

Contamination des eaux, sédiments et poissons du lac Buyo par les pesticides agricoles : cas du bifenthrine et de l'imidaclorpid en Côte d'Ivoire

Alban AKE^{1*}, Paul Simplice DJEKE², Gopéyue Maurice YEO², Atsé Roméo Franck AMIAN³, Adou Francis YAPO¹ et Mélécony Célestin BLE²

¹ *Université Félix Houphouët-Boigny Côte d'Ivoire, Unité de Formation et de Recherches Biosciences, Laboratoire de Biologie et Santé, Abidjan 01 BP V 34, Côte d'Ivoire*

² *Centre de Recherches Océanologiques, Département Aquaculture, Laboratoire de Nutrition, BP V 18 Abidjan, Côte d'Ivoire*

³ *Institut Pédagogique National de l'Enseignement Technique et Professionnel, Département de Formation des Formateurs aux Métiers de l'Agriculture, Laboratoire d'Agriculture et d'Agro-industrie, 08 BP 2098 Abidjan 08, Côte d'Ivoire*

(Reçu le 20 Août 2025 ; Accepté le 21 Octobre 2025)

* Correspondance, courriel : albanake239@yahoo.com

Résumé

La présente étude vise à déterminer les caractéristiques du bifenthrine et de l'imidaclorpid dans des matrices aquatiques. La démarche expérimentale consiste à prélever des échantillons d'eaux, de sédiments et de poissons, au cours d'une année, en vue d'effectuer des analyses à l'aide de la chromatographie en phase liquide à haute performance, après extraction et purification. Les résultats indiquent des modifications saisonnières observées pour la conductivité, la température et la transparence. Les concentrations moyennes des résidus de pesticides dans l'eau pour le bifenthrine ont varié, de $0,0183 \pm 0,01$ à $0,0253 \pm 0,01$ mg/L et de $0,0198 \pm 0,01$ à $0,0258 \pm 0,01$ mg/L, pour l'imidaclorpid. En termes de caractéristiques des sédiments, les valeurs moyennes de bifenthrine ont varié de $0,115 \pm 0,10$ à $0,260 \pm 0,18$ mg/kg, tandis que celles de l'imidaclorpid ont oscillé de $0,103 \pm 0,09$ à $0,222 \pm 0,11$ mg/kg. Les analyses des muscles du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus* n'ont pas permis de déceler des traces de bifenthrine et d'imidaclorpid. Cette étude met en évidence ces contaminants qui représentent un risque écologique et sanitaire latent.

Mots-clés : *pesticides, tilapia, bioaccumulation, Lac Buyo, Côte d'Ivoire.*

Abstract

Contamination of waters, sediments and fishes of lake Buyo by agricultural pesticides : case of bifenthrin and imidaclorpid in Côte d'Ivoire

The present study aims to determine the characteristics of bifenthrin and imidaclorpid in aquatic environments. The experimental approach involved collecting water, sediment and fish samples over a year for analysis using high-performance liquid chromatography, after extraction and purification. The results revealed seasonal variations in conductivity, temperature and transparency. Mean concentrations of pesticide

residues in water ranged from 0.0183 ± 0.01 to 0.0253 ± 0.01 mg/L for bifenthrin and from 0.0198 ± 0.01 to 0.0258 ± 0.01 mg/L for imidacloprid. In sediments, mean concentrations ranged from 0.115 ± 0.10 to 0.260 ± 0.18 mg/kg for bifenthrin and from 0.103 ± 0.09 to 0.222 ± 0.11 mg / kg for imidacloprid. No residues of bifenthrin or imidacloprid were detected in the muscle tissues of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. This study highlight the presence of these contaminants in aquatic ecosystems, indicating a potential ecological and health risk.

Keywords : pesticides, tilapia, bioaccumulation, Lake Buyo, Côte d'Ivoire.

1. Introduction

L'utilisation des produits phytosanitaires n'est pas universelle sur toutes les exploitations agricoles et dépend de nombreux facteurs économiques et structurels [1]. Ainsi, l'usage généralisé de ces pesticides organiques et de synthèse, sert à renforcer les exploitations agricoles dans le but de maximiser leurs rendements [2, 3]. Dès lors, les pesticides dont l'usage permet d'augmenter les productions agricoles et de lutter contre les herbes nuisibles et les ennemis des cultures, constituent pour certains, des risques sanitaires, comportant des effets cancérogènes et endocriniens sur la population humaine [4, 5]. En plus des conséquences sur le plan sanitaire, la pollution agricole entraîne également des répercussions négatives sur la qualité et les fonctions des cours d'eau, un cas typique de pollution diverse et généralisée de l'écosystème aquatique [6]. La pollution de l'eau est causée par des produits agrochimiques qui s'accumulent dans la chaîne alimentaire et affecte la qualité des écosystèmes et la santé des humains [4, 7]. Par ailleurs, de nombreuses études toxicologiques et écotoxicologiques ont révélé également la nocivité de ces produits [8]. En Côte d'Ivoire notamment, l'usage des produits phytosanitaires en agriculture, constitue déjà des préoccupations [9]. En effet, le pays ayant une économie basée principalement sur l'agriculture, emploie une quantité élevée de produits phytosanitaires dans les plantations agricoles. Ainsi, la présence de certains parmi eux a été notifiée dans plusieurs forages et leurs doses non conformes aux normes indiquées, provoquent une contamination de la population [10]. La majorité des ressources en eau superficielle, essentiellement en milieu rural, fait face à ces pollutions, qui occasionnent les eutrophisations de plus en plus étendues, en raison des apports en nutriments des rejets domestiques et de l'agriculture [4]. Parmi les substances actives, le bifenthrine et l'imidaclopride sont deux insecticides de classe III, repérés dans la zone de marnage du lac Buyo [11]. Le bifenthrine, un pyréthrinoïde très neurotoxique, perturbe le fonctionnement des cellules nerveuses et affaiblit le système immunitaire des poissons, ce qui les rend moins mobiles et plus vulnérables aux maladies [12]. En ce qui concerne l'imidaclopride, il constitue un insecticide néonicotinoïde systémique, capable de polluer les eaux superficielles [13,14]. Ainsi, la zone de marnage du lac Buyo, représentant une zone de grandes activités agricoles, avec l'usage de produits phytosanitaires, est exposée à une éventuelle contamination [7, 15]. Etant donné l'importance de l'eau qui est le premier élément constitutif des êtres vivants et de leur environnement et la menace d'eutrophisations qui résulterait de la pression anthropique sur son intégrité biotique [16], il est nécessaire de déterminer le niveau de contamination des matrices aquatiques (eaux, sédiments et poissons) par les deux insecticides répertoriés aux alentours du lac, notamment le bifenthrine et l'imidaclopride.

