



Original Paper

<http://ajol.info/index.php/ijbcs>

<http://indexmedicus.afro.who.int>

Qualité des eaux et peuplements planctoniques du fleuve Ntem (Sud-Cameroun) en relation avec l'aménagement du barrage hydroélectrique de Memve'ele

Ernest KOJI^{1*}, Siméon TCHAKONTÉ², Didier Alain MISSOUP¹, Fils Mamert ONANA³,
Jean Louis FOBANE⁴ et Moïse NOLA²

¹Département de Biologie des Organismes Animaux, Université de Douala, Faculté des Sciences, BP 24157,
Douala, Cameroun.

²Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement, Université de Yaoundé I, Faculté des Sciences, BP 812,
Yaoundé, Cameroun.

³Department of Aquatic Ecosystems Management, Institute of Fisheries and Aquatic Sciences, University of
Douala, Douala, Cameroun.

⁴Département de Biologie des Organismes Végétaux, Université de Yaoundé I, École Normale Supérieure,
BP 47, Yaoundé, Cameroun.

*Auteur correspondant ; E-mail: airnesskoji@gmail.com; Tel : (+237) 694 06 77 95

REMERCIEMENTS

Les auteurs de cet article remercient vivement la "Cellule d'Appui à la Maîtrise d'Ouvrage du Projet Hydro-électrique de Memve'ele", et particulièrement le Cabinet d'Étude "GIE NELF-Environnement" d'avoir financé ces travaux dans le cadre du projet sur le thème : "Suivi de la faune piscicole et de la ressource halieutique dans la zone du projet d'aménagement hydro-électrique de Memve'ele".

Received: 25-04-2022

Accepted: 16-08-2022

Published: 31-08-2022

RÉSUMÉ

Le bouleversement des conditions de la vie aquatique dû à la construction des barrages sur les cours d'eau a conduit à des déséquilibres de plus en plus graves, menaçant même la survie de certaines espèces comme les poissons migrateurs. L'étude de la qualité des eaux et des peuplements planctoniques dans la zone d'emprise du barrage de Memve'ele a été menée dans le but d'apprécier des éventuels impacts liés à son aménagement. Pour cela des prélèvements saisonniers ont été effectués aux mois de janvier et juin 2016, sur quatre zones étalées de l'amont vers l'aval du barrage en cours d'aménagement. Les analyses physico-chimiques ont été réalisées suivant les méthodes standards. L'échantillonnage du plancton s'est fait suivant les techniques appropriées et les analyses de laboratoire ont permis l'identification et le dénombrement des espèces. Les résultats révèlent que dans le réservoir en cours de formation, la pollution organique est substantielle et serait due principalement à la décomposition des feuilles, brindilles, branches et troncs morts abattus durant la préparation du site à aménager. Cette charge en matière organique a conséquemment entraîné la prolifération du peuplement zooplanctonique, notamment des larves nauplius et des Rotifères *Rotaria rotaria*, *R. neptunia*, *R. citrina* et *Euchlanis meneta*. Ce début de perturbation est également marqué par la prolifération de quelques indicateurs phytoplanctoniques tels que les Cyanophycées à

l'instar de *Planktothrix rubescens*, *Oscillatoria* sp., *O. splendida*, *O. subtilissima*, *Lyngbya* sp., *Schizothrix* sp., *Gloeotrichia* sp. et *Nostoc piscinale* ; de même que certains Diatomées tels que *Frustulia* sp., *Neidium affine* et *Cyclotella* sp. Il est recommandé de mettre en place un programme de suivi de la qualité des eaux afin de suivre l'évolution du réservoir et d'anticiper les risques de bloom algal.

© 2022 International Formulae Group. All rights reserved.

Mots clés : Pollution organique, peuplements planctoniques, perturbation, barrage de Memve'ele, Sud-Cameroun.

Water quality assessment and plankton communities of the River Ntem (Southern-Cameroon) in relation to the Memve'ele hydroelectric dam construction

ABSTRACT

The disruption of the conditions of aquatic life due to the construction of dams on the rivers has led to increasingly serious imbalances, threatening the survival of certain species such as migratory fishes. The study of water quality and plankton communities in the area of influence of the Memve'ele dam was carried out in order to assess the possible impacts related to its construction. To this end, seasonal samples were taken in January and June 2016, in four areas spread out from upstream to downstream of the dam under construction. Physicochemical water quality analyzes were done following standard methods. Plankton sampling was done using appropriate techniques and laboratory analyzes allowed the identification and counting of species. Results revealed that in the reservoir being formed, the organic pollution is substantial and could be due mainly to the decomposition of dead leaves, twigs, branches and trunks felled during the preparation of the site under construction. This organic matter load subsequently led to the proliferation of the zooplankton community, in particular the nauplius larvae and some rotifers species such as *Rotaria rotaria*, *R. neptunia*, *R. citrina* and *Euchlanis meneta*. This early stage of disturbance is also marked by the proliferation of some phytoplankton indicators such as Cyanophyceae species like *Planktothrix rubescens*, *Oscillatoria* sp., *O. splendida*, *O. subtilissima*, *Lyngbya* sp., *Schizothrix* sp., *Gloeotrichia* sp. and *Nostoc piscinale*; as well as certain Diatoms such as *Frustulia* sp., *Neidium affine* and *Cyclotella* sp. It is recommended to set up a water quality monitoring program in order to follow the evolution of the dam and anticipate the risks of algal bloom.

© 2022 International Formulae Group. All rights reserved.

Keywords: Organic pollution, plankton communities, disturbance, Memve'ele dam, South Cameroon.

INTRODUCTION

En Afrique subsaharienne en général et au Cameroun en particulier, la pression exercée par la poussée démographique corrélée aux besoins en eau potable et en énergie a amené les pouvoirs publics à initier la construction des barrages hydroélectriques, dans le cadre de projets dits structurants. Or ce genre d'ouvrages a souvent perturbé le fonctionnement des cours d'eau sur lequel ils sont implantés (Baker et al., 2011 ; Zarfl et al., 2014 ; Wang et al., 2019). La perturbation la plus évidente est le bouleversement de la dynamique fluviale qui retentit directement

sur la qualité physico-chimique et biologique des eaux dans l'emprise du barrage (Foto et al., 2012 ; Rapin et al., 2017 ; Kpiagou et al., 2022). Outre qu'ils déterminent la création d'un lac et qu'ils régulent le débit vers l'aval, les barrages bloquent la migration de certaines espèces de poissons et retiennent des sédiments et des nutriments amenés par les cours d'eau (Górski et al., 2012). Aux débris végétaux amenés par les cours d'eau s'ajoutent progressivement d'autres matières organiques autochtones issues en particulier de la végétation riveraine contribuant de façon

importante à la productivité du système aquatique.

Dans un milieu lacustre, le plancton représente la plus importante source nutritive transférable aux poissons (Napiórkowska-Krzebietke, 2017). La biomasse planctonique exerce une influence profonde sur la productivité aquacole, laquelle est d'autant plus élevée que le niveau trophique présente un statut mésotrophe à eutrophe (Owato et al., 2016). Un milieu eutrophe résulte d'une pollution anthropique ou naturelle. Il est caractérisé par une productivité écologique élevée, une flore aquatique bien développée et une eau relativement pauvre en oxygène dissous (Dajoz, 2006). Si l'eutrophisation s'avère bénéfique tant qu'elle est limitée, elle se classe globalement parmi les problèmes les plus préoccupants affectant les eaux douces, car elle provoque un développement anarchique d'algues et une consommation excessive d'oxygène au fond des plans d'eau (Hu et al., 2010 ; Jiménez-Contreras et al., 2018). La désoxygénation et les fortes teneurs en substances toxiques entraînent la dégradation de la vie aquatique et la prolifération de taxons polluo-tolérants comme les Cyanobactéries et les algues (Jiménez-Contreras et al., 2018). Dans certains cas, l'anoxie du milieu peut se traduire à long terme par une mortalité massive des poissons (Badahoui et al., 2009).

L'objectif de ce travail est de déterminer la qualité physico-chimique des eaux et l'effet structurant des paramètres abiotiques sur les peuplements planctoniques dans la zone d'étude.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Description de la zone d'emprise du barrage de Memve'ele

Le fleuve Ntem prend sa source au Gabon et passe rapidement au Cameroun. Coulant d'abord vers le Nord-Ouest, il prend ensuite une direction Est-Ouest. Sur un plateau qui avoisine 600 m d'altitude, dominé par des reliefs au-dessus de 1000 m, il reçoit notamment le Kom, affluent majeur qui draine de larges zones marécageuses. Au niveau de

cette confluence, apparaissent les premiers rapides, localisés sur des biefs séparant des secteurs marécageux. Sur près de 25 kilomètres en amont de Nyabessan, le Ntem se divise en bras divagants au sein d'une large vallée. Il retrouve ensuite un lit unique (vers 380 m d'altitude) avant d'atteindre les chutes de Memve'ele. Le barrage hydro-électrique de Memve'ele est situé à la latitude de 2°24'Nord et à la longitude de 10°23'Est. Les travaux ont débuté en 2012 et la mise en service a été effectuée en 2018. Le barrage, constitué de remblais, a été aménagé en amont des chutes de Memve'ele. Avec une digue de 20 m de hauteur et 1850 m de long, il peut retenir un volume de 130 millions de m³ environ. La cote de retenue se trouve à l'altitude 392 m et les eaux turbinées sont restituées à l'aval des chutes. Le Ntem pénètre alors dans une gorge étroite et en forte pente.

