

Biodisponibilité et mobilité du phosphore des sédiments de la lagune de Porto-Novo

^{1,2} Waris Kéwouyèmi CHOUTI*, ¹ Wilfrid ATCHICHOE, ² Lyde TOMETIN, ¹ Mama DAOUDA

¹Laboratoire d'Hydrologie Appliquée, Institut National de l'Eau (INE), Laboratoire de Chimie Inorganique et de l'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques (FAST), Université d'Abomey Calavi, BP : 4521 Cotonou Bénin.

²Laboratoire de Chimie Inorganique et de l'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques (FAST), Université d'Abomey Calavi, BP : 4521 Cotonou Bénin

E-mail : warischouti@yahoo.com . Tel : 00229 97487320

Original submitted in on 15th February 2017. Published online at www.m.elewa.org on 30th June 2017
<https://dx.doi.org/10.4314/jab.v114i1.1>

RÉSUMÉ

Les sources de phosphore de la lagune de Porto-Novo (50 km² de superficie, située au sud-est du Bénin) sont de deux types : les apports diffus (principalement le ruissellement sur les terres cultivées) et les apports ponctuels (rejets industriels ou domestiques). Cette lagune est victime d'une pollution qui se justifie par le développement anarchique de la flore aquatique (eutrophisation).

Objectifs : Étudier les différentes fractions biodisponibles du phosphore au niveau des sédiments de la lagune et les conditions de leur relargage dans la colonne d'eau.

Méthodologies et résultats : Les eaux et sédiments de la lagune ont été prélevés en cinq (5) points différents et diverses analyses ont été effectuées. Le fractionnement du phosphore a été effectué par la méthode d'extraction séquentielle. Les résultats issus de nos analyses ont été traités avec le logiciel Microsoft Excel et interprétés. Les résultats du fractionnement du phosphore ont permis de constater que la fraction liée à la matière organique est la plus représentative (10612,73 µg-P/g soit 68,76% de la valeur moyenne du phosphore total), les autres fractions telles que, la fraction particulaire (P-Fe, P-Al, P-Ca) et celle facilement échangeable (P-labile) sont également présentes dans les sédiments prélevés mais à de faibles pourcentage. En moyenne, 58,85µg-P/g soit 0,38% pour le p-labile ; 20,97µg-P/g pour P-Fe, 35,42µg-P/g pour le P-Al et 2,67µg-P/g pour le P-Ca, soit respectivement 0,13%, 0,22%, 0,017% de la valeur moyenne du phosphore total. Ce pourcentage élevé de P-Org serait dû à l'utilisation des engrais organiques dans l'agriculture sur le bassin versant qui comporte la lagune, et à la présence de matières organiques animales et végétales, vivantes ou en voie de dégradation. En outre, l'effet de la variation du pH sur les échantillons ayant subi le fractionnement après 96 heures de remises en suspension révèle en général une augmentation des différentes fractions du phosphore donc un relargage de ces fractions dans la colonne d'eau (56,84% de P-Al est remobilisable, 96,11% pour le p-Ca, 80,72% pour le p-labile, 33,78% pour le P-Org).

Conclusions et applications : Ces résultats pourraient servir de base aux politiques environnementales nationales et autres qui visent à protéger les lagunes côtières et les organismes qui y vivent.

Mots clés : Biodisponibilité, mobilité, relargage, fractionnement, extraction séquentielle.

Bioavailability and mobility of phosphorus in the sediments of the Porto-Novo Lagoon

ABSTRACT

Phosphorus sources in the Porto-Novo lagoon (50 km² of area, located in southeast Benin) are of two types: diffuse inputs (mainly runoff on cultivated land) and point sources (industrial or domestic). This lagoon is therefore the victim of pollution, which is justified by the radical development of the aquatic flora (eutrophication).

Objective: To study the different bioavailable fractions of phosphorus in the sediments of the lagoon and the conditions of their release in the water column.

Methodology and results : To achieve this, the waters and sediments of the lagoon were collected in five (5) different points and various analyses were carried out. Phosphorus fractionation was performed by the sequential extraction method. The results of phosphorus fractionation revealed that the organic matter fraction is the most representative (10612.73 µg-P/g, either 68.76% of the average value of the total phosphorus), the other fractions (P-Fe, P-Al, P-Ca) and the easily exchangeable (P-labile) are also present in the collected sediments but at a low percentage (On average, 58.85µg-P / g either 0, 38% for P-labile; 20.97µg-P / g for P-Fe, 35.42µg-P / g for P-Al and 2.67µg-P / g for P-Ca, respectively 0, 13%, 0.22%, 0.017% of the mean value of total phosphorus). This high percentage of P-Org could be explained by the use of organic fertilizers in agriculture on the watershed that includes the lagoon, and also the presence of living and degrading organic and animal matter Furthermore, the effect of the pH variation on the samples which have been fractionated after 96 hours of resuspension generally reveals an increase in the various fractions of the phosphorus, thus releasing these fractions into the water column (56, 84% P-Al is remobilizable, 96.11% for p-Ca, 80.72% for p-labile, 33.78% for P-Org).

Conclusions and applications: These results could serve as a basis for national and other environmental policies aimed at protecting coastal lagoons and the organisms that live there.

Key words : Bioavailability, mobility, release, fractionation, sequential extraction.

INTRODUCTION

L'eau est un liquide indispensable à l'ensemble des êtres et écosystèmes vivants. C'est un liquide vital, donc précieux. Sa disponibilité en quantité et en qualité pour la satisfaction des besoins humains était l'un des Objectifs du Millénaire pour le Développement pour 2015. Malheureusement, cet objectif n'est pas atteint dans bon nombre de pays où les sources d'eau sont souvent contaminées par des activités anthropiques (Atchichoe, 2010). Les sédiments de ces sources d'eau constituent des réservoirs ou puits de nombreux polluants chimiques (Yao et al., 2009). Ils sont des pièges à micropolluants, ils donnent une indication de la pollution historique du cours d'eau (Boucheseiche., 2002). C'est pour ces raisons qu'ils ont été étudiés par plusieurs auteurs dans le cadre des recherches sur la qualité des cours d'eau, lagunes et lacs (Chouti et al., 2010; Yacoub et al., 2009 ; Yao et al., 2009). En effet, le phénomène de proliférations massives d'algues s'amplifie depuis plusieurs années, parallèlement à l'extension de l'usage de

