

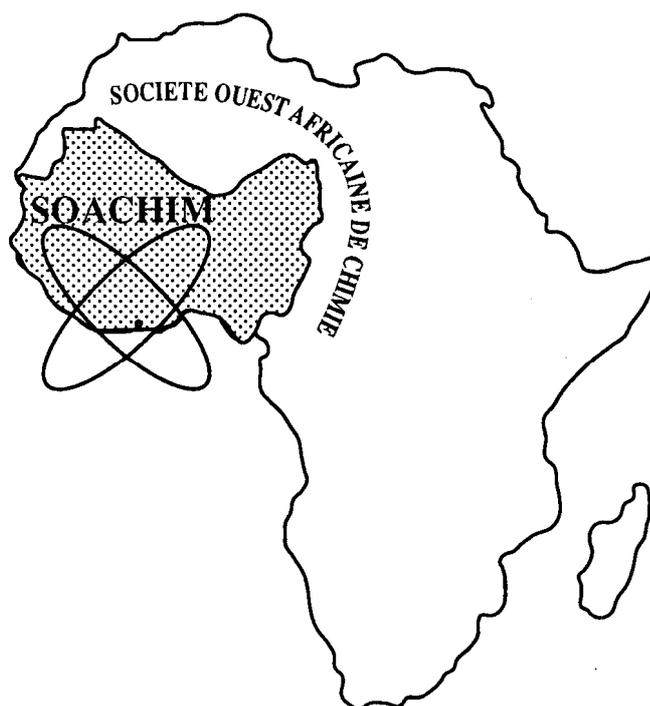
*Influence de l'hydroclimat sur la dynamique
saisonnnière de certains éléments traces métalliques
dans un estuaire marin : Cas d'étude*

Marcel Konan Yao, Albert Trokourey

Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie

J. Soc. Ouest-Afr. Chim.(2018), 045 : 31 - 41

23^{ème} Année, Juin 2018



ISSN 0796-6687

Code Chemical Abstracts : JSOCF2

Cote INIST (CNRS France) : <27680>

Site Web: <http://www.soachim.org>

Influence de l'hydroclimat sur la dynamique saisonnière de certains éléments traces métalliques dans un estuaire marin : Cas d'étude

Marcel Konan Yao^{*}, Albert Trokourey

Laboratoire de Chimie Physique, Université Félix Houphouët-Boigny de Cocody Abidjan, UFR SSMT, B.P. V34 Abidjan, Côte d'Ivoire.

(Reçu le 22/07/2017 – Accepté après corrections le 09/08/ 2018)

Résumé : L'influence de l'hydroclimat sur la dynamique de neuf éléments traces métalliques dans les sédiments du canal de Vridi a fait l'objet d'étude sur une année. Les différents résultats obtenus montrent que les eaux de ce canal sont à dominance océanique dans les saisons chaude et pluvieuse, et dans la grande saison froide. Elles le sont à dominance fluviale et saumâtre respectivement en saison de crue et petite saison froide. La dynamique de l'ensemble des paramètres étudiés s'intensifie de la saison chaude à la petite saison froide. Les fortes valeurs de la conductivité et de la salinité, ainsi que les faibles valeurs du potentiel redox entraînent la désorption de Co et Cd de ces sédiments en saison chaude. En revanche, leur forte basicité contribue à leur accumulation en saison pluvieuse. Les relatives baisses du pH et de la salinité y défavoriseraient l'accumulation de Cu, Mg, Mn et Ni en saison de crue, tandis que les fortes valeurs de la conductivité et les faibles valeurs potentiel redox ont un effet inverse en petite et grande saisons froides.

Mots clés : canal de Vridi, Côte d'Ivoire, hydrochimie, éléments en trace métallique, pollution, sédiments marins.

Effect of hydroclimate on seasonal dynamic of some trace metals in marine estuary: A case study.

Abstract : The influence of the hydroclimate on the dynamics of nine trace metals in the sediments of Vridi channel was studied over a year. The different results obtained show that the waters of this canal are dominantly oceanic in dry, rainy and great cold seasons. They are predominantly river and lagoon waters respectively in flood season and small cold season. The dynamics of all the parameters studied increase from the dry season to small cold season. Increases in conductivity, salinity and decreases in redox potential inhibit the accumulation of Co and Cd in sediments during dry season. The increase in pH would favor them in the rainy season. Drop in pH and salinity disadvantage the adsorption of Cu, Mg, Mn and Ni during flood season, the increases in conductivity and decreases redox potential contribute to it at small and great cold seasons.

Key Words: Côte d'Ivoire, hydrochemistry, marine sediments, pollution, trace metals, Vridi channel.

^{*} *Auteur correspondant : yaomarcelkonan@gmail.com, B.P. V34 Abidjan, Côte d'Ivoire*

1. Introduction

A l'instar des autres eaux de surface côtières, les estuaires marins abritent le plus souvent des mégapoles, où il est observé une démographie galopante couplée à une intensification des activités anthropiques de tous genres. Ainsi, sont-ils sous de fortes pressions anthropiques, constituant une grande menace pour leur biodiversité et leur développement durable. L'une des conséquences de ce fait est celle liée à leur pollution par les éléments traces métalliques (ETM). Connaissant un essor remarquable depuis l'avènement de l'ère industrielle, cette pollution constitue l'un des problèmes environnementaux majeurs eu égard à leurs effets néfastes sur tout l'écosystème^[1-2]. D'où l'intérêt majeur accordé à l'étude de cette pollution dans tout l'écosystème, particulièrement au niveau de la connaissance de la dynamique des ETM dans les eaux de surface. Les sédiments, étant les réservoirs naturels de ces entités, sont donc de véritables indicateurs à mémoire^[3]. Ce qui justifie leur fréquent choix pour l'étude de la pollution métallique.

La dynamique des ETM dans les eaux de surface est gouvernée par un éventail de processus complexes liés les uns aux autres. Ces processus dépendent tant de leur hydroclimat et leur hydrosystème (topologie, hydrologie, géologie, courant, marée, etc.) que des intenses activités biogéochimiques qui s'y déroulent^[4-5]. Les interactions sédiments-cations métalliques sont d'une importance majeure dans le comportement des ETM. Elles régissent leurs distributions et transferts dans l'eau et les sédiments. Ces interactions font intervenir plusieurs phénomènes de surface que sont : la précipitation (sous formes oxydées et réduites), la co-précipitation et l'adsorption sur des composés minéraux et organiques^[6]. Ces réactions, en relation avec les équilibres d'absorption et de désorption, sont fonction de plusieurs paramètres. Le pH, le potentiel redox (U), la matière organique, l'oxygène dissous, la salinité, la dureté et l'humidité relative sont parmi les paramètres les plus influents dans la dynamique des ETM dans les eaux de surface^[5-7].