Le bassin versant en amont de Nyabessan a une superficie de 26350 km². Il reçoit des précipitations annuelles moyennes supérieures à 1600 mm et soumis à un climat de type équatorial chaud à quatre saisons (Olivry, 1986). Les saisons humides, de mars à juin et de septembre à novembre, concentrent 80% des pluies. La température annuelle moyenne avoisine 23,8°C (Carrière, 2003). À Ngoazik, où la station contrôle un bassin versant de 18100 km², le module du Ntem s'établit à 266 m³/s sur 37 années climatiques (de 1953 à 1990). Les sols du bassin versant sont pauvres en nutriments. Ils sont de type ferrallitique sur les pentes et les hauteurs, hydromorphes dans les bas-fonds marécageux (Bitom, 1988 ; Carrière, 2003). Une forêt dense ombrophile couvre plus de 70% des surfaces. Sur le territoire du Chef-lieu d'arrondissement de Ma'an, sur lequel est implanté le barrage, la densité moyenne de population est d'environ 1,76 habitant/km². Les activités humaines sont limitées à la chasse, surtout de braconnage dans le Parc National de Campo-Ma'an, à la pêche le long du fleuve Ntem et à des cultures de subsistance sur de petites parcelles disséminées au sein de l'espace forestier.

Sélection des zones échantillonnées

Les points d'observation ont été choisis pour leur intérêt piscicole, en veillant à ce qu'ils soient correctement distribués par rapport au barrage. Quatre zones ont été considérées : une zone à près de 2 km en amont de la digue (Z1), une zone plus proche de la digue (Z2), les affluents de rive droite en aval de la digue (Z3) et la zone en aval des chutes prévue pour la restitution des eaux turbinées (Z4) (Figure 1). Les campagnes de prélèvements ont été effectuées en 2016, deux en saison sèche, en janvier, et deux en saison des pluies, en juin.

Mesure des paramètres physico-chimiques des eaux

Les variables abiotiques des eaux ont été mesurées à chaque campagne en matinée (entre 8h et 10h), selon les techniques standards préconisées par APHA (2008) et Rodier et al. (2009). La température de l'eau, le pH, la conductivité électrique (à 25 °C) et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ*, à l'aide respectivement d'un thermomètre à mercure, d'un pH-mètre HACH HQ11d, d'un conductimètre HACH HQ14d et d'un oxymètre HACH HQ14d. Pour les variables à mesurer au laboratoire, les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène à double bouchage de 500 ml, qui ont été conservés en enceinte réfrigérée. Au laboratoire, la couleur, la turbidité, les matières en suspension, les ions ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-) et phosphate (PO_4^{3-}) ont été mesurés avec un spectrophotomètre HACH DR/2800. La Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5) a été déterminée à l'aide d'un analyseur DBO-mètre de marque Liebherr.

Détermination de l'Indice de Pollution Organique

L'indice de pollution organique (IPO) de Leclercq (2001) a été calculé pour rendre compte du degré de pollution organique des eaux dans les différentes zones échantillonnées. Pour chacun des paramètres

considérés (DBO_5 , NH_4^+ , NO_2^- et PO_4^{3-}) cinq classes de valeurs sont distinguées (Tableau 1). L'IPO en un point de mesure est donné par la moyenne des numéros des classes de ces 4 paramètres (Tableau 1). Cet indice est basé sur la détermination de la classe de qualité auquel appartient les ions NH_4^+ , NO_2^- , et PO_4^{3-} résultant de la pollution organique des eaux de surface, ainsi que de la DBO_5 comme paramètre synthétique. Pour chacun des paramètres, 5 classes ayant une signification écologique sont définies (Tableau 2). L'indice de pollution organique correspond à la moyenne des numéros de classe de chaque paramètre et les valeurs obtenues sont réparties en 5 niveaux de pollution (Tableau 2).

Échantillonnage, recherche des taxons zooplanctoniques et phytoplanctoniques

Lors de chaque campagne, l'échantillonnage du plancton (phyto et zooplancton) a été effectué immédiatement après la détermination des variables physico-chimiques mesurées sur le terrain.

Pour le zooplancton, l'eau a été prélevée en surface au niveau des zones calmes, à l'aide d'un seau de 10 litres (descendu entre 0,5 et 1,5 m de profondeur) et filtrée à travers un tamis à plancton de 40 cm de diamètre et 55 μm d'ouverture de maille. Le processus a été répété six fois afin d'atteindre un volume d'eau filtrée de 60 litres. Le filet a ensuite été rincé avec de l'eau filtrée, en sens inverse de celui de la filtration. L'eau de rinçage a été récupérée dans deux flacons de 100 ml, l'un fixé au formol (5%) et l'autre non fixé. Au laboratoire, après homogénéisation de l'échantillon, 10 ml ont été introduits dans une boîte de PIÉTRI. L'identification et le comptage des taxa ont été effectués sous une loupe binoculaire WILD M5, grossissement $\times 500$, et si besoin au microscope optique. Les clés et ouvrages utilisés pour les identifications au niveau spécifique sont ceux proposés par Durand et Lévêque (1980), Fernando (2002) et Dumont et al. (2006).

Les prélèvements du phytoplancton ont été réalisés à l'aide d'une bouteille de type Van Dorn, d'un volume de 4 litres, pour utilisation horizontale. L'échantillonnage a été réalisé, à 0,5 m de profondeur dans les zones latérale (Z3) et aval (Z4) de la digue, peu profondes, et entre 1,0 et 1,5 m de profondeur en Z1 et Z2. L'eau a ensuite été filtrée comme pour le zooplancton. Le culot a été récupéré dans un flacon en verre transparent de 250 ml, avec ajout d'eau filtrée, puis fixé avec une solution de Lugol à 1% jusqu'à obtention d'une coloration ambrée. Après 24h de sédimentation au laboratoire, 50 µl du culot a été pipetée et introduite dans une cellule de comptage de type Sedgewig-Rafter en se servant d'un microscope optique inversé Olympus CK2, au grossissement $\times 200$. Le comptage des algues a été fait en duplicat et l'abondance estimée selon le protocole décrit par Utermöhl (1958). Les identifications se sont appuyées sur les clés et ouvrages de John et al. (2002), Suda et al. (2002), Wehr et Sheath (2003) et Leitão et Couté (2005). Le volume cellulaire de chaque espèce a été estimé en assimilant les dimensions moyennes de chaque espèce à la forme géométrique la plus proche chez plus de 25 individus choisis au hasard. Le biovolume total des algues a été calculé par addition du biovolume de toutes les espèces présentes (abondance \times volume). Pour chaque échantillon, le groupe taxonomique prédominant a été établi en fonction du pourcentage de biovolume. Le biovolume individuel moyen (taille moyenne

des cellules) par échantillon a été obtenu en divisant le biovolume total d'algues par la densité cellulaire.

Analyse des données

Le test H non paramétrique de Krustal-Wallis (K-W) a été utilisé pour vérifier sur le plan spatial, la signification des différences de variance des paramètres physico-chimiques, des indices de pollution organique, des taxa planctoniques et de l'indice de diversité relatifs à la distribution du zooplancton. Chaque fois que le test H a montré une différence significative entre les variances des échantillons comparés, le test U de Mann-Whitney (M-W) a été utilisé *a posteriori* pour une comparaison deux à deux des variables. Tous ces tests ont été réalisés à l'aide du logiciel SPSS version 21. Afin de décrire les zones d'étude, l'effet structurant des paramètres abiotiques des eaux sur la distribution des taxa zooplanctoniques et phytoplanctoniques a été évalué par la méthode d'analyse en composantes principales (ACP) à l'aide du logiciel XL-STAT version 2014. L'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') a été utilisé pour mettre en évidence la diversité globale du peuplement zooplanctonique (Dajoz, 2006) : où p_i est la proportion de chaque espèce dans le peuplement et S le nombre total d'espèces. H' est exprimé en bits par individu. Il est compris entre 0 (diversité faible) et $\log_2 S$ (diversité forte).

Tableau 1 : Classes de l'Indice de Pollution Organique en fonction des valeurs limites de chaque paramètre.

Classes	Paramètres			
	DBO ₅ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (µg/l)	PO ₄ ³⁻ (µg/l)
5	< 2	< 0,1	≤ 5	≤ 15
4	2 - 5	0,1 - 0,9	6 - 10	16 - 75
3	5,1 - 10	1 - 2,4	11 - 50	76 - 250
2	10,1 - 15	2,5 - 6	51 - 150	251 - 900
1	> 15	> 6	> 150	> 900

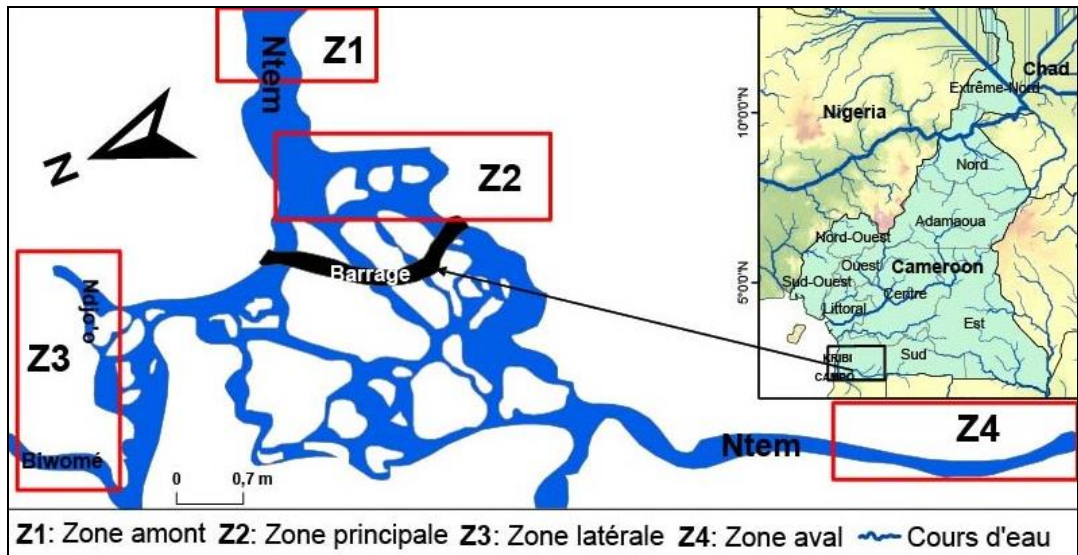


Figure 1: Zone d'aménagement du barrage hydroélectrique de Memve'ele et localisation des points d'étude sur le Ntem et ses affluents Ndjo'o et Biwome.

