 435 pp.
- Sholkovitz E.R., 1992:** Chemical evolution of rare earth elements: fractionation between colloidal and solution phases of filtered river water, *earth Planet. Sci. Lett*, 114, 77-84.
- Sholkovitz E.R., 1995.** The aquatic geochemistry of rare earth elements in rivers and estuaries. *Aquat. Geochem.* 1: 1-43.
- Sholkovitz E.R., Landing W.M., et Lewis B.L., 1994:** Ocean particle chemistry: the fractionation of rare earth elements between suspended particle and seawater, *geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 1567-1579.
- Sholkovitz, E. R., 1993.** The geochemistry of rare earth elements in the Amazon River estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57(10), 2181-2190.
- Shoty, W. 1996.** Peat bog archives of atmospheric metal deposition: geochemical evaluation of peat profiles, natural variations in metal concentrations, and metal enrichment factors. *Environmental Reviews*, 4(2), 149-183.
- Shoty, W., Blaser, P., Grünig, A., & Cheburkin, A. K., 2000.** A new approach for quantifying cumulative, anthropogenic, atmospheric lead deposition using peat cores from bogs: Pb in eight Swiss peat bog profiles. *Science of the Total Environment*, 249(1-3), 281-295.
- Shtangeeva, 2005:** *Trace and Ultratrace Elements in Plants and Soil*. WIT Press. 348p.
- Sigg A., Fuhrer K., Anklin M., Staffelbach T., Zurmühle D., 1994.** A continuous analysis technique for trace species in ice cores. *Environmental Science & Technology*, 28 (2): 204-209.
- Sigg, L., Stumm, B., & Behra, P., 1992.** Chimie des milieux aquatiques, Ed.
- Silva M.M.V., Cabral Pinto, M.M.S., and Carvalho, P.C.S., 2016.** Major, trace and REE geochemistry of recent sediments from lower Catumbela River (Angola). *Journal of African Earth Sciences* 115: 203-217.

- Slansky, M., 1962.** Contribution à l'étude géologique du bassin sédimentaire côtier du Dahomey et du Togo. Mem BRGM 11. Trends in Analytical Chemistry, 22 pp. 152-159
- Smith, S. L., MacDonald, D. D., Keenleyside, K. A., Ingersoll, C. G., & Field, L. J. 1996.** A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*, 22(3), 624-638.
- Sougnabe, S.P., A. Yandia, J. Acheleke, T. Brevault, M. Vaissayre et L.T. Ngartoubam, 2009.** Pratiques phytosanitaires paysannes dans les savanes d'Afrique centrale, In Savanes africaines en développement : innover pour durer, 20-23 avril 2009, Garoua, Cameroun, pp. : 1-13
- Sow M. A., 2018.** *Hydrologique et géochimie des transports fluviaux dissous et particulaires dans le bassin versant du Milo (République de Guinée)*. 2018. Thèse de doctorat. Toulouse, INPT.219 p
- Sow M.A., Payre-Suc V., Julien F., Camara M., Baque D., Probst A., Sidibe., Probst J.L., (2018),** Geochemical composition of fluvial sediments in the Milo River basin (Guinea): is there any impact of artisanal mining and of a big African city, Kankan?, *Journal of African earth Sciences* **145**, 102-114.
- Spencer, K. L., & MacLeod, C. L., 2002.** Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(6), 989-998.
- Sprovieri, M., Feo, M. L., Prevedello, L., Manta, D. S., Sammartino, S., Tamburrino, S., & Marsella, E., 2007.** Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere*, 67(5), 998-1009.
- Stallard R.F., Edmond J.M., 1981.** Geochemistry of the Amazon: 1. Precipitation chemistry and the marine contribution to the dissolved load at the time of peak discharge. *J. Geophys. Res.*, 86 (C10): 9844-9858.
- Stallard R.F., Edmond J.M., 1983.** Geochemistry of the Amazon: 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. *Journal of geophysical Research*, 88: 9671-9688.
- Stallard R.F., Edmond J.M., 1987.** Weathering chemistry and limits to dissolved inputs. *Journal of geophysical Research*, 92 (8): 8293-8302.
- Stallard, R. F., 1980.** *Major element geochemistry of the Amazon River system* (Doctoral dissertation, Massachusetts Institute of Technology).
- Stegen, A., Govers, G., Nachtergaele, J., Takken, I., Beuselinck, L., & Poesen, J., 2000.** Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. *Geomorphology*, 33(1-2), 25-36.
- Steinmann M. et Stille P., 1997:** Rare earth elements behavior and Pb, Sr, Nd isotope systematics in a heavy metals contaminated soil, *Appl. Geochem*, 12, 607-623.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourier, H., Proix, N., & Schwartz, C., 2006.** Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma*, 136(3-4), 912-929.
- Stumm, W., 1992.** *Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems*. John Wiley & Son Inc.
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1996.** *Aquatic Chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Water*, third ed. Wiley, New York.
- Summerfield M. A., 1991.** *Global geomorphology; an introduction to the study of landforms*, 537 p., Longman Scientific & Technical, Harlow, UK.
- Sutherland RA., (2000),** Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, *Oahu, Hawaii. Environ Geol*; 39: 330-41.
- Tack, F. M., & Verloo, M. G., 1996.** Metal contents in stinging nettle (*Urtica dioica* L.) as affected by soil characteristics. *Science of the Total Environment*, 192(1), 31-39.