Une augmentation du pH favorise l'adsorption des ETM sur la fraction réductible des sédiments après échange des cations métalliques avec les protons sur les différents sites d'adsorption. En revanche, sa baisse entraîne leur désorption sur ces entités suite à la réduction de leurs surfaces négatives^[8]. Cette baisse de pH induit également la solubilisation des carbonates, qui jouent un

important rôle dans l'adsorption des ETM sur les différents sites^[4; 9]. Les variations du pH et de U connaissent une importance particulière dans les sédiments avec les fluctuations de l'oxygène dissous à l'interface eau-sédiments. Par ailleurs, le pH et U conditionnent tous deux la stabilité des (hydr)oxydes de Fe et Mn. Ces (hydr)oxydes peuvent co-précipiter avec les ETM et/ou les adsorber^[7]. Aussi, la décalcification des sédiments, en entraînant la baisse du pH des sédiments suite à la production de HCO_3^- , induit-elle également la désorption des ETM sur les sédiments par effets de compétition avec Ca^{2+} qu'il favorise la libération. Les autres cations majeurs (K^+ , Na^+ et Mg^{2+}), dont la forte présence est le plus souvent due à une croissance de la salinité, contribuent également à ce fait^[10-11].

Situé à l'aplomb du district d'Abidjan et étant l'unique voie de communication entre le système Ébrié et l'Océan Atlantique, le canal de Vridi est soumis à de très fortes pressions anthropiques. Cette situation est illustrée par son état de dégradation relativement avancé, tel noté par Yao et al.^[12]. Dès lors, il importe de mener des actions pour sa sauvegarde dans le cadre de son développement durable. Ce fait passe d'abord par la compréhension d'un certain nombre de phénomènes liés à sa pollution. C'est dans ce contexte, que cette étude portant sur la dynamique saisonnière de certains ETM dans les sédiments de cet estuaire a été menée. Elle a pour objet principale de suivre l'évolution saisonnière de Cd, Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Ni et Zn dans ces sédiments. Les objectifs subséquents, qui en découlent, concernent l'étude de l'influence de certains paramètres physico-chimiques de ces sédiments (pH, conductivité, salinité, U, matière organique et humidité relative) sur ce phénomène, la détermination de la nature saisonnière des eaux dans ce canal et de leurs effets sur la dynamique de l'ensemble des paramètres étudiés.

2. Matériel et méthodes

2.1. Présentation de la zone d'étude

Le canal de Vridi est situé dans le Sud de la Côte d'Ivoire, précisément à $4^{\circ}0'50''$ de longitude Ouest à la latitude Nord de $5^{\circ}15'23''$. C'est un estuaire artificiel obtenu à partir de la percée du cordon littoral au niveau de la digue de Jacquerville lors de la réalisation du Port Autonome d'Abidjan (PAA) sur la période de 1938 à 1950. Ce canal est long de 2,7 Km et large de 370 m. Il a des profondeurs allant de 12 à 15 m avec des fosses de 10 à 25 m

^[13]. Il est orienté du Sud-ouest (jeté Ouest) vers le Nord-est (jeté Est), accentué par la construction des jetées et des musoirs, et par un tapis de fascinage lesté d'enrochement ^[14-15].

De par sa position, ce canal possède un réseau hydrologique impressionnant, composé du système Ébrié et de l'Océan Atlantique d'une part, et des apports en eaux fluviales, dont les plus importants sont la rivière côtière Mé et le fleuve Comoé à l'Est, et la rivière côtière Agnéby à l'Ouest d'autre part. Ses saisons en eaux sont à l'intersection de celles de l'Océan Atlantique et du système Ébrié, définies toutes deux par Durand et Guiral ^[16]. Elles se caractérisent par cinq saisons : une saison chaude (SC) de Février à Avril; une saison de pluie (SP) de Mai à Juillet; une grande saison froide (GSF) d'Août à Septembre; une saison de crue (SCr) d'Octobre à Novembre et une petite saison froide (PSF) de Novembre à Décembre.

A l'instar du canal de Vridi, toute la zone allant du système Ébrié à l'Océan Atlantique connaît une biodiversité remarquable. Cependant, cette biodiversité est sérieusement menacée par la forte pollution eu égard aux fortes pressions anthropiques. Pour illustration, il se trouve le PAA à proximité de ce canal, qui est le deuxième port le plus important de l'Afrique après celui de Durban (Afrique du Sud) par son volume de transaction annuel. Ce port abrite la plus grande zone industrielle de la Côte d'Ivoire (les 2/3), avec l'unique zone industrielle pétrolière de ce pays installé sur les berges de cet estuaire. La deuxième zone industrielle proche de cet estuaire est à Yopougon (*figure 1*) ^[12]. Cet estuaire marin constitue actuellement la seule véritable voie d'évacuation de tous types polluants de l'ensemble du district d'Abidjan vers l'Océan Atlantique, mais aussi par ceux drainés par les apports fluviaux ^[17].

2.2. Prélèvement et traitements analytiques des échantillons

Cette étude a été menée sur une année (d'Avril 2014 à Mars 2015). Pour une meilleure prise en compte de l'hétérogénéité spatiale, les échantillonnages ont été faits dans trois stations distincts, distante de 900 m les unes des autres. La station S1, situé au centre du jeté Ouest et proche de l'Océan Atlantique, a une profondeur de 12 m. Quant à la station S2, elle est au centre de ce canal et se caractérise par sa profondeur de 15 m. La station S3, situé au centre du jeté Est et proche du système Ébrié, a une profondeur de 20 m (*figure 2*). Un prélèvement mensuel a été effectué dans ces

stations, soit une collecte de 36 échantillons au total. Les échantillons de sédiment ont été prélevés à 5 cm en dessous des sédiments superficiels en utilisant une benne de Van-Veen selon la norme AFNOR X 31-100 ^[18]. Les échantillons collectés sont immédiatement stockés dans des flacons en polyéthylène sur le terrain. Au laboratoire, ils sont préalablement débarrassés des éléments grossiers, suivi de leur séchage à froid par lyophilisation jusqu'à un poids constant (NF EN ISO 16720 ^[19]). Ils sont dans la suite réduits à des diamètres inférieurs à 2 mm par broyage (NF X 31-107 ^[20]) et conservés dans des flacons en polyéthylène. Ces flacons sont stockés à l'obscurité à environ 20°C pour les analyses futures. Ces analyses ont concerné la détermination du pH, du potentiel redox (U), de la salinité, de la conductivité, de la matière organique, de l'humidité relative et des teneurs totales des neuf ETM étudiés (Cd, Cu, Co, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb et Zn).