fertilisants artificiels, de l'élevage intensif en agriculture, ainsi qu'à l'augmentation des rejets industriels et urbains. Ce phénomène est aussi lié à de nombreux facteurs physico-chimiques tels que : la température, le pH, la teneur en oxygène dissous, le rayonnement solaire (Mama, 2010). Il est cependant démontré que ces proliférations massives du phytoplancton (algues et cyanobactéries) sont principalement imputables à la présence en concentrations élevées de nutriments (azote et phosphore en particulier) (Andrieux, 1998). Deux grandes formes de phosphore se distinguent, à savoir les phosphates (la fraction se trouvant sous forme minérale dissoute) et le phosphore total (phosphore organique et minéral; dissous et particulaire) (Tomatin, 2008). Bien que les sols contiennent une grande quantité de phosphore excédant de 15 à 150 fois les besoins des plantes, seule une petite partie, appelée phosphore biodisponible est accessible aux plantes et aux organismes vivants. Il s'agit du phosphore qui se

présente sous une forme disponible pour la nutrition des végétaux (Craaq, 2007). Dans ces formes les plus courantes, bien que le phosphore ne soit pas toxique ou nocif pour l'être humain, une quantité excessive dans les eaux de surface peut être dommageable pour l'environnement. En effet, si le phosphore, particulièrement le phosphore biodisponible favorise la croissance rapide de la végétation terrestre, c'est aussi vrai pour la végétation aquatique comme les phytoplanctons et les algues (Achat, 2009). Or, une croissance excessive de la flore aquatique entraîne une eutrophisation accélérée des plans d'eau et modifie rapidement l'habitat faunique (Feuchtmart et al, 2009). Ce phénomène d'eutrophisation est beaucoup plus répandu de nos jours dans de nombreux hydrosystèmes car ceux-ci sont souvent pollués par des apports divers (eaux usées et déchets solides). La lagune de Porto- Novo (Sud Bénin) est caractérisée par deux types d'apports : un apport d'eau douce par le fleuve Ouémé, qui prend sa source au nord Bénin, par quelques rivières (principalement les rivières Zounvi et Donoukin qui traversent la ville de Porto-Novo) ainsi que quelques sources de la nappe phréatique du plateau et un apport d'eau salée provenant du lac Nokoué voisin, qui communique avec l'océan par le chenal de Cotonou. Elle reçoit régulièrement les déchets liquides urbains de la ville, sans traitement, par l'intermédiaire des collecteurs d'eau. Les déchets

solides sont déposés un peu partout dans la ville et le long de la lagune sans aucun contrôle, sans aucune protection. Les eaux de ruissellement drainent donc vers la lagune, sans traitement, les éléments issus de ces déchets et contribuent à augmenter le niveau de pollution de la lagune. De même, la prolifération de la jacinthe d'eau (macrophytes) sur la lagune est constatée et dure plusieurs mois en rendant difficile la navigation à certains points de la lagune (Chouti, 2011). La lagune de Porto-Novo n'est donc pas en marge de ce problème d'eutrophisation. Des études ont également révélé des concentrations élevées du phosphore dans la colonne d'eau et dans les sédiments de la lagune de Porto -Novo (Chouti, 2011), mais ces études ne se sont pas intéressées au fractionnement du phosphore. Or, au niveau de ce genre d'hydrosystèmes, existent des interactions importantes entre la colonne d'eau et les sédiments (ressuspension de sédiments, variation importante de pH, minéralisation de la matière organique produit) (Tométin, 2008). La concentration totale donne peu de renseignement sur le rôle réel joué par le phosphore dans l'eutrophisation. Ce travail de recherche vise donc à étudier la biodisponibilité et la mobilité du phosphore dans les sédiments de la lagune de Porto-Novo. Le fractionnement de cette espèce chimique permettra d'évaluer sa stabilité et son éventuelle biodisponibilité et toxicité.

MATERIEL ET METHODE

Dans le cadre de notre étude, une visite de la lagune est effectuée, et le prélèvement des sédiments s'en est suivi. Au total 5 échantillons ont été prélevés (E1 : Djassin Tokpa, E2 : Bouedomé, E3 : Beaurivage, E4 : Douane Tokpa, E5 : IBCG). La figure 1 montre les différents sites de prélèvement.

Produits, matériel et méthode : Les échantillons sont séchés à l'air ambiant au laboratoire, sans induire de modification importante de leurs caractéristiques (Rubio et Ure, 1993). Dans le cadre de cette étude, les sédiments sont tamisés à 2mm, comme le préconise la norme AFNOR des sols X31-101 (AFNOR, 1994). Pour la plupart des analyses physico- chimiques, les normes AFNOR sur la « Qualité des sols » ont été utilisées. Ce choix a été motivé par les similitudes de composition et de caractérisation physico-chimiques entre les sols et les

sédiments. La teneur en phosphore est déterminée par minéralisation au persulfate de potassium en milieu acide (H_2SO_4) à 120°C pendant 2 heures (Gachter et al., 1992). Le phosphore est dosé suivant la même méthode que dans l'eau (par spectrophotométrie). L'évaluation du stock total en phosphore constitue une très bonne approche pour étudier le degré et l'ampleur de la contamination des sédiments. Cependant, dans la majorité des cas, ce type d'analyse ne donne que peu d'information sur la mobilité de cet élément dans les sédiments ainsi que sur sa biodisponibilité. Pour ce faire, l'extraction séquentielle du phosphore est effectuée selon le protocole de Rydin et Welch (1998), modifié d'après Hieljklema (1980) et Psenner (1984). Ce protocole a été choisi parce qu'il permettait d'évaluer la quantité de phosphore lié aux

hydroxydes d'aluminium à la différence des autres protocoles recensés dans la littérature.