- Taghavi L. 2010.** "Dynamique De Transfert Des Pesticides En Périodes de Crue Sur les bassins versants agricoles Gascons." Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Taghavi, L., Merlini G., and Probst, J.L., 2011.** The role of storm flows in concentration of pesticides associated with particulate and dissolved fractions as a threat to aquatic ecosystems. Case study : the agricultural watershed of Save river (Southwest of France). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2011) 400, 06
- Tampo L., Gnazou M., Akpataku V., Bawa L., Nuto Y., Oueda A., Guenda W., 2015.** Application des méthodes statistiques à l'étude hydrochimique des eaux d'un hydrosystème tropical : cas du bassin versant de la rivière Zio (TOGO), *European Scientific Journal* May 2015 edition vol.11, No.14 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857-7431
- Tardy Y., 1968.** Une méthode de détermination des types d'altération actuels par l'étude des eaux en pays granitiques et gneissiques. *Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 278, série D, pp.1999-2002.
- Tardy Y., 1969.** Géochimie des altérations. Etude des arènes et des eaux de quelques massifs cristallins d'Europe et d'Afrique. *Annales de Géographie*, t. 82, 452: 482-484.

- Tardy Y., 1990.** L'érosion. *Encyclopedia Universalis*, 8: 615-627.
- Tardy Y., 1993.** *Pétrologie des latérites et des sols tropicaux*, 459 p., Masson, Paris, France.
- Tardy, Y. 1986.** *Le cycle de l'eau: climats, paléoclimats et géochimie globale*. Masson.
- Taylor S.R., Mc Lennan S.M., 1985:** *The continental crust: its composition and evolution*. Blackwell Scientific publications, Oxford, 312p.
- Tessier, A., and D. R Turner. 1995.** Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. Series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems - Vol. 3
- Tessier, Cambell, P.G.C., Bisson, M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal. *Analytical Chemistry* 51, 844-851.
- Thiam, A., & Sagna, M. B., 2009.** Monitoring des pesticides au niveau des communautés à la base. Rapport régional Afrique. *PAN Africa, Dakar, Senegal*.
- Thiry M., 2000.** Palaeoclimatic interpretation of clay minerals in marine deposits; an outlook from the continental origin, *Earth-Sci. Rev.*, 49 (1-4) :201-221.
- Tijani, M. N., Okunlola, O. A., & Abimbola, A. F. 2006.** Lithogenic concentrations of trace metals in soils and saprolites over crystalline basement rocks: a case study from SW Nigeria. *Journal of African Earth Sciences*, 46(5), 427-438.
- Tozo K., K. Odah. & A. Aidam, 1999.-** Analyse minérale de certaines espèces végétales du lac de Lomé. *J.Rech. Sci. Univ. Bénin*, 3, 25-27.
- Transport In Inland Water, actes du colloque de Paris, juillet 1977, International Association of
- Tremblay A., 1997.** Caractérisation géochimique de la matière en suspension des principaux tributaires du Saint-Laurent entre Cornwall (Ontario) et Québec : apport des éléments traces 198 à l'étude de la provenance sédimentaire et à l'identification des traceurs. *Mémoire du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)*, Université du Québec, 227p.
- Tuncer, G., Tuncel, G., Balkas, T.I., 2001.** Evolution of metal pollution in the Golden Horn (Turkey) sediments between 1987 and 1912. *Marine Pollution Bulletin* 42, 350-360.
- Tyler G., 2004.** Rare earth elements in soil and plant systems – a review. *Plant Soil* 267:191–206
- Upstill-Goddard, R., Findlay, J. S., Elderfield, H., & Sholkovitz, E. R. 1986.** Rare earth elements (REE) in rivers and estuaries. *EOS Trans. Am. Geophys. Union*, 67, 1065.
- Ure, A. M., Quevauviller, P. H., Muntau, H., & Griepink, B. 1993.** Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *International journal of environmental analytical chemistry*, 51(1-4), 135-151.
- Uysal T., Zhao J-X., Golding S.D., Lawrence M.G., Glikson M., Collerson K.D. 2007:** Sm–Nd dating and rare-earth element tracing of calcite: Implications for fluid-flow events in the Bowen Basin, *Australia, Chemical Geology* 238, 63–71.
- Veyssy, E., Colas, C., Etcheber, H., Maneux, E., & Probst, J. L., 1996.** Transports fluviaux de carbone organique par la Garonne à l'entrée de l'estuaire de la Gironde./Fluvial transport of organic carbon by the Garonne river into the Gironde estuary. *Sciences Géologiques, bulletins et mémoires*, 49(1), 127-153.
- Viellefont, P., Coffi, O. R. SANTANNA 1965.** *Etudes pédo-hydrologiques au Togo., Vol. II.: Les sols de la Région Maritime et de la Région des Savanes*. PNUD-FAO-ORSTOM 2, Paris-Rome, 1-248.
- Vital, H., & Stattegger, K., 2000.** Major and trace elements of stream sediments from the lowermost Amazon River. *Chemical Geology*, 168(1-2), 151-168.
- Voice T.C., and Weber W.J., 1983.** Sorption of hydrophobic compounds by sediments, soils and suspended solids. *Water Res.*, 17: 1433-1441.
- Vrel A., 2012.** Reconstitution de l'histoire des apports en radionucléides et contaminants métalliques à l'estuaire fluvial de la Seine par l'analyse de leur enregistrement sédimentaire. These de l'Université de CAEN Basse-Normandie, 178 p.
- Walker, J.C.G., Hays, P.B., Kasting, J.F., 1981.** A negative feedback mechanism for the longterm stabilization of the earth's surface temperature. *J. Geophys. Res.* 86, 9776– 9782.
- Walling D.E., and Fang D., 2003.** Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change*, 39: 111-126.
- Walling, D. E., & Webb, B. W. 1996.** Erosion and sediment yield: a global overview. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, 236, 3-20.

- Walling, D., & Amos, C. (1999).** Source, storage and mobilization of fine sediment in a chalk stream system. *Hydrological processes*, 13(3), 323-340.
- Walling, D.E., 1999.** Linking land use, erosion, and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410 : 223-240.
