

Sédiments superficiels du système lacustre Déganobo (San-Pédro, Côte d'Ivoire), source ou puits de phosphore ?

Sangaré Naminata Soumahoro¹, Yao Konan Marcel^{1,*}, Koffi Kouakou Urbain²,
Konan K. Fabrice Arthur^{1,3}

¹Laboratoire de Constitution et Réaction de la Matière (LCRM), UFR SSMT, Université Félix Houphouët-Boigny, 22 BP 582 Abidjan 22

²Laboratoire des sciences fondamentales appliquées, École Normale Supérieure (ENS) d'Abidjan, 01 BP 10 Abidjan 01

³Ecole Doctorale Sciences, Technologie et Agriculture Durable (ED-STAD), 01 BP V 34 Abidjan

Reçu : 29 Octobre 2024 / Reçu sous sa forme révisée : 14 Décembre 2024 / Accepté : 22 Décembre 2024

Résumé :

Cette étude a porté sur l'évaluation du potentiel auto-épuration saisonnier du phosphore à l'interface eau-sédiment dans le système lacustre de Déganobo (San-Pédro, Côte d'Ivoire). À cette fin, des échantillons d'eau libre à l'interface eau-sédiment ainsi que des sédiments superficiels de cet écosystème aquatique ont été collectés sur une période d'un an (d'Août 2021 à Juillet 2022). Les concentrations en orthophosphates de ces eaux libres et des eaux interstitielles ont été déterminées conformément à la norme NF ISO 6878. Les flux diffusifs saisonniers de ces nutriments à l'interface eau-sédiment de ce site lacustre ont été évalués par une méthode chimique basée sur la première loi de Fick. Les flux diffusifs moyens saisonniers varient entre 5 ± 4 et 3 ± 5 $\mu\text{mol}/(\text{jour} \cdot \text{m}^2)$, avec une moyenne annuelle de 4 ± 2 $\mu\text{mol}/(\text{jour} \cdot \text{m}^2)$. Ils ont été relativement plus significatifs durant les petites saisons pluvieuse et sèche que durant les grandes saisons pluvieuse et sèche. Ces résultats indiquent que les sédiments superficiels de cet écosystème aquatique constituent une source additionnelle de phosphore dans les eaux libres, contribuant à leur hypereutrophisation au cours de la période d'étude.

Mots-clés : Phosphore ; Flux diffusifs ; Système lacustre ; Interface eaux-sédiment.

Abstract:

This study focused on evaluating the seasonal self-purification potential of phosphorus at the water-sediment interface in the Deganobo lake system. To this end, samples of free water at the water-sediment interface and surface sediments of this aquatic ecosystem were collected over a one-year period (from August 2021 to July 2022). The concentrations of orthophosphates

*Auteur correspondant:

Adresse e-mail : yaomarcelkonan@gmail.com (K.M. Yao)

<https://doi.org/10.70974/mat08224104>

in these free waters and interstitial waters were determined in accordance with the NF ISO 6878 standard. The seasonal diffusive fluxes of these nutrients at the water-sediment interface of this lake site were evaluated using a chemical method based on Fick's first law. The average seasonal diffusive fluxes ranged between 5 ± 4 and 3 ± 5 $\mu\text{mol}/(\text{day}\cdot\text{m}^2)$, with an annual average of 4 ± 2 $\mu\text{mol}/(\text{day}\cdot\text{m}^2)$. They were relatively more significant during the small rainy and dry seasons than during the larger rainy and dry seasons. These results indicate that the surface sediments of this aquatic ecosystem constituted an additional source of phosphorus in the free waters, contributing to their hypereutrophication during the study period.

Keywords: Phosphorus; Diffusive flux; Lake system; Water-sediment interface.

1 Introduction

Le devenir du phosphore dans les eaux de surface est toujours un grand sujet d'intérêt scientifique pour les hydrochimistes, en raison de sa forte implication dans leur eutrophisation. Ce fléau est responsable de leur dégradation abiotique et biotique [1]. Plusieurs approches permettent d'évaluer de manière satisfaisante le niveau d'eutrophisation des eaux de surface [2]. Cependant, la connaissance de la dynamique du phosphore, jouant un important rôle dans cette eutrophisation, demeure difficile en raison des implications de plusieurs processus complexes tant exogènes qu'endogènes [1]. En outre, l'interface eau-sédiment joue un rôle crucial dans le devenir du phosphore, eu égard à son cycle biogéochimique sédimentaire [3]. En effet, selon les conditions biogéochimiques et physiques, le phosphore peut être relargué dans les eaux libres à partir des sédiments et/ou s'y sédimenter. Dans ce processus, les eaux interstitielles ont un rôle central. Ainsi, comprendre les processus qui régulent les flux de phosphore entre l'eau et les sédiments est donc essentiel pour évaluer la qualité écologique des eaux de surface et prévoir les effets du

changement climatique sur ces écosystèmes fragiles [4]. Plusieurs approches ont été mises en œuvre pour comprendre le devenir de ce nutriment à l'interface eau-sédiment des eaux de surface, particulièrement sa biodisponibilité. Parmi ces approches, il y a sa spéciation dans les sédiments par divers procédés [5], l'évaluation du potentiel trophique des sédiments par l'indice de saturation en phosphore et le degré de saturation du phosphore [3], l'étude de l'adsorption du phosphore sur les sédiments sous certaines conditions [6]. Une autre méthode basée sur le flux diffusif des ions en solution et appliquée à celui du phosphore minéral (phosphore biodisponible) à l'interface eau-sédiment est couramment utilisée. Elle repose sur la première loi de Fick [7] en y intégrant la différence de gradient du phosphore minérale entre les eaux interstitielles et les eaux libres à l'interface eau-sédiment. Elle permet d'estimer le pouvoir auto-épurateur (puits) ou non (source) des sédiments vis-à-vis de ce nutriment. L'estimation diffusive du phosphore à l'interface eau-sédiment aide à comprendre les mouvements et les échanges d'ions dans les

écosystèmes aquatiques, ce qui peut être utile pour évaluer l'impact de la pollution et développer des stratégies de gestion pour maintenir la qualité de l'eau [8]. C'est ce qui justifie l'intérêt de cette approche [9, 10].

Considéré comme l'une des attractions touristiques majeures de la région de San-Pédro (Côte d'Ivoire), le système lacustre Déganobo subit de fortes pressions anthropiques [11]. Une des conséquences notables de cette situation est sa forte eutrophisation [12]. Cependant, aucune donnée scientifique sur ce fléau écologique dans cet écosystème aquatique n'est disponible. Compte tenu de ses rôles socio-économiques, écotouristiques et écologiques significatifs, il est impératif de mener des recherches à ce sujet pour permettre des prises de décisions éclairées en vue de la préservation et la conservation de son importante biodiversité. C'est dans ce contexte que la présente étude a été réalisée. L'objectif principal est d'évaluer le potentiel auto-épurateur du phosphore des sédiments superficiels de ce site lacustre. Les objectifs secondaires incluent les caractérisations physique et géochimique des sédiments, le suivi des dynamiques saisonnières des orthophosphates dans les eaux interstitielles et libres, ainsi que l'évaluation du flux diffusif saisonnier des orthophosphates et l'impact de divers paramètres sur la diffusion de ce nutriment à l'interface eau-sédiment.