Tableau 2 : Classification du niveau de pollution en fonction de la valeur de l'Indice de Pollution Organique.

Valeur de l'IPO	5,0 - 4,6	4,5 - 4,0	3,9 - 3,0	2,9 - 2,0	1,9 - 1,0
Niveau de pollution organique	Nulle	Faible	Modérée	Forte	Très forte

RÉSULTATS

Analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les variations longitudinales des paramètres physico-chimiques sont consignées dans le Tableau 3. Les températures mesurées ont varié de 24,1 à 29,8°C. Les valeurs des plus fortes ont été observées dans les zones en amont de la digue, Z1 (26,5 à 29,8°C – moyenne de 27,8 ± 1,4) et Z2 (24,1 à 28,5°C – moyenne de 27,5 ± 1,2). Les zones en aval de la digue (Z3 et Z4) montrent des moyennes (25,7 et 25,1°C respectivement) et des plages de valeurs (entre 24,1 et 26,3°C) très proches l'une de l'autre. Les eaux sont cependant plus fraîches sur les affluents en aval de la digue.

Pour l'ensemble des points et l'ensemble des campagnes, le pH a varié de 5,10 à 7,56 avec une moyenne globale de 6,10. Les écarts entre les valeurs extrêmes sont forts pour toutes les zones. La fourchette des conductivités s'étend de 46,2 à

82,0 µS/cm. Les valeurs les plus fortes ont été systématiquement mesurées en Z2 (> 56 µS/cm – moyenne de 68,9). Les autres zones ont des conductivités très proches (de 49,4 à 56,0 µS/cm en moyenne). En ce qui concerne le taux de saturation en oxygène dissous, seule Z2 a une valeur moyenne (80,1%) inférieure à 93,0%. Les autres zones diffèrent peu les unes des autres. La gamme des couleurs va de 102 à 352 PtCo. Pour les valeurs moyennes comme pour les valeurs maximales, les zones se classent par ordre décroissant de Z2 (moyenne de 255 PtCo) à Z3 (moyenne de 146 PtCo), en passant par Z1 et Z4 successivement. En Z2, la valeur moyenne de la turbidité est de 58,50 ± 23,44 NTU. Les valeurs moyennes atteignent 54,5 NTU en Z1 et 43,5 NTU en Z4. La valeur tombe à 11,8 ± 1,4% en Z3. Dans cette zone, la mesure maximale était de 13 NTU seulement, contre 71 à 79 NTU pour les autres. La valeur minimale de la turbidité (4 NTU) a toutefois été mesurée en Z4 contre

11 NTU en Z3. Pour les matières en suspension (valeurs mesurées de 5 à 38 mg/l), les zones se classent comme pour la couleur et la turbidité. En moyenne, la teneur la plus élevée est celle de la zone Z2 ($28,75 \pm 7,67$ mg/l). Mais cette zone ne se distingue de Z1 et Z4 ni pour les moyennes ($> 22,3$ mg/l) ni pour les extrêmes (5 à 42 mg/l). En revanche, Z3 se démarque nettement avec une moyenne de $9,8 \pm 0,9$ mg/l.

Les teneurs en ions nitrite et phosphate ont varié entre 0,45 et 2,10 mg/l pour le premier et entre 0,09 et 0,58 mg/l pour le second. Dans l'ensemble, les plus fortes teneurs en ces éléments ont été observées en Z2 avec une moyenne de $1,38 \pm 0,53$ mg/l pour le nitrite et $0,30 \pm 0,21$ mg/l pour le phosphate. Statistiquement, les ions nitrites ont varié selon les zones d'étude (K-W, $p = 0,004$) avec notamment des teneurs significativement élevées dans la zone Z2 par rapport à la zone Z3 (M-W, $p = 0,01$). Dans toutes les zones, les valeurs de ces éléments nutritifs ont fortement fluctué. Pour le nitrite, les valeurs minimales diffèrent peu entre les zones (0,45 mg/l à 0,65 mg/l), mais Z3 présente une valeur maximale relativement faible : 0,78 mg/l, contre 1,9 et 2,1 mg/l pour les autres zones. L'azote ammoniacal a oscillé de 0,09 à 0,58 mg/l respectivement dans les zones Z4 et Z2. L'ammonium a significativement varié, d'une part, entre la zone principale de retenue et la zone latérale de la digue (M-W, $p = 0,04$) et, d'autre part, entre la zone de restitution des eaux et la zone latérale de la digue (M-W, $p = 0,03$). La plus forte valeur de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) a été de 80 mg/l, obtenue dans la zone principale de retenue Z2. Ce tronçon a présenté une valeur moyenne en DBO_5 ($37,13 \pm 23,09$ mg/l) significativement supérieure aux autres zones dans l'emprise du barrage durant les campagnes de prélèvements.

Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux par l'indice de pollution

La variation longitudinale de l'indice de pollution organique (IPO) et les appréciations qui en découlent sont présentées sur la Figure 2. Le plus fort indice de pollution organique a été obtenu dans la zone latérale de la digue (Z3 ; 4,85) avec une

moyenne globale de $4,42 \pm 0,43$. L'appréciation de cette valeur arithmétique a révélé que les affluents Ndjo'o et Biwomé qui forment la zone latérale de la digue (Z3) présentent des eaux faiblement polluées à pollution nulle. En outre, le plus faible indice de pollution organique a été observé dans la zone principale de la digue (Z2 ; 1,80). La moyenne de l'indice de pollution organique sur ce tronçon a été de $2,13 \pm 0,27$ indiquant une eau fortement polluée. En effet, cette zone s'illustre significativement par rapport à d'autres zones d'étude (M-W, $p = 0,03$), avec des valeurs de l'indice de pollution organique qui ont oscillé entre 1,8 et 2,5.

Composition et distribution spatiale de la diversité des taxa zooplanctoniques

La répartition longitudinale des principaux taxa zooplanctoniques est présentée dans le Tableau 4. Dans l'ensemble, 1176 données zooplanctoniques ont été listées, appartenant à 51 taxons différents, 2 larves, 17 familles et 3 ordres. Les Copépodes, les Rotifères et les Cladocères ont présenté 51, 41 et 8% d'abondances relatives respectivement. Les taxons déterminés au genre et à l'espèce ont représenté 73,47% d'abondance relative, contre 26,53% pour les larves nauplius et copépodites. La zone principale de retenue (Z2) a présenté la plus forte proportion (43,45%) des taxa durant les campagnes de prélèvements, contre 9,69% dans la zone latérale de la digue (Z3). Parallèlement, la zone principale de retenue (Z2) est marquée par une forte densité du zooplancton (511 ind./ml) durant l'étude (M-W, $p = 0,007$).

Dans l'ordre des Copépodes, 8 taxons sont identifiés à savoir *Tropocyclops* sp., *Mesocyclops* sp., *Thermocyclops* sp., *Eucyclops serrulatus*, *Alloccyclops* sp., *Microcyclops varicans*, *Halicyclops* sp., et *Phyllognatopus* sp. Les genres *Tropocyclops*, *Mesocyclops* et *Thermocyclops* ont présenté des proportions relativement élevées avec des taux respectivement de 7,91%, 7,74% et 6,89%. La densité du genre *Thermocyclops* a varié en fonction des zones d'étude (K-W, $p = 0,000$), notamment dans la zone principale de la digue où cette densité est restée relativement faible par rapport à la zone amont (M-W, $p = 0,008$). La densité des

larves copépodites a significativement baissé dans la zone latérale de la digue alors qu'elle a atteint le point culminant dans la zone de restitution des eaux (M-W, $p = 0,03$). Les larves nauplius sont dominantes dans le réservoir en cours de formation avec 14,20% d'abondance relative durant l'étude (M-W ; $p = 0,001$).

Dans le groupe des Cladocères, 19 taxons ont été identifiés dont les plus dominants sont *Grabtoleberis* sp., *Moina micrura* et *Alona guttata* avec respectivement 1,96%, 1,28% et 0,94% d'abondances relatives des taxa zooplanctoniques. Le genre *Grabtoleberis* a présenté une densité significativement élevée (22 ind./ml) dans la zone amont de la digue (M-W, $p = 0,015$). De même, l'espèce *Moina micrura* a présenté une densité significativement importante dans la zone de restitution des eaux (Z4 ; 14 ind./ml) par rapport à la zone amont de la digue (M-W, $p = 0,007$). Dans l'ordre des Rotifères, 24 taxons répartis dans 10 familles ont été identifiés. L'espèce *Rotaria rotaria* (18,28%) a présenté la plus forte proportion, suivie des espèces *Lecane bulla* (4,51%), *Dicronophorus grandis* (2,21%), *Filinia longiseta* (2,12%) et de *Rotaria neptunia* (2,12%). Les espèces *R. rotaria* et *R. neptunia* sont les Rotifères les plus représentés dans la zone principale de retenue avec respectivement 201 et 21 ind/ml durant les campagnes de prélèvements. Par ailleurs, *Mytilina ventralis* a été significativement dominante dans la zone amont par rapport à la zone de restitution des eaux (M-W, $p = 0,004$).

La distribution spatiale de l'indice de diversité de Shannon et Weaver est présentée dans le Tableau 4. Il a varié de 1,86 bits/ind. dans la zone principale de retenue à 3,11 bits/ind. dans la zone de restitution des eaux en aval de la digue. La faible valeur de l'indices de diversité dans la zone principale de retenue est sans signification statistique (K-W, $p = 0,062$). Globalement, cet indice révèle une relative stabilité de la structure des peuplements zooplanctoniques.