Le pH et U ont été déterminés conformément aux normes NF ISO 10390 ^[21] et NF ISO 11271 ^[22] respectivement. Il a consisté à l'agitation horizontale au préalable de 10 g de sédiments secs dans 50 ml d'eau désionisée pendant environ 30 mn, suivi de la filtration du mélange sur des filtres en verres de 0,47µm après un repos de 30 mn du mélange, enfin par leurs mesures dans le filtrat recueilli par un multiparamètre. La conductivité et la salinité ont été obtenues suivant la norme NF ISO 11265 ^[23]. Leur détermination a été réalisée dans les mêmes conditions que ceux du pH et de U, à la différence qu'il a été agité horizontalement 10 g de sédiments dans 30 ml d'eau désionisée pendant environ 1 H. L'humidité relative des échantillons a été évaluée par la méthode gravimétrique (NF ISO 11465 ^[24]) en séchant à l'étuve des masses de 10 à 30 g sédiments à 105°C pendant 2 H. Quant à la détermination de leur teneur en matières organiques, elle l'a été par la méthode de calcination (NF XP P-94-047 11465 ^[25]) en portant 5 à 10 g d'échantillon à 900°C dans un four à moufle pendant 6 H. La détermination de la teneur totale des neuf ETM sus mentionnés a été obtenue par la méthode de digestion totale après attaque par acide suivant la norme NF T90-112 ^[26]. Il a consisté d'abord à digérer au four micro-onde 0,30 g d'échantillon sec auquel il a été ajouté 1 ml d'eau régale (HNO₃ : HCl ; 1 :3, v/v) et 6 ml de HF pur (concentré à 48%) pendant environ 2H, ensuite à traiter le résidu refroidi à l'air ambiant par H₃BO₃ à 135 g/L, puis à compléter le volume final à 50 ml par l'eau désionisée, enfin à doser les métaux par

spectroscopie d'absorption après un repos pendant une nuit de la solution obtenue. Les analyses ont été faites à la flamme air-acétylène au moyen d'un spectrophotomètre d'absorption atomique VARIAN 1275 AA. Toutes ces mesures ont été effectuées en triplicata.

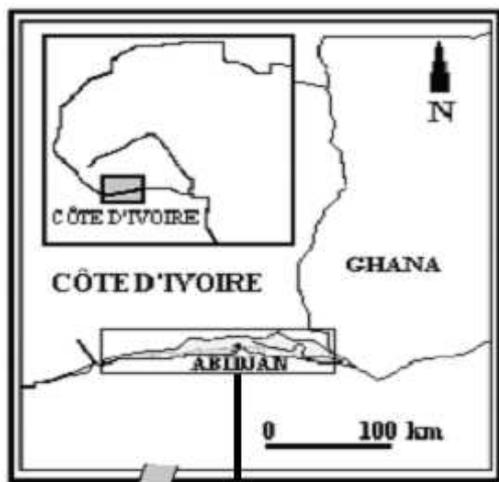


Figure 1: Situation géographique du canal de Vridi



Figure 2 : Sites d'échantillonnage

2.3. Traitements statistiques des résultats

Outre les techniques statistiques standards qui concernent la moyenne (m), le coefficient de variation (CV), l'écart-type (s), les valeurs minimum-maximum (Min-Max), il a été utilisé la Classification Hiérarchisée Ascendante (CHA), l'Analyse en Composante Principale Normé (ACPN) et le coefficient de corrélation non paramétriques de Spearman (r'). La CHA a été utilisée pour la détermination de la nature

saisonnaire des eaux présentes dans ce canal et pour la classification leurs effets sur la dynamique de l'ensemble des paramètres étudiés. L'utilisation de l'ACPN a eu pour objet d'évaluer les différentes corrélations saisonnières entre les différents paramètres étudiés. Réalisé dans un intervalle de confiance 5% selon le test student, r' a permis l'évaluation des corrélations entre ces paramètres sur l'ensemble de la période d'étude. Tous ces calculs statistiques ont été réalisés à partir du logiciel Statistica version 10.0 [27].

3. Résultats et discussion

3.1. Détermination de la nature saisonnière des eaux

La CHA a mis en évidence trois classes : la première constituée de SC, SP et GSF ; la seconde de SCr et la dernière de PSF (figure 3).

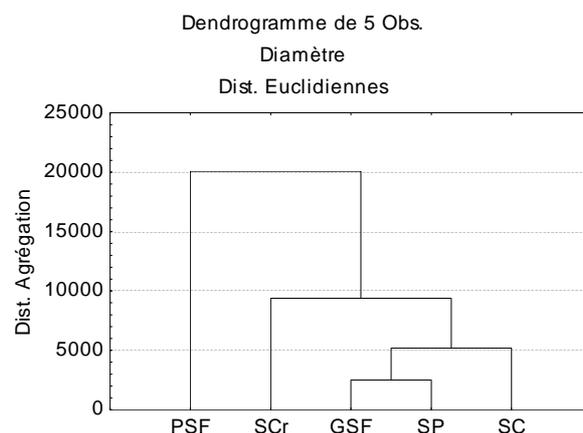


Figure 3 : Classification ascendante des différentes saisons

Ces trois classes illustrent les trois différentes natures des eaux observées annuellement dans ce canal. Ces différentes natures d'eau découlent des échanges de l'Océan Atlantique avec les eaux continentales de son réseau hydrologique. En SC, les apports météorites dans le système Ébrié, qu'il s'agisse des apports fluviaux que des eaux météorites de ruissellement, sont négligeables [16]. De ce fait, l'influence marine est maximale en cette période sur tout le système Ebrié. Les eaux de ce canal sont à forte dominance océanique dans cette saison. Dans les autres saisons de ce canal, les apports en eaux fluviales produisent des effets antagonistes sur la nature de ses eaux. Cette situation s'expliquerait par la différence de leurs bassins versants. En effet, la Mé et l'Agnéby, de par leurs faibles bassins versants (4300 Km² pour la Mé et 8900 Km² pour l'Agnéby [28]), y modifient

partiellement les caractéristiques des eaux océaniques par effet de dilution en SP. En revanche, la Comoé, avec son important bassin versant (78000 Km² [29]), s'y installe en prédominance en SCr par effet de chasse des eaux océaniques d'une part, et y conduit à la formation d'eaux saumâtres avec la remontée des eaux océaniques froides en PSF d'autre part. Ainsi, la première classe (SC, SP et GSF) correspond t-elle aux eaux à dominance océanique, la seconde (SCr) aux eaux à dominance fluviale de la Comoé et la dernière (PSF) aux eaux saumâtres. La dynamique des paramètres étudiés connaît une importance particulière avec l'avènement de la Comoé en SCr, et davantage avec la remontée d'eaux océaniques froides dans cet estuaire en présence de ce fleuve en PSF.

3.2. Dynamique saisonnière du pH, de U, de la conductivité, de la salinité, de l'humidité relative et de la matière organique.

Sur toute la période d'étude, les sédiments du canal de Vridi sont de caractères légèrement basique, réducteur, fortement minéralisé et salé. Leurs humidité relative et teneur en matières organiques sont relativement considérables. La basicité et le caractère réducteur de ces sédiments sont importants en GSF et moins important en SCr. Les variations du pH et de U sont très faibles d'une saison à une autre ($\Delta(\text{pH}) \leq 0,56$ et $-6,73 \text{ mV} \leq \Delta U < 0 \text{ mV}$). Les valeurs minimale et maximale de la conductivité sont obtenues en SP et PSF respectivement, tandis que la salinité présente sa plus faible valeur en PSF et la plus grande en SC. Les variations de la conductivité dans une saison donnée sont très faibles. Pour la salinité, ses variations dans une saison donnée sont moins considérables en GSF, PSF et SCr, mais importantes en SC et SP. Les variations de ces deux paramètres d'une saison à une autre sont relativement marquées ($0,49 \text{ mS/cm} \leq \Delta(\text{Conductivité}) \leq 4,63 \text{ mS/cm}$ et $0,28 \text{ ‰} \leq \Delta(\text{Salinité}) \leq 0,95 \text{ ‰}$). La teneur en matières organiques de ces sédiments est maximale en SC et minimale en SP, avec de faibles variations saisonnières relatives ($0 \% \leq \Delta(\text{MO}) \leq 5,46\%$). Quant à l'humidité relative de ces sédiments, elle est maximale en SC et minimale en SCr. Elle présente une forte variation dans une saison donnée, mais de faibles variations relatives d'une saison à une autre ($\Delta(\text{Humidité relative}) \leq 0,53\%$) (**Tableau I**).