- Wang, W. H., Meng, L., Hackett, R. J., & Keefe, D. L. 2001.** Developmental ability of human oocytes with or without birefringent spindles imaged by Polscope before insemination. *Human Reproduction*, 16(7), 1464-1468.
- Warren N, Allan IJ, Cater JE, House WA, Parker A. 2003.** Pesticides and other micro-organic contaminants in
- Wedepohl KH. 1995.** The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*; 59: 1217-1232
- Wentworth, C.K., 1922.** A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30, 377-392.
- Wollast R., et Mackenzife T., 1983.** The global cycle of silica. *In* : « Silicon Geochemistry and Biogeochemistry » S.R. ASTON (ed.), Academic Press, London, p. 39 - 76.
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1997).** **Biological effects of fine sediment in the lotic environment.** *Environmental management*, 21(2), 203-217.
- Wright, J., Schrader, H., and Holser, W. T., 1987.** Paleoredox variations in ancient oceans recorded by Rare-Earth Elements in fossil apatite. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 51, 631-644
- Wu, F., Sun, D., Li, H., Jahn, B. & Wilde, S. 2002.** A-type granites in northeastern China: age and geochemical constraints on their petrogenesis. *Chemical Geology*, 187, 143-173.
- Wytenbach, A., Furrer, V., Schleppe, P. & Tobler, L. 1998.** Rare earth elements in soil and in soil-grown
- Yay, O., Alagha, O. & Tuncel, G. 2008.** Multivariate statistics to investigate metal contamination in surface
- Zabaleta A, Martínez M, Uriarte JA, Antigüedad U. 2007.** Factors controlling suspended sediment yield during runoff events in small headwater catchments of the Basque Country. *Catena* 71: 179–190.
- Zachara, J.M., Resch, C.T., Smith S.C., 1994.** Influence of humic substances on Co21 sorption by a subsurface mineral separate and its mineralogic components. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58, 553–566.
- Zaines, G.N., Schultz, R.C., Isenhardt, T.M., Mickelson, S.K., Kovar, J.L., Russell, J.R., Powers, W.P., 2005.** Steam bank erosion under different riparian land-use practices in northeast Iowa. AFTA 2005; Conference Proceedings.

Annexe 1 : Concentration des éléments traces dans la phase dissoute au cours de la période hydrologique d'août 2015 à août 2016

Site-date prélèvement	Concentration des éléments traces																				
	Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Rb	Sr	Zr	Nb	Mo	Cd	Sn	Cs	Ba	Pb	Th	U
	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
Z1_04/10/2015	0,656	2,602	2,390	0,624	8,461	7,583	23,689	0,004	0,432	19,029	983,44	0,023	0,054	1,531	0,001	1,043	0,029	200,173	0,480	0,009	0,427
Z1_05/05/2016	0,479	4,836	21,573	0,364	8,843	75,556	18,914	0,010	0,629	32,045	1935,10	0,026	0,332	2,453	0,093	0,133	0,061	299,053	0,994	0,003	0,436
Z1_09/09/2016	4,101	1,242	1,649	1,987	6,176	6,756	170,369	0,038	0,578	3,979	230,47	0,234	0,045	0,164	0,042	1,587	0,011	505,268	0,872	0,025	0,024
Z2_04/10/2015	1,750	0,278	0,371	0,751	1,942	0,500	21,410	0,009	0,233	2,470	94,34	0,041	0,012	0,043	0,001	0,056	0,008	105,900	0,066	0,007	0,017
Z2_24/03/2016	2,959	1,222	1,270	0,447	7,536	18,240	120,200	0,024	0,721	12,840	145,70	0,238	0,087	0,461	0,049	0,272	0,043	171,600	1,079	0,043	0,029
Z2_07/06/2016	3,180	1,168	1,257	0,213	5,221	1,941	38,410	0,024	0,552	8,618	109,80	0,199	0,082	0,217	0,032	0,220	0,096	157,400	0,395	0,036	0,036
Z2_14/08/2016	1,271	0,315	0,091	0,456	1,395	2,483	51,650	0,002	0,219	1,109	65,17	0,071	0,006	0,063	0,005	0,143	0,003	175,900	0,155	0,006	0,007
Z2_09/09/2016	2,301	0,428	0,931	0,503	2,886	5,013	69,440	0,015	0,261	4,216	91,30	0,228	0,013	0,162	0,136	0,308	0,019	157,500	0,494	0,006	0,007