Composition et description spatiale des communautés phytoplanctoniques

La distribution longitudinale des biovolumes relatifs des différentes classes phytoplanctoniques et du biovolume total est

présentée à la Figure 3. En générale, les Cyanophycées (36%) ont constitué la plus grande part du biovolume algal, suivie des Charophycées (30%), des Bacillariophycées (16%) et des Chlorophycées (16%) respectivement. Le biovolume total a augmenté significativement dans le réservoir en cours de formation (Z2) (K-W, $p = 0,0001$). En amont de la digue (Z1), des fortes proportions des Charophycées (49,11%) ont été observées durant l'étude. Dans la zone principale de retenue du barrage (Z2), ce sont plutôt les Cyanophycées (49,28%) qui ont été fortement représentées suivi des Charophycées (20,07%). Ce tronçon du cours d'eau a hébergé une faible proportion des Euglenophycées (0,17%). Dans la zone de restitution des eaux (Z4), le biovolume phytoplanctonique est composé essentiellement des Charophycées (37,96%), des Cyanophycées (25,73%) et des Bacillariophycées (24,45%). Les Cyanophycées (42,91%), les Bacillariophycées (23,68%) et les Charophycées (23,48%) se développent nettement mieux dans les affluents du fleuve Ntem, au détriment des Chlorophycées (8,30%) dont le peuplement a fortement diminué durant l'étude.

Les résultats portent sur l'ensemble des analyses, soit 2844 cellules réparties dans 6 classes et 37 taxons différents dénombrés dans l'emprise du barrage de Memve'ele (Tableau 5). Globalement, la succession des taxons dominants a été observée dans la zone principale de retenue (Z2) représentant 41,50% du biovolume taxonomique total (M-W, $p = 0,000$). Il en est de même de la richesse taxonomique correspondant à 35 taxons déterminés au genre et à l'espèce. La richesse taxonomique dans la zone latérale de la digue (Z3) a donné lieu à une identification de 31 taxons.

Dans la classe des Chlorophycées, 3 taxons ont été identifiés durant l'étude dont les espèces *Ankistrodesmus falcatus* et *Pediastrum duplex* et le genre *Selenastrum*. Leurs taux de biovolumes algaux sont respectivement 14,32%, 0,39% et 0,79% dans la zone d'étude. La densité cellulaire de *Ankistrodesmus falcatus* (202 cell./ μl) a été significativement marquée dans la zone principale de retenue (Z2) durant les

campagnes réalisées (M-W, $p = 0,001$). Elle est accompagnée dans cette poussée par le genre *Staurastrum* dans la classe des Charophycées. Par ailleurs, les floraisons algales des taxons *Gonatozygone sp.* et *Closterium limneticum* sont respectivement dominantes dans la zone latérale (Z3 ; 21 cell./ μ l) et dans la zone de restitution des eaux (Z4 ; 20 cell./ μ l). Le Charophycée *Pleurotaenium* apparaît dans 24% des inventaires florales dans la zone d'aménagement du barrage durant l'étude. Dans la classe des Euglenophycées, seule le genre *Trachelomanas* a été identifié dans la zone principale de retenue et dans la zone latérale du barrage. Les biovolumes des genres *Mallomonas* et *Phaeoplaca* sont restés relativement stables sur le plan spatial dans la classe des Chrysophycées.

Dans la classe des Baccillariophycées, 11 taxons ont été identifiés dont 9 au niveau genre et 2 au niveau de l'espèce. Les biovolumes cellulaires de *Synedra nana* (K-W ; $p = 0,02$) et *Cocconeis placentula* (K-W, $p = 0,03$) ont significativement varié sur le plan spatial. La plus forte proportion de *Cocconeis placentula* a été observée dans la zone principale de retenue (Z2 ; 8 cell./ μ l) durant les campagnes de prélèvements. De même, ce tronçon du cours d'eau a hébergé une densité relativement élevée de *Synedra nana*. Elle est relativement accompagnée dans cette poussée florale par le genre *Cyclotella* (Z2 ; 84 cell./ μ l). Chez les Cyanophycées, 13 taxons ont été déterminés parmi lesquelles 5 espèces et 8 genres durant les campagnes de prélèvements. Les floraisons les plus spectaculaires sont observées chez les taxons *Planktothrix rubescens* (48 cell./ μ l), *Microcoleus sp.* (38 cell./ μ l), *Plectonema sp.* (24 cell./ μ l), *Anabaena circularis* (149 cell./ μ l) et *Nostoc piscinale* (131 cell./ μ l) dans la zone principale de retenue de la digue. Le Cyanophycée *Scytonema* est apparu relativement majoritaire dans la zone latérale de la digue (Z3 ; 129 cell./ μ l) durant l'étude.

Description spatiale des communautés zooplanctoniques et phytoplanctoniques en relation avec les paramètres physico-chimiques de l'eau

La distribution spatiale des peuplements zooplanctoniques en relation

avec les paramètres physico-chimiques sur la carte factorielle fait l'objet de la Figure 4A. L'essentiel de la variance totale est représenté sur les deux premiers axes factoriels D1 (51,40%) et D2 (33,65%). La carte factorielle a permis d'isoler quatre nuages des points associés aux zones de prélèvements. L'axe D1 a isolé en coordonnées positives la zone de restitution des eaux (Z4), caractérisées par des fortes valeurs de l'IPO (correspondant à une pollution organique faible à nulle) et des eaux faiblement acides qui tendent vers la neutralité. Ces conditions de milieu sont propices à la prolifération des Copépodes *Mesocyclops sp.*, *Alloicylops sp.*, *Microcyclops varicans*, *Halicyclops sp.*, des larves copépodites ; des Cladocères tels que *Moina micrura*, *Moina dubita*, *Moinadaphnia macleayi*, *Alona monacantha*, *Alonella nana*, *Pleuroxus denticulatus*, *P. chappuisi*, *Macrothrix rosea*, *Ceriodaphniacornuta* et *Diaphanosoma sp.* et des Rotifères *Cephalodella ventripes*, *Platylas quadricornis*, *Branchionus angularis*, *Trichocera rattus*, *T. curta* et *Filinia longiseta*. En coordonnée négative, la zone latérale de la digue (Z3) a participé à la formation de l'axe D1 et se caractérise par des eaux sensiblement chaudes, colorées, turbides et relativement chargées de matières en suspension dans lesquelles le caractère dominant de Cladocère du genre *Alona* est très prononcé. Sur l'axe D2 dans sa partie positive, la zone amont de la digue (Z1) s'est distinguée de la zone principale de retenue (Z2) dans sa partie négative (Figure 4A). En effet, les eaux du tronçon amont de la digue sont bien oxygénées mais faiblement minéralisées. Dans ce tronçon du barrage, les taxons *Tropocyclops sp.*, *Thermocyclops sp.*, *Grabtoleberis sp.*, *Pleuroxus striatus*, *Acroperus sp.*, *Lepadella ovalis*, *Mytilina mucronata*, *M. ventralis*, *Keratella sp.* et *Trichocerca bicristata* ont présenté un caractère dominant. Par opposition à la zone amont, la zone principale de retenue (Z2) est caractérisée par sa teneur en éléments nutritifs relativement élevée, sa richesse en matières organiques biodégradables et en ions et son faible indice de pollution organique. Ce tronçon du barrage s'est particulièrement illustré à travers le caractère dominant des espèces de Rotifères *R. rotaria*, *R. neptunia*,

R. citrina et *Euchlanis meneta*, des larves nauplius et d'un Copépode du genre *Phyllognatopus*.

La carte factorielle à la Figure 4B présente l'effet structurant des paramètres physico-chimiques sur la distribution longitudinale des taxons phytoplanctoniques. Il ressort que 86,80% de la variance totale sont repartis sur les deux premiers axes F1 et F2. L'ordination dans le plan factoriel a permis de dissocier nettement les différents nuages des points. L'axe F1 a isolé en coordonnées positives, les nuages des points associés à la zone principale de retenue (Z2). Ce tronçon du barrage est alors caractérisé par sa richesse en matière organique biodégradable et en phosphate, ses eaux relativement chaudes, sa forte minéralisation et son faible indice de pollution organique, ainsi que par son taux de saturation en oxygène dissous relativement faible. Ce biotope s'est révélé propice à la prolifération des taxons de Cyanobactéries *Planktothrix rubescens*, *Oscillatoria* sp., *O. splendida*, *O. subtilissima*, *Lyngbya* sp., *Schizothrix* sp., *Plectonema* sp., *Gloeotrichia* sp., et *Nostoc piscinale*, des Bacillariophycées *Frustulia* sp., *Neidium affine* et *Cyclotella* sp. et d'une

espèce de Chlorophycée *Ankistrodesmus falcatus*.

Dans sa partie négative, l'axe F1 discrimine relativement les échantillons provenant de la zone de restitution des eaux en aval de la digue (Z4). Ces eaux se sont révélées bien oxygénées, avec un pH proche de la neutralité et des indices de pollution organique parmi les plus élevés durant l'étude. Ce milieu a semblé coïncider avec la floraison les Charophycées *Closterium limneticum* et *Spirogyra* sp. et des Bacillariophycées *Pinnularia* sp., *Cymbella* sp. et *Tabellaria* sp. Par ailleurs, la zone amont (Z1) est en opposition avec la zone latérale de la digue (Z3) sur l'axe F2. Le tronçon amont de la digue s'est distingué sur cet axe par ses eaux turbides et chargées des matières en suspension. Ce milieu semble propice au développement des taxons *Pleurotaenium* sp., *Anomoeoneis* sp. et *Selenastrum* sp. La zone latérale (Z3), en revanche, est caractérisée sur l'axe F2 par un développement considérable des taxons *Navicula* sp., *Gonatozygone* sp., *Mesotaenium* sp., *Staurastrum* sp., *Closterium* sp., *Mallomonas* sp., *Meridion* sp., *Synedra nana*, *Microcoleus* sp. et *Planktothrix* sp.