Ces caractéristiques physico-chimiques présentées par ces sédiments attestent de leur

caractère marin [30]. En SC, Les eaux de ce canal, à forte dominance océanique, auraient une circulation conduisant à la formation d'un important bouchon vaseux. Ce bouchon vaseux serait le plus important sur la période d'étude, eu égard à leur forte humidité relative observée dans cette saison. Ces eaux induiraient leurs fortes salinité et basicité, de même que la croissance de leur caractère réducteur. Également, ces conditions favoriseraient la forte dégradation de la matière organique, avec pour corollaire une présence relativement élevée de la matière minérale dans ces sédiments, particulièrement celui des complexes carbonatés [31]. Ce qui justifierait leur forte conductivité auquel participerait la salinité. En SP, les apports en eaux fluviales de la Mé et de l'Agnéby (de caractère de très légèrement acide à neutre, oxydant, très faiblement minéralisé et non salée [32]) et ceux en eaux météorites de ruissellement modifieraient partiellement l'influence des eaux océaniques sur ces sédiments par effet de dilution [33]. En y entraînant une modification de la circulation des eaux, ces eaux diminueraient la formation du bouchon vaseux dans cet estuaire, par conséquent la baisse du taux d'humidité relative de ces sédiments. Aussi, occasionneraient-elles davantage leur calcification. Ce phénomène expliquerait la légère croissance de leur pH et de leur caractère réducteur par rapport à SC [34], et la bonne minéralisation de la matière organique dans ces sédiments. Néanmoins, elles y entraîneraient une solubilisation de la matière minérale, de même que leur dessalement partiel [33]. La remontée des eaux océaniques froides suite au fort upwelling observé en GSF coïncide avec le début de l'intercruée de la Mé et l'Agnéby, et avec la fin de la grande saison de pluie terrestre [16]. Il s'en suivrait l'observation d'un caractère océanique relativement prononcé de ces eaux par rapport à SP, mais moins qu'en SC. Cette situation entraînerait une circulation des eaux identique qu'en SC, mais moins accentuée. Il s'en suivrait une croissance de l'humidité relative de ces sédiments du fait de la croissance du bouchon vaseux. Cette résurgence des eaux marines froides dans cet estuaire en cette saison enrichirait ces sédiments en carbonates insolubles [35], par conséquent accroissant leurs basicité et caractère réducteur relativement aux deux saisons précédentes. Ce phénomène aurait également pour effet d'accroître leur salinité et leur minéralisation. En SCL, la Comoé s'installe dans le système Ébrié de sa partie orientale (Grand-Bassam) jusqu'au district d'Abidjan. Ce fleuve se jette dans l'Océan

Atlantique par le biais du canal de Vridi depuis l'ensablement du grau de Grand-Bassam, son exutoire naturel [29]. Dans cette saison, les eaux de cet estuaire sont à dominance celles du fleuve. De par son caractère acide, anoxique, oxydant et relativement chargé en ions majeurs, ce cours d'eau continentale transporte une importante quantité de matières particulaires sous formes d'argiles et de limons [36]. Ainsi, influencerait-il la nature et la composition de ces sédiments; et cela par de forts courants de même sens que celles des apports météorites en SP. Cette situation s'observerait par une forte baisse de leur taux d'humidité consécutif à la forte baisse du bouchon vaseux, et par leur forte désalinisation. Ce fleuve y entrainerait également une décalcification partielle de ces sédiments, qui conduirait à la baisse de leur pH [4; 9] et à leur forte minéralisation. Aussi, ce fleuve aurait-il pour effet de réduire la surface de la charge négative des différents sites d'adsorption, par l'oxydation partielle de ces sédiments [7]; d'où la baisse de leur caractère réducteur comparativement aux trois saisons précédentes. En PSF, l'Océan Atlantique au niveau de la Côte d'Ivoire est affecté par un autre upwelling, mais de faible intensité par rapport à celui de GSF [16]. La manifestation de ce phénomène marin coïncide avec le début d'étiage de la Comoé. La remontée de ces eaux océaniques froides en présence de ce fleuve confère à cet estuaire un caractère saumâtre en cette saison. Les mêmes effets observés SCr et GSF s'y produiraient simultanément mais à des amplitudes relativement moyens. Cette remontée d'eaux océaniques y entrainerait une légère hausse du pH de ces sédiments comparativement à SCr. Par contre, elle diminuerait la solubilisation de la matière organique [7]. Cela a pour effet d'accroître le caractère réducteur de ces sédiments. Ces eaux océaniques augmenteraient également leur humidité relative par modification de la circulation des eaux. Néanmoins, la présence de la Comoé entrainerait un dessalement continu de ces sédiments de SCr à PSF.

3.3. Dynamique saisonnière des ETM étudiés

Sur la période d'étude, Fe est l'ETM le plus abondant et Cd le plus faible dans les sédiments du canal de Vridi. L'ordre croissant saisonnier des ETM étudiés dans ces sédiments est :

SC et SCr : Cd < Co < Zn < Cu < Ni < Pb < Mn < Mg < Fe ;

GSF et PSF : Cd < Zn < Co < Cu < Ni < Pb < Mn < Mg < Fe ;

SP : Cd < Co < Cu < Zn < Ni < Pb < Mn < Mg < Fe.

Co et Cu présentent leur minimum en SC et leur maximum en PSF. Leur variation dans une saison donnée est relativement peu importante. Les variations de Co sont relativement importantes de SC à SP ($\pm 0,12$ mg/Kg de poids sec de sédiment) et de SP à GSF ($\pm 0,10$ mg/Kg de poids sec de sédiment). Elles sont peu marquées dans les saisons intermédiaires ($\leq 0,2$ mg/Kg de poids sec de sédiment). Celles de Cu sont relativement faibles de SC à GSF ($\leq 0,21$ mg/Kg de poids sec de sédiment) et considérables de GSF à PSF (compris entre 2,10 et 4,96 mg/Kg de poids sec de sédiment). Quant à Mg, Mn et Pb, leurs teneurs minimale et maximale dans ces sédiments sont observées en GSF et SCr respectivement. Les variations de Pb dans une saison donnée sont relativement très faibles. Celles de Mg sont importantes en SC et faibles dans les autres saisons. Pour Mn, ses variations sont faibles en GSF et très importantes dans les autres saisons. Les variations d'une saison à une autre sont importantes pour ces trois ETM (compris entre 2,51 et 18,47 mg/Kg de poids sec de sédiment pour Pb ; entre 119,16 et 517,79 mg/Kg de poids sec de sédiment pour Mg ; et entre 5,94 et 257,01 mg/Kg de poids sec de sédiment pour Mn). Cd et Fe présentent tous deux leur minima en SCr, mais leur maxima dans des saisons différentes (Fe en PSF et Cd en SP). Les variations de Cd dans une même saison sont relativement faibles en SP, mais importantes dans les autres saisons. Celles de Fe sont faibles en SP et GSF, mais marquées dans les autres saisons. D'une saison à une autre, les variations de Cd dans ces sédiments sont tous relativement faibles ($\leq 0,12$ mg/Kg de poids sec de sédiment), tandis que celles de Fe sont importantes ($\geq 5178,50$ mg/Kg de poids sec de sédiment). Ni et Zn présentent leurs minima et maxima inversement l'un de l'autre en PSF et GSF respectivement. Dans une saison donnée, les variations de Ni et Zn sont relativement toutes importantes, à l'exception de SC pour Ni où elles sont peu accentuées. Il en est de même pour leurs variations d'une saison à une autre, tous marqués (compris entre 5,33 et 23,08 mg/Kg de poids sec de sédiment pour Ni ; et entre 2,99 et 21,97 mg/Kg de poids sec de sédiment pour Zn) (**Tableau II**).