2 Présentation de la zone d'étude

2.1 Situation géographique

Le système lacustre Déganobo est situé au centre urbain de la ville de San-Pedro. Il est composé de deux lacs : le lac Ouest et

le lac Est. Le Lac Ouest est le plus important avec une superficie en eau de 49,05 ha, et le lac Est, le moins important, avec une superficie de 28,87 ha [11]. Le lac Ouest est situé aux longitudes Ouest comprises entre 6,637115 et 6,544196 et aux latitudes Nord comprises entre 4,748951 et 4,755580. Quant au lac Est, il s'étend aux longitudes Ouest comprises entre 6,628952 et 6,639512 et aux latitudes Nord comprises entre 4,749382 et 4,760087.

Pendant les saisons de pluie, le système reçoit également les eaux lagunaires de Digboué à travers les bas-fonds et le lac Bardo [13] (Figure 1). En raison de l'absence d'un véritable système d'assainissement dans la ville de San-Pedro depuis de nombreuses années, ce site aquatique est actuellement le réceptacle des rejets polluants divers, en particulier ceux provenant des deux principales zones industrielles et de l'hôpital général situés à proximité. Les risques environnementaux et sanitaires liés à la pollution extrême de ce système lacustre sont nombreux [11], au rang desquels l'eutrophisation [12]. Les saisons en eaux de cet écosystème lacustre sont celles de l'hydroclimat sur le littoral, à savoir : une Grande Saison Chaude (GSC), une Grande Saison de Pluie (GSP), une Petite Saison Chaude (PSC) et une Petite Saison de Pluie (PSP) [14].

2.2 Techniques expérimentales

2.2.1 Collecte des échantillons d'eau et de sédiments, mesures, traitement et conservation des échantillons in situ

Cette étude a été menée sur une année (d’Août 2021 à Juillet 2022), concomitamment à celle de Konan et Yao [11]. Au cours de cette période, il a été effectué une collecte mensuelle des échan-

tillons d’eaux libres à l’interface eau-sédiments et de sédiment dans huit stations (de S1 à S8), choisis en tenant compte de l’hétérogénéité spatiale et de l’accès au plan d’eau de ce système lacustre (Figure 2).

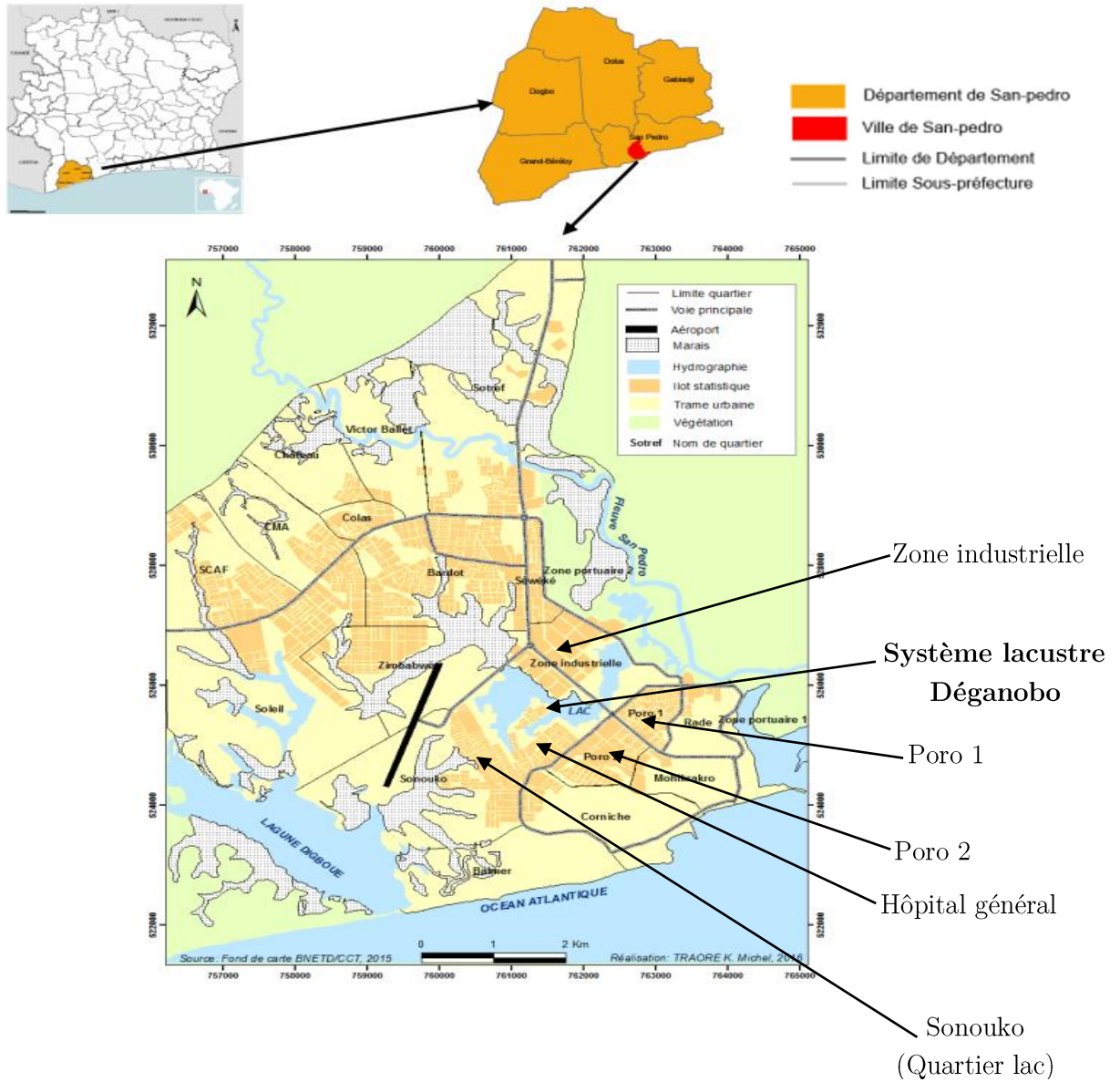


Fig. 1. Situation géographique du système lacustre Déganobo [11].

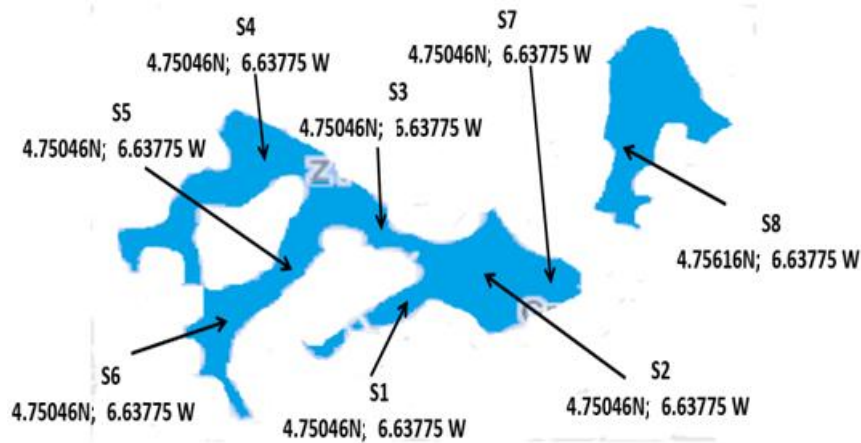


Fig. 2. Situation géographique des stations d'échantillonnage [11].