Tableau 3 : Valeurs extrêmes, valeurs moyennes et écart-types des variables physico-chimiques au niveau de chaque zone d'étude.

Variables		Zones d'étude				Moyenne générale	K-W
		Z1	Z2	Z3	Z4		
Temp. (°C)	Moyenne	27,8 ± 1,4	27,5 ± 1,6	25,2 ± 0,99	25,7 ± 0,72	26,5 ± 1,6	15,47**
	Min-Max	26,5-29,8	24,1-28,5	24,1-26,2	24,6-26,3		
pH	Moyenne	5,93 ± 1,01	5,92 ± 0,69	6,59 ± 0,66	5,97 ± 0,48	6,10 ± 0,76	6,48
	Min-Max	5,27-7,56	5,10-7,56	6,01-7,56	5,59-6,73		
Cond. (µs/cm)	Moyenne	49,4 ± 3,5	68,9 ± 9,9	56,0 ± 3,0	53,3 ± 3,9	56,9 ± 9,2	23,00**
	Min-Max	46,2-54,5	56,1-82,0	52,0-60,0	47,0-55,9		
OD (%)	Moyenne	94,4 ± 5,9	80,1 ± 3,3	93,6 ± 4,0	96,3 ± 3,9	91,1 ± 7,8	18,65**
	Min-Max	85,1-98,9	76,1-93,1	90,3-99,7	91,4-100,9		
Coul. (PtCo)	Moyenne	207 ± 36	255 ± 61	146 ± 31	176 ± 65	196 ± 63	14,21**
	Min-Max	170-262	175-352	114-175	102-263		
Turb. (NTU)	Moyenne	45,5 ± 22,7	58,5 ± 23,4	11,8 ± 1,4	43,5 ± 36,1	39,8 ± 29,0	14,86**
	Min-Max	17-71	11-79	10-13	4-78		

MES (mg/l)	Moyenne	22,3 ± 13,3	28,8 ± 7,7	9,8 ± 0,9	23,5 ± 17,3	21,1 ± 13,1	7,97*
	Min-Max	5-38	9-38	9-11	5-42		
NO ₂ ⁻ (mg/l)	Moyenne	0,91 ± 0,63	1,38 ± 0,53	0,63 ± 0,11	1,04 ± 0,55	1,01 ± 0,56	13,09**
	Min-Max	0,45-1,90	0,65-2,10	0,50-0,78	0,56-1,90		
NH ₄ ⁺ (mg/l)	Moyenne	0,31 ± 0,17	0,48 ± 0,14	0,24 ± 0,07	0,25 ± 0,20	0,32 ± 0,17	8,20*
	Min-Max	0,09-0,55	0,25-0,58	0,18-0,34	0,09-0,57		
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	Moyenne	0,13 ± 0,20	0,30 ± 0,21	0,03 ± 0,02	0,14 ± 0,23	0,16 ± 0,20	10,01*
	Min-Max	0,01-0,45	0,05-0,53	0,02-0,06	0,00-0,51		
DBO ₅ (mg/l)	Moyenne	7,13 ± 6,79	37,1 ± 23,1	2,88 ± 2,64	7,50 ± 5,98	13,7 ± 18,3	17,53**
	Min-Max	0-20	5-80	0-6	0-20		

K.W représente les valeurs de test non paramétrique de Kruskal-Wallis, avec ** pour p < 0,01 et * pour p < 0,05.

Temp. : Température ; Cond. : Conductivité ; OD : oxygène dissous ; MES : matière en suspension ; Coul. : Couleur ; Turb. : Turbidité.

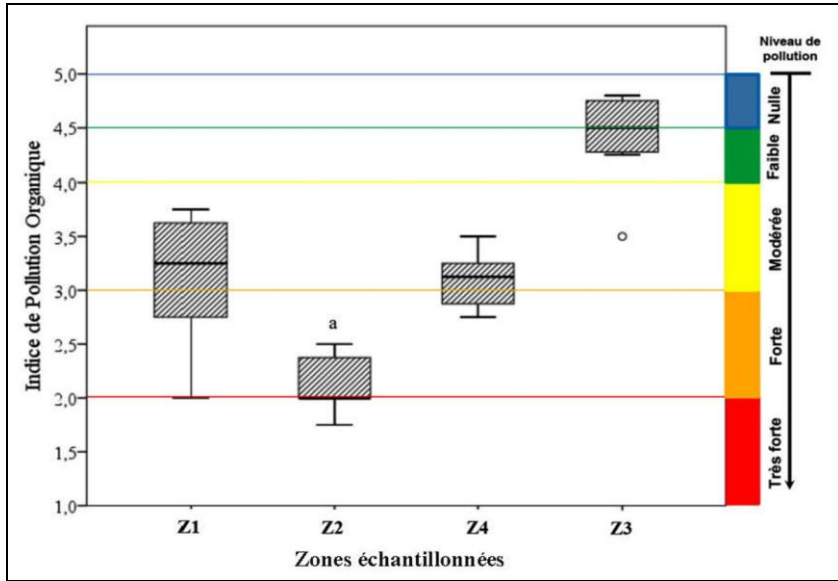


Figure 2 : Appréciation de la qualité des eaux au niveau des zones échantillonnées. La lettre (a) représente une différence significative selon le test *post-hoc* de Mann-Whitney (p < 0,05).

Tableau 4 : Distribution longitudinale de la richesse taxonomique, de la densité, de l'abondance relative des taxa et des indices de diversités durant les campagnes d'étude. Les valeurs qui portent une lettre sont significativement différentes (Test M-W ; p < 0,05).

Ordres	Familles et larves	Taxons	Densités cellulaires (ind./ml) (abondances en %)				Total (%)	K-W
			Z1	Z2	Z3	Z4		
Copepoda	Cyclopidae	<i>Tropocyclops</i> sp.	39(3,32)	13(1,11)	11(0,94)	30(2,55)	93 (7,91)	
		<i>Mesocyclops</i> sp.	28(2,38)	17(1,45)	13(1,11)	33(2,81)	91 (7,74)	
		<i>Thermocyclops</i> sp.	41(3,49) ^a	10(0,85)	1(0,08)	29(2,47)	81 (6,89)	15,98

							**	
		<i>Eucyclops serrulatus</i>	4(0,34)	2(0,17)	3(0,25)	9 (0,77)		
		<i>Alloccyclops</i> sp.	3(0,25)		4(0,34)	7 (0,59)		
		<i>Microcyclops varicans</i>			2(0,17)	2 (0,17)		
		<i>Halicyclops</i> sp.			1(0,08)	1(0,08)		
		<i>Phyllognatopus</i> sp.	1(0,08)			1 (0,08)		
Larves		<i>Copepodites</i>	9(0,77)	10(0,85)	3(0,26) ^a	25(2,13) ^b	47 (4,00)	
		<i>Nauplius</i>	13(1,11)	167(14,20) ^a	54(4,59)	31(2,64)	265 (22,53)	
		<i>Moina micrura</i>	1(0,08)		14(1,19) ^a	15 (1,28)	10,15*	
Moinidae		<i>Moina dubia</i>			1(0,08)	1 (0,08)		
		<i>Moinadaphnia macleayi</i>			1(0,08)	1 (0,08)		
		<i>Alona guttata</i>	1(0,08)	3(0,25)	1(0,08)	6(0,51)	11(0,94)	
Cladocera	Chydoridae	<i>Alona</i> sp.			2(0,17)	2 (0,17)		
		<i>Alona monocantha</i>				4(0,34)	4 (0,34)	
		<i>Kurzia longirostris</i>		2(0,17)		4(0,34)	6 (0,51)	
		<i>Grabtoleberis</i> sp.	22(1,87) ^a			1(0,08)	23 (1,96)	10,49*
		<i>Chydorus latus</i>	2(0,17)				2 (0,17)	
		<i>Alonella nana</i>				1(0,08)	1 (0,08)	
		<i>Pleuroxus aduncus</i>	1(0,08)			1(0,08)	2 (0,17)	
		<i>Pleuroxus striatus</i>	4(0,34)			1(0,08)	5(0,43)	
		<i>Pleuroxus denticulatus</i>	1(0,08)		5(0,42)	5(0,42)	6(0,52)	
		<i>Pleuroxus chappuisi</i>			1(0,08)	1(0,08)	1(0,08)	
		<i>Acroperus</i> sp.	2(0,17)				2(0,17)	
		Macrothricidae	<i>Macrothrix rosea</i>			2(0,17)	2(0,17)	2(0,17)
			<i>Macrothrix laticornis</i>		4(0,34)	2(0,17)	2(0,17)	7(0,59)
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>			2(0,17)	2(0,17)	2(0,17)		
Sididae	<i>Diaphanosoma</i> sp.			2(0,17)	2(0,17)	2(0,17)		
Dicranophoridae	<i>Dicranophorus grandis</i>		8(0,68)	16(1,36)	16(1,36)	26(2,21)		
	<i>Dicranophorus</i> sp.	7(0,59)	2(0,17)			9(0,76)		
	<i>Rotaria citrina</i>		9(0,76)	3(0,25)	3(0,25)	14(1,19)		
Philodinidae	<i>Rotaria neptunia</i>	1(0,08)	21(1,79) ^a	3(0,25)	3(0,25)	25(2,12)	16,76*	
	<i>Rotaria rotaria</i>	6(0,51)	201(17,09) ^a	2(0,17)	2(0,17)	215(18,28)	18,38*	
Rotifera	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	24(2,04)	7(0,59)	18(1,53)	18(1,53)	53(4,51)	
		<i>Lecane quadridentata</i>			1(0,08)	1(0,08)	1(0,08)	
		<i>Lecane luna</i>	1(0,08)	1(0,08)	2(0,17)	2(0,17)	4(0,34)	
		<i>Lecane lunaris</i>	2(0,17)		6(0,51)	6(0,51)	8(0,68)	
	Colurellidae	<i>Lepadella ovalis</i>	1(0,08)			1(0,08)	4(0,34)	
		<i>Lepadella patella</i>		2(0,17)			6(0,51)	
	Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	4(0,34)	8(0,68)		4(0,34)	21(1,78)	
		<i>Euchlanis meneta</i>	2(0,17)	6(0,51)		1(0,08)	10(0,85)	
	Mytilinidae	<i>Mytilina mucronata</i>	1(0,08) ^a	1(0,08)		3(0,25)	9(0,77)	09,22*
		<i>Mytilina ventralis</i>	3(0,25)	1(0,08)		1(0,08)	21(1,78)	
Notommatidae	<i>Notommata</i> sp.					6(0,51)		
	<i>Cephalodella ventripes</i>	1(0,08)				1(0,08)		
Brachionidae	<i>Platyias quadricornis</i>	6(0,51)	3(0,25)		2(0,17)	11(0,94)		