L'ACPN montre que les deux premiers facteurs principaux expriment à 68,24% l'information liée à la dynamique saisonnière des paramètres étudiés (43,34% pour F1 et 24,90% pour

Tableau I : Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques étudiés

		SC	SP	GSF	SCr	PSF	Moyenne annuelle
pH	m	7,64	7,79	8,07	7,51	7,80	7,76
	s	±0,18	±0,31	±0,61	±0,09	±0,21	±0,20
	CV(%)	2,40	3,97	7,60	1,20	2,71	2,60
	Min	7,49	7,61	7,61	7,41	7,59	7,48
	Max	7,85	8,15	8,78	7,57	8,02	8,77
Conductivité (mS/cm)	m	5,02	1,59	2,55	5,23	5,72	4,02
	s	±1,70	±0,28	±2,14	±2,06	±3,69	±1,22
	CV(%)	33,84	17,42	83,64	39,30	64,56	30,29
	Min	3,64	1,27	0,93	3,72	2,45	0,93
	Max	6,92	1,75	4,97	7,58	9,72	9,72
U (mV)	m	-29,72	-31,82	-32,43	-25,70	-29,76	-29,88
	s	±3,51	±1,38	±0,55	±4,64	±2,53	±1,73
	CV(%)	11,82	4,35	1,71	18,05	8,52	5,80
	Min	-32,44	-33,10	-32,95	-30,53	-31,88	-33,1
	Max	-25,75	-30,35	-31,85	-21,28	-26,95	-21,27
Salinité (‰)	m	1,69	0,74	1,25	0,90	0,62	1,04
	s	±0,78	±0,50	±0,13	±0,19	±0,24	±0,27
	CV(%)	45,95	67,82	10,48	21,29	38,02	25,88
	Min	1,08	0,21	1,14	0,68	0,35	0,21
	Max	2,57	1,21	1,40	1,03	0,79	2,56
Matières organiques (%)	m	14,09	11,28	18,74	15,18	15,18	15,38
	s	±12,44	±11,73	±21,74	±21,74	±9,82	±5,32
	CV(%)	88,30	103,95	115,99	115,99	64,71	34,61
	Min	5,81	1,84	3,43	3,43	5,87	1,84
	Max	28,39	24,40	43,63	43,63	25,45	43,63
Humidité relative (%)	m	1,16	0,63	0,73	0,61	0,70	0,77
	s	±0,83	±0,55	±0,54	±0,35	±2,27	±0,78
	CV(%)	71,60	87,46	73,55	56,95	322,59	102,00
	Min	0,34	0,26	0,33	0,36	1,06	0,26
	Max	1,99	1,26	1,34	0,85	2,77	2,77

Tableau II : Variation saisonnière des ETM étudiés

		SC	SP	GSF	SCr	PSF	Moyenne annuelle
Cd (mg/Kg de poids sec)	m	0,75	0,87	0,77	0,74	0,76	0,78
	s	±0,33	±0,09	±0,33	±0,29	±0,29	±0,16
	CV(%)	43,89	10,59	42,31	38,50	38,45	16,64
	Min	0,37	0,77	0,40	0,42	0,43	0,37
	Max	0,95	0,96	0,99	0,96	0,97	0,99
Co (mg/Kg de poids sec)	m	19,08	24,61	25,49	24,34	28,38	22,36
	s	±5,15	±8,80	±7,58	±3,09	±3,55	±2,41
	CV(%)	26,97	35,76	29,75	12,71	12,71	10,76
	Min	15,40	15,88	17,08	22,09	24,55	15,40
	Max	24,96	33,34	31,80	27,87	31,55	24,96
Cu (mg/Kg de poids sec)	m	31,64	32,55	32,76	34,86	36,60	33,98
	s	±4,68	±8,98	±4,18	±1,50	±4,84	±4,61
	CV(%)	14,79	27,57	12,75	4,30	13,22	13,58
	Min	26,88	26,80	28,04	33,14	31,11	26,80
	Max	36,23	42,90	35,98	35,88	40,25	42,90
Fe (mg/Kg de poids sec)	m	34510,24	29331,74	31818,58	25141,11	45231,71	31760,46
	s	±9993,71	±4866,29	±5917,82	±14991,34	±18257,34	±5652,69
	CV(%)	28,96	10,59	18,60	59,63	40,36	17,80
	Min	24034,18	25183,49	27030,22	10397,99	34334,86	10397,99
	Max	43939,15	34688,37	38434,64	40368,91	66309,42	66309,42
Mg (mg/Kg de poids sec)	m	756,12	1014,39	746,09	1364,68	1245,52	981,14
	s	±360,11	±129,21	±241,94	±429,39	±349,00	±377,48
	CV(%)	47,63	12,74	32,43	31,46	28,02	38,47
	Min	464,65	866,55	598,27	880,43	867,06	464,65
	Max	1158,68	1105,73	1025,30	1699,02	1554,67	1699,02
Mn (mg/Kg de poids sec)	m	325,13	319,19	158,27	415,28	393,79	302,92
	s	±251,67	±168,99	±31,19	±462,44	±538,92	±415,41
	CV(%)	77,41	52,95	19,71	111,36	136,85	137,13
	Min	169,29	188,93	136,81	116,33	69,45	69,45
	Max	615,47	510,15	194,05	947,93	1015,88	1015,88
Ni (mg/Kg de poids sec)	m	33,88	41,98	33,84	56,92	62,25	42,53
	s	±1,21	±24,67	±15,10	±13,80	±19,31	±9,79
	CV(%)	3,57	58,76	44,62	24,24	31,01	23,02
	Min	32,61	22,10	17,22	41,03	43,27	17,22
	Max	35,02	69,59	46,72	65,87	81,86	81,86
Pb (mg/Kg de poids sec)	m	82,73	80,22	73,39	91,66	83,36	83,37
	s	±8,45	±1,04	±9,90	±9,13	±7,59	±6,66
	CV(%)	10,22	1,30	13,49	9,96	9,11	7,99
	Min	73,01	79,03	65,21	81,34	77,63	65,21
	Max	88,37	81,01	81,04	98,66	91,97	98,66
Zn (mg/Kg de poids sec)	m	27,53	41,53	19,56	26,34	23,35	27,11
	s	±5,39	±39,44	±4,48	±13,86	±8,82	±11,72
	CV(%)	19,57	94,96	22,91	52,63	37,76	43,21
	Min	21,49	13,86	16,84	10,34	13,37	10,34
	Max	31,85	86,69	24,73	34,56	30,08	86,69