2. Matériel et méthodes

2-1. Zone d'étude

Le lac de barrage hydroélectrique de Buyo (**Figure 1**) est situé dans la zone Nord de la région Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire.

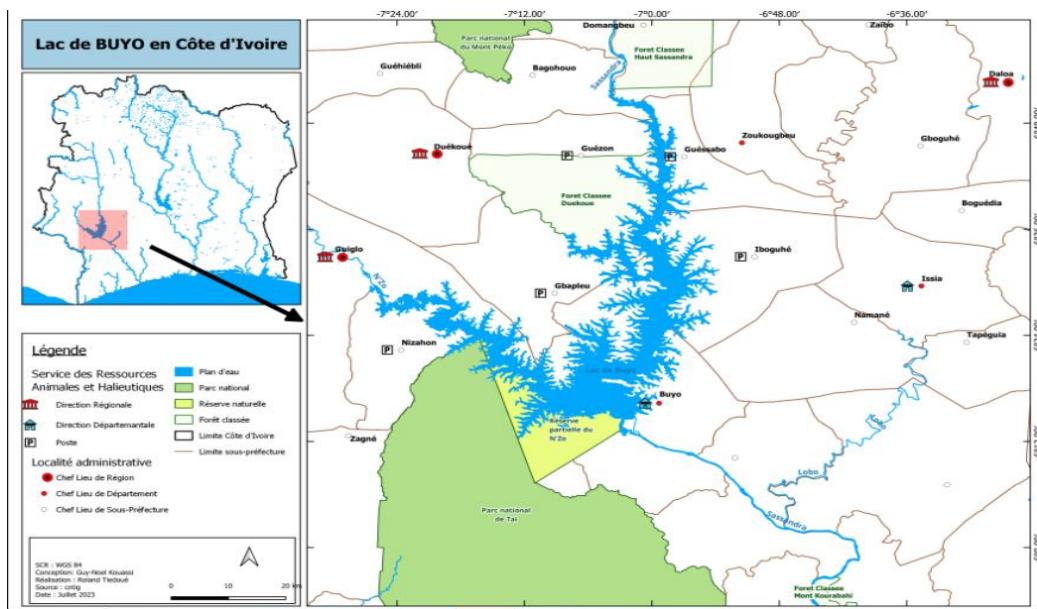


Figure 1 : Lac de Buyo

Il est localisé entre $06^{\circ}14'$ et $07^{\circ}03'$ de latitude Nord et $06^{\circ}54'$ et $07^{\circ}31'$ de longitude Ouest. Ce barrage hydroélectrique a été construit à la limite du Parc National de Taï, à 4 Km en aval du confluent du fleuve Sassandra et de l'un de ses principaux affluents, le N'Zo, noyant à peu près 8400 hectares de forêt du parc [17]. Sa mise en fonction a généré un lac artificiel de 920 km^2 en crue pour une côte de 200 m, contenant environ 8,4 milliards de m^3 d'eau, avec une capacité productive de 610 GWh. Le bassin versant est agricole et caractérisé par un climat de régime tropical, avec des températures comprises entre 22 et $30,4^{\circ}\text{C}$ [17].

2-2. Échantillonnage des différentes matrices

Les prélèvements des échantillons d'eaux, de sédiments et de poissons (*Figure 2*) ont été réalisés au cours du mois de février 2021 à janvier 2022.