	<i>Keratella</i> sp.				1(0,08)	
	<i>Brachionus angularis</i>	1(0,08)			1(0,08)	
Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>				1(0,08)	
	<i>Trichocerca rattus</i>	11(0,93)			11(0,94)	
Trichotriidae	<i>Trichotria curta</i>	1(0,08)			1(0,08)	
Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	11(0,93)	10(0,85)		1(0,08)	25(2,13)
Densité (abondance relative en %)		252(21,43)	511(43,45) ^a	299(25,43)	114(9,69)	114(9,69)
Richesse spécifique (S)		30	24	44	19	19
Indice de diversité de Shannon et Weaver (H)		2,74	1,86	3,11	2,01	2,01

K-W: Test H de Kruskal-Wallis (** p < 0,01 ; *p < 0,05). M.W : Test post-hoc non paramétrique de Mann-Whitney (p < 0,05).

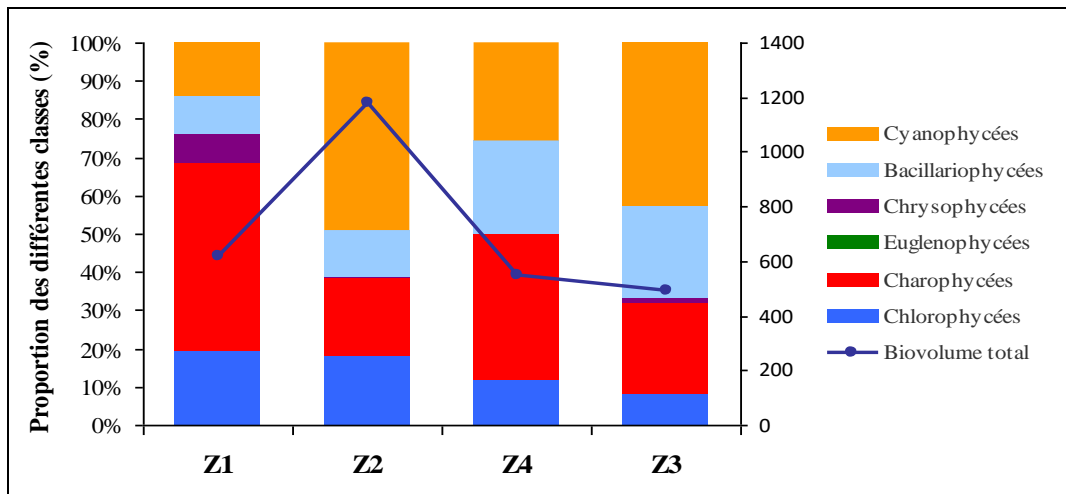


Figure 3: Évolution spatiale des biovolumes relatifs des différentes classes algales et du biovolume total (cell./µl) au cours des campagnes de prélèvements.

Tableau 5 : Évolution spatiale des biovolumes, de la richesse taxonomique et du biovolume total phytoplanctoniques durant les campagnes de prélèvements.

Classes	Taxons	Densité (cell.µL ⁻¹) (Biovolume en %)				Total (%)	K-W
		Z1	Z2	Z3	Z4		
Chlorophyceae	<i>Ankistrodesmus</i>						
	<i>Falcatus</i>	109 (3,83)	202(7,10) ^a		65(2,29)	407 (14,32)	8,67*
	<i>Selenastrum</i> sp.	10 (0,35)	7(0,25)	5(0,18)		22 (0,78)	
	<i>Pediastrum duplex</i>		6(0,21)	5(0,18)		11 (0,39)	
	<i>Gonatozygone</i> sp.	2 (0,07)	3(0,11)	21(0,74) ^a	6(0,21)	32 (1,13)	8,38 *
	<i>Mesotaenium</i> sp.		3(0,11)	31(1,09)		34 (1,20)	
Charophyceae	<i>Staurastrum</i> sp.	0,0 (0,0)	6(0,21)	7(0,25) ^a	0,0(0,0)	13 (0,46)	12,63 **
	<i>Closterium limneticum</i>	12(0,42)	5(0,18)	3(0,11)	20(0,70) ^a	40 (1,41)	10,17 *
	<i>Closterium</i> sp.		3(0,11)	4(0,14)		7 (0,25)	

	<i>Pleurotaenium</i> sp.	290 (10,20)	209(7,35)	30(1,06)	152(5,35)	681 (23,95)	
	<i>Spirogyra</i> sp.	1 (0,04)	8(0,28)	20(0,70)	30(1,05)	58 (2,07)	
Euglenophyceae	<i>Trachelomanas</i> sp.		2(0,07)	2(0,07)		4 (0,14)	
Chrysophyceae	<i>Mallomonas</i> sp.		2(0,07)	4(0,14)		6 (0,21)	
	<i>Phaeoplaca</i> sp.	50 (1,76)	1(0,03)	2(0,07)		53 (1,87)	
	<i>Synedra nana</i>	1(0,04)	8(0,28)	8(0,28)	0,00(0,0)	16 (0,60)	10,27 *
	<i>Cocconeis placentula</i>	1(0,04)	8(0,28) ^a			8 (0,31)	10,09 *
	<i>Frustulia</i> sp.	1(0,04)	2(0,07)			2 (0,11)	
	<i>Navicula</i> sp.	1(0,04)	10(0,35)	13(0,46)	6(0,21)	29 (1,05)	
Bacillariophyceae	<i>Neidium affine</i>	1(0,04)	2(0,07)			2 (0,11)	
	<i>Anomoeoneis</i> sp.	24 (0,84)	6(0,21)	2(0,07)		32 (1,13)	
	<i>Pinnularia</i> sp.	12 (0,42)			20(0,70)	32 (1,13)	
	<i>Meridion</i> sp.		10(0,35)	34(1,20)	18(0,63)	62 (2,18)	
	<i>Tabellaria</i> sp.	14 (0,49)	12(0,42)	32(1,13)	72(2,53)	130 (4,57)	
	<i>Cymbella</i> sp.	2(0,07)		2(0,07)	6(0,21)	10 (0,35)	
	<i>Cyclotella</i> sp.	4 (0,14)	84(2,95)	26(0,91)	12(0,42)	126 (4,43)	
	<i>Planktothrix rubescens</i>	10 (0,35)	48(1,69) ^a			58 (2,04)	16,07 **
	<i>Oscillatoria splendida</i>	1(0,04)	1(0,00)	0,0(0,0)	0,0(0,0)	1 (0,03)	8,63*
	<i>Oscillatoria subtilissima</i>	1(0,04)	7(0,25)	3(0,11)	4(0,14)	14 (0,53)	
	<i>Oscillatoria</i> sp.	11 (0,39)	31(1,09)	1(0,03)		42 (1,51)	
Cyanophyceae	<i>Lyngbya</i> sp.		54(1,34)	10(0,91)	1(0,03)	65 (2,81)	
	<i>Schizothrix</i> sp.	1(0,04)	9(1,90)	1(0,35)		10 (2,32)	
	<i>Microcoleus</i> sp.	1(0,04)	38(0,32) ^a	26(0,03)	16(0,56)	80 (0,39)	17,95**
	<i>Planktothrix</i> sp.	1(0,04)	2(0,07)	3(0,11)	2(0,07)	7 (0,28)	
	<i>Gloeotrichia</i> sp.	1(0,04)	6(0,21)	1(0,03)		7 (0,28)	
	<i>Plectonema</i> sp.		24(0,84) ^a	3(0,11)	2(0,07)	29 (1,02)	10,00*
	<i>Anabaena circularis</i>	11 (0,39)	149(5,24) ^a	2(0,07)		162 (5,67)	11,53**
	<i>Nostoc piscinale</i>	14 (0,49)	131(4,61) ^a	33(1,16)	77(2,71)	255 (8,97)	11,09 *
	<i>Scytonema</i> sp.	34 (1,20)	82(2,89)	129(4,54)	39(1,37)	284 (9,99)	
	Biovolumes (Abondances relatives %)	621 (22,94)	1181(41,50)	494(19,27)	494(19,27)	548(17,38)	
	Richesse taxonomique (S)	28	35	31	31	18	

Les valeurs qui portent une lettre sont significativement différentes (Test post-hoc non paramétrique de M-W ; p< 0,05).