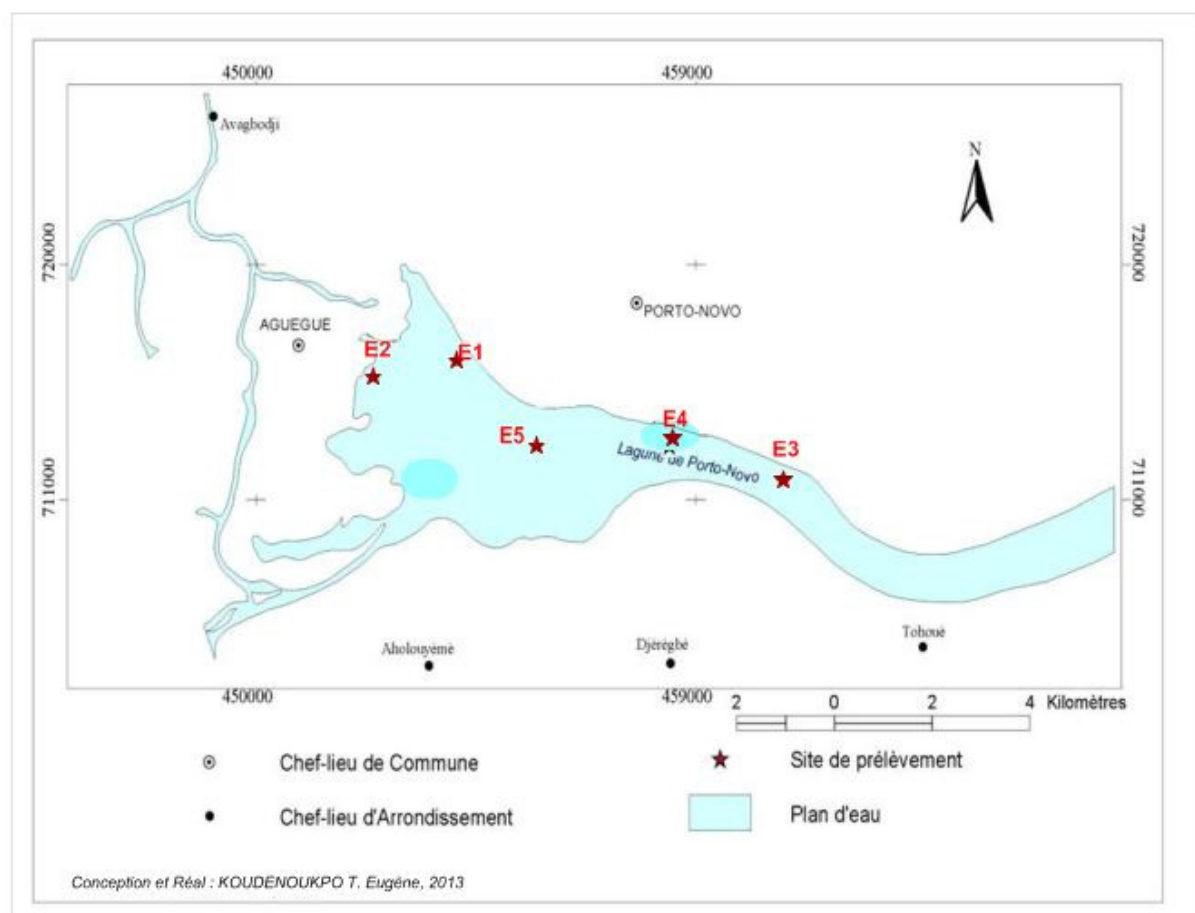


Figure 1 : Répartition des sites de prélèvements

Mode opératoire

Extraction des différentes formes de phosphore : Ce mode d'extraction permet de séparer :

- La phase échangeable ou phosphore labile (P labile) : 1M NH_4Cl à pH 7 pendant 2x2 heures ;
- La phase liée aux hydrides de fer et de manganèse (Fe-P) : 0,11M $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ / 0,11M NaHCO_3 pendant 1 heure ;
- La phase liée aux hydroxydes d'aluminium et à la matière organique est obtenue en plaçant l'échantillon en milieu NaOH (0,1M) pendant 16 heures. La digestion de cet extrait en présence de persulfate en milieu acide, est réalisée selon le protocole de (Gachter et al, 1992). Elle permet de déterminer la teneur en phosphore liée

aux hydroxydes d'aluminium et celle liée à la matière organique pedogène ou biogène. En faisant la différence entre la valeur déterminée avant et après digestion, on obtient la quantité de phosphore liée à la matière organique (Org/Bact-P).

- La phase liée au calcium (Ca – P) est obtenue en plaçant l'échantillon dans HCl (0,5M) pendant 16 heures.
- La phase résiduelle est déterminée par différence entre la somme des différentes fractions précédentes et la valeur de phosphore totale est déterminée par le protocole de Gachter et al., (1992).
- Dosage du phosphore après extraction ('après la méthode AFNOR NT90-023).

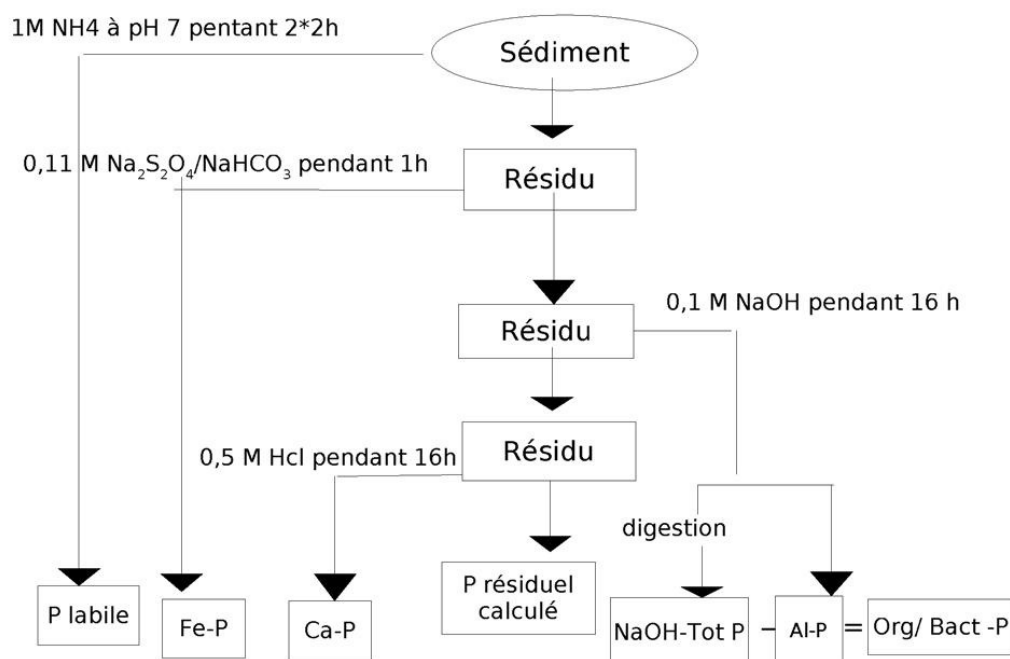
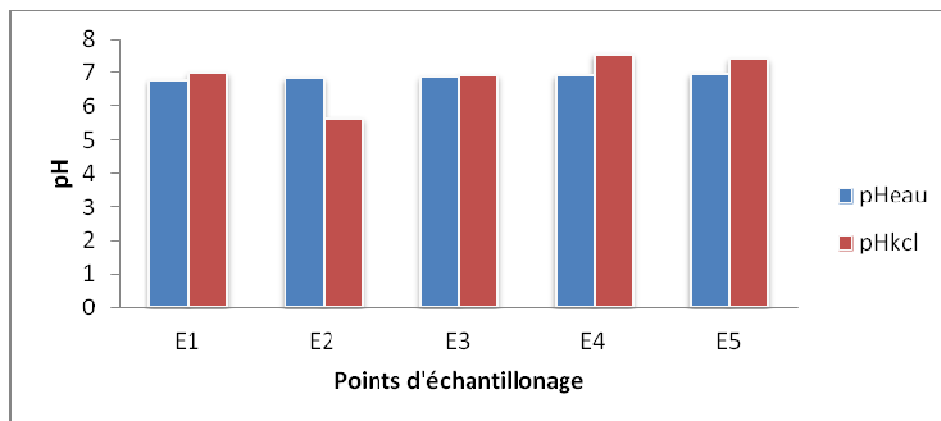