Z3_06/08/2015	2,133	2,478	1,317	0,488	2,592	2,110	4,359	0,099	0,201	2,632	108,80	0,179	0,125	0,136	0,005	0,014	0,036	65,700	0,349	0,032	0,055
Z3_22/08/2015	0,735	1,050	0,405	0,177	1,396	1,781	2,412	0,005	0,126	1,768	72,53	0,016	0,009	0,129	0,004	0,012	0,013	42,940	0,093	0,004	0,014
Z3_29/08/2015	2,129	2,700	1,550	0,277	2,820	7,964	29,230	0,093	0,204	2,831	100,20	0,159	0,071	0,125	0,014	0,026	0,048	58,990	0,879	0,033	0,046
Z3_12/09/2015	2,548	3,100	2,528	0,344	2,748	2,480	4,017	0,379	0,195	2,725	69,08	0,763	0,598	0,129	0,003	0,083	0,041	60,410	0,423	0,093	0,042
Z3_04/10/2015	2,264	2,796	1,869	0,395	2,455	3,594	7,217	0,223	0,205	2,471	73,48	0,604	0,380	0,140	0,005	0,355	0,032	51,650	0,363	0,067	0,040
Z3_18/10/2015	2,821	4,367	4,218	0,620	5,117	3,503	73,300	0,494	0,180	2,995	69,37	0,776	0,652	0,092	0,061	0,119	0,065	229,400	0,615	0,098	0,058
Z3_27/10/2015	3,360	4,654	2,596	0,633	5,500	4,423	49,500	0,364	0,321	5,828	103,60	0,372	0,301	0,124	0,042	1,005	0,099	183,300	0,743	0,066	0,070
Z3_07/11/2015	3,607	4,918	4,328	0,716	6,579	5,315	55,400	0,594	0,261	4,688	82,25	0,954	0,722	0,103	0,052	0,183	0,077	185,700	0,805	0,114	0,073
Z3_01/02/2016	1,096	1,262	0,980	1,314	3,358	6,047	14,299	0,046	0,304	5,280	327,92	0,015	0,009	0,737	0,015	0,419	0,020	254,962	0,180	0,003	0,362

Site-date prélèvement	Concentration des éléments traces																				
	Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Rb	Sr	Zr	Nb	Mo	Cd	Sn	Cs	Ba	Pb	Th	U
	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
Z3_15/04/2016	2,785	3,201	1,745	0,404	6,340	4,471	57,350	0,123	0,376	3,883	110,10	0,261	0,164	0,265	0,005	0,372	0,021	257,900	0,433	0,028	0,051
Z3_04/05/2016	1,956	2,108	0,819	0,185	4,222	4,258	41,540	0,009	0,333	3,693	198,60	0,051	0,021	0,409	0,005	0,419	0,011	313,400	0,089	0,005	0,119
Z3_18/05/2016	2,552	2,996	1,716	0,401	4,806	5,738	80,700	0,087	0,364	3,349	165,00	0,237	0,162	0,378	0,008	0,155	0,017	533,800	0,347	0,029	0,075
Z3_24/05/1916	2,522	5,255	2,656	0,527	5,869	6,252	62,960	0,210	0,291	2,653	74,63	0,370	0,206	0,170	0,006	0,351	0,029	328,900	0,521	0,050	0,064
Z3_30/05/2016	2,840	2,822	1,160	1,054	5,826	1,736	5,660	0,093	0,355	4,407	86,95	0,150	0,061	0,031	0,004	0,194	0,015	70,900	0,328	0,031	0,044
Z3_07/06/2016	3,074	2,777	1,234	0,243	7,376	3,770	34,280	0,070	0,312	5,185	100,40	0,168	0,056	0,194	0,031	1,320	0,021	147,800	0,472	0,030	0,050
Z3_10/06/2016	2,933	2,559	1,470	0,227	6,144	4,552	5,644	0,064	0,332	5,119	111,70	0,126	0,041	0,195	0,012	1,835	0,013	77,570	0,444	0,016	0,055
Z3_16/06/2016	2,875	2,772	2,085	0,380	5,528	3,467	4,338	0,143	0,274	4,801	84,62	0,204	0,166	0,152	0,006	2,882	0,089	62,980	0,318	0,029	0,044
Z3_28/06/2016	3,325	2,839	1,324	0,250	6,285	3,835	38,460	0,084	0,277	6,782	85,86	0,164	0,055	0,148	0,035	0,494	0,025	146,100	0,353	0,032	0,041
Z3_05/07/2016	3,030	2,713	1,432	0,404	5,337	2,420	41,630	0,088	0,300	4,270	87,69	0,176	0,058	0,111	0,041	0,124	0,022	160,100	0,367	0,032	0,036
Z3_09/07/2016	2,712	2,043	0,787	0,262	4,622	2,824	46,850	0,012	0,241	5,446	78,83	0,049	0,013	0,189	0,033	0,137	0,014	134,100	0,246	0,006	0,013
Z3_24/07/2016	2,635	1,596	1,244	0,209	4,380	2,847	37,870	0,028	0,270	4,168	99,43	0,070	0,028	0,165	0,027	0,310	0,016	126,200	0,274	0,012	0,022
Z3_14/08/2016	2,764	2,408	1,363	0,296	4,317	4,494	59,280	0,060	0,284	1,332	125,20	0,112	0,047	0,183	0,008	0,326	0,013	395,200	0,425	0,012	0,047
Z3_09/09/2016	2,049	1,793	0,958	0,179	3,145	2,775	37,870	0,073	0,172	3,832	53,83	0,145	0,063	0,085	0,040	0,140	0,021	114,700	0,418	0,016	0,023
Z3_12/09/2016	2,707	2,361	1,432	0,205	3,928	3,768	57,280	0,088	0,224	4,346	79,52	0,216	0,090	0,128	0,012	0,097	0,015	195,800	0,430	0,023	0,030
Z4_04/10/2015	2,553	2,799	2,181	0,340	2,711	1,910	2,942	0,300	0,171	2,398	56,35	0,589	0,454	0,090	0,004	0,189	0,045	45,640	0,337	0,077	0,028