F2) (*figure 4*). F1 met en évidence deux groupes saisonniers : le premier composé de SCr et PSF, et la seconde de GSF (*figure 4.a*). Le pH ($r = 0,66$), la conductivité ($r = -0,68$), la salinité ($r = 0,61$), U ($r = -0,81$), Cu ($r = -0,84$), Mg ($r = -0,96$), Mn ($r = 0,90$), Ni ($r = 0,95$) et Pb ($r = -0,86$) présentent une corrélation relativement important avec F1 (*figure 4b*). De ce fait, F1 mettrait en relief l'influence du pH, de la conductivité et de la salinité dans la dynamique biogéochimique de ces cinq ETM en PSF, GSF et SCr. Ainsi, Les baisses du pH et de la salinité défavoriseraient-ils leurs accumulations dans les sédiments en SCr à l'exception de Pb dans cette saison. Par contre, la croissance de la conductivité et la baisse de U y accroitraient leur accumulation en PSF et GSF. Quant à F2, il permet de distinguer nettement SP de SC (*figure 4a*). Ce résultat est similaire à celui obtenue à la *figure 3*. Aussi, est-il observé une corrélation de U ($r = 0,48$), de la conductivité ($r = 0,56$), du pH ($r = -0,57$), de la salinité ($r = 0,79$), de l'humidité relative ($r = 0,78$), de Cd ($r = -0,66$) et de Co ($r = -0,81$) avec ce facteur (*figure 4b*). F2 traduirait l'influence du pH, de la conductivité, de la salinité, de U et de l'humidité relative dans la dynamique biogéochimique de Cd et Co en SP et SC. Il peut être donc suggéré que les croissances de la conductivité, de la salinité et de l'humidité relative simultanément avec la baisse de U entraineraient la désorption de Co et Cd dans ces sédiments en SC, tandis qu'une augmentation du pH y favoriserait leurs accumulations en SP.

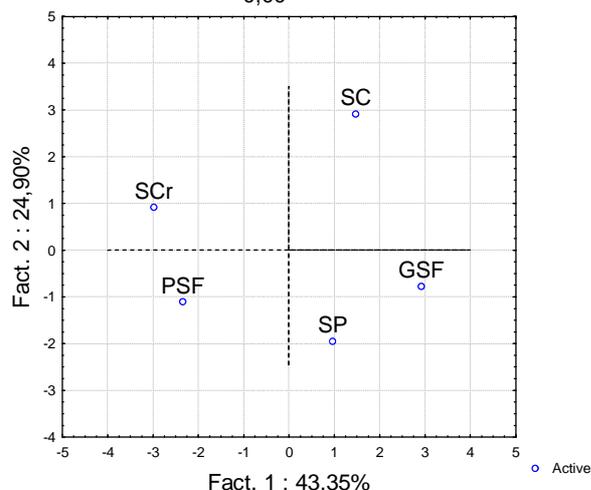
En se référant aux valeurs de r' , il est déduit que Ni évoluerait quasi similairement avec Cu ($r'(\text{Ni}; \text{Cu}) = 0,95$) et Mg ($r'(\text{Ni}; \text{Mg}) = 0,95$). Quant à Pb, il évoluerait quasi similairement avec U ($r'(\text{Pb}; \text{U}) = 0,95$) et Mn ($r'(\text{Pb}; \text{Mn}) = 0,91$), et quasi contrairement avec le pH ($r'(\text{Pb}; \text{pH}) = -0,91$). C'est aussi le cas de Zn, qui évoluerait contradictoirement avec la matière organique ($r'(\text{MO}; \text{Zn}) = -0,93$).

Dans les saisons où les eaux de cet estuaire sont à dominance océanique, particulièrement en SC et GSF, les conditions du milieu (Salinité, U, humidité relative, Conductivité) entraineraient la désorption et la solubilisation des ETM étudiés sous forme de complexes de chlorures ^[37-38]. Ce processus serait favorisé par la forte présence des cations majeurs (Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+}) ^[10-11]. Ce fait a une importance particulière pour Co et Cd en SC, tel illustrée par les corrélations observées entre ces deux ETM avec la salinité, la conductivité, U et l'humidité relative par l'ACPN. Corrélativement, la forte présence des carbonates dans ces sédiments y permettrait l'atténuation de la solubilisation et de la

désorption de ces ETM; et cela par la formation de complexes métalliques carbonatés insolubles ^[9]. Ce processus le serait surtout pour Cu, Mg, Mn et Ni en GSF dans cette étude, tel observée par l'ACPN à travers la corrélation entre ces ETM avec U et la conductivité dans cette saison. À l'opposé, la solubilisation et la désorption de ces ETM seraient importantes en SP, où l'influence marine est atténuée par les apports météorites. Ce processus serait masqué par la forte présence des carbonates, qu'y favoriserait davantage leur adsorption sur ces sédiments que leur désorption suite à la baisse de la salinité. Cette situation l'est particulièrement pour Co et Cd, illustrée par la corrélation entre ces deux ETM et le pH observée par l'ACPN. Par ailleurs, dans les trois saisons de fortes présences océaniques dans cet estuaire, la dynamique de ces deux ETM serait davantage liée à celle des carbonates, s'il est référé à leurs teneurs dans ses sédiments évoluant identiquement avec le pH. Pour Pb, une présence relativement importante de carbonates entrainerait sa désorption aux cours de ces saisons. Cette situation s'expliquerait par sa précipitation sous forme de carbonate de Pb (PbCO_3), puis sous forme d'hydroxycarbonate de plomb ($\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$), enfin par sa solubilisation sous forme d'hydroxyde de plomb $\text{Pb}(\text{OH})_2$. Cet ensemble de réaction serait favorisé par la basicité de ces sédiments et des eaux interstitielles ^[39].