Figure 5 : Schéma d'extraction séquentielle du phosphore d'après Rydin et Welch (1998)

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

pH (eau) et pH (kcl) : Le pH_{eau} et le pH_{KCl} des sédiments prélevés varient respectivement de 6,79 (Djassin Tokpa)

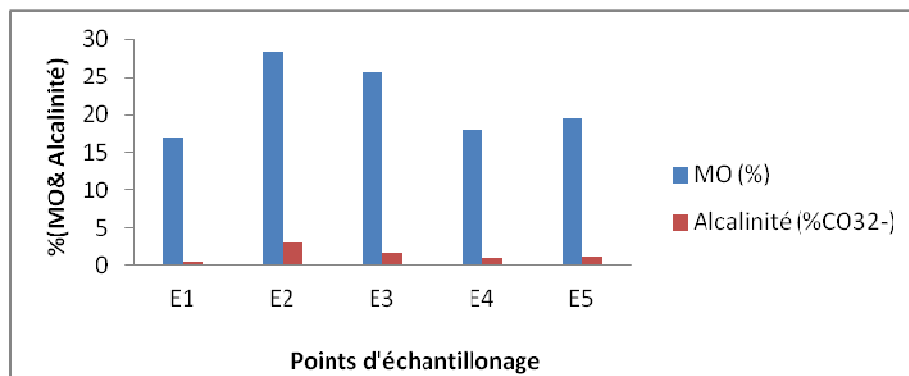
à 6,96 (IBCG) et de 5,63 (Bouédomé) à 7,4 (IBCG) avec une moyenne respective de 6,87 et de 6,89.



Graphe 1 : Évolutions du pH_{eau} et du pH_{KCl} des sédiments.

Alcalinité et matière organique : La valeur minimale de matière organique et du carbonate est obtenue au point

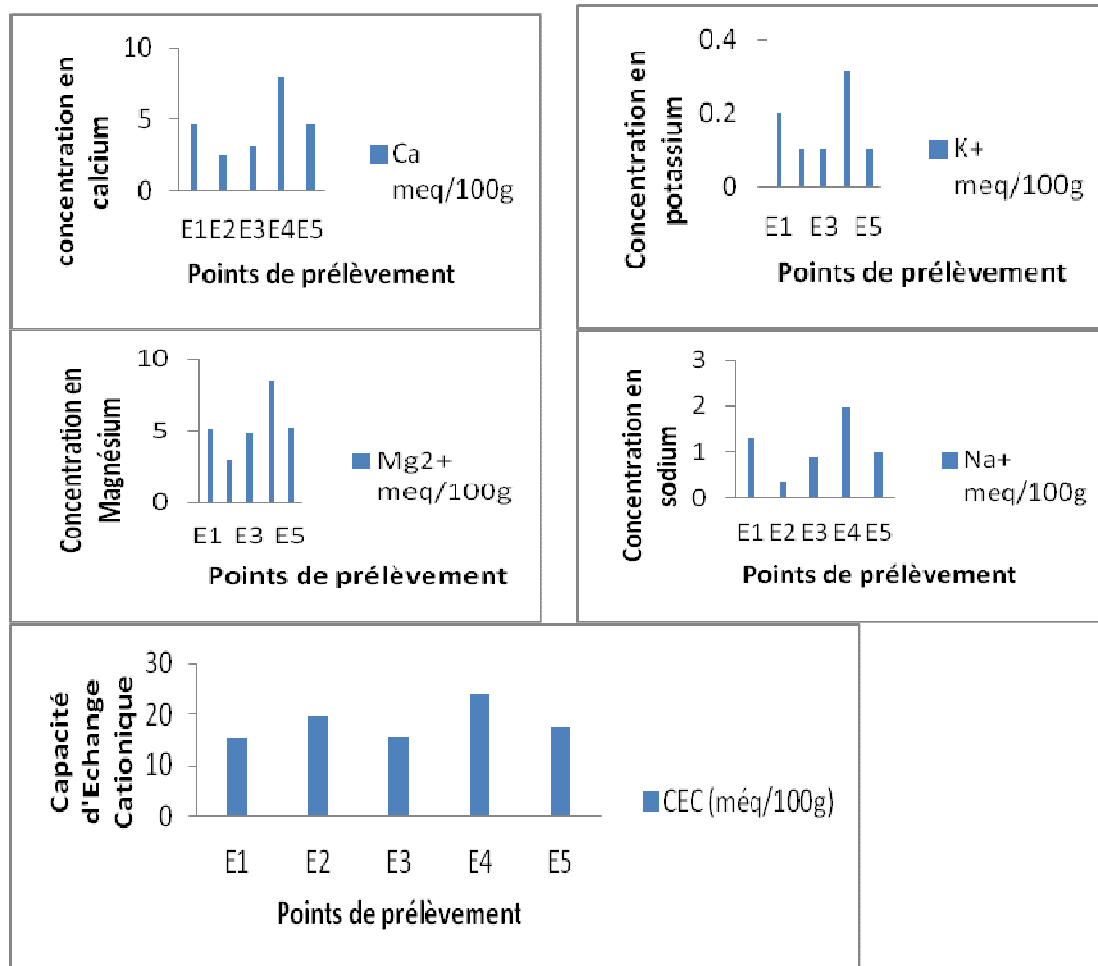
E1 (Djassin Tokpa). Les valeurs maximales de ces deux paramètres sont atteintes aux points E2 (Bouédomé).



Graph 2 : Évolution du taux de matière organique et de carbonate des échantillons.

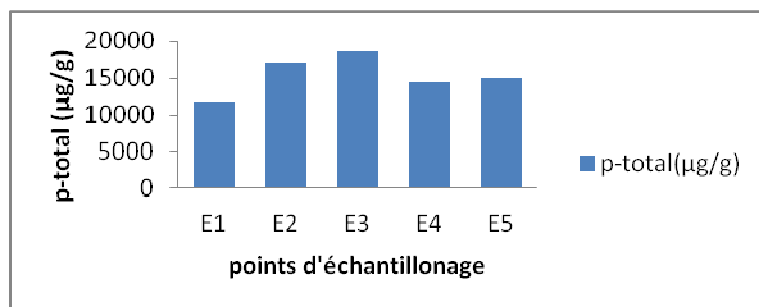
CEC : On constate que les valeurs élevées pour les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} sont observées au niveau des sédiments des points E1 (Djassin Tokpa), E4 (Douane Tokpa), E5 (IBCG). La Capacité d'Échange Cationique

varie de 15,2 meq/100g(E1) à 24 meq/100g(E4) avec une moyenne de 18,38 meq/100g au niveau des sédiments prélevés.