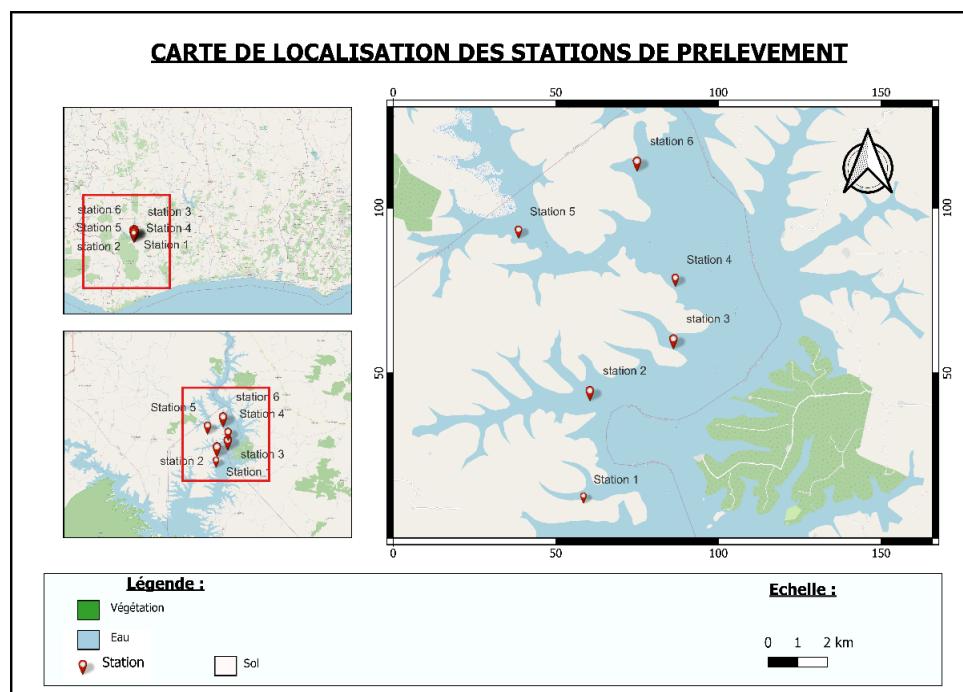


Figure 2 : Localisation de la zone d'étude et des stations de prélèvement

Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène, puis acidifiés avec 2 mL d'acide sulfurique et conservés à 4 °C à l'abri de la lumière. Les échantillons de sédiments ont été recueillis avec une benne Van Veen, d'une surface de 250 cm², séchés à l'air ambiant, puis tamisés sur agitateur mécanique en acier inoxydable de 250 µm [18]. Les tilapias du Nil *Oreochromis niloticus* en élevage ont été pêchés à l'aide d'épuisette dans la cage flottante. D'un poids moyen de 274,06 ± 35,96 g, ils ont été maintenus sous glace dans une glacière jusqu'au laboratoire dont 10 g de muscle ont été prélevé pour chaque analyse [19].

2-3. Extraction et purification des résidus de pesticides dans l'eau

Les pesticides dans l'eau ont été extraits à l'aide de la technique d'extraction liquide-liquide [20]. Une quantité de 500 mL d'eau a été prélevée dans une ampoule à décanter, puis on y ajoute 100 mL de dichlorométhane et 10 mL de NaCl pour faciliter la séparation des deux phases. L'opération est renouvelée 3 fois de suite, suivie de la purification faite sur colonne de florisol qui est remplie de 20 g de florisol désactivé et de laine de verre et recouverte de 2 à 3 cm de sulfate de sodium anhydre. L'extrait est concentré dans un évaporateur rotatif (rotavapor) entre 40 et 70 °C et transféré pour analyse par chromatographie en phase liquide à haute performance.

2-4. Extraction et purification des résidus de pesticides dans les sédiments

L'extraction des pesticides dans les sédiments a été réalisée par la technique d'extraction accélérée par solvant [20, 21]. Une quantité de 10 g de sédiments préalablement séchés et broyés sont extraits avec de l'hexane / dichlorométhane (50/50, v/v) sous une pression de 100 bars dans les deux phases 50 et 100 °C. Le mélange est introduit dans la cellule (incorporé de deux filtres blancs en cellulose), conservé pendant 5 minutes à 50 °C et à une pression de 100 bars. A l'issue des 5 min, 60 % du volume de solvant est renouvelé. Cette séquence est reproduite 3 fois à cette température, puis 3 fois à 100 °C. Les analytes extraits se retrouvent dans le solvant chassé de la cellule. Les volumes des deux extraits sont concentrés à l'aide d'un évaporateur rotatif entre 40 et 50 °C. Après l'élimination du dichlorométhane, la purification des filtrats contenant de l'hexane s'est faite par chromatographie d'adsorption sur des cartouches Oasis HLB Plus. Les extraits purifiés, sont ensuite analysés par chromatographie en phase liquide à haute performance.

2-5. Extraction et purification des résidus de pesticides dans le muscle du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus*

La technique d'extraction accélérée par solvant, a été utilisée pour réaliser l'extraction des produits phytosanitaires dans les muscles du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus* [20, 21]. Les muscles du tilapia, avant d'être broyés et mélangés avec de l'hydromatrix dans un rapport de masse échantillon/hydromatrix 1/3, ont été d'abord lyophilisés (élimination d'eau). Le broyat de l'échantillon (10 g), a été chargé dans la cellule (ASE) ensuite, on y a ajouté de l'hydromatrix. Deux filtres blancs en cellulose sont positionnés au sommet de la charge de la cellule. A l'aide d'un mélange de solvants acétonitrile / dichlorométhane (75/25 ; v/v), s'est déroulée l'extraction à 50 °C et à une pression de 100 bars. A l'issue des 5 min, 60 % du volume de solvant est renouvelé. Cette opération est répétée 3 fois à cette température, puis 3 fois à 100 °C. Le solvant chassé de la cellule, est chargé des analytes extraits. Les volumes provenant des extractions aux deux températures sont séparés. L'élimination du dichlorométhane a été effectuée en filtrant chaque volume respectif sur 50 g de sulfate de sodium anhydre déposé dans un filtre sur entonnoir. Puis, on évapore à sec les filtrats au moyen d'un évaporateur, pour réduire les volumes. La purification des filtrats contenant de l'acétonitrile, s'est faite par chromatographie d'adsorption sur des cartouches Oasis HLB Plus, qui, après l'élimination du dichlorométhane, et les extraits purifiés, sont analysés par chromatographie en phase liquide à haute performance.

2-6. Paramètres physico-chimiques et teneurs en sels nutritifs

La température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés *in situ* à l'aide d'un multi-paramètre (HANNA HI 9829). La transparence a été déterminée au disque de Secchi. Au laboratoire, les échantillons ont été analysés pour l'évaluation de la concentration des solides totaux [22]. Les orthophosphates ont été mesurés à la longueur d'onde de 880 nm par spectrophotométrie [23, 24]. Cependant, les mesures par spectrométrie des nitrites et des nitrates ont été effectuées aux longueurs d'ondes respectives de 543 nm et 420 nm [23]. Les ammoniums ont été mesurés par spectrophotométrie à la longueur d'onde respectives de 655 nm [23].