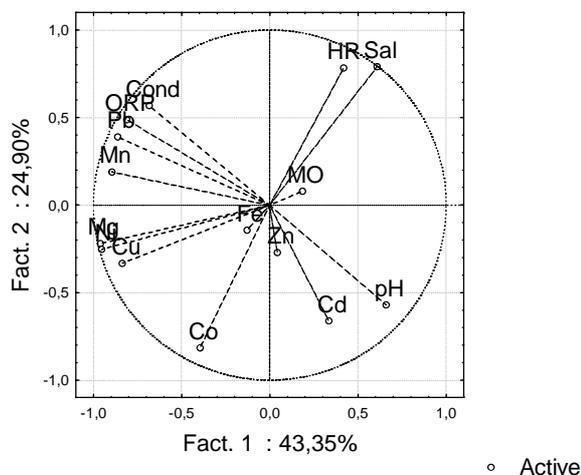
En SCr, la Comoé devrait favoriser la désorption de tous les ETM étudiés par le truchement de la solubilisation des carbonates, par la réduction de la surface négative des différents sites d'adsorption ^[7] et par la présence considérable des ions majeurs qu'elle draine dans ces sédiments ^[10]. En effet, la décalcification de ces sédiments, due à la présence de ce fleuve en SCr, expliqueraient la baisse de leur teneur en Cd, Co, et surtout en Fe, qui pour des pH proche de la neutralité est soluble sous forme de Fe^{2+} ^[40]. Cependant, ce fleuve y favoriserait la présence de Cu, Mg, Mn, Ni, Pb et Zn. Cet effet antagoniste de ce fleuve sur l'ensemble de ces ETM s'expliquerait par l'enrichissement de ces sédiments par ces six ETM, qu'elle induirait. Ce phénomène occulterait donc la désorption de ces ETM. Mn, dont la présence la plus élevée dans ces sédiments est observé dans cette saison, entrainerait une forte adsorption de Pb sur ses (hydr)oxydes, avec lequel il présente beaucoup d'affinité ^[41]. La baisse de la matière organique dans ces sédiments augmenterait au contraire l'adsorption de Zn sur ces sédiments, car cet ETM semble plus se pyritisé (ZnS) dans les estuaires marins ^[42]. Ces résultats sont confortés

Projection des ind. sur le plan factoriel (1 x 2)
Observations avec la somme des cosinus carrés >= 0,00



a

Projection des variables sur le plan factoriel (1 x 2)



b

Figure 4 : projection des variables (a) et des individus (b) sur Un plan 2D

par ceux obtenus par l'ACPN dans le cas de Cu, Mg, Mn, Ni et Pb, où les résultats obtenus montre que leur présence serait favorisée par la baisse du pH et de la salinité. En inhibant partiellement la décalcification dans cet estuaire, la remontée des eaux océaniques en PSF accroîtrait la présence des carbonates et du Fe, mais également la surface négative des différents sites d'adsorption [7]. Ces réactions y entrainerait une croissance observée de la présence de Co, Cd, Cu et Ni dans ces sédiments de SCL à PSF. Néanmoins, la Comoé entrainerait la baisse observée de la salinité et des teneurs en Mn, Pb et Zn de ces sédiments en cette saison.

D'une manière générale, la présence relativement élevée dans l'ordre croissant de Fe, Mg et Mn est conforme à celle obtenus par celle par Wedepohl [43] dans la croûte terrestre supérieure. Ce fait illustre la forte présence des sols ferrallitiques dans le bassin sédimentaire ivoirien [44]. Quant à la forte présence de Pb et Ni dans ces sédiments, elle s'expliquerait majoritairement par leurs fortes provenances des activités industrielles pratiqués à proximité de cet estuaire, particulièrement des industries pétrolières dont les quais sont situés sur ces berges [12]. Il en de même pour Cu et Mg s'il est référé aux fortes valeurs de corrélation (r') de ces deux ETM avec Ni. Pb et Zn y seraient majoritairement complexés par les hydr(oxydes) de Mn et par la matière organique respectivement comme le montre leurs différentes valeurs de r' . Cd, présentant les plus faibles teneurs parmi ces ETM, serait davantage sous forme complexe $CdCl_2$ dissoute dans les eaux, suite à leur

forte affinité avec la salinité [7]. Les teneurs de ces ETM, différenciant faiblement de ceux de Wedepohl [43] dans la croûte terrestre supérieure, illustre le fort curage des polluants vers l'océan Atlantique tel voulue dans la conception de ce canal. Ce constat a tendance à masquer le grand risque écologique encourue par cet écosystème, tel mentionné par Yao et al. [12] suite à la dégradation avancé cet estuaire.

4. Conclusion

Le canal de Vridi est un milieu hydrologiquement ouvert et sous fortes pressions anthropiques. L'illustration est donnée par la variation saisonnière de la nature de ses eaux, due à son hydroclimat. Ainsi, les apports en eaux modifient-ils saisonnièrement la nature et la composition de ces sédiments à travers les différents processus échanges eau-sédiment. Ces processus, amplifiés par le fort hydrodynamisme de cet écosystème aquatique, induisent les variations saisonnières de ses caractéristiques physico-chimiques et biogéochimiques, par conséquent de ces teneurs totaux en ETM. A l'opposé de la Comoé, l'Océan Atlantique entraîne une présence importante de la majeure partie des ETM étudiés dans les sédiments de cet estuaire. Quant aux eaux saumâtres, elles y entraineraient leur accumulation. L'utilisation des outils statistiques (ACPN et CHA) a permis de mettre en exergue l'implication directe de certains paramètres physico-chimiques étudiés dans la dynamique de ces ETM et d'évaluer leur

dynamique saisonnière dans l'ensemble. Cette étude mérite d'être complétée par d'autres travaux visant à comprendre le comportement des ETM dans cet estuaire artificiel, tel que leurs mobilités et biodisponibilités.