Graphes 3 : Évolution des actions échangeables et de la CEC

Phosphore total : La concentration en phosphore à ces points varie de 11880 $\mu\text{g/g}$ (E1) à 18517,71 $\mu\text{g/g}$ (E3) avec une moyenne d'environ 15432,48 $\mu\text{g/g}$.

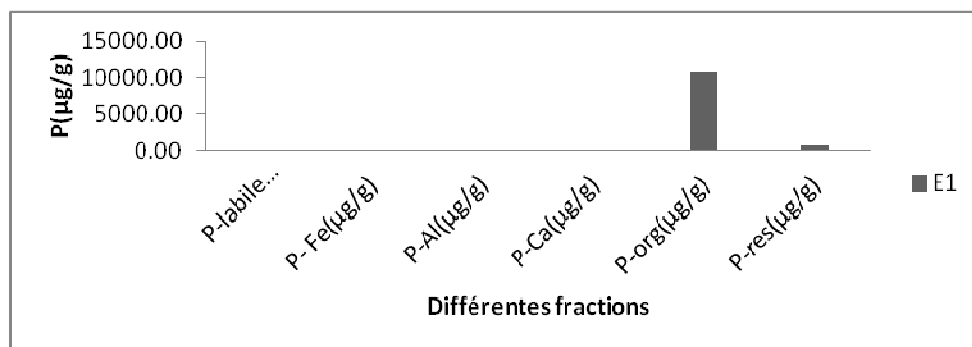


Graphe 4 : Variation en phosphore total des sédiments prélevés

Fractionnement du phosphore des différents sédiments prélevés

Au point E1 (Djassin Tokpa) : Les différentes fractions sont présentes à ce point mais la forme organique est la plus représentative. La fraction directement biodisponible

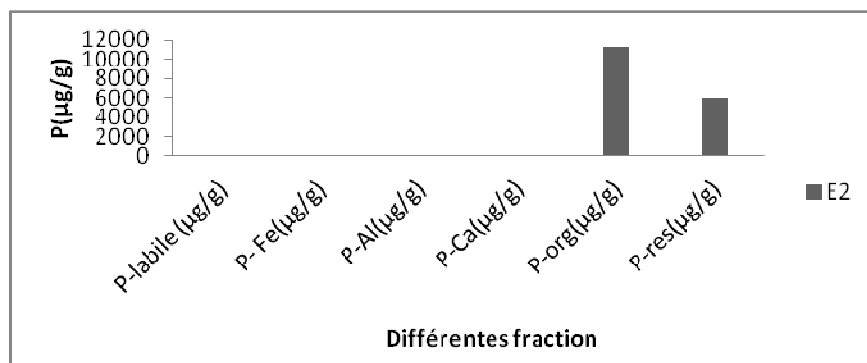
c'est-à-dire la forme labile et celle organique est autour de 5469,14 $\mu\text{g-P/g}$ en moyenne et la fraction totale biodisponible est de 1980 $\mu\text{g-P/g}$ de sédiment en moyenne. Les taux de variation interne au sein des fractions biodisponibles sont compris entre 20% et 98%.



Graphe 5 : Fractionnement du phosphore des sédiments des points E1 (Djassin Tokpa)

Au point E2 : La fraction liée à l'aluminium est nulle et la forme organique est la plus représentative. Pour ce point de prélèvement, la fraction directement biodisponible est autour de 5629,22 $\mu\text{g-P/g}$ en moyenne et la fraction

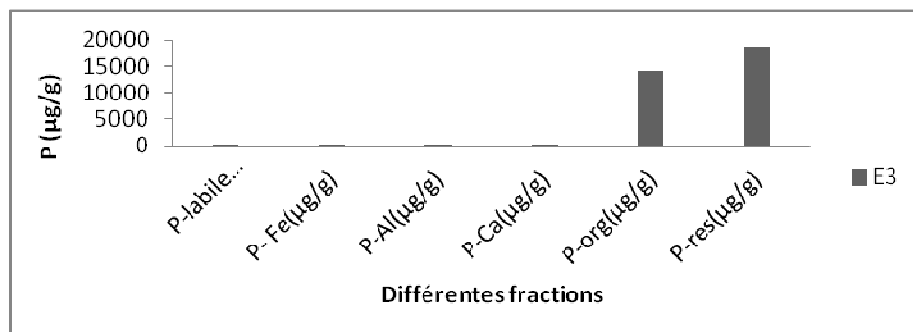
totale biodisponible est de 2868,28 $\mu\text{g-P/g}$ de sédiment en moyenne. Les taux de variation interne au sein des fractions biodisponibles sont compris entre 44% et 99%.



Graphe 6 : Fractionnement du phosphore des sédiments d'E2 (Bouédomey)

Au point E3 : La fraction directement biodisponible est autour de 7067,7 μ g-P/g en moyenne et la fraction totale biodisponible est de 5443,32 μ g-P/g de sédiment en

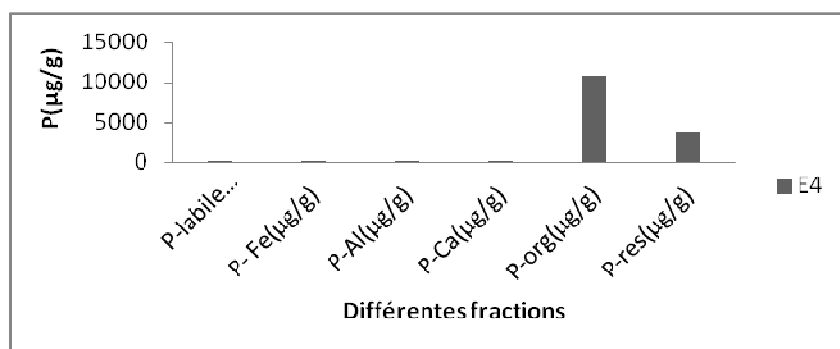
moyenne. Les taux de variation interne au sein des fractions biodisponibles sont compris entre 23,72% et 99,99%.