Les échantillons d'eau libre à l'interface eau-sédiments ont été prélevés à l'aide d'une bouteille de Niskin, puis transférés dans des bouteilles en polyéthylène d'une capacité de 1 L. Ces échantillons ont ensuite été acidifiés avec de l'acide sulfurique à 0,1 M pour abaisser leur pH en dessous de 2, inhibant ainsi l'activité microbienne. Les bouteilles ont été hermétiquement scellées et conservées dans une glacière contenant une quantité importante de glace. Les échantillons de sédiments superficiels ont été prélevés à une profondeur de 0 à 50 cm sous la surface des sédiments à l'aide d'une benne de Van Veen. Ils ont été transférés dans des sacs en polyéthylène, scellés hermétiquement, puis conservés dans la même glacière que les échantillons d'eau.

Au cours de cette étude, huit échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés mensuellement, totalisant 96 échantillons d'eaux et de sédiments sur la période d'étude. Ces opérations ont été réalisées conformément à la norme ISO 5667-15 [15].

2.2.2 Traitement des échantillons au laboratoire

2.2.2.1 Prétraitement et conservation des échantillons

Au laboratoire, les échantillons d'eau ont été directement conservés au congélateurs. S'agissant des sédiments superficiels, ils ont été préalablement homogénéisés et une infime partie (inférieure à 5 mg) a été prélevée pour la détermination de l'humidité relative. L'autre partie de ces sédiments a été traitée conformément à la norme NF ISO 11464 [16] pour l'obtention des eaux interstitielles. Une fois extraite, ces eaux ont été recueillies dans des flacons en polyéthylène de 50 mL, puis acidifiées avec de l'acide sulfurique à 0,1 M. Ces flacons ont été scellés hermétiquement puis conservés au congélateur. Les sédiments partiellement déshydratés lors de cette opération ont été séchés à l'étuve à 100 °C. Après séchage total, ils ont été conservés dans des flacons en polyéthylène, scellés hermétiquement et stockés dans une armoire à l'obscurité et au frais (+20 °C) pour les analyses futures,

comme suggérée par la norme ISO 5667-15 [14].

2.2.2.2 Déterminations de quelques caractéristiques physiques et chimiques des sédiments et des concentrations en orthophosphates des différentes eaux

La distribution granulométrique des échantillons de sédiment a été déterminée conformément à la norme NF ISO 17892-4 [17]. Les teneurs en matière organique ont été mesurées selon la norme NF ISO 11465 [18]. Les humidités relatives (teneur en eau) des échantillons de sédiment ont été évaluées suivant la norme NF ISO 1097-5 [19]. Le pH et le potentiel redox ont été déterminés selon la norme NF ISO 10390 [20]. Enfin, la conductivité et la salinité des échantillons de sédiment sec ont été mesurées conformément à la norme NF ISO 11265 [21]. La quantification des concentrations en orthophosphates dans les différents échantillons d'eau (eaux libres à l'interface eau-sédiment et eaux interstitielles) a été réalisée conformément à la norme NF ISO 6878 [22].

2.2.3 Calcul du flux diffusif du phosphore à l'interface eau-sédiment

L'évaluation du flux diffusif saisonnier du phosphore à l'interface eau-sédiment du système lacustre étudié a été réalisée en utilisant la forme intégrée de la première loi de Fick [7] :

$$F(P) = -\Phi \times D_s(P) \times \frac{\Delta C}{\Delta z} \quad (1)$$

Avec, $F(P)$, le flux du phosphore à l'interface eau-sédiment ; $D_s(P)$, le

coefficient de diffusion moléculaire du phosphore ($2,5 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$), ΔC , la différence de concentration en orthophosphates entre celle des eaux interstitielles et celle des eaux libres à l'interface eau-sédiment ; ΔZ , la profondeur des sédiments prélevés (0,5 m dans cette étude); $\Delta C/\Delta Z$, le gradient de concentration à l'interface eau-sédiment ($\mu\text{mol m}^{-4}$); Φ , la porosité du sédiment.

La porosité du sédiment a été calculée comme suit :

$$\Phi = H + \frac{100-H}{2,65} \quad (2)$$

Avec, H , l'humidité relative en % ; 2,65, la densité du sédiment sec [23].

D'une manière générale, les ions s'orientent vers les zones les moins concentrées. Ainsi, si le signe du flux des ions est positif, alors les ions ont tendance à se sédimenter. Dans le cas contraire, ils ont tendance à se relarguer dans les eaux libres à partir des sédiments [9].

2.2.4 Sources des données

Le pH, la conductivité, la salinité et la température des eaux libres à l'interface eau-sédiment sur la période d'étude ont été fournies par Konan et Yao [11]. Les pluviométries et les températures moyennes cumulées saisonnières dans la zone d'étude sur la période d'étude ont été déduites des données hydroclimatiques de l'Aéroport de San-Pédro [23-25].

2.2.5 Techniques statistiques utilisées pour le traitement des résultats

Outre l'application de la statistique descriptive aux données, conduisant à la moyenne (m), à l'écart-type (s), au

coefficient de variation (CV), à la valeur minimale (min) et à la valeur maximale (max), des méthodes statistiques avancées telles que l'Analyse en Composantes Principales Normée (ACPN), l'ANOVA à un facteur et le test *t* de Student ont été employées.

L'ACPN a été utilisée afin de mettre en évidence les impacts de quelques paramètres des eaux libres à l'interface eau-sédiments et des sédiments sur la dynamique saisonnière des concentrations en orthophosphates des différentes eaux étudiées. Il en a été de même pour les flux diffusifs saisonniers de ces nutriments à cette interface. Quant à l'ANOVA à un facteur, elle a été utilisée pour vérifier les différences statistiquement significatives ou non entre les moyennes saisonnières des différents paramètres physiques, chimiques et géologiques déterminés dans cette étude. En cas de différences significatives, trois tests post-hoc (LSD de Fisher, HSD de Tukey et le test de Dunnett) ont été utilisés pour identifier les sous-groupes homogènes. Le test *t* de Student a été utilisé pour vérifier si le signe (négatif ou positif) du flux saisonnier est statistiquement significatif. Dans tous ces tests, le seuil de significativité a été pris égal à 5%.