Bibliographie

- [1] Palanques A, Lopez L, Guillén J, Puig P, Masqué P. Decline of trace metal pollution in the bottom sediments of the Barcelona City continental shelf (NW Mediterranean). *Sci. Tot. Environ* (2017) 579, 755-767.
- [2] Polidoro BA, Comerros-Raynal MT, Cahill T, Clement C. Land-based sources of marine pollution: Pesticides, PAHs and phthalates in coastal stream water, and heavy metals in coastal stream sediments in American Samoa. *Mar. Pollut. Bull* (2017) 116 (1–2), 501-507.
- [3] Ghani SAA. Trace metals in seawater, sediments and some fish species from Marsa Matrouh Beaches innorth-western Mediterranean coast, Egypt. *Egypt. J. Aquat. Res* (2015) 41, 145-154.
- [4] Rouane-Hacene O, Boutiba Z, Belhaouari B, Guibbolini-Sabatier ME, Francour P, Risso-de Faverney C, 2015. Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanol* (2015) 57, 362-374.
- [5] Xu M, Liu Q, Zhang Z, Liu X. Response of free living marine nematodes to the southern Yellow Sea Cold Water Mass. *Mar. Pollut. Bull* (2016) 105(1), 58-64.
- [6] Liang P, Li Y-C, Zhang C, Wu S-C, Cui H-J, Yu S, Wong MH. Effects of salinity and humic acid on the sorption of Hg on Fe and Mn hydroxides. *J. Hazard. Mater* (2013) 244-245, 322-328.
- [7] Du Laing G, Rinklebe J, Vandecasteele B, Meers E, Tack FMG. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Sci. Tot. Environ* (2009) 407, 3972-3985.
- [8] Hong YS, Kinney KA, Reible DD. Effects of cyclic changes in pH and salinity on metals release from sediments. *Environ. Toxicol. Chem* (2011) 30(8), 1775-1784.
- [9] Das S, Mangwani N. Ocean acidification and marine microorganisms: responses and consequences. *Oceanol* (2015) 57(4), 349-361.
- [10] Noronha-D'Mello CA, Nayak GN. Assessment of metal enrichment and their bioavailability in sediment and bioaccumulation by mangrove plant pneumatophores in a tropical (Zuari) estuary, west coast of India. *Mar. Pollut. Bull* (2016) 110 (1), 221-230.
- [11] Wang W, Chen M, Guo L, Wang W-X. Size partitioning and mixing behavior of trace metals and dissolved organic matter in a South China estuary. *Sci. Tot. Environ* (2017) 603-604, 434-444.
- [12] Yao MK, Brou YS, Trokourey A, Soro MS. Metal Pollution and Ecological Risk Assessment in Sediment of Artificial Estuary: Case of Vridi Channel, Côte d'Ivoire. *J. Appl. Sci. Environ. Manage* (2017) 21 (4), 785-792.
- [13] K. Affian. Approche environnementale d'un écosystème lagunaire microtidal (la lagune Ebrié en Côte d'Ivoire), par des études géochimiques et hydrologiques, bathymétriques et hydrologiques : contribution du S.I.G. et de la télédétection. Thèse DES, Université de Cocody, (2003), 225p.
- [14] Monde S, Coulibaly AS, Wognin VAI, Brenon I, Aka K. Modélisation hydrologique d'une lagune tropicale à deux exutoires (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire) durant la crue exceptionnelle du fleuve Comoé. *J. Environ. Hydrol* (2011) 19, 1-13.
- [15] Wango T-E, N'guessan YM, Touré M. Tidal waves propagation in the Ebrié lagoon (south west coast of Côte d'Ivoire. *IOSR J. Appl. Phys* (2016) 8(6 (III)), 2278-4861.
- [16] Durand JR, Guiral D. Hydroclimat et Hydrochimie. In les milieux lagunaires Tome II. Edition ORSTOM, (1994), pp. 59-90, Paris.
- [17] Gnagne YA, Yapo BO, Meité L, Kouamé VK, Gadji AA, Mambo V, Houenou P. Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes du réseau d'égout de la ville d'Abidjan. *Int. J. Biol. Chem. Sci* (2015) 9(2), 1082-1093.
- [18] AFNOR X 31-100. Qualité des sols-échantillonnage, méthode de prélèvement d'échantillons de sols. Boutique AFNOR Edition Décembre 1992, France.
- [19] NF EN ISO 16720. Qualité du sol - Prétraitement des échantillons par lyophilisation pour analyse subséquente. Boutique AFNOR Edition Mai 2007, France.
- [20] NF X 31-107 Qualité du sol – Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol, Méthode à la pipette (Indice de classement : X31-107). Boutique AFNOR Edition Septembre 2003, France.
- [21] NF ISO 10390. Qualité du sol- Détermination du pH. Boutique AFNOR Edition Mai 2005, France.
- [22] NF ISO 11271. Qualité du sol- Détermination du potentiel d'oxydoréduction, Méthode de terrain. Boutique AFNOR Edition Avril 2003, France.
- [23] NF ISO 11265. Qualité du sol- Détermination de la conductivité électrique spécifique. Boutique AFNOR Edition Janvier 1995, France.
- [24] NF ISO 11465. Qualité du sol- Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau- Méthode gravimétrique. Boutique AFNOR Edition Août 1994, France.
- [25] NF XP P-94-047 11465. Sols : reconnaissance et essais- Détermination de la teneur pondérale en matière organique d'un matériau – Méthode par calcination. Boutique AFNOR Edition Décembre 1998, France.
- [26] NF T 90-112. Dosage des éléments métalliques par spectroscopie d'absorption atomique dans la flamme. Boutique AFNOR Edition Septembre 1986, France.
- [27] Statistica version 10.0. Statsoft, France.
- [28] Kouadio ZA, Goula Bi TA, Francis WK; Koffi EK, Savane I. Apport des images satellitaires à l'étude de la dynamique de l'occupation du sol de bassins versants côtiers : exemple de l'Agnéby, de la Mé et du Boubo (Côte d'Ivoire). *Photo Interprétation*; Paris (2010) 46(2), 55-65.

- [29] Kouakou KE, Kouassi AM, Kouadio ZA, Goula Bi TA, Savane I. Modélisation hydrologique du bassin versant de la Comoé dans un contexte de changement climatique. *Inter. J. Innov. Appl. Stud* (2016) 15 (4), 799-811.
- [30] Nadem S, El Baghdadi M, Rais J, Barakat A. Evaluation de la contamination en métaux lourds des sédiments de l'estuaire de Bou Regreg (Côte atlantique, Maroc). *J. Mater. Environ. Sci* (2015) 6 (11), 3338-3345.
- [31] Reckhardt A, Beck M, Greskowiak J, Schnetger B, Böttcher ME, Gehre M, Brumsack H-J. Cycling of redox-sensitive elements in a sandy subterranean estuary of the southern North Sea. *Mar. Chem* (2017) 188, 6-17.
- [32] Salla M, Kouhete PD, Koffi OS, Traoré D. Cyanobactéries des rivières Boubo et Mé dans le Sud côtier de la Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci* (2011) 5(4), 1365-1373.
- [33] Inza B, Yao KM. Paramètres physiques et chimiques et métaux lourds des eaux de la Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) : influence de la marée et des effluents liquides urbaines. *J. Mater. Environ. Sci* (2015) 6 (5), 1321-1329.
- [34] Kaur DN, Reddy MS, Mukherjee A. Application of calcifying bacteria for remediation of stones and cultural heritages. *Front Microbiol* (2014) 5, 304.
- [35] Tremblay L, Gagné J-P. Distribution and biogeochemistry of sedimentary humic substances in the St. Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord, Québec. *Org. Geochem* (2007) 38 (4), 682-699.
- [36] Ouattara I, Kamagaté B, Dao A, Noufé D, Savané I. Processus de minéralisation des eaux souterraines et transfert de flux en milieu desocle fissuré: cas du bassin versant transfrontalier de la Comoé (Côte d'Ivoire, Burkina Faso, Ghana, Mali). *Inter. J. Innov. Appl. Stud* (2016) 17(1), 57-69.
- [37] Wu G, Pan L, Wei Q, Guo L. Decreased mobility of heavy metals in Haihe River sediments: The possible role of tide gate. *J. Geochem. Explor* (2015) 157, 92-99.
- [38] Zhang M, Yang J, Buekens A, Olie K, Li X, 2016. PCDD/F catalysis by metal chlorides and oxides. *Chemosphere* (2016) 159, 536-544.
- [39] Legrand L, Leroy P. *Prevention of Corrosion and Scaling in Water Supply Systems*. Ellis Horwood Edition, (1990), London.
- [40] Lovley DR, Phillips EJP. Manganese inhibition of microbial iron reduction in anaerobic sediments. *Geomicrobiol. J* (1988) 6a,145-155.
- [41] Deschamps T, Benzaazoua M, Bussière B, Belem T, Mbonimpa M. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO (la revue électronique en sciences de l'environnement[En ligne])* (2006) 7(2).
- [42] Billon G, Ouddane B, Laureyns J, Boughriet A. Chemistry of metal sulfides in anoxic sediments. *Phys. Chem* (2001) 3, 3586-3592.
- [43] Wedepohl KH. The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochimica Acta* (1995) 59 (7), 1217-1232.
- [44] Vennetier P., Arnaud JC, Laclavère G. *Atlas de la Côte d'Ivoire*. Edition Jeune Afrique (1978), 72p,Paris