Z4_18/06/2016	2,954	3,341	1,931	0,384	4,867	4,122	6,030	0,223	0,258	3,379	83,32	0,359	0,255	0,142	0,004	0,779	0,037	61,360	0,376	0,030	0,039
Z4_15/08/2016	2,702	2,312	1,300	0,195	3,181	2,357	39,860	0,088	0,210	1,733	112,40	0,216	0,127	0,157	0,004	0,111	0,012	167,500	0,334	0,029	0,028

Site-date prélèvement	Concentration des éléments traces																				
	Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Rb	Sr	Zr	Nb	Mo	Cd	Sn	Cs	Ba	Pb	Th	U
	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
Z4_09/09/2016	2,844	3,154	2,548	0,367	4,572	4,234	42,270	0,227	0,201	2,393	80,42	0,492	0,264	0,115	0,018	1,535	0,029	147,600	0,625	0,052	0,034
Z5_06/08/2015	1,718	0,853	0,517	0,180	1,288	0,896	2,344	0,041	0,106	0,984	49,08	0,080	0,029	0,062	0,005	0,001	0,013	37,560	0,188	0,011	0,016
Z5_11/10/2015	3,790	4,804	4,101	0,669	7,385	3,591	105,200	0,764	0,196	3,062	95,50	0,751	0,534	0,061	0,089	0,152	0,056	343,800	1,071	0,098	0,089
Z5_18/06/2016	2,945	3,404	2,323	0,333	4,569	2,748	4,188	0,314	0,200	2,334	96,06	0,584	0,392	0,090	0,002	1,331	0,031	78,450	0,413	0,062	0,052
Z5_15/08/2015	2,252	1,557	0,763	0,134	2,129	1,990	34,170	0,042	0,152	1,025	98,89	0,126	0,039	0,131	0,004	0,086	0,006	172,800	0,301	0,015	0,052
H1_06/08/2015	1,910	4,566	31,398	0,526	11,238	18,490	30,999	0,022	0,949	48,037	2547,99	0,018	0,118	2,940	0,032	0,992	0,067	489,900	1,224	0,010	0,381
H1_04/10/2015	2,911	5,451	5,552	0,613	10,054	5,536	36,233	0,543	0,403	9,024	241,68	0,682	1,023	0,470	0,014	1,106	0,189	173,363	1,170	0,097	0,155
H1_14/08/2016	3,384	3,931	2,015	0,353	6,013	4,614	91,990	0,083	0,399	3,811	148,50	0,148	0,113	0,380	0,006	0,302	0,030	471,400	0,392	0,018	0,152
H1_06/05/2016	1,644	2,890	0,890	0,134	4,927	5,909	18,388	0,030	0,298	12,450	476,07	0,046	0,236	0,918	0,142	1,068	0,138	90,167	0,488	0,008	0,224
H1_09/09/2016	3,136	3,670	1,314	0,234	5,077	6,275	62,880	0,063	0,330	1,752	159,70	0,223	0,115	0,351	0,027	3,009	0,017	516,900	0,463	0,016	0,198
H2_06/08/2015	3,162	3,264	0,870	0,324	5,155	2,800	6,352	0,089	0,370	3,929	130,90	0,177	0,108	0,384	0,014	0,020	0,066	99,990	0,323	0,028	0,123
H2_22/08/2015	1,277	2,579	0,198	0,108	3,343	2,731	3,749	0,009	0,222	1,706	97,39	0,031	0,015	0,289	0,004	0,002	0,022	65,980	0,109	0,005	0,078
H2_29/08/2015	4,568	7,756	4,938	1,014	7,414	5,430	58,460	0,774	0,411	7,885	108,70	0,764	0,806	0,208	0,009	0,065	0,261	272,700	1,120	0,184	0,124
H2_12/09/2015	3,508	4,865	2,054	0,392	4,643	4,206	85,820	0,323	0,386	3,523	115,70	0,421	0,495	0,368	0,006	1,280	0,079	454,900	0,367	0,088	0,129
H2_22/09/2016	3,605	4,886	2,928	0,490	5,501	4,351	44,490	0,475	0,372	5,176	115,30	0,673	0,726	0,360	0,028	0,145	0,127	179,900	0,560	0,099	0,099
H2_18/10/2015	3,359	8,277	4,246	0,734	7,693	7,515	52,280	0,624	0,277	4,696	97,63	0,645	0,713	0,159	0,009	0,297	0,113	820,200	0,638	0,118	0,163
H2_13/04/2016	3,900	5,997	1,585	0,321	8,496	10,390	86,580	0,113	0,482	6,118	136,70	0,156	0,125	0,499	0,010	0,454	0,043	371,200	0,586	0,022	0,102
H2_04/05/2016	3,053	1,706	0,369	0,688	3,004	1,838	63,110	0,056	0,656	4,846	144,40	0,057	0,032	0,302	0,002	0,322	0,006	220,700	0,134	0,012	0,026

Site-date prélèvement	Concentration des éléments traces																				
	Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Rb	Sr	Zr	Nb	Mo	Cd	Sn	Cs	Ba	Pb	Th	U
	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
H2_21/05/2016	2,772	1,571	0,307	0,481	4,325	2,080	51,820	0,031	0,437	4,342	167,40	0,036	0,020	0,626	0,005	0,047	0,009	232,000	0,078	0,005	0,113
H2_26/05/2016	2,660	2,076	0,217	0,068	2,727	1,093	4,613	0,008	0,380	5,675	196,70	0,009	0,003	0,732	0,002	0,054	0,003	136,700	0,040	0,001	0,193
H2_30/05/2016	3,430	5,305	2,369	0,310	5,956	5,092	50,660	0,214	0,331	3,946	111,70	0,418	0,380	0,354	0,003	0,256	0,042	239,300	0,252	0,043	0,065