3 Résultats et discussion

3.1 Caractéristiques physiques et chimiques des sédiments superficiels

Le tableau 1 présente le pH, le potentiel redox (U), la salinité, la conductivité, l'humidité relative et la teneur en matière organique saisonniers des sédiments du système lacustre étudié. Ces sédiments sont

neutres (sur la période d'étude). La variation inter-saisonnière du pH a été très faible. Il en a été de même de la variation intra-saisonnière. L'ANOVA à un facteur ($p > 0,05$) met en évidence une différence non significative entre les moyennes saisonnières du pH. Les sédiments ont un caractère très légèrement oxydant en moyenne sur la période d'étude. Ils sont très faiblement réducteurs en PSC et surtout en PSP. Par contre, dans les deux dernières saisons, ils sont légèrement oxydants, notamment en GSP. Les variations intra-saisonnières de leur potentiel redox sont importantes. L'ANOVA met en exergue une différence non significative entre les moyennes saisonnières de leur potentiel redox ($p > 0,05$). Le caractère acide à neutre des sédiments superficiels de ce système lacustre montrerait a priori qu'il est riche en silicates acides, nombreux dans le sous-sol du département de San-Pédro [26]. La totale anoxie des eaux de cet écosystème lacustre, due à son hyper-eutrophisation et traduite visiblement par la forte présence des macrophytes en leur sein [11, 12], aurait contribué à ce fait [27]. La forte présence des silicates acides dans ces sédiments et les faibles teneurs en oxygène dissous des eaux de ce système lacustre expliqueraient la différence non-significative entre leurs pH moyens saisonniers. En outre, on note de faibles potentiels redox [28], dont les différences entre valeurs moyennes saisonnières ne sont pas significatives ($p > 0,05$). Quant aux salinités et aux conductivités saisonnières des sédiments, elles sont relativement faibles, avec de très faibles variations intra-saisonnières.

Tableau 1

Quelques caractéristiques physiques et chimiques des sédiments superficiels du système lacustre Déganobo sur la période d'étude.

Saisons		pH	U (mV)	Salinité (‰)	Conductivité (mS/cm)	Humidité relative (%)	Matière organique (%)
PSC	m±s	6,99±0,08	(-3,4)±3,5	5,4±0,4	2,8±0,2	87,1±1,2	76,2±0,6
	CV (%)	1,14	102,5	8,1	8,2	1,4	0,9
	Min-Max	5,77-7,88	(-38,6)-54,9	1,8-8,9	0,9-4,5	83,6-93,4	55,6-97,1
PSP	m±s	6,9±0,1	(-4,0)±1,7	4,144±0,002	2,0850±0,0003	84,5±1,3	73,7±1,2
	CV (%)	1,5	43,4	0,045	0,0161	1,5	1,6
	Min-Max	5,4-8,3	(-60,9)-74,1	0,400-8,700	0,2240-4,2800	69,9-90,0	60,7-93,9
GSC	m±s	7,0±0,3	22,7±10,0	4,57±0,06	2,25±0,06	85,5±1,3	62,7±13,7
	CV (%)	4,2	44,2	1,22	2,61	1,6	21,8
	Min-Max	5,3-7,9	(-15,5)-100,0	2,30-9,00	1,18-4,59	70,4-90,2	44,0-89,1
GSP	m±s	7,0±0,2	30,8±14,2	4,5±0,4	2,2±0,3	86,2±1,3	70,6±9,4
	CV (%)	2,6	46,1	8,3	12,6	1,5	13,3
	Min-Max	5,4-8,8	(-53,4)-151,2	0,5-7,3	0,3-3,8	74,7-92,8	64,9-93,2
Annuel	m±s	7,0±0,2	11,5±11,9	4,7±0,4	2,3±0,2	85,8±1,8	72,180±1,887
	CV (%)	2,9	103,7	9,5	9,6	2,1	2,615
	Min-Max	5,3-8,8	(-60,9)-151,2	0,4-9,0	0,2-4,5	69,9-93,4	44,0-97,1

L'ANOVA a mis en lumière des différences non significatives d'une part, entre les moyennes saisonnières des salinités et d'autre part, entre les moyennes des conductivités ($p > 0,05$). Les salinités et les conductivités les plus importantes sont obtenues en PSC et, les plus faibles en PSP. Les faibles salinité et conductivité des sédiments superficiels indiquent leur origine principalement continentale, similaire à celle des sédiments du système lacustre de Yamoussoukro [29]. Ces sédiments seraient majoritairement constitués de silicates d'origine continentale.

Les plus importantes teneurs en matière organique et humidité relative des sédiments sont déterminées en PSC. Les plus faibles teneurs en matière organique et humidité relative sont obtenues respectivement en GSC et en PSP. Les différences entre humidités relatives saisonnières sont non significatives ($p > 0,05$). Par contre, les différences entre teneurs en matière organique saisonnières sont globalement significatives ($p < 0,05$). Les différents tests post-hoc appliqués montrent que les teneurs en matière organique déterminées en GSC et celles obtenues en GSP sont toutes différentes de celles déterminées en PSC et en PSP ($p < 0,05$). Ces différences ont été mentionnées dans les travaux de Konan et Yao [11], qui ont relevé l'importance de la pluviométrie dans les grandes saisons comparées aux petites saisons. Les importantes teneurs saisonnières en matière organique s'expliquent par la forte affinité des silicates avec la matière organique issue des détritiques d'origines exogène et endogène [30, 31]. Cette forte présence de matière organique expliquerait les fortes teneurs en humidité relative [32] très peu variables. De plus, la dégradation de la matière organique dans

les sédiments et à l'interface eau-sédiment, favorisée par la température relativement élevée et la libération de substances acides [33], contribueraient à leur caractère acide à neutre.

3.2 Faciès granulométrique des sédiments superficiels

Les sédiments superficiels de la zone d'étude présentent une texture grossière, dominée par les sables très grossiers. Les sables très grossiers sont prépondérants en PSC et, surtout en GSC et en GSP. Les sables grossiers et moyens sont prépondérants en PSP. Quant aux sables fins, ainsi qu'aux limons et argiles, ils sont importants en PSP et en PSC. Les variations intra-saisonnières de la teneur en sables très grossiers sont faibles en PSC, PSP et GSP (Tableau 2). L'ANOVA a mis en évidence une différence significative entre les teneurs moyennes saisonnières en sables très grossiers ($p < 0,05$). Les différents tests post-hoc révèlent que seule la moyenne saisonnière en sables très grossiers obtenue en PSC est différente de celles déterminées dans les trois autres saisons ($p < 0,05$). Les variations intra-saisonnières des teneurs saisonnières des autres fractions granulométriques sont également importantes. L'ANOVA a mis en évidence une différence significative entre les moyennes saisonnières de ces fractions granulométriques ($p < 0,05$). Seules les teneurs en sables grossiers et moyens obtenues en GSP ne sont pas statistiquement différentes de celle déterminée en PSC ($p > 0,05$). Pour la fraction en sables fins et celle en limons et argiles, seule la teneur moyenne déterminée en PSP est statistiquement différente de celles déterminées dans les autres saisons ($p < 0,05$).

Tableau 2

Distribution granulométrique des sédiments superficiels du système lacustre Déganobo sur la période d'étude.