2-7. Analyses statistiques

Le test de Kolmogorov-Smirnov a été appliqué pour la normalité de distribution. L'analyse de variance (ANOVA) à un facteur a été utilisée pour évaluer l'effet de la saison sur les paramètres mesurés. Toutes ces analyses ont été suivies des tests de comparaisons de Tukey en cas de différence significative pour comparer les moyennes obtenues au seuil de probabilité de 5 %. Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel Statistica 7.1.

3. Résultats

3-1. Caractéristiques physico-chimiques du milieu d'étude

Les températures moyennes ont oscillé de $27,7 \pm 0,49$ à $30,848 \pm 0,90$ °C (**Tableau 1**). Les concentrations moyennes de l'oxygène dissous du lac Buyo ont fluctué de $5,142 \pm 0,98$ à $7,240 \pm 2,86$ mg/L. Les conductivités ont varié de 25,167 à 50,667 µS/cm. Les valeurs moyennes de pH de l'eau du lac observées sont neutres c'est à dire de $6,915 \pm 0,36$ à $7,222 \pm 0,72$. Les valeurs de la transparence ont varié de $49 \pm 19,54$ à $112,5 \pm 24,54$ m. Aucune différence n'a été observée au niveau du pH du milieu durant les saisons ($p > 0,05$). Les valeurs de température, d'oxygène dissous, de conductivité et de transparence présentent des différences significatives ($p < 0,05$).

Tableau 1 : Paramètres physico-chimiques du milieu d'étude

Paramètres	PSS	GSS	PSP	GSP
Tempéra-ture (°C)	$29,595 \pm 0,71^c$	$30,848 \pm 0,9^d$	$28,682 \pm 1,25^b$	$27,7 \pm 0,49^a$
Oxygène Dissous mg/L	$7,240 \pm 2,86^b$	$5,142 \pm 0,983^a$	$6,183 \pm 2,59^{ab}$	$5,733 \pm 1,47^{ab}$
Conducti-vité (µS/cm)	$39,667 \pm 10,96^{bc}$	$50,667 \pm 11,34^c$	$25,167 \pm 14,16^a$	$29,167 \pm 12,4^{ab}$
pH	$7,195 \pm 0,36^a$	$6,915 \pm 0,36^a$	$7,222 \pm 0,72^a$	$6,975 \pm 0,43^a$
Transpa-rence (cm)	$112,500 \pm 24,54^c$	$105,667 \pm 21,21^c$	$49 \pm 19,54^a$	$72,500 \pm 9,35^b$

Les valeurs affectées par les lettres différentes en exposant pour chaque paramètre sont significativement différentes entre les saisons ($p < 0,05$). La présence de lettre double en exposant sur les valeurs moyennes sont des valeurs intermédiaires. Les lettres identiques montrent qu'il n'existe aucune différence entre les saisons ($p > 0,05$). GSS : Grande Saison Sèche, GSP : Grande Saison des Pluies, PSS : Petite Saison Sèche, PSP : Petite Saison des Pluies.

Le **Tableau 2** présente les teneurs en sels nutritifs du milieu d'étude pendant les différentes saisons. Les valeurs moyennes des concentrations en nitrites ont varié de $0,020 \pm 0,01$ à $0,036 \pm 0,02$ mg/L. Les nitrates ont varié de $1,977 \pm 0,73$ à $2,062 \pm 0,39$ mg/L, en ce qui concerne les ortho phosphates les valeurs étaient comprises entre $0,178 \pm 0,04$ à $0,204 \pm 0,13$ mg/L. Les concentrations moyennes de phosphore, d'ammonium et de solides totaux ont varié respectivement de $0,084 \pm 0,01$ à $0,100 \pm 0,02$ mg/L, de $0,098 \pm 0,187$ mg/L et de $23,558 \pm 7,05$ à $38,633 \pm 33,44$ mg/L. Toutes ces valeurs obtenues ne présentent pas de différence significative entre les saisons au seuil de 5 % à l'exception des nitrites et du phosphore.

Tableau 2 : Teneurs en sels nutritifs et des solides totaux

Paramètres (mg/L)	PSS	GSS	PSP	GSP
Nitrites	$0,036 \pm 0,02^{ab}$	$0,020 \pm 0,01^a$	$0,031 \pm 0,01^{ab}$	$0,024 \pm 0,00^b$
Nitrates	$1,977 \pm 0,73^a$	$1,993 \pm 0,42^a$	$1,991 \pm 0,68^a$	$2,062 \pm 0,39^a$
Ortho-Phosphates	$0,193 \pm 0,05^a$	$0,204 \pm 0,13^a$	$0,192 \pm 0,05^a$	$0,178 \pm 0,04^a$
Phosphore	$0,084 \pm 0,01^a$	$0,100 \pm 0,02^b$	$0,092 \pm 0,01^{ab}$	$0,085 \pm 0,01^a$
Ammonium	$0,187 \pm 0,04^a$	$0,098 \pm 0,13^a$	$0,133 \pm 0,08^a$	$0,121 \pm 0,04^a$
Solides Totaux	$23,558 \pm 7,05^a$	$38,633 \pm 33,44^a$	$26,456 \pm 15,19^a$	$24,438 \pm 12,58^a$

La présence de lettre identique en exposant sur les valeurs moyennes montre qu'il n'existe aucune différence entre les saisons ($p > 0,05$). La présence de lettre double en exposant sur les valeurs moyennes sont des valeurs intermédiaires. Les valeurs affectées par les lettres différentes en exposant pour chaque paramètre sont significativement différentes entre les saisons ($p < 0,05$) GSS : Grande Saison Sèche, GSP : Grande Saison des Pluies, PSS : Petite Saison Sèche, PSP : Petite Saison des Pluies.