H2_10/06/2016	3,261	4,767	1,628	0,277	6,037	4,124	3,990	0,115	0,357	3,847	126,30	0,125	0,160	0,435	0,002	0,052	0,028	97,440	0,236	0,021	0,098
H2_21/06/2016	3,135	5,998	2,624	0,433	9,955	8,132	5,850	0,287	0,323	5,617	73,56	0,374	0,452	0,230	0,003	1,012	0,065	71,920	0,423	0,053	0,068
H2_24/06/2016	3,750	4,198	2,068	0,319	7,668	3,757	42,840	0,231	0,368	7,771	118,80	0,328	0,320	0,258	0,031	0,140	0,062	187,700	0,318	0,047	0,178
H2_26/06/2016	3,998	6,098	4,337	0,523	9,062	5,243	69,850	0,573	0,433	8,379	124,90	1,048	1,184	17,020	0,222	0,997	0,122	277,200	1,368	0,107	0,170
H2_29/06/2016	4,465	4,894	2,022	0,306	8,232	4,102	46,350	0,122	0,455	7,654	170,60	0,132	0,115	0,430	0,043	1,434	0,055	266,400	0,304	0,029	0,119
H2_02/07/2016	2,894	6,015	2,897	0,621	8,888	6,089	78,740	0,293	0,315	10,120	87,16	0,181	0,263	0,747	0,178	0,217	0,130	252,600	0,955	0,043	0,086
H2_05/07/2016	2,670	4,259	1,285	0,205	6,997	5,935	79,350	0,018	0,311	9,848	102,20	0,071	0,027	0,270	0,049	0,198	0,058	221,300	1,452	0,009	0,037
H2_07/07/2016	5,992	11,930	7,762	2,119	16,550	6,670	9,393	0,533	0,613	17,280	175,30	0,348	0,440	0,245	0,008	0,018	0,202	168,800	1,119	0,120	0,130
H2_09/07/2016	4,252	8,997	4,144	0,820	9,726	9,420	94,280	0,426	0,481	8,565	120,60	0,286	0,464	0,262	0,085	0,700	0,162	337,200	1,963	0,080	0,091
H2_13/07/2016	3,550	4,609	2,262	0,358	6,894	4,031	69,570	0,199	0,317	5,852	116,40	0,187	0,239	0,234	0,058	0,320	0,079	284,600	0,488	0,036	0,067
H2_15/07/2016	2,768	4,925	2,614	0,578	6,807	5,057	54,660	0,257	0,273	10,870	71,88	0,175	0,138	0,186	0,051	0,483	0,081	175,400	0,958	0,027	0,061
H2_14/08/2016	3,404	3,903	1,196	0,301	5,909	4,921	74,170	0,079	0,406	2,995	151,80	0,225	0,107	0,415	0,013	0,338	0,026	437,900	0,371	0,015	0,173
H2_09/09/2016	3,663	4,680	1,448	0,242	6,178	5,086	74,060	0,055	0,400	2,888	181,10	0,151	0,060	0,391	0,074	0,391	0,032	478,800	0,501	0,009	0,244
H2_13/09/2016	4,056	5,036	3,288	0,326	7,825	7,561	118,974	0,066	0,468	4,493	252,72	0,107	0,068	0,452	0,030	0,377	0,025	858,417	0,479	0,011	0,200
H3_11/10/2015	3,116	6,775	3,925	0,800	5,748	4,574	119,400	0,611	0,206	7,102	53,84	0,434	0,571	0,097	0,104	0,063	0,144	350,000	0,890	0,086	0,086

Site-date prélèvement	Concentration des éléments traces																				
	Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Rb	Sr	Zr	Nb	Mo	Cd	Sn	Cs	Ba	Pb	Th	U
	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
H3_18/06/2016	2,920	5,357	2,248	0,473	8,430	7,109	6,425	0,346	0,282	5,674	73,51	0,280	0,389	0,191	0,015	1,064	0,078	68,210	0,446	0,028	0,052
H3_15/08/2016	3,603	3,745	1,092	0,266	6,263	4,441	56,080	0,064	0,407	3,008	172,70	0,128	0,065	0,432	0,008	0,512	0,023	367,700	0,321	0,015	0,199
H3_09/09/2016	2,876	4,348	3,264	0,381	6,163	4,920	80,170	0,231	0,251	2,991	91,43	0,326	0,355	0,233	0,113	0,412	0,048	363,300	0,686	0,037	0,043
L1_06/08/2015	10,467	0,550	5,484	12,679	13,321	2,172	18,650	0,012	0,168	1,769	469,83	0,001	0,093	0,043	0,120	1,089	0,115	363,893	0,344	0,001	0,607
L1_03/10/2015	0,386	2,804	1,344	0,294	7,924	11,013	20,954	0,006	0,530	23,620	1353,11	0,005	0,181	1,523	0,023	0,636	0,029	317,609	0,508	0,004	0,167
L1_05/05/2016	1,258	3,465	5,578	0,080	7,308	9,940	23,889	0,051	0,649	22,418	1280,44	0,036	0,043	1,873	0,062	0,848	0,059	226,993	0,470	0,003	0,546
L2_06/08/2015	2,690	3,255	11,113	0,145	6,608	7,653	24,488	0,050	0,882	18,469	763,73	0,011	0,224	1,410	0,034	1,174	0,089	207,107	0,561	0,001	0,287
L2_03/10/2015	5,879	6,338	88,734	0,068	10,255	36,287	34,703	0,502	1,710	79,324	5354,21	0,095	0,739	8,432	0,367	0,934	0,151	292,389	1,480	0,024	2,250
L2_05/05/2016	0,086	3,254	7,451	0,048	10,045	18,122	24,333	0,012	0,320	35,043	2044,46	0,020	0,068	2,756	0,124	1,682	0,068	341,138	0,874	0,005	0,362