Saisons		Sables très grossiers (rudites) ($\emptyset \geq 2$ mm)	Sables grossiers et moyens ($0,2 \leq \emptyset < 2$ mm)	Sables fins $0,063 \leq \emptyset < 0,2$ mm	Limons et argiles $\emptyset < 0,063$ mm
PSC	m \pm s	88,1 \pm 7,1	10,1 \pm 5,6	1,5 \pm 1,9	0,38 \pm 0,04
	CV (%)	8,1	55,9	137,2	94,73
	Min-Max	49,2-99,7	0,0-40,5	0,0-11,6	0,00-0,30
PSP	m \pm s	42,6 \pm 1,3	46,75 \pm 1,09	10,4 \pm 1,4	0,27 \pm 0,08
	CV (%)	3,2	2,34	11,2	31,51
	Min-Max	13,3-73,7	22,11-72,20	2,8-37,0	0,00-0,74
GSC	m \pm s	100,0 \pm nd	-	-	-
	CV (%)	nd	-	-	-
	Min-Max	100,0	-	-	-
GSP	m \pm s	96,6 \pm 9,6	3,4 \pm n.d	-	-
	CV (%)	9,9	nd	-	-
	Min-Max	72,8-100,0	nd	-	-
Annuel	m \pm s	76,9 \pm 5,0	23,4 \pm 3,6	7,00 \pm 4,03	0,2 \pm 0,1
	CV (%)	6,5	15,6	57,52	76,3
	Min-Max	13,3-100,0	0,0-72,2	0,00-37,00	0,0-0,3

La forte composition en sables des sédiments superficiels serait similaire à celle de la partie continentale de la lagune de Digboué, comme mentionné par Amani *et al.* [34]. Ces auteurs notent qu'ils proviendraient de l'altération de la roche du précambrien ivoirien, avec un mode de transport par saltation et un déplacement moyen en milieu aqueux avant leur installation dans ces milieux. Ils sont composés de minéraux variés (quartz, feldspath, carbonates, grenat ferromagnésien, andalousite et sillimanite). La forte présence de sables grossiers dans ces sédiments s'explique par sa dynamique hydro-sédimentaire. En effet, les nombreuses zones marécageuses fortement eutrophisées et communiquant en permanence avec ce système lacustre [11] se comportent comme un piège des sédiments exogènes de

faibles tailles, particulièrement de sables grossiers, de sables fins, de limons et d'argiles. De tels phénomènes hydrosédimentaires ont été rapportés par Amani *et al.* [34] et par Pinay *et al.* [27]. Ces phénomènes s'accroissent en GSC et en GSP. En PSC, les apports des zones humides environnantes conduisent à une présence importante de sables grossiers et fins. Ces apports expliquent la teneur en sables très grossiers observée, qui diffère statistiquement de celle des trois autres saisons, selon les tests post-hoc. Ils expliquent également d'une part, la différence non significative entre les teneurs en GSP et en PSC, et d'autre part, la différence significative des teneurs en sables fins, en limons et argiles en PSP par rapport aux autres saisons.

3.3. Concentrations en orthophosphates des eaux libres à l'interface eau-sédiment et des eaux interstitielles, flux diffusifs saisonniers du phosphore à l'interface eau-sédiment

Les concentrations saisonnières en orthophosphates des eaux interstitielles varient de $0,01 \pm 0,01$ à $0,031 \pm 0,008$ mg/L. Celles des eaux libres à l'interface eau-sédiments sont comprises entre $0,008 \pm 0,004$ et $0,013 \pm 0,006$ mg/L. Ainsi, les orthophosphates sont plus concentrés dans les eaux interstitielles que dans les eaux libres à l'interface eau-sédiment dans toutes les saisons. Les concentrations en orthophosphates se sont révélées particulièrement élevées en GSP pour les eaux libres à l'interface eau-sédiment et en PSC pour les eaux interstitielles. Les plus faibles concentrations en ces nutriments des deux eaux

sont observées lors de la GSC (Figures 3 et 4). Les variations intra-saisonnières sont également marquées. L'ANOVA montre des différences non significatives entre les teneurs moyennes en orthophosphates des deux types d'eaux ($p > 0,05$).

Les moyennes des flux diffusifs saisonniers du phosphore à l'interface eau-sédiment varient de $2,7 \pm 4,8$ à $4,7 \pm 4,1$ $\mu\text{mol}/(\text{jour} \cdot \text{m}^2)$. Le relargage du phosphore diminue de PSP à GSP (Figure 5). Les variations intra-saisonnières sont très marquées (Tableau 3). L'ANOVA met en évidence une différence non significative entre les moyennes des flux diffusifs saisonniers du phosphore ($p > 0,05$). Cela indique que ce processus est resté quasi-stationnaire durant la période d'étude. Toutes les valeurs du flux diffusif de ces nutriments sont positives, comme le confirme également le test t de Student. Ce fait indique une tendance des sédiments à libérer du phosphore dans la colonne d'eau tout au long de la période d'étude.

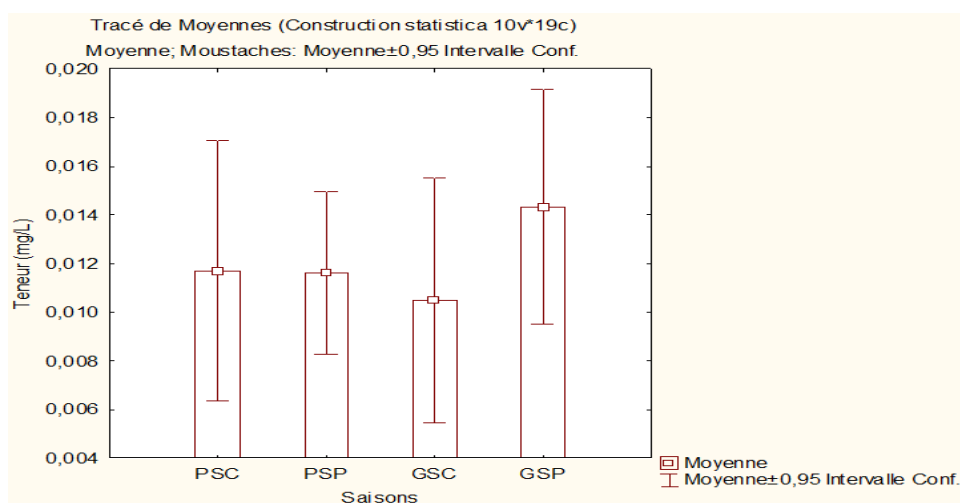


Fig. 3. Dynamique saisonnière de la concentration en orthophosphates des eaux à l'interface eau-sédiment sur la période d'étude.