Graph 7 : Fractionnement du phosphore des sédiments d'E3 (Beaurivage)

Au point E4 : La fraction directement biodisponible est autour de 5487,7 μ g-P/g en moyenne et la fraction totale biodisponible est de 2426,28 μ g-P/g de sédiment en

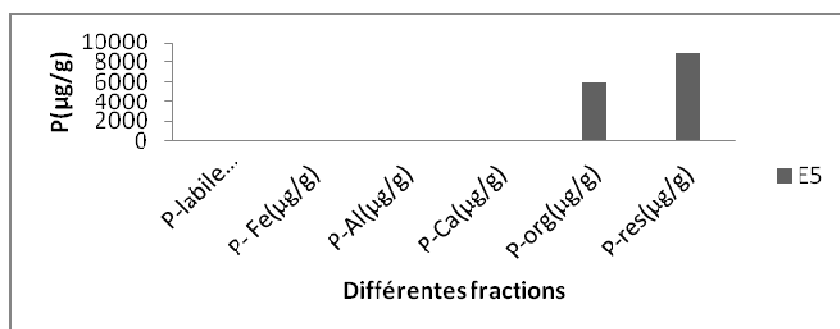
moyenne. Les taux de variation interne au sein des fractions biodisponibles sont compris entre 64,86% et 99,94%.



Graph 8 : Fractionnement du phosphore des sédiments d'E4 (Douane Tokpa)

Au point E5 : La fraction directement biodisponible est autour de 3025,17 μ g-P/g en moyenne et la fraction totale biodisponible est de 2501,71 μ g-P/g de sédiment en

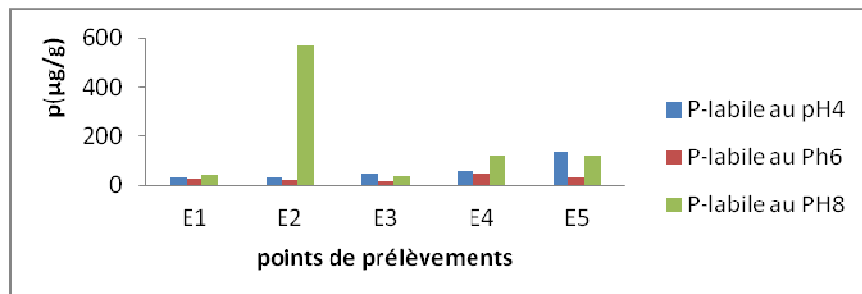
moyenne. Les taux de variation interne au sein des fractions biodisponibles sont compris entre 32,85% et 99,94%.



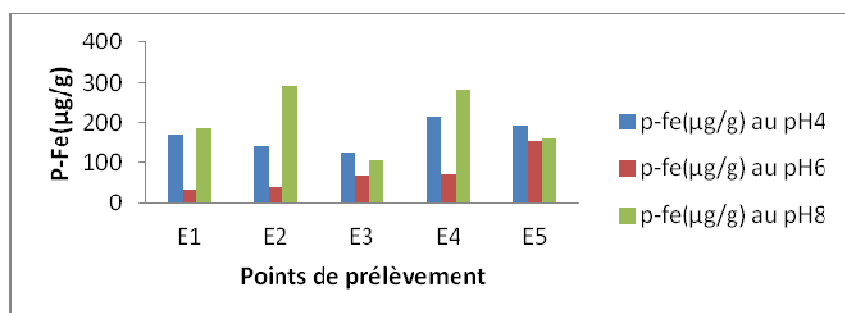
Graph 9 : Fractionnement du phosphore des sédiments d'E5 (IBCG)

Effet de la variation du pH sur les sédiments : Les valeurs du P-labile trouvées au pH= 6 sont voisines de celles déterminées dans les sédiments bruts car le pH

des dits sédiments est autour de 6. Quant aux valeurs 4 et 8 du pH, il y a une élévation de la concentration en phosphore de la phase échangeable.



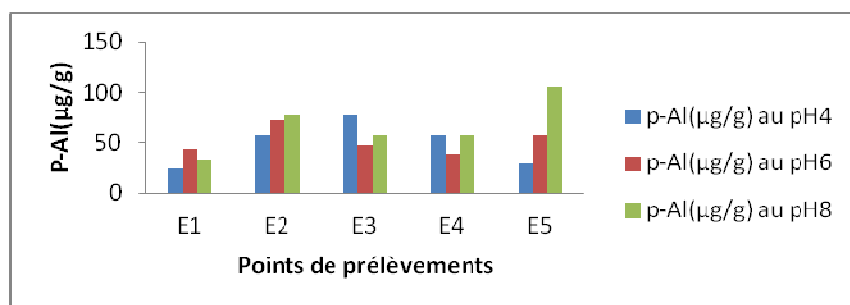
Graph 10 : Fraction labile du phosphore des sédiments prélevés après 96h de remise en suspension à différents pH



Graph 11 : Fraction liée au fer du phosphore des sédiments prélevés après 96h de remise en suspension à différents pH

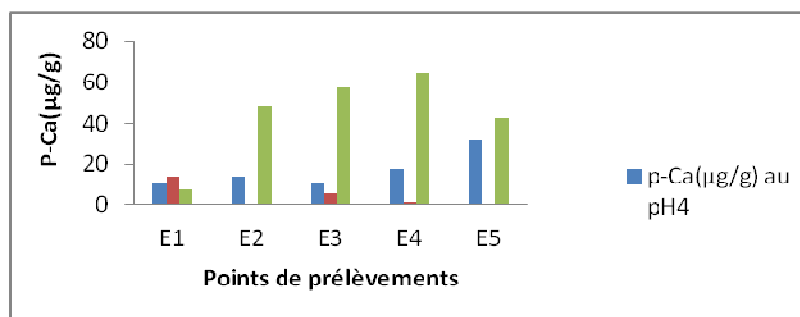
Les valeurs du P-Fe trouvées au pH= 6 sont voisines de celles déterminées dans les sédiments bruts car le pH des dits sédiments est autour de 6. Quant aux valeurs 4

et 8 du pH, nous constatons une élévation de la concentration de la fraction du phosphore liée au fer.



Graph 12 : Fraction liée à l'Aluminium du phosphore des sédiments prélevés après 96h de remise en suspension à différents pH

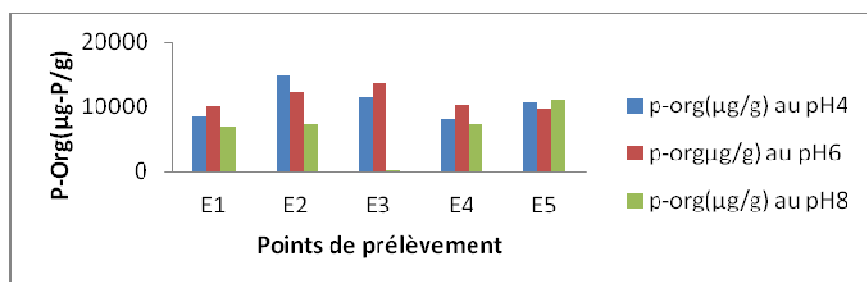
Les valeurs du P-Al trouvées au pH= 6 sont voisines de celles déterminées dans les sédiments bruts car le pH des dits sédiments est autour de 6. Quant aux valeurs 4 et 8 du pH, il y a tantôt une élévation tantôt une diminution de la concentration de la fraction du phosphore liée à l'aluminium par rapport à celle trouvée au pH=6.