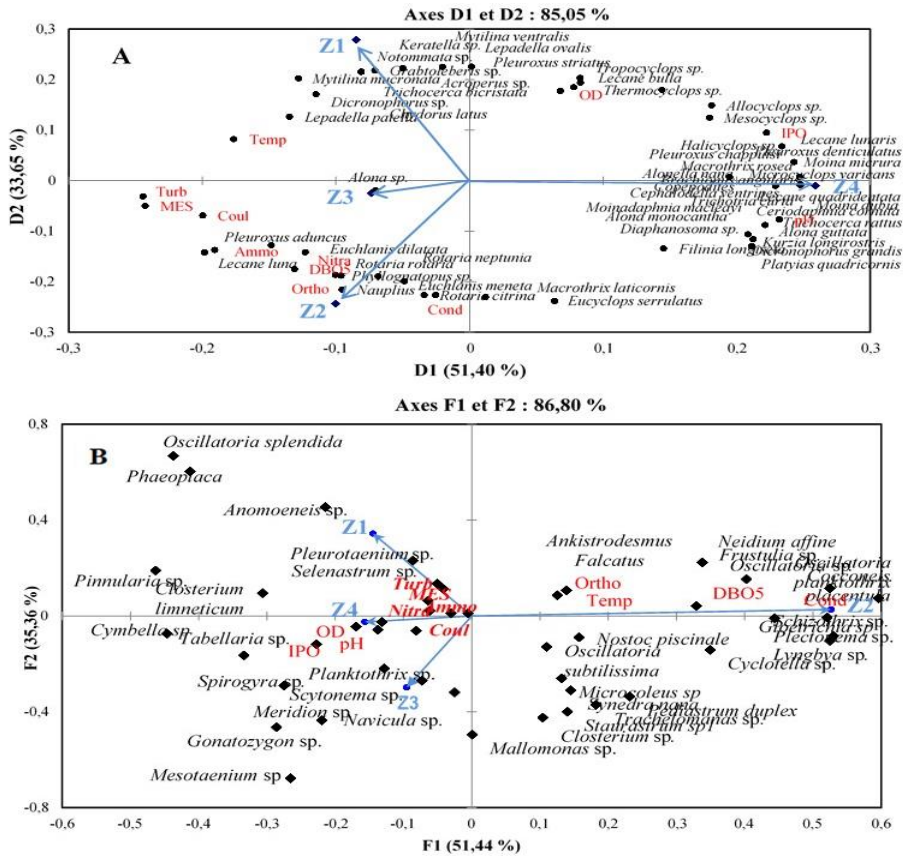


Figure 4 : Représentation graphique des relations entre les variables physico-chimiques des eaux et la distribution spatiale des taxa zooplanctoniques (A) et entre les variables physico-chimiques des eaux et celle des taxa phytoplanctoniques (B) durant l'étude.

DISCUSSION

Qualité physico-chimique des eaux

L'étude de la qualité des eaux dans l'emprise du barrage de Memve'ele à travers les descripteurs physico-chimiques indique que ceux-ci ont le plus souvent varié statistiquement entre la zone principale de retenue et les autres zones du barrage bien avant sa mise en dérivation. La significative tendance à la hausse de la température des eaux dans cette zone aurait certainement entraîné une minéralisation plus importante de la matière organique particulière d'origine forestière. Cette activité microbienne s'est traduite sur ce tronçon par des eaux relativement turbides, minéralisées et beaucoup plus riche en éléments nutritifs. Dans une étude similaire, la température avait aussi augmenté dans un barrage-réservoir

contrairement aux éléments nutritifs (Benítez-Mora et Camargo, 2014).

En outre, la baisse de l'oxygène dissous dans le secteur principal du barrage en comparaison aux forts taux obtenus en aval de la digue traduirait une condition d'hétérotrophie qui se rapproche de celle d'un lac d'eau (Rodier et al., 2009 ; Foto et al., 2012). Au fur et à mesure de son déplacement vers l'aval, la matière organique est ainsi déchetée, ingérée, rejetée et oxydée par les organismes aquatiques, avec souvent des arrêts dans les zones calmes (Bascle, 2020). En effet, l'implantation d'une digue sur le fleuve Ntem en pleine forêt équatoriale a créé l'effet barrière à l'origine de la mise en place d'habitats lentiques principalement dans la zone principale de retenue, favorable à l'évolution de celle-ci vers des états de plus

grande maturité. Selon les travaux de Woolsey et al. (2005), les barrages de retenue sont par nature des infrastructures qui, modifient les flux liquides et solides, les flux de matières et le régime thermique des cours d'eau sur lesquels ils sont implantés. En général, les deux facteurs les plus déterminants de la vie aquatique, notamment la température et l'oxygène dissous, présentent des valeurs similaires à celles des rivières forestières du Cameroun (Tchakonté et al., 2014 ; Koji et al., 2017). Les valeurs très stables du pH traduisent le caractère acide du sol du Sud-forestier du Cameroun (Carrière, 2003). De plus, les valeurs significativement élevées de la DBO₅ dans la zone principale de retenue traduisent non seulement une intense activité de recyclage naturel comme précédemment décrite mais une pollution organique sensiblement forte (Leclercq, 2001 ; Gboko et al., 2019).

Par ailleurs, les sols des forêts du Sud-Cameroun sont relativement pauvres en nutriments et en éléments biogènes (Floret et al., 1993). Dans ce genre de milieu, les troncs d'arbre, les débris et les feuilles mortes en décomposition abattus durant les travaux de terrassement dans la zone d'aménagement du barrage apparaissent clairement comme les principaux facteurs d'un début pollution organique dans le réservoir du barrage en cours de formation. Le retard observé entre l'aménagement du site et le début de l'implémentation de la digue, est un des facteurs qui a favorisé la décomposition de la matière organique dans le bassin versant et dans le lit des rivières. Ce processus a donc contribué au déséquilibre des mécanismes naturels de recyclages des nutriments dans cet écosystème quasi-naturel (Rapin et al., 2017). Les valeurs en nitrite significativement supérieures dans la zone principale de retenue traduisent un début d'eutrophisation naturelle. Une eau riche en nitrites montre non seulement une détérioration de sa qualité microbiologique mais traduit une toxicité pour les poissons (Rodier et al., 2009).

Évaluation des effets d'aménagement du barrage sur la qualité des eaux de la retenue

Un indice de diversité élevé indique une population mature dans laquelle il y a une relative équipartition du nombre d'individus par taxon. La valeur relativement faible de l'indice de diversité zooplanctonique dans la zone principale de retenue traduirait une population jeune avec prédominance d'un petit groupe de taxons. Il s'agit des taxons dominants, à l'instar des Rotifères *Rotaria rotatoria* et *Rotaria neptunia* et des larves Nauplius de copépodes. La relative stabilité spatiale de l'indice de diversité taxonomique indique en outre que dans la zone d'emprise du barrage, il n'y a pas de véritable succession écologique du plancton (Adjahouinou et al., 2012). Mais plutôt, un début d'instabilité caractérisée par une multiplication rapide de certaines espèces à valeurs indicatrices de pollution organique qui prendraient un caractère dominant à certains endroits. L'analyse de la composition algale par l'approche taxonomique va également dans le même sens. Les cyanobactéries *Planktothrix rubescens*, *Microcoleus* sp., *Plectonema* sp., *Anabaena circularis* et *Nostoc piscinale* sont significativement représentées dans la zone principale de retenue. En effet, les efflorescences de cyanobactéries sont généralement inféodées à des eaux stagnantes ou à des rivières à faibles courants, présentant des teneurs en nutriments de faibles à modérés (Jacquet et al., 2005 ; Tsarenko et al., 2021). Elles sont accompagnées dans cette zone par la poussée des taxons *Ankistrodesmus falcatus*, *Staurastrum* sp., *Cocconeis placentula*, *Synedra nana* et *Cyclotella*. Les taxons *Staurastrum*, *Cyclotella* et *Synedra nana* sont particulièrement abondants dans des eaux stagnantes en cours d'eutrophisation, présentant un pH acide à neutres et des taux en nutriments faibles à élevés (Wehr et Sheath, 2003 ; Liu et al., 2014).

Par ailleurs, les analyses multivariées sont beaucoup plus précises et indiquent que la zone amont de la digue est caractérisée par des eaux bien oxygénées propices à l'installation d'une grande diversité du

plancton parmi lequel il y a les taxons *Tropocyclops* sp., *Thermocyclops* sp., *Grabtoleberis* sp., *Pleuroxus striatus*, *Acroperus* sp., *Lepadella ovalis*, *Mytilina mucronata*, *M. ventralis*, *Keratella* sp. et *Trichocerca bicristata*. Ce tronçon du barrage présente des caractéristiques similaires aux zones de restitution des eaux en aval de la digue et aux affluents Ndjo'o et Biwomé en position latérale. Il ressort qu'en plus des espèces sus-évoquées un développement considérable des larves copépodites, des Cladocères et quelques espèces de Rotifères *Lepadella ovalis* et *Mytilina ventralis* et la famille des Notommatidae. Ces fortes densités cellulaires zooplanctoniques y coïncident avec la floraison des taxons algaux des genres *Pleurotaenium*, *Anomoeoneis* et *Selenastrum*. Ainsi donc, les analyses multivariées montrent clairement que le réservoir en cours de formation est en opposition avec les autres sites d'étude.

Cette zone est caractérisée par ses eaux beaucoup plus chaudes et sensiblement riches en éléments nutritifs et organiques, auxquelles s'associe une relative désoxygénation de son milieu favorable à la prolifération des espèces de Rotifères *R. rotaria*, *R. neptunia*, *R. citrina* et *Euchlanis meneta*, des Copépodes *Phyllognatopus* sp. et des larves Nauplius. Le caractère dominant des Rotifères dans la zone principale de retenue (Z4) a coïncidé avec la floraison des cyanobactéries *Oscillatoria* sp., *Planktothrix rubescens* *Oscillatoria splendida*, *Oscillatoria subtilissima*, *Lyngbya* sp., *Schizothrix* sp., *Plectonema* sp., *Gloeotrichia* sp., et *Nostoc piscinale* et des diatomées *Frustulia* sp., *Neidium affine* et *Cyclotella* sp. Ce tronçon du fleuve Ntem a donc subi une relativement transformation de son cours en lac artificiel à l'origine d'une mutation des organismes adaptés aux eaux courantes en organismes des eaux relativement calmes. Cette densification des Rotifères selon Jiménez-Contreras et al. (2018) est due à leur capacité à survivre aux variables physiques et chimiques de l'eau et à se reproduire en présence de cyanobactéries et à occuper différentes niches écologiques. Les Rotifères présentent des taux de croissance les

plus élevés dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce en cours d'eutrophisation anthropique (Segers, 2008). Ils sont des indicateurs plus sensibles aux changements de la qualité des eaux en matière organique (Koudenoukpo et al., 2017), et sont de ce fait des organismes pollutotolérants.