3-2. Teneurs en bifenthrine et en imidaclopride dans l'eau, les sédiments et les muscles de poisson

Le **Tableau 3** indique la variation en bifenthrine et en imidaclopride dans l'eau du lac Buyo. Les concentrations ont varié de $0,0183 \pm 0,011$ à $0,0253 \pm 0,010$ mg/L pour le bifenthrine et de $0,0198 \pm 0,016$ à $0,0258 \pm 0,010$ mg/L pour l'imidaclopride. L'analyse statistique montre qu'il n'y a pas de différence significative ($p > 0,05$) entre les saisons.

Tableau 3 : Variation saisonnière du bifenthrine et de l'imidaclopride dans l'eau du lac Buyo

Paramètres (mg/L)	GSS	GSP	PSP	PSS
Imidaclo-pride	$0,0198 \pm 0,01^a$	$0,0258 \pm 0,01^a$	$0,0227 \pm 0,01^a$	$0,0215 \pm 0,01^a$
Bifen-thrine	$0,0192 \pm 0,01^a$	$0,0253 \pm 0,01^a$	$0,0223 \pm 0,01^a$	$0,0183 \pm 0,01^a$

La présence de lettre identique en exposant sur les valeurs moyennes montre qu'il n'existe aucune différence entre les saisons ($p > 0,05$). GSS : Grande Saison Sèche, GSP : Grande Saison des Pluies, PSS : Petite Saison Sèche, PSP : Petite Saison des Pluies. La variation saisonnière des teneurs du bifenthrine et de l'imidaclopride dans les sédiments du lac Buyo est présentée dans le **Tableau 4**. Les teneurs du bifenthrine ont varié de $0,115 \pm 0,105$ à $0,260 \pm 0,184$ mg/kg et de $0,103 \pm 0,098$ à $0,222 \pm 0,117$ mg/kg pour l'imidaclopride. Il y'a des différences significatives ($p < 0,05$) observées entre les saisons.

Tableau 4 : Variation saisonnière du bifenthrine et de l'imidaclopride dans les sédiments du lac Buyo

Paramètres (mg/kg)	GSS	GSP	PSP	PSS
Imidaclo-pride	0,103 \pm 0,09 ^a	0,222 \pm 0,11 ^b	0,220 \pm 0,11 ^b	0,107 \pm 0,09 ^a
Bifen-thrine	0,115 \pm 0,10 ^a	0,260 \pm 0,18 ^c	0,247 \pm 0,20 ^{bc}	0,120 \pm 0,10 ^{ab}

La présence de lettre identique en exposant sur les valeurs moyennes montre qu'il n'existe aucune différence entre les saisons ($p > 0,05$). La présence de lettre double en exposant sur les valeurs moyennes sont des valeurs intermédiaires. Les valeurs affectées par les lettres différentes en exposant pour chaque paramètre sont significativement différentes entre les saisons ($p < 0,05$) GSS : Grande Saison Sèche, GSP : Grande Saison des Pluies, PSS : Petite Saison Sèche, PSP : Petite Saison des Pluies. Dans les muscles des poissons sélectionnés, aucune trace de bifenthrine et d'imidaclopride n'a été observée.

4. Discussion

4-1. Variations des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac Buyo

L'analyse des résultats montre que les paramètres physico-chimiques, les sels nutritifs et les teneurs des résidus de pesticides ne sont pas stables au cours des diverses saisons. Les fortes températures de l'eau supérieures à 30°C, pendant la saison sèche s'expliquent par l'ensoleillement des couches superficielles, qui réchauffent l'eau car son épaisseur est faible, permettant aux rayons de la traverser. Durant la saison des pluies, la diminution des températures de l'eau est due au refroidissement causé par cette saison [25]. L'ensemble des valeurs ayant des températures plus élevées que 26,5 °C (la valeur limite de l'OMS), sont conformes aux modifications saisonnières des températures atmosphériques ambiantes [26, 27]. Les valeurs moyennes de pH de 6,915 \pm 0,36 à 7,222 \pm 0,72 recueillies sur le lac Buyo, indiquent que les eaux du lac, sont en quelque sorte acides et alcalines. Ces multiples valeurs, en relation avec la présence des végétaux aquatiques [28], sont associées aux réactions biologiques et physicochimiques. Le peu d'acide d'une valeur de 6,915 \pm 0,36 se traduirait par la dégradation de la matière organique [29]. Dès lors, la valeur moyenne alcaline de 7,222 \pm 0,72 serait liée à l'absence de dégradation des plantes aquatiques [30]. Les disponibilités en oxygène dissous dans l'eau, seraient fortement associées au régime thermique du lac ainsi qu'à la dissolution à partir de l'oxygène atmosphérique [31]. Ainsi, les concentrations moyennes en oxygène dissous, ont varié de 5,733 \pm 1,47 mg/L à 7,240 \pm 2,86 mg/L sur le lac Buyo, celles supérieure à 7 mg/L, détermineraient une eau de bonne qualité [32]. Cependant les faibles valeurs de l'oxygène dissous à diverses saisons, s'expliqueraient par l'insuffisance de pénétration de lumière par rapport à la forêt du parc de Tai et causeraient le ralentissement de l'activité photosynthétique [33]. La transparence dans un cours d'eau, change selon la quantité de particules en suspension et du phytoplancton. Les transparencies élevées des stations, s'interpréteraient par la participation des communautés zooplanctoniques, aux broutages du phytoplancton et par la purification des eaux dans les lacs [34]. L'action des vents serait susceptible d'imputer des valeurs insignifiantes de transparence, en créant des turbulences et en mettant en suspension les particules du sédiment [35]. Le lac Buyo affiche une conductivité très faible (< 100 μ S/cm), semblable à celle des lacs de Taabo et Bakré. Ces valeurs insignifiantes, variant successivement de 83 μ S/cm et 64 μ S/cm pourraient se justifier par la perturbation des débits, les caractéristiques géologiques du bassin versant, constituées principalement de sols sablo-argileux et qui empêcheraient une forte minéralisation des eaux [36, 37]. Le changement des quantités en ammonium, nitrates, nitrites et phosphores sur les grandes et petites saisons sèches, serait dû au fait qu'en saison sèche, l'influence fluviale est faible. De plus, le phénomène d'eutrophisation pourrait occasionner l'épuisement de nitrite et d'ammonium [38] alors que,