L3_06/08/2015	2,035	3,257	0,233	0,021	8,508	20,614	14,043	0,069	0,704	48,236	3122,97	0,039	0,713	4,216	0,056	1,448	0,082	74,224	1,042	0,005	0,677
L3_03/10/2015	0,310	2,729	10,873	0,061	5,152	6,179	12,335	0,017	0,653	15,362	653,42	0,027	0,223	1,013	0,017	1,085	0,043	138,251	0,530	0,003	0,285
L3_06/05/2016	4,339	5,880	2,829	0,515	6,290	6,625	72,014	0,216	0,548	12,147	169,14	0,288	0,213	0,339	0,012	0,546	0,069	403,328	0,544	0,049	0,128
L4_06/08/2015	1,700	3,302	2,850	0,073	9,249	21,728	12,764	0,039	0,979	50,395	3413,36	0,018	0,436	4,701	0,062	1,671	0,111	171,726	0,845	0,006	1,282
L4_03/10/2015	1,492	1,631	0,169	0,054	7,770	16,062	30,260	0,093	0,512	33,791	2289,67	0,028	0,278	2,711	0,037	1,275	0,092	209,958	0,698	0,005	0,522
L4_06/05/2016	0,354	2,494	9,362	0,106	15,438	16,052	21,956	0,056	0,592	32,591	1943,74	0,049	0,191	2,348	0,277	1,654	0,148	178,214	1,044	0,014	0,716
L4_14/08/2016	3,047	5,472	1,467	0,465	6,729	7,126	68,165	0,254	0,548	10,966	166,55	0,493	0,496	0,350	0,128	0,720	0,055	391,659	1,032	0,056	0,142
L5_06/08/2015	1,594	4,354	1,320	0,353	5,406	5,800	17,986	0,097	0,433	12,773	459,53	0,066	0,180	0,803	0,027	0,916	0,078	87,514	0,644	0,001	0,263
L5_04/10/2015	0,648	2,219	8,695	0,126	4,195	7,008	14,801	0,021	0,634	16,503	763,97	0,018	0,305	1,288	0,032	0,942	0,043	141,747	0,421	0,004	0,331

Site-date prélèvement	Concentration des éléments traces																				
	Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Rb	Sr	Zr	Nb	Mo	Cd	Sn	Cs	Ba	Pb	Th	U
	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
L5_06/05/2016	0,623	3,302	17,076	0,246	11,347	20,051	20,493	0,029	0,832	43,326	2730,88	0,076	0,157	2,795	0,012	1,141	0,084	310,298	1,405	0,034	0,547
L5_14/08/2016	4,026	6,447	2,499	0,404	6,629	8,374	41,226	0,148	0,561	10,701	195,63	0,182	0,145	0,450	0,018	0,146	0,071	587,368	0,689	0,031	0,234
L6_06/08/2015	2,344	3,175	1,794	0,027	11,282	21,358	19,352	0,140	0,611	50,661	3442,68	0,069	0,470	4,445	0,087	2,056	0,114	153,790	0,891	0,000	1,411
L6_04/10/2015	2,160	2,760	2,937	0,124	9,703	22,436	18,238	0,057	0,829	51,352	3414,59	0,011	0,509	3,629	0,159	0,882	0,103	268,638	0,992	0,002	0,659
L6_06/05/2016	1,456	2,663	0,587	0,198	4,991	5,371	28,710	0,072	0,403	11,400	439,56	0,045	0,193	0,721	0,058	0,648	0,050	190,917	0,422	0,009	0,187
L6_13/08/2016	3,962	4,407	2,297	0,444	5,565	7,299	64,065	0,194	0,457	9,366	167,91	0,326	0,286	0,260	0,017	0,236	0,060	446,402	0,474	0,053	0,126
L7_06/08/2015	1,819	2,798	1,308	0,273	5,755	5,438	11,956	0,186	0,475	12,308	486,75	0,055	0,305	0,997	0,028	0,547	0,066	150,686	0,626	0,003	0,222
L7_04/10/2015	1,469	4,370	18,773	0,523	9,416	18,741	15,168	0,145	0,641	46,119	2850,38	0,116	0,237	3,541	0,008	0,979	0,153	237,008	0,621	0,008	1,137
L7_06/05/2016	0,673	3,523	6,646	0,134	5,666	7,902	8,794	0,050	0,392	18,533	970,67	0,022	0,114	1,593	0,038	0,273	0,035	139,105	0,489	0,003	0,449
L7_14/08/2016	4,031	5,495	2,575	0,470	5,831	5,768	64,418	0,231	0,528	9,968	161,50	0,409	0,360	0,285	0,007	0,543	0,058	431,211	0,497	0,054	0,119
L8_06/08/2015	1,080	3,470	19,359	0,202	8,928	19,836	23,413	0,130	0,828	46,313	2902,98	0,125	0,528	3,138	0,060	0,191	0,135	319,148	0,865	0,013	0,579
L8_04/10/2015	0,837	3,551	4,491	0,108	8,056	8,667	10,183	0,085	0,607	21,843	1192,36	0,035	0,245	1,609	0,022	0,945	0,040	177,065	0,435	0,001	0,484
L8_06/05/2016	0,175	4,151	13,262	0,404	13,171	23,086	45,963	0,048	0,661	35,775	1910,20	0,058	0,200	3,390	0,090	0,636	0,109	359,754	1,954	0,005	0,398
L8_14/08/2016	3,687	4,741	1,967	0,345	5,294	5,099	54,318	0,156	0,457	10,665	150,60	0,212	0,174	0,281	0,006	0,250	0,051	291,903	0,416	0,039	0,094

Annexe 2 : Concentration des éléments traces dans les sédiments des rivières Zio, Haho et le lac Togo au cours du mois de février 2015 et octobre 2015