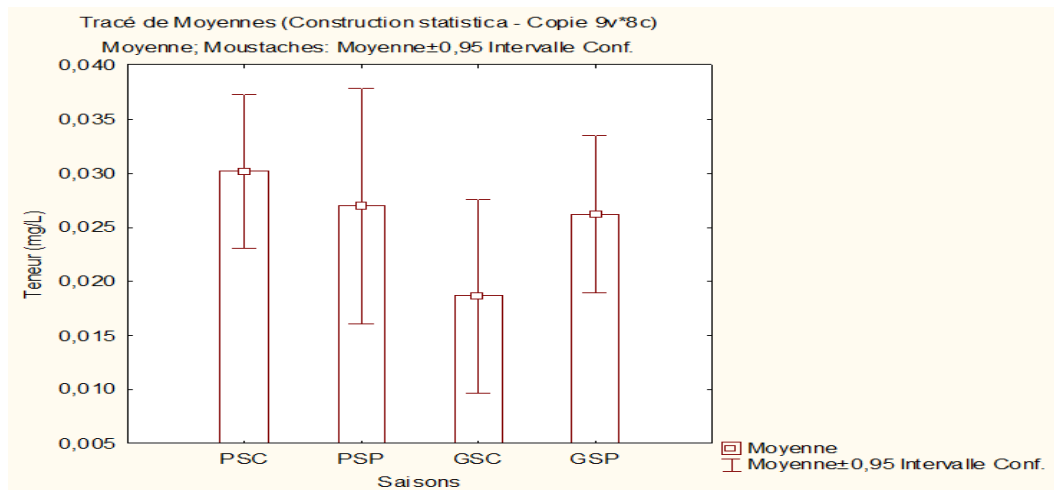


Fig. 4. Dynamique saisonnière de la concentration en orthophosphates des eaux interstitielles sur la période d'étude.

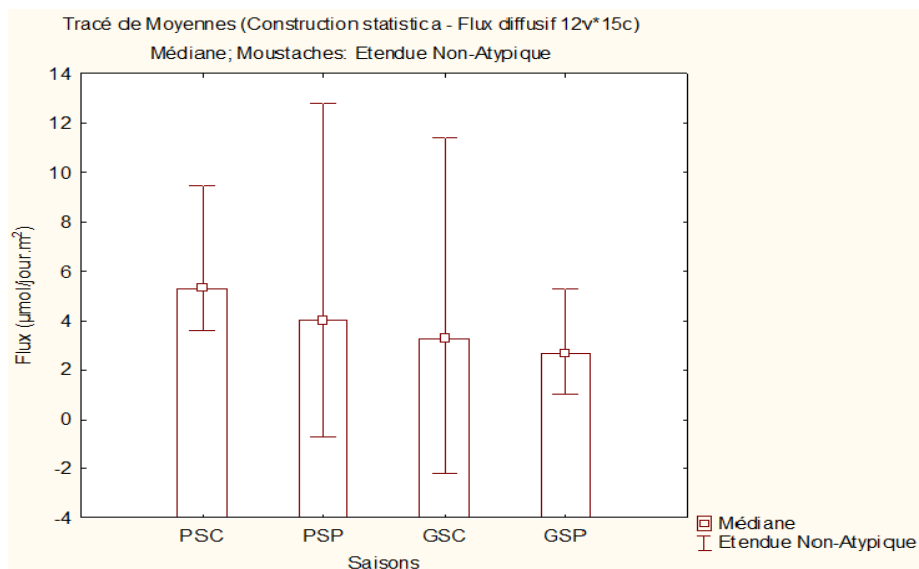


Fig. 5. Dynamique du flux diffusifs saisonniers des ions orthophosphates à l'interface eau-sédiment sur la période d'étude.

Tableau 3

Valeurs moyennes du flux saisonniers des ions orthophosphates ($\mu\text{mol}/\text{jour.m}^2$) à l'interface eau-sédiment sur la période d'étude.

Saisons	$m \pm s$	CV (%)	Min-Max
PSC	$4,7 \pm 4,1$	87,5	$(-4,2) - 9,5$
PSP	$4,0 \pm 4,3$	107,7	$(-0,7) - 12,8$
GSC	$3,3 \pm 4,3$	132,3	$(-2,2) - 11,5$
GSP	$2,7 \pm 4,8$	179,3	$(-6,2) - 11,0$
Sur la période d'étude	$3,6 \pm 2,2$	60,7	$(-6,2) - 12,8$

Les trois premières composantes principales de l'ACPn expliquent à 100% l'information due aux 16 variables mises en jeu. La première composante principale (CP1) explique à 47,738% cette information, la seconde composante principale (CP2) le traduit à 33,179% et la troisième composante principale (CP3) la donne à 19,083%. Concernant les variables, il est à noter que la température de l'eau et le flux diffusif du phosphore présentent de fortes corrélations positives avec CP1. Il en est de

même de la salinité, la conductivité, l'humidité relative, la teneur en matière organique et, la teneur en limons et argiles des sédiments. En revanche, la température ambiante, le pH des sédiments, la DCO et la concentration des orthophosphates des eaux libres, ainsi que les concentrations des orthophosphates dans les eaux interstitielles, ont de fortes corrélations négatives avec ce facteur (Tableau 4). S'agissant des individus, seul PSC présente une forte corrélation positive avec CP1 (Tableau 5).

Tableau 4

Coordonnées factorielles des variables basées sur les corrélations de l'ACPn.

Variables	Composantes principales		
	CP1	CP2	CP3
Profondeur	-0,102115	-0,082199	0,991371
pH eau	-0,468654	-0,276901	-0,838862
Potentiel redox eau	0,373004	0,181529	0,909898
Salinité eau	-0,495560	0,544177	-0,676972
Conductivité eau	0,941397	0,293403	-0,166391
Température eau	0,785357	0,553645	0,276932
Température ambiante	-0,835697	0,396359	-0,380146
Pluie	-0,222298	-0,648691	0,727863
DCO	-0,937506	0,347969	0,000420
pH séd	-0,874413	0,458385	-0,159012
Potentiel redox sédiment	-0,530717	0,664270	0,526388
Salinité sédiment	0,871662	0,457175	-0,176623
Conductivité sédiment	0,755951	0,458239	-0,467498
Humidité relative	0,796460	0,463811	-0,387984
Matière organique sédiment	0,765137	-0,608161	0,211440
Sables très grossiers	0,085820	0,978704	0,186475
Sables grossiers et moyens	-0,079789	-0,981216	-0,175638
Sables fins	-0,142283	-0,964441	-0,222730
Limons et argiles	0,760876	-0,539483	-0,360591
Orthophosphates eau	-0,813200	-0,577636	0,071016
Orthophosphates eau interstitielle	-0,934360	0,135319	-0,329636
Flux du phosphore	0,713955	-0,366860	-0,596391

Tableau 5

Coordonnées factorielles des individus basés sur les corrélations (a) et leurs contributions à la construction des composantes principales (Cos²) (b) de l'ACPN.

Saisons	Composantes principales			Composantes principales		
	CP1	CP2	CP3	CP1	CP2	CP3
PSC	4,57137	0,47217	-0,81418	0,959334	0,010235	0,030431
PSP	-1,29027	-3,69350	-0,62002	0,106098	0,869402	0,024499
GSC	-2,65328	2,42003	-1,88716	0,427753	0,355853	0,216394
GSP	-0,62782	0,80129	3,32136	0,032662	0,053206	0,914132

(a)

(b)

Les résultats indiquent que l'augmentation de la température de l'eau, la légère hausse de la salinité et de la conductivité, ainsi que des niveaux élevés d'humidité relative, de matière organique, de limons et d'argiles dans les sédiments, tendraient à réduire les concentrations en orthophosphates des eaux interstitielles et libres à l'interface eau-sédiment. Ces caractéristiques physiques et biogéochimiques de ces substrats favoriseraient la diffusion du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau en PSC. En revanche, la baisse de la température ambiante, la neutralité des sédiments, et la faible DCO des eaux libres à l'interface eau-sédiment contribueraient aux baisses des concentrations en orthophosphates des eaux interstitielles et libres, ainsi qu'à la diffusion du phosphore vers la colonne d'eau.