pendant la grande et petite période des pluies, la contamination des eaux de surface par les déchets agricoles, se ferait par le lessivage des sols et l'infiltration des eaux riches en composés organiques [39]. Dans la nature, l'ammonium constitue la forme essentielle de l'azote et est issu des conditions d'anaérobioses des écosystèmes [38]. Ces quantités d'ammonium, se traduirait par une dégradation remarquable de la matière organique, suivie d'une consommation considérable d'oxygène dissous, contribuant à sa production par ammonification. Les nitrates, forme soluble de l'azote, contaminent les eaux superficielles à cause des engrains et des déchets organiques, qui se filtrent dans l'eau [38]. Les nitrites, forme intermédiaire, proviennent de l'oxydation des matières organiques azotées et se conservent uniquement dans les milieux moins oxygénés, du fait de leur instabilité, et visent à s'oxyder en nitrates [40]. Les nitrites représentent une sorte de transition au cours de l'oxydation de l'ammonium ou de la diminution des nitrates [40]. Le phosphore restreint couramment la production primaire des lacs et est considéré comme le facteur limitant le plus régulé dans les eaux douces et dans plusieurs lacs eutrophes des régions tropicales [41]. Les orthophosphates, forme minérale soluble, représentent la source principale du phosphore employé par le phytoplancton, à des concentrations souvent insuffisantes. Les orthophosphates sont directement absorbés par les végétaux dans les milieux aquatiques mais sont aussitôt recyclés [42]. Les solides totaux observés, résultent d'une forte entrée de matières terrigènes, exportées par les eaux de ruissellement [43]. Ces quantités accrues en solides totaux peuvent entraver la pénétration de la lumière, réduire l'oxygène dissous et restreindre l'évolution du milieu aquatique [36]. Le développement du phytoplancton est contrôlé par plusieurs facteurs, dont la rareté ou l'absence totale des sels nutritifs et leur disparition rapide. A ces facteurs fondamentaux s'ajoutent des mécanismes biologiques internes de transport, d'ajout et de suppression. Ces processus sont l'incorporation d'azote et de phosphore par les algues unicellulaires, l'excration par les herbivores et la minéralisation des nutriments par l'action des bactéries [44].

4-2. Contamination des matrices (eaux, sédiments et poissons) par le bifenthrine et l'imidaclopride

La moyenne de l'ensemble de ces deux produits phytosanitaires dans les eaux du lac Buyo reçue dans notre étude, est supérieure à la valeur guide de $0,50 \mu\text{g/L}$ [32]. La présence du bifenthrine et de l'imidaclopride, est exclusivement d'origines anthropiques et leurs existences dans les sédiments et les eaux du lac Buyo se justifieraient par les effets des eaux de pluies qui ont balayé les substances étalées dans les plantations jusqu'aux plans d'eau du lac [45]. L'action du vent contribue également à la pollution du lac Buyo, en transportant les gouttelettes chargées de produits phytosanitaires lors de la pulvérisation des cultures, jusqu'à sa surface. De plus, le ruissellement et le lessivage des terres agricoles favorisent une pollution diffuse du lac [45]. L'existence de ces deux produits phytosanitaires dans les échantillons, se justifierait d'une part, par leur constance à la fois dans les sédiments et l'eau, d'autre part par leur dissolubilité dans l'eau. Les origines des dangers liés à l'environnement, proviennent des canaux illégaux d'approvisionnement de ces pesticides, le lavage du matériel d'épandage dans les sources d'alimentations en eau et de l'irrespect des voies techniques d'emploi des produits chimiques [46]. L'excès d'engrais et de produits phytosanitaires dans les champs cultivés, ont détruit la qualité de l'eau du lac Buyo et de son bassin hydrographique [47]. Par ailleurs, le développement et l'intensification des activités agricoles, ont été occasionnés par divers changements dans les pratiques agricoles tels que l'utilisation accrue de fertilisants et de pesticides. Cette situation s'est traduite notamment par l'amplification des problèmes d'érosion des sols [48], et la diminution de la qualité de l'eau et des écosystèmes [49]. En effet, des études menées, ont mis en exergue la nocivité des insecticides par rapport aux herbicides sur la faune du sol notamment les vers de terre et les arthropodes du sol [48], au Niger le constat sur les teneurs des résidus de pesticides découverts dans les sédiments, sont extrêmement supérieures aux normes de l'OMS [50]. Ainsi, les pesticides non détectés dans le muscle du poisson de cette matrice, seront dus au fait que la quantification des diverses voies d'entrée des polluants

dans le poisson, sont difficiles en milieu naturel [51]. Leur dégradation et leur disponibilité dans le milieu aquatique sont conditionnées par la voie du transfert et les propriétés physico-chimiques des pesticides [52], ces pesticides se répartissent entre la colonne d'eau et les sédiments, ce qui réduit leur biodisponibilité pour les organismes pélagiques tout en augmentant les risques pour les organismes benthiques [52]. Au regard de ces menaces, le tilapia du Nil *Oreochromis niloticus* possède des téguments et des écailles qui représentent une protection contre les attaques et les polluants extérieures. Cependant, certains contaminants peuvent traverser la barrière dermique par un vecteur d'eau ou par contact avec le sédiment, ce qui est significatif pour les organismes benthiques, à la différence des organismes pélagiques [51].