Site –mois de prélèvement	As	Sn	Sc	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Cd	Cs	Ba	Pb	Th	U
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Z1-F	2,5	9,0	17,9	100,3	151,4	24,4	89,5	47,4	85,6	22,8	51,6	109,9	23,5	248,7	13,9	1,4	0,3	2,4	355,6	15,7	9,0	2,1
Z2-F	1,7	4,6	23,7	134,0	201,4	18,3	99,1	54,0	105,2	27,8	85,5	86,6	29,4	188,8	16,4	0,8	0,3	3,2	527,7	19,8	11,6	2,2
Z3-F	1,9	7,8	17,2	105,9	161,3	33,2	68,0	29,9	68,0	19,9	52,8	193,0	32,5	495,1	18,1	0,7	0,4	2,0	526,3	17,6	11,3	2,4
Z4-F	< L.D.	3,4	13,2	85,1	165,6	24,2	62,3	22,1	51,7	15,1	35,2	300,5	39,4	987,8	21,2	< L.D.	0,7	1,0	501,5	13,8	10,1	2,5
Z1-O	1,6	2,5	19,2	113,1	161,0	22,0	89,2	50,3	88,5	23,3	51,9	108,8	22,6	355,5	14,5	1,3	0,2	2,6	386,7	15,9	9,2	2,1
Z2-O	2,2	3,1	25,3	143,7	201,3	16,3	85,0	62,1	93,9	27,8	71,1	90,8	30,1	235,1	18,6	1,2	0,1	3,4	473,8	19,8	11,5	2,3
Z3-O	4,2	3,6	12,7	101,0	143,7	19,2	42,7	43,1	98,2	15,0	28,6	138,6	29,8	1014,1	18,8	1,6	0,3	1,4	366,0	25,4	10,7	3,0
Z4-O	1,2	2,0	13,5	89,4	161,4	24,5	55,9	22,6	49,8	15,2	30,8	303,2	42,9	1285,0	22,7	0,7	0,2	1,0	511,9	15,3	10,5	3,0
Z5-O	1,1	2,1	17,4	114,3	277,6	26,7	110,7	24,5	50,3	15,4	28,7	334,3	40,8	1113,7	32,6	0,6	0,2	1,0	418,3	13,5	8,5	2,5
H1-F	2,6	6,7	15,9	79,5	184,3	36,5	116,0	30,8	70,3	18,5	61,9	153,4	38,4	601,0	17,4	0,7	0,5	2,0	518,2	16,2	12,1	2,5
H2-F	1,7	3,6	15,1	87,0	200,5	27,0	100,2	27,4	63,6	17,9	53,6	221,0	41,9	1079,0	16,9	0,6	0,9	1,7	736,5	18,7	15,9	3,5
H3-F	< L.D.	5,6	15,7	92,8	219,7	26,4	104,2	30,1	62,5	18,1	61,3	210,8	42,4	1006,0	17,2	0,5	0,7	1,7	727,5	19,2	15,9	3,4
H1-O	2,0	2,5	18,8	111,2	218,6	29,4	118,2	39,9	77,6	22,4	73,4	147,9	35,1	485,0	17,1	0,8	0,2	2,7	537,7	20,5	12,5	2,7
H2-O	2,1	2,8	18,3	118,7	267,3	33,5	170,7	36,1	74,3	20,8	56,6	177,1	37,8	754,6	17,5	0,9	0,2	2,3	679,2	24,4	14,1	3,2
H3-O	1,8	2,5	20,0	115,3	280,3	33,2	151,3	40,3	72,7	21,7	70,4	141,7	39,1	427,1	18,3	0,8	0,1	2,7	612,5	19,0	12,8	2,7
L3-F	3,5	14,0	15,5	79,6	146,2	33,2	106,7	32,8	75,6	18,0	60,8	173,0	36,4	562,2	17,9	< L.D.	0,5	2,0	506,3	15,1	10,5	2,5
L3-O	3,5	4,7	16,8	78,8	144,2	18,7	80,3	32,6	82,8	21,2	50,8	127,0	28,4	755,8	21,1	1,2	0,6	2,4	271,5	22,9	11,4	3,3

Annexe 3 : Concentration des terres rares dans les sédiments des rivières Zio, Haho et le lac Togo au cours du mois de février 2015 et octobre 2015

Site –mois de prélèvement	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Z1-F	36,22	64,48	8,21	30,80	5,97	1,35	4,79	0,73	4,33	0,89	2,34	0,34	2,31	0,35
Z2-F	46,89	86,82	10,84	40,54	7,88	1,87	6,35	0,94	5,62	1,13	2,98	0,43	2,84	0,43
Z3-F	45,11	95,09	10,72	40,53	7,80	1,77	6,36	0,98	6,04	1,23	3,36	0,50	3,39	0,54
Z4-F	40,79	87,33	9,78	37,11	7,36	1,65	6,48	1,03	6,68	1,46	4,04	0,61	4,19	0,67
H1-F	51,71	99,07	12,04	45,33	8,94	1,98	7,43	1,11	6,78	1,42	3,86	0,57	3,91	0,62
H2-F	59,55	124,30	14,03	52,73	10,15	2,00	8,22	1,22	7,44	1,56	4,27	0,64	4,49	0,73
H3-F	62,93	133,00	14,93	56,26	10,89	2,10	8,71	1,28	7,74	1,60	4,32	0,66	4,52	0,73
L3-F	45,58	82,99	10,62	40,55	8,00	1,85	6,80	1,04	6,29	1,33	3,54	0,51	3,46	0,53
Z1-O	36,06	66,12	8,17	30,30	5,97	1,34	4,84	0,73	4,34	0,89	2,37	0,34	2,36	0,35
Z2-O	47,35	98,01	11,02	40,92	8,11	1,86	6,54	0,97	5,68	1,15	3,04	0,43	2,95	0,44
Z3-O	37,64	85,42	8,44	31,16	6,10	1,29	5,24	0,85	5,32	1,15	3,20	0,49	3,53	0,56
Z4-O	41,93	104,13	10,06	38,15	7,67	1,68	6,80	1,13	7,37	1,65	4,61	0,70	4,89	0,75
Z5-O	38,53	87,58	9,57	37,15	7,86	1,93	6,97	1,13	7,18	1,55	4,26	0,63	4,44	0,67
H1-O	55,45	106,24	12,67	48,35	9,35	2,07	7,67	1,15	6,85	1,38	3,64	0,53	3,56	0,54
H2-O	59,04	119,83	13,63	51,49	9,87	2,06	8,14	1,20	7,03	1,45	3,89	0,57	3,95	0,60
H3-O	56,82	111,62	13,12	49,23	9,66	2,14	7,93	1,22	7,20	1,49	3,95	0,57	3,89	0,59
L3-O	42,98	78,24	9,16	33,37	6,54	1,46	5,54	0,85	5,17	1,09	3,00	0,45	3,13	0,48