La richesse des silicates en fer, la forte teneur en matière organique et l'importante humidité relative des sédiments superficiels favorisent la teneur en orthophosphates des eaux interstitielles par la formation du complexe « matière organique-Fe-phosphates » [32, 36, 37]. La forte consommation du phosphore biodisponible par les végétaux aquatiques tend à l'amenuiser dans la colonne d'eau [29].

Cela justifierait les fortes variations saisonnières des niveaux de phosphates dans les eaux à l'interface eau-sédiment, et par extension, dans la colonne d'eau, comparativement à ceux des eaux interstitielles, qui semblent compenser cette diminution des phosphates au fil du temps. Ainsi, ces sédiments superficiels se comportent comme une source additionnelle continue de phosphates dans les eaux de cet écosystème aquatique. Ceci est mis en évidence par les valeurs positives des flux diffusifs du phosphore obtenus et la différence non significative entre les valeurs moyennes saisonnières de ce flux sur la période d'étude. La température relativement élevée des eaux de ce système lacustre, de même que les faibles salinité et conductivité de ces sédiments contribuent au « bloom » planctonique dans ces lacs. Cette forte présence planctonique aurait conduit à une importante consommation des orthophosphates. La conséquence est donc l'inhibition partielle de ce nutriment dans les eaux interstitielles et les eaux libres à l'interface eau-sédiment. Il s'en suit une diffusion plus importante des orthophosphates des sédiments vers la colonne d'eau. De plus, les relatives faibles salinité et conductivité de ces sédiments contribuent à

la désorption du phosphore en leur sein [38]. Les limons et argiles, la réduction de la matière organique en milieu acide ou neutre, ainsi que la température élevée, favorisent la dégradation de la matière organique et également la solubilisation du phosphore [39, 40]. L'inhibition partielle de ces nutriments dans les eaux interstitielles et libres a été marquée pendant les petites saisons (PSC et PSF). Cette situation est due aux faibles conductivité et salinité, ainsi qu'à la forte teneur en matière organique, humidité relative, limons et argiles des sédiments superficiels. En revanche, la présence de ces nutriments sur la phase particulaire aurait été favorisée par la couverture nuageuse (baisse de la température ambiante), la quasi-neutralité des sédiments et l'importante DCO des eaux à l'interface eau-sédiments. Cette situation est également mise en lumière par l'ACPN.

La forte DCO contribue à la formation de complexes sur les sestons [41]. Le pH des sédiments et la DCO élevée des eaux à l'interface eau-sédiment ont donc partiellement inhibé la diffusion du phosphore vers la colonne d'eau.

4 Conclusion

La présente étude s'est intéressée à la dynamique saisonnière du flux de phosphore à l'interface eau-sédiment. Cela a permis de fournir des informations supplémentaires sur l'hypereutrophisation de l'écosystème étudié. L'évaluation du flux des orthophosphates à l'interface eau-sédiment a été réalisée à l'aide de la première loi de Fick. À cet effet, la connaissance des concentrations d'orthophosphates dans les eaux à l'interface eau-

sédiment et les eaux interstitielles s'est avérée nécessaire. Les résultats obtenus montrent que les concentrations de ces nutriments dans les eaux interstitielles étaient plus élevées que celles dans les eaux à l'interface eau-sédiment en toute saison. Les valeurs positives du flux diffusif saisonnier de ces nutriments à cette interface en toute saison montrent le caractère permanent de source de phosphore des sédiments superficiels sur toute la période d'étude. La diffusion de ces nutriments a été favorisée par les fortes valeurs de température, de conductivité, de salinité, d'humidité relative, de matière organique et par la texture des sédiments. Ce travail se présente comme une contribution notable à l'évaluation du niveau de contamination chimique du système lacustre Déganobo, en particulier sa pollution métallique.

Références bibliographiques

- [1] J. Qian, C. Jiang, L. Chen, H. Xu, Z. Wang, X. Fang, D. Zhang, F. Zheng, *Spatiotemporal variation and driving factors of eutrophication in Xincun Lagoon, Hainan, China*, Reg. Stud. Mar. Sci. 77 (2024) 103692.
- [2] S. Brient, Déphosphatation d'un rejet de ferme piscicole par filtres extensifs de scories d'aciéries, Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada (2012).
- [3] B. Zhou, X. Fu, B. Wu, J. He, R.D. Vogt, D. Yu, F. Yue, M. Chai, *Phosphorus Release from Sediments in a Raw Water Reservoir with Reduced Allochthonous Input*, Water 13 (2021) 1983.

- [4] A. Smith, B. Johnson, C. Brown, *Seasonal diffusive phosphorus fluxes at the water-sediment interface in a coastal lacustrine system*, Environ. Sci. Pollut. Res. 25(4) (2022) 1234-1245.
- [5] B. Johnson, A. Smith, C. Brown, *Seasonal diffusive phosphorus fluxes at the water-sediment interface in a coastal lacustrine system*, Environ. Sci. Pollut. Res. 25(4) (2023) 165252.
- [6] M. Hu, R. Yan, R. Ni, H. Wu, *Coastal degradation regulates the availability and diffusion kinetics of phosphorus at the sediment-water interface: Mechanisms and environmental implications*, Water Res. 250 (2024) 121086.
- [7] A.E. Fick, *Über Diffusion*, Annalen der Physik und Chemie 94 (1855) 59-86.
- [8] C. Brown, B. Johnson, A. Smith, *Anthropogenic influences on seasonal diffusive phosphorus fluxes at the water-sediment interface in a coastal lacustrine system*, Aquat. Ecosyst. Health Manage. 12(3) (2021) 345-356.
- [9] R. Wu, Y. Liu, S. Zhang, X. Shi, S. Zhao, J. Lu, X. Kang, S. Wang, Y. Wu, L. Arvola, *Characterization of nitrogen and phosphorus at the ice-water-sediment interface and the effect of their migration on overlying water quality in Daihai Lake (China) during the freezing period*, Sci. Tot. Environ. 893 (2023) 164863.
- [10] H. Yuan, H. Wang, Y. Zhou, B. Jia, J. Yu, Y. Cai, Z. Yang, Liu, E.Q. Qiang Li, H. Yin, *Water-level fluctuations regulate the availability and diffusion kinetics process of phosphorus at lake water-sediment interface*, Water Res. 200 (2021) 117258.
- [11] K.F.A. Konan, M.K. Yao, *Seasonal contamination level of the waters from the Déganobo lake system by fourteen herbicides residues and their ecological and health implication*, GSC Adv. Res. Rev. 17(02) (2023) 2509-2521.
- [12] A.W.A. Ogou, J.T. Bidi, *Port, Aménagement et Développement Durable À San-Pedro (Sud-ouest de la Côte d'Ivoire)*, Europ. Sci. J. 15(8) (2019) 110-131.
- [13] M.Y. Doumbia, M.G. Tchakam., M. Terric Jouaillec, DINIYO À SAN PEDRO, De la cité portuaire à la métropole côtière, Document contexte, Atelier international de maîtrise d'œuvre urbaine de San Pedro, Côte d'Ivoire (2021).
- [14] Y.A. N'go, K.H. Kouassi, G.E. Soro, H. Meledje, T.A. Goula Bi, I Savané, *Dynamique et impact du climat sur les ressources hydriques et agricoles du Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire*. Inter. J. Innov. Appl. Stud. 19(2) (2017) 304-314.
- [15] NF ISO 5667-15, Qualité de l'eau – Echantillonnage - Partie 15: Lignes directives pour la conservation et le traitement de boues et de sédiments, Boutique AFNOR, France (2009).
- [16] NF ISO 11464, Qualité du sol - Prétraitement des échantillons pour analyses physico-chimiques, Boutique AFNOR, France (2006).
- [17] NF ISO 17892-4, Reconnaissance et essais géotechniques - Essais de laboratoire sur les sols - Partie 4 : Détermination de la distribution granulométrie des particules, Boutique AFNOR, France (2018).