5. Conclusion

Le suivi de l'état du lac Buyo sur les paramètres physico-chimiques et chimiques, ont montré que ces eaux révèlent une faible minéralisation et indiquent la présence de solides totaux, pouvant être d'origine naturelle ou liée à la pollution domestique et à même de diminuer la valeur de l'oxygène dissous. Les analyses sur l'évaluation des produits phytosanitaires dans le milieu aquatique, nous ont permis de constater que pendant la période pluvieuse, l'on assiste à une importante pollution de l'eau par le bifenthrine et l'imidaclopride, les teneurs moyennes optimales étaient respectivement de $25,3 \pm 0,01 \mu\text{g/L}$ et de $25,8 \pm 0,01 \mu\text{g/L}$. Dans les dépôts sédimentaires du lac Buyo, il a été indiqué une concentration moyenne d'imidaclopride de $222,7 \pm 0,11 \mu\text{g/kg}$ et de bifenthrine de $260,7 \pm 0,18 \mu\text{g/kg}$ pendant la grande période pluvieuse. Par ailleurs, les spécimens du tilapia du Nil *Oreochromis niloticus*, n'ont pas révélé la présence de ces deux pesticides. Ainsi, dans la perspective d'une exploitation durable des ressources naturelles de la région, il serait nécessaire de former et de sensibiliser les agriculteurs sur l'emploi des produits phytosanitaires afin de préserver leur santé, celle des consommateurs mais également les ressources en eau.

Références

- [1] - K. J-P. KONAN, K. T. YAO et B. ADIAFFI, *Afrique Science*, 22(3) (2023) 34 - 43
- [2] - L. K. ADOPO, G. S. KONAN, R. S. D. Y. ATTO et S. MONDE, *Afrique Science*, 22 (3) (2023) 101 - 118
- [3] - M. LE BARS, A. SISSAKO, A. DE MONTGOLFIER, Y. SIDIBE, A. DIARRA, A. SAGARA et O. KOITA, *Cahiers Agricultures*, 31 (24) (2022) 1 - 10
- [4] - S. K. AKPO, L. S. COULIBALY, L. COULIBALY et I. SAVANE, *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 14 (1) (2016) 121 - 131
- [5] - A. M. BALASHA, D. A. MULUME, S. W. MWISHA, J. N. M. FYAMA et J. T. KALUMBU, *Cahiers Agricultures*, 32 (5) (2023) 1 - 12
- [6] - R. A. N. LAWANI, N. C. KELOME, D. T. M. AGASSOUNON, J. B. HOUNKPE et A. ADJAGODO, *Larhyss Journal*, 14 (2) (2017) 173 - 190
- [7] - A. NAAMANE, A. SADIQ, A. BELHOUARI, N. IOUNES et S. EL AMRANI, *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 8 (3) (2020) 279 - 285
- [8] - K. K. G. KPAN, B. L. YAO, A. C. DIEMELEOU, K. R. N'GUETTIA, K. S. TRAORE et A. DEMBELE, *Journal of Animal & Plant Sciences*, 41 (1) (2019) 6847 - 63
- [9] - S. K. TRAORE, M. KONE, A. DEMBELE, P. LAFRANCE et P. HOUENOU, *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 16 (2003) 137 - 152
- [10] - S. K. TRAORE, K. MAMADOU, A. DEMBELE, P. LAFRANCE, P. MAZELLIER et P. HOUENOU, *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 1 (2006) 1 - 9