Graphe 13 : Fraction liée au calcium du phosphore des sédiments prélevés après 96h de remise en suspension à différents pH

Les valeurs du P-Ca trouvées au pH= 6 sont voisines de celles déterminées dans les sédiments bruts car le pH des dits sédiments est autour de 6. Quant aux valeurs 4 et 8 du pH nous constatons une élévation de la

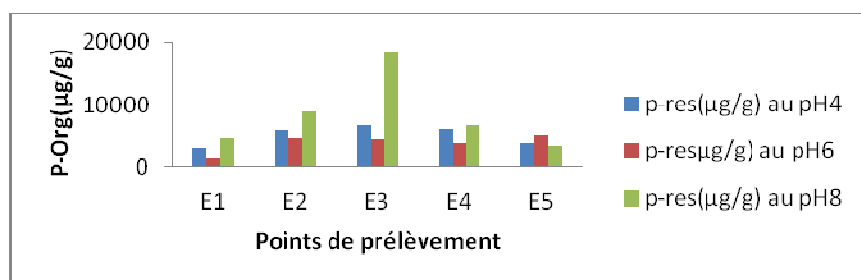
concentration de la fraction du phosphore liée au calcium par rapport à celle trouvée au pH=6, excepté celle du point E1.



Graphe 14 : Fraction liée à la matière organique du phosphore des sédiments prélevés après 96h de remise en suspension à différents pH

Les valeurs du P-Org trouvées au pH= 6 sont voisines de celles déterminées dans les sédiments bruts car le pH des dits sédiments est autour de 6. Quant aux valeurs 4 et 8 du pH, nous constatons tantôt une élévation ou une

diminution de la concentration de la fraction du phosphore liée à la matière organique par rapport à celle trouvée au pH=6.



Graphe 15 : Fraction résiduelle du phosphore des sédiments prélevés après 96h de remise en suspension à différents pH

Les valeurs du P-résiduelle trouvées au pH= 6 sont voisines de celles déterminées dans les sédiments bruts car le pH des dits sédiments est autour de 6. Quant aux valeurs 4 et 8 du pH, il y a une élévation de la

concentration en phosphore résiduelle excepté le point E5 où la concentration de P-res au pH 6 est supérieure aux deux autres valeurs.

DISCUSSION

Le fractionnement a permis de constater les différentes formes sous lesquelles le phosphore se présente dans les sédiments de la lagune de Porto-Novo. La forme organique est la plus représentative avec une variation 5919,68 µg-P/g (E5) à 14123,94 µg-P/g(E3) avec une moyenne de 10612,73 µg/g soit 68,76% de la valeur moyenne du phosphore total, ce qui confirme les résultats trouvés par (Aminot et al., 1993) (P-org représente plus de 50% du phosphore total). Ceci justifie bien les différents pourcentages en matière organique obtenus pour les sédiments et s'expliquerait par la libération du polyphosphate par des cellules de bactéries et par l'utilisation des engrais organiques dans l'agriculture sur le bassin versant qui comporte la lagune. Elle peut être également due à la présence de matière organique animale et végétale, vivante ou en voie de dégradation (nucléotides, ADN, phospholipides membranaires, ATP, enzymes) ce qui suggère une pollution organique sur l'ensemble de la lagune (Mama., 2010). Le phénomène d'eutrophisation (qui n'est pas l'objet de la présente étude) a bien sa raison d'être, vue les valeurs importantes observées pour la fraction directement biodisponible (P-labile et P-organique) pour tous les échantillons. Les valeurs obtenues sur l'ensemble des échantillons pour le phosphore soluble, (58,85µg-P/g en moyenne, soit 0,38% de la valeur moyenne du phosphore total), c'est-à-dire le phosphore directement assimilable par les plantes peut s'expliquer par la présence des polyphosphates, qui proviennent pour une grande majorité des détergents utilisés dans les lessives, et sont en réalité des composés très instables qui sont très rapidement hydrolysés en orthophosphates dans les milieux aquatiques (Carbiener, 1990 ; Tometin, 2008). Ces orthophosphates constituent le seul compartiment accessible ou biodisponible pour les végétaux et demeurent potentiellement présents dans toutes les solutions du sol, eaux interstitielles des sédiments et colonne d'eau dans les rivières et lacs. Ils se situent au carrefour de multiples formes particulières et joue un rôle central dans les échanges entre ces deux fractions (Ramade, 1998). Les valeurs obtenues sur l'ensemble des échantillons pour le phosphore particulière (en moyenne 20,97µg-P/g pour P-Fe, 35,42µg-P pour le P-Al et 2,67µg-P/g pour le P-Ca, soit respectivement 0,13%, 0,22%, 0,017%) montrent que la fraction inorganique particulière (PIP) est présente mais en faible quantité et ceci s'explique par la présence du :

- Phosphore Inorganique Apatitique (PIA) c'est à dire le phosphore lié au calcium sous forme de sels cristallisés, qui est plus particulièrement lié à la présence

des fluoroapatites et des hydroxyapatites. Il est compté parmi les formes les moins solubles (Williams et al., 1967 ; Psenner et al., 1988)

- du PINA (Phosphore Inorganique Non Apatitique) qui désigne le phosphore complexé au Fer ou à l'Aluminium et qui résulte du phosphore adsorbé (physiquement ou chimiquement) à la surface des particules telles que les carbonates de calcium, hydroxydes de fer et d'aluminium, argile, matière organique (Robert, 1996). Autrement dit, ils résultent, du phosphore fixé à la surface des particules ou celui combiné à des composés cristallins.