- [18] NF ISO 11465, Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau – Méthode gravimétrique, Boutique AFNOR, France (1994).
- [19] NF ISO 1097-5, Essais pour déterminer les caractéristiques mécaniques et physiques des granulats - Partie 5 : détermination de la teneur en eau par séchage en étuve ventilée, Boutique AFNOR, France (2008).
- [20] NF ISO 10390, Sols, biodéchets traités et boues - Détermination du pH, Boutique AFNOR, France (2022).
- [21] NF ISO 11265, Qualité du sol – Détermination de la conductivité électrique spécifique, Boutique AFNOR, France (1995).
- [22] NF ISO 6878. Qualité de l'eau - Dosage du phosphore - Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium, Boutique AFNOR, France (2005).
- [23] K.M. Yao, M. B. Soro, A. Trokourey, Y. Bokra, *Caractérisation physico-chimique des sédiments de la zone urbaine d'une lagune tropicale (lagune Ebrié, Côte d'Ivoire)*, Bull. Info. SOACHIM 06 (2009) 71 – 82.
- [24] https://www.historique-meteo.net/afrique/cote-d-ivoire/san-pedro/#annee_2021 (Consulté le 25 Avril 2023).
- [25] https://www.historique-meteo.net/afrique/cote-d-ivoire/san-pedro/#annee_2022 (consulté 25 Avril 2023).
- [26] E.M.E. Amani, S. Monde, Y.A. Nguessan, K. Aka, *Analyse sédimentologique et diffractométrique des sédiments superficiels de la lagune Digboué de San Pedro (Côte d'Ivoire)*, Europ. J. Sci. 44(4) (2010) 527-554.
- [27] G. Pinay, C. Gascuel, A. Ménesguen, Y. Souchon, M. Le Moal, A. Levain, F. Moatar, A. Pannard, P. Souchu, *L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité, Synthèse de l'expertise scientifique collective*, CNRS–Ifremer–INRA–Irstea, France (2017).
- [28] T. Lasm, O. De Lasme, Y. M-S. Oga, M. Youan Ta, D. Baka, F. Kouamé, T.K. Yao, *Caractérisation hydro-chimique des aquifères fissurés de la région de San Pedro (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire)*, Int. J. Biol. Chem. Sci. 5(2) (2011) 642-662.
- [29] A. Pérez, A. Cornejo, A. Alonso, A. Guerra, G. García, C. Nieto, F. Correa-Araneda, D. Rojo, L. Boyero, *Warming overrides eutrophication effects on leaf litter decomposition in stream microcosms*, Environ. Pollut. 332 (2023) 121996.
- [30] E. Gautreau, *Influence des facteurs physiques et biologiques sur le fonctionnement biogéochimique de sédiments de retenues présentant des blooms de cyanobactéries*. Ecologie, Environnement, Thèse de l'Université Claude Bernard Lyon 1, Lyon, France (2020).
- [31] K.A. Kouakou, S. Aw, S. Siaka, H. Ahientio, I. Savané, *Typologie de la matière organique des sédiments superficiels de certains lacs du système lacustre de Yamoussoukro, Côte d'Ivoire*, Afri. Sci. 18(1) (2021) 41 – 55.
- [32] N. Sator, *Propriétés physico-chimiques des silicates et des carbonates fondus par dynamique moléculaire*, Mémoire d'habilités à diriger des recherches, Université de Sorbonne, Paris, France (2023).

- [33] C. Liu, Z. Wu, C. He, Y. Zhang, W. Huang, D. Wang, *Source identification and chemical compositions of particulate and mineral-associated organic matter in the deposited sediments of a dam-controlled watershed*, CATENA 219 (2022) 10661.
- [34] S. Bascle, *Caractérisation et stabilité de la matière organique des sédiments de grandes retenues*, Thèse de l'Université de Limoges, Limoges, France (2020).
- [35] M.K. Yao, *Évaluation et modélisation de l'eutrophisation dans une baie lagunaire apparentée lacustre : Cas de la baie lagunaire de Tiagba (Côte d'Ivoire)*, Thèse de l'Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire (2010).
- [36] V. Georgeaud, *Adsorption des métaux lourds sur les oxydes magnétiques, vers des procédés magnétiques de décontamination et d'expertise des sites pollués*. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille, Marseille, France (1999).
- [37] Q. Zhang., J. Huang, Y. Ji., J. Zhang, S. Zhang, J. Gao, *How sediment dredging alters phosphorus dynamics in a lowland rural river?* J. Environ. Sci. 147 (2025) 189-199.
- [38] A. Zarnaghsh, A. Husic, *An index for inferring dominant transport pathways of solutes and sediment: Assessing land use impacts with high-frequency conductivity and turbidity sensor data*, Sci. Tot. Environ. 894 (2023) 164931.
- [39] D. Copetti, L. Valsecchi, G. Tartari, M. Mingazzini, M.T. Palumbo, *Phosphate adsorption by riverborne clay sediments in a southern-Italy Mediterranean reservoir: Insights from a "natural geo-engineering" experiment*, Sci. Tot. Environ. 856(2) (2023) 159225.
- [40] Z. Zhou, S. Henkel, S. Kasten, M. Holtappels, *The iron "redox battery" in sandy sediments: Its impact on organic matter remineralization and phosphorus cycling*, Sci. Tot. Environ. 865 (2023) 161168.
- [41] Z. Zhou, R. Yan, X. Liu, Z. Xu, J. Zhang, Q. Yi, *Suspended particulate matter <math><2.5 \mu\text{m}</math> (SPM_{2.5}) in shallow lakes: Sedimentation resistance and bioavailable phosphorus enrichment after sediment resuspension*, Sci. Tot. Environ. 912(b) (2023) 168780.