- [11] - A. AKE, F. R. A. AMIAN, M. G. YEO, O. A. ETCHIAN, A. L. YAO, F. A. YAPO et C. M. BLE, *European Scientific Journal*, 19 (18) (2023) 119 - 135
- [12] - J. J. RASMUSSEN, U. NORUM, M. R. JERRIS, P. WIBERG-LARSEN, E. A. KRISTENSEN and N. FRIBERG, *Aquatic Toxicology*, 140-141 (2013) 340 - 345
- [13] - K. STARNER and S. K. GOH, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88 (3) (2012) 316 - 321
- [14] - R. B. N'GUESSAN, C. B. K. ADINGRA, K. B. KOMENA et J. I. IPOU, *European Scientific Journal*, 19 (15) (2019) 378 - 400
- [15] - H. DABRE, A. P. K. GOMGNIMBOU, A. SANON, M. K. GOMGNINBOU et I. SANGARE, *Afrique Science*, 27(2) (2025) 26 - 35
- [16] - N. M. FASSINOU, F. M. GOUSSI, S. O. GOURA, W. YESSOUFOU et T. S. BIAOU, *International Journal of Progressive Sciences and Technologies*, 39(1) (2023) 64 - 83
- [17] - O. R. N'DRI, Y. A. KONAN, A. I. MONNEY et T. KONE, *Journal of Applied Biosciences*, 145 (2020) 14902 - 14913
- [18] - G. J. M. DJEDJE, K. K. G. KPAN, D. A. C. YAPI, K. V. KOUAME and A. T. S. KONE, *World Journal of Advanced and Reviews*, 14 (01) (2022) 212 - 222
- [19] - S. COULIBALY, B. C. ATSE et K. M. KOFFI, *Agronomie Africaine*, 30 (3) (2018) 249 - 259
- [20] - K. S. YAO, B. C. ATSE et A. TROKOUREY, *Revue Africaine et Malgache de Recherche Scientifiques*, 2 (2020) 59 - 74
- [21] - J. GAN, K. S. PAPIERNIK and C. W. KOSKINEN, *Environmental Science and Technology* 33(1999) 3249 - 53
- [22] - A. AMINOT et M. CHAUSSPIED, "Manuel des analyses chimiques en milieu marin". Ed. Ifremer, Brest, 1 (1983) 395 p.
- [23] - J. RODIER, C. BAZIN, P. J. BROUTIN, P. CHAMBON, H. CHAMPSAUR and L. RODIER, "L'analyse de l'eau". 9è Ed. Dunod, Paris, (2009) 1384 p.
- [24] - A. M. KOFFI, Qualité écologique de la lagune Aghien (Sud-Est de la Côte d'Ivoire): suivi spatiotemporel et approches expérimentales des facteurs de régulation du phytoplancton. Thèse de doctorat, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire, (2022) 173 p.
- [25] - N. M. FASSINOU, F. M. GOUSSI, S.O. GOURA, W. B. YESSOUFOU, T. S. BIAOU, K. H. KAKPO, H. AKODOGBO et D. D. TOFFA, *European Scientific Journal*, (2023) 595 - 627
- [26] - H. OBAMI-ONDON, N. M. MABONZO, G. U. MBILOU et B. MABIALA, *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 384 (2021) 233 - 239
- [27] - G. BASSAKOUAHOU, N. M. MABONZO et G. U. MBILOU, *Afrique Science*, 25 (1) (2024) 61 - 74
- [28] - E. LYNDA, E. TCHIRIOUA, N. JULES et D. TOUSSAINT, *European Journal of Scientific Research*, 58 (3) (2011) 414 - 422
- [29] - K. E. AHOUSSI, A. M. P. SEKA et A. TRAORE, *Journal of Applied Biosciences*, 161 (2021) 16652 - 62
- [30] - N. KONE, A. S. N'DA, K. B. KIEN, F. GNOLEBA DIT H. BOGUHE et S. BERTE, *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, 39 (2022) 55 - 69
- [31] - N. K. B. APIA, N. S. KAKOU, G. W. T. M. GOORE BI, N. AKA, N. D. COULIBALY, S. H. KAMBOU, T. M. KAMELAN, F. E. MOTCHIE, S. AOUSSI et M. DOSSO, *Journal of Applied Biosciences*, 192 (2023) 20378 - 92
- [32] - WHO (World Health Organization), 2011. Guidelines for drinking-water quality. WHO, Minneapolis, USA, (2011) 541 p.
- [33] - K. S. KONAN, K. B. KOUAKOU, M-J. OHOU, K. F. KONAN et B. K. DONGUI, *Journal of Applied Biosciences*, 120 (2017) 12042 - 52
- [34] - R. AÏZONOU, H. AGADJIHOUDE, L. GANGBE, M. E. ACHOH, S. AHOUANSSOU-MONTCHO et E. MONTCHOWU, *Agronomie Africaine*, 34 (3) (2022) 361 - 372
- [35] - G. BALVAY, *Institut National de Recherche Agronomique*, (1985) 39 - 66

- [36] - E. ODJOHOU, M. AMANI, G. SORO et S. MONDE, *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14 (5) (2020) 1878 - 92
- [37] - T. A. SORO, K. D. SILUE, Z. M. GOGBE, L. COULIBALY et G. GOORE BI, *Revue des Sciences et de Technologie*, 27 (1) (2021) 33 - 48
- [38] - A. REGGAM, H. BOUCHELAGHEM et M. HOUHAMDI, *Journal of Materials and Environmental Science*, 6 (5) (2015) 1417 - 1425
- [39] - K. R. OROU, Z. O. ONETIE et D. YEO, *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 44 (2) (2024) 354 - 362
- [40] - B. DUSSART, 'Limnologie. L'étude des eaux continentales". Ed. Nérée Boubée, Paris, (1992) 680 p.
- [41] - U. SOMMER, M. GLIWICZ, W. LAMPERT and A. DUNCAN, *Archiv für Hydrobiologie*, 106 (4) (1986) 433 - 471
- [42] - R. POURRIOT et M. MEYBECK, Zonation physique, chimique et écologique dans les lacs. In "Limnologie générale. Collection Ecologie 25", Ed. Masson, Paris, (1995) 406 - 407
- [43] - S. COULIBALY, Bioaccumulation de métaux lourds et effets biologiques induits chez *Sarotherodon melanotheron rüppell* (1852) capturé en baie de Bietri, lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny., Abidjan, Côte d'Ivoire, (2013) 214 p.
- [44] - C. OUDOT, *Océanographie Tropicale*, 18 (2) (1983) 223 - 248
- [45] - Y. ATTO et S. MONDE, *Journal International de Géosciences et de l'Environnement*, 45 (2020) 56 - 60
- [46] - A. P. K. GOMGNIMBOU, P. W. SAVADOGO, A. J. NIANOGO et J. MILLOGO-RASOLODIMBY, *Biotechnologie Agronomie Société et Environnement*, 13 (4) (2009) 499 - 507
- [47] - A. J. GNAGO, M. DANHO, A.T. AGNEROH, K. I. FOFANA et G. A. KOHOU, *International Journal Biology Chemical Science*, 4 (4) (2010) 953 - 966
- [48] - W. R. KOBTA, I. YABI et A. KISSIRA, *Collection Recherches & Regards d'Afrique*, 1 (2022) 402 - 421
- [49] - R. AMARA, *In Sciences de l'environnement*, (2010) 1 - 10
- [50] - Y. A. TAWAYE, B. ALHOU et S. E. A. AMADOU, *Afrique Science*, 18 (2) (2021) 1 - 13
- [51] - A. LAZARTIGUES, Pesticides et polyculture d'étang : de l'épandage sur le bassin versant aux résidus dans la chair de poisson. Thèse de doctorat de l'Université de Lorraine, Metz, France, (2010) 220 p.
- [52] - E. O. R. PELEBE, A. T. IMOROU, I. M. TOKO, L. N. GUEDEGBA, P. T. AGBOHESSI, H. ZOCLANCLOUNON, I. N. OUATTARA et P. KESTEMONT, *Sciences Naturelles et Agronomie*, 7 (1) (2017) 41 - 46