- la faible solubilité du phosphore présent dans les sols et particulièrement des formes minérales constituées, par des phosphates de fer et d'aluminium. La majeure partie du phosphore appliqué comme engrais ou restitué par la décomposition de la matière organique est rapidement convertie en forme insoluble (Coetzee et al., 2008). L'effet de la variation du pH sur les échantillons révèle en général une augmentation des différentes fractions du phosphore donc un relargage de ces fractions dans la colonne d'eau. Notons que l'effet du pH et du potentiel d'oxydo-réduction dépend avant tout du contexte géologique qui influence la géochimie des eaux. Le pH peut également être augmenté par la baisse du CO₂ induite par la photosynthèse. A pH élevé, les ions orthophosphates liés au Fer sont relargués. A bas pH, ils sont adsorbés tandis que les sels de calcium sont dissous conduisant à leur relargage (Mesnage et Picot, 1995). Ce qui rejoint nos résultats sur l'effet du pH sur le P-Fe et le P-Ca. Quant à la fraction liée aux hydroxydes d'aluminium, 56,84% de la teneur totale du phosphore lié à la fraction Al-P est remobilisable suite à une augmentation ou à une diminution du pH cette valeur est proche de celle de (Tometin, 2008) (58,31%). De la fraction liée au calcium, 96,11% de la teneur totale du phosphore lié à la fraction P-Ca est remobilisable suite à une augmentation ou à une diminution du pH, cette valeur est supérieure à 63,23% trouvée par Tometin en 2008. Elle est plus solubilisée aux plus bas pH. De la fraction labile, 80,72% de la teneur totale du phosphore liée à la fraction labile est remobilisable sous l'influence de la variation du pH. Notons que 33,78% de la teneur totale du phosphore liée à la fraction organique est remobilisable, suite à une variation du pH. Les sédiments étant riches en phosphore organique, ils seront plus relargués en milieu basique c'est-à-dire à un pH supérieur à 7, ce qui explique une solubilisation de la matière organique en condition alcaline.

CONCLUSION

La lagune de Porto-Novo est soumise à une forte pression anthropique. Elle présente dans sa partie fluviale des problèmes d'eutrophisation dont le phosphore est désigné comme la principale cause. Les rejets ponctuels sont en constante considération car l'assainissement collectif n'est pas encore une priorité au Bénin en général et dans la commune de Porto-Novo en particulier. Le fractionnement du phosphore des sédiments prélevés dans la lagune de Porto-Novo révèle que la fraction liée à la matière organique est la plus représentative, les autres

fractions sont également présentes dans les sédiments prélevés à de faibles valeurs. En effet, la contribution du phosphore au phénomène d'eutrophisation peut être imputée en grande partie à la fraction liée à la matière organique et aussi à celle directement assimilable par les plantes, c'est-à-dire la fraction labile. La présente étude a révélé que le pH joue un rôle prépondérant dans le processus de relargage du phosphore des sédiments à la colonne d'eau, ce qui pourrait accentuer le drame environnemental qu'est l'eutrophisation.

REFERENCES

- Achat D., 2009. Biodisponibilité du phosphore dans les sols landais pour les peuplements forestiers de pin maritime, thèse de doctorat, Université de Bordeaux 1. École doctorale Sciences et Environnements, 291p.
- AFNOR., 1994. Qualité des sols, AFNOR Edition, 250 pages.
- Andrieux F., 1998. Le phosphore dans les sédiments aquatiques : formes géochimiques et méthodes d'identification, direction des recherches département environnement littoral, IFREMER Centre de Brest (PLOUZANE), 76p.
- Atchichoe Wilfrid., 2010. Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des communes de DJIDJA et de ZAKPOTA. Mémoire de Licence. Laboratoire d'Hydrologie Appliquée, Université d'Abomey Calavi, 74p.
- Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K., 2002. Guide technique n°7, pollution toxique et écotoxicologie : notion de base. Lyon, Agence de l'eau Rhône – Méditerranée – Corse, 83pp.
- Carbiener, R., 1990. Compositions lessiviels avec ou sans phosphates et protection des milieux aquatiques. *Rapport au secrétaire d'État auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement* : 182p.
- Chouti W., 2011. Étude de la pollution chimique d'une lagune tropicale (eaux, sédiments, poissons) : Cas de la lagune de Porto-Novo (sud Bénin), Thèse de doctorat, Faculté des Sciences et Techniques (FAST), Université d'Abomey Calavi, 100p + Annexes.
- Chouti Waris, Mama Daouda et Alapini François., 2010. Étude des variations spatio-temporelles de la pollution des eaux de la lagune de Porto-Novo (sud Bénin). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 4(4) : 1017-1029. ISSN 1991-8631.
- Craaq., 2007. La mobilité du phosphore du sol au cour d'eau, fiche technique n°1, 12p.
- Feuchtmayr H., Moran R. Hatton K., Connor L., Heyes T. Moss B. Harvay I., & Atkinson D., 2009. Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 10p.
- Gachter R., Tessier A., Szabo E. et Carignan R., 1992. Measurement of total dissolved phosphorus in small volumes of iron rich interstitial water. *Aquatic Sciences*. 54p.
- Hietltjes A. H. M. and Lijklema, 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments ; *J. Environ. Qual.* 9p.
- Mama Daouda, 2010. Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué (Benin). Thèse de doctorat, Université de Limoges ; 157p.
- Mesnage, V. and PICOT, B., 1995. The distribution of phosphate in sediments and its relation with eutrophication of a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 297(1): 29-4.
- Psenner, R., Boström, B., Dinka, M., Petterson, R., Pucsko, R. and Sager, M. (1988). Fractionation of phosphorus in suspending sediment matter and sediment. *Arch. Hydrobiol., Beith., Ergebn. Limnol.*, 30: 98-103.
- Psenner, R., Pucsko R. and Sager M., 1984. Die Fraktionierung Organischer und anorganischer phosphorverbindungen von sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger fraktionen. *Arch. Hydrobiol.* 70p.
- Ramade F (1998) Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Paris, Ediscience international : 785p.

- Robert M., 1996. Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson, Paris, 241 pp.
- Rubio R. and Ure A.M., 1993. Approaches to sampling and simple pretreatments for metal speciation in soils and sediments, International Journal of Environmental analytical Chemistry., 12p.
- Rydin E. ET Welch E.B., 1998. Aluminum dose require to inactivate phosphate in lake sediments, Water Research. Vol 32; Elsevier Science Ltd, Pergamon, 8p.
- Tométin S., 2008. Étude de la biodisponibilité et de la mobilité du phosphore des sédiments responsable du phénomène d'eutrophisation du lac Nokoué. Mémoire de DEA, Faculté des Sciences et Techniques, Formation Doctorale Chimie et Application, (UAC). 116p.
- Williams J, Syers J, Walker T., 1967. Fractionation of soil inorganic phosphate by a modification of Chang and Jackson procedure. Soil Sci. Soc. Amer. Proc ; 31; 736-739.
- Yacoub I, Aka K, Dogui B, Atoinette A, Jean B., 2009. Contamination en métaux lourds des sédiments d'une lagune côtière tropicale : lagune de Fresco (Côte d'Ivoire). Journal of Applied Biosciences 18 : 1009 – 1018.
- Yao K, Soro M, T Albert, Y Bokra., 2009. Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in Tropical Lagoon Urban Area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). European Journal of Scientific Research, Vol. 34 No.2 (2009), pp. 280-289.