Conclusion

La pression croissante subie par le bassin versant de Memve'ele lors de l'aménagement du barrage hydroélectrique a contribué à la dégradation continue de la qualité de ses eaux. Les descripteurs physico-chimiques et biologiques de l'eau ont permis de montrer que la zone principale de retenue en cours de formation a subi une pollution organique relativement forte. Tous ceux-ci pourraient être interpréter comme un début de dégradation du réservoir en cours de formation. Ainsi nous recommandons un suivi régulier de l'état de santé de cet écosystème stratégique et d'enrichir les observations par des mesure de la profondeur SECCHI et des concentrations en phosphore total et en chlorophylle a.

CONFLITS D'INTÉRÊTS

Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêts.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

Les campagnes d'échantillonnage et les analyses de laboratoire ont été réalisées par EK, DAM et JLF. Les analyses statistiques et la rédaction du manuscrit ont vu la participation de EK, ST et FMO. MN a supervisé les travaux.

RÉFÉRENCES

- Adjahouinou DC, Liady ND, FIOGBE ED. 2012. Diversité phytoplanktonique et niveau de pollution des eaux du collecteur de Dantokpa (Cotonou-Bénin). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **6**(5): 1938-1949. DOI: 10.4314/ijbcs.v6i5.4.
- APHA. 1998. *Standard Method for Examination of Water and Wastewater* (20th edn). Édité. American Public Health Association: Washington (USA); p.1150.

- Badahoui A, Fiogbe ED, Boko M. 2009. Les causes de la dégradation du chenal de Cotonou. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **3**(5): 979-997. DOI: 10.4314/ijbcs.v3i5.51077
- Baker DW, Bledsoe BP, Albano CM, Poff NL. 2011. Downstream effects of diversion dams on sediment and hydraulic conditions of rocky mountain streams. *River Research and Applications*, **27**(3): 388-40. DOI: 10.1002/rra.1376
- Bascle S. 2020. Caractérisation et stabilité de la matière organique des sédiments de grandes retenues. Sciences de l'environnement. Université de Limoges. Thèse de doctorat, Université de Limoges, France, p.185.
- Benítez-Mora A, Camargo JA. 2014. Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiologia*, **728** (1): 167 -178. DOI: 10.1007/s10750-014-1816-6
- Bitom D. 1988. Organisation et évolution d'une couverture ferrallitique en zone tropicale humide (Cameroun). Thèse de Doctorat, Université Poitiers, France, p.164.
- Carrière S. 2003. La forêt équatoriale du Ntem. In Les orphelins de la forêt : *Pratiques Paysannes et Ecologie Forestière (Les Ntumu du Sud-Cameroun)*. IRD (Éd) : Marseille ; p.374.
- Dajoz R. 2006. *Précis d'Ecologie* (8^{ème} édition). Édit. Dunod : Paris ; p. 631.
- Dumont HJ, Benzie JA, Bayly I, Dussart B, Defaye D, Einsle U, Karaytug S, Korovchinsky N, Kotov AA, Negrea SV. 2006. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Édit. Backhuys, Leiden (Pays-Bas) ; p. 299.
- Durand JR, Levêque C.1980. *Flore et faune aquatique de l'Afrique sahélo-soudanienne*. Tome 1. Édit. ORSTOM, collection "Initiations-documentations techniques", Paris, p. 389.
- Fernando CH. 2002. *A guide to tropical freshwater zooplankton: identification ecology and impact on fisheries*. Backhuys Publishers, Leiden, the Netherlands.
- Floret C, Pontanier R, Serpantié G. 1993. *La jachère en Afrique tropicale*. Édition UNESCO, dossier MAB n° 16, Paris, p. 86.
- Foto MS, Koji E, Ajeegah G, Bilong Bilong CF, Njiné T. 2012. Impact of dam construction on the diversity of benthic macroinvertebrates community in a periurban stream in Cameroon. *International Journal of Biosciences*, **2**(11): 137-145. DOI: 10.13140/RG.2.1.1062.1845
- Gboko AJ., Akobe AC, Aka AM, CA Aka, Kouame AF, Adou KN, Yapo OB, Monde S, Aka K. 2019. Etat d'eutrophisation de la lagune continentale Ono (Bonoua sud-est de la Côte d'Ivoire) dans un environnement agro-industriel durant la crue du fleuve Comoé. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **13**(6): 2942-2958. DOI: 10.4314/ijbcs.v13i6.40.
- Górski K, Van Den Bosch LV, Van De Wolfshaar KE, Middelkoop H, Nagelkerke LAJ, Filippov OV, Zolotarev DV, Yakovlev SV, Minin AE, Winter HV, De Leeuw JJ, Buijse AD, Verreth JAJ. 2012. Post-damming flow regime development in a large lowland river (Volga, Russian Federation): implications for flood plain inundation and fisheries. *River Research and Applications*, **28** (8): 1121-1134. DOI: 10.1002/rra.1499
- Hu MH, Yuan JH, Yang XE, He ZL. 2010. Effects of temperature on purification of eutrophic water by floating eco-island system. *Acta Ecologica Sinica*, **30**(6): 310-318. DOI: 10.1016/j.chnaes.2010.06.009
- Jacquet S, Briand JF, Leboulanger C, Avois-Jacquet C, Oberhaus L, Tassin B, Vinçon-Lette B, Paolini G, Druart JC, Anneville O, Humbert JF. 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium

- Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae*, **4** (4): 651-672. DOI: 10.1016/j.hal.2003.12.006
- Jiménez-Contreras J, Nandini S, Sarma SSS. 2018. Diversity of Rotifera (*Monogononta*) and egg ratio of selected taxa in the canals of Xochimilco (Mexico City). *Wetlands*, **38** (5): 1033-1044.
- John DM, Brook AJ, Whitton BA. 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. Cambridge University Press: Cambridge (GB); p. 702.
- Koji E, Noah Ewoti OV, Onana FM, Tchakonté S, Lontsi Djimeli C, Tamsa Arfao A, Bricheux G, Sime-Ngando T, Nola M. 2017. Influence of anthropogenic pollution on the abundance dynamics of some freshwater invertebrates in the coastal area of Cameroon. *Journal of Environmental Protection*, **8**(7): 810-829. DOI: 10.4236/jep.2017.87051
- Koudenoukpo CZ, Chikou A, Zebaze Togouet SH, Mvondo N, Hazoume USR, Houndonougbo PK, Mensah GA, Laleye PA. 2017. Zooplanktons et Macroinvertébrés aquatiques: vers un assemblage des bioindicateurs pour un meilleur monitoring des écosystèmes aquatiques en région tropicale. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **20** (1): 276-287.
- Kpiagou P, Tchegueni S, Boguido G, Sama D, Gnandi K, Tchacondo T, Glitho AI. 2022. Evaluation de la pollution des ressources en eau du bassin versant de Didagou (Dapaong, Nord-Togo). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **16**(1): 481-497. DOI: 10.4314/ijbcs.v16i1.39.
- Leclercq L. 2001. *Intérêt et Limites des Méthodes d'Estimation de la Qualité de l'Eau*. Édit. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique, p. 75.
- Leitão M, Couté A. 2005. *Eau et Santé. Guide Pratique des Cyanobactéries Planctoniques du Grand Ouest de la France*. Manuel pour les prélèvements et la reconnaissance à l'usage des gestionnaires des eaux de surface. Édit. Agence de l'Eau Seine Normandie ; p.64.
- Liu SS, Chen SY, Yao M, Zhang QH, Wu JJ. 2014. Water quality of Tuanpowa reservoir and Qilihai marshes in Tianjin area. *Wetland Science*, **12** (2): 257-262.
- Napiórkowska-Krzebietke A. 2017. Phytoplankton as a basic nutritional source in diets of fish. *Journal of Elementology*, **22** (3): 831-841. DOI: 10.5601/jelem.2016.21.4.1375
- Olivry JC. 1986. *Fleuves et Rivières du Cameroun*. Édition MESRES-ORSTOM, collection "Monographie hydrologiques" : Paris.
- Owato GO, Olendi R. Steve Omari N. 2016. Assessment of Primary productivity, Nutrient levels and trophic status of Kuinet dam, Kenya. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **4** (3): 45-51.
- Pöyry et Alpha Technology. 2010. Projet hydroélectrique de Memve'ele. Étude d'impact environnemental et social. Rapport Final EIES, p.369.
- Rapin A, Rabiet M, Grybos M, Mourier B, Fay A, Kestens T, Deluchat V. 2017. Distribution spatiale et mobilité du phosphore sédimentaire dans une retenue hydroélectrique. *Revue des Sciences de l'Eau*, **30**(1): 71-76. DOI: 10.7202/1040066ar
- Rodier J, Legube B, Marlet N, Brunet R. 2009. *L'Analyse de l'Eau* (9^{ème} éd.). Dunod : Paris.
- Segers H. 2008. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**: 49-59. DOI: 10.1007/s10750-007-9003-7
- Suda S, Watanabe MM, Otsuka S, Mahakahant A, Yongmanitchai W, Nopartnaraporn N, Liu Y, Day JG. 2002. Taxonomic revision of water-bloom-forming species of oscillatorioid cyanobacteria. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **52** (5): 1577-1595.

- Tchakonté S, Ajeegah GA, Diomandé D, Camara AI, Ngassam P. 2014. Diversity, dynamic and ecology of freshwater snails related to environmental factors in urban and suburban streams in Douala–Cameroon (Central Africa). *Aquatic Ecology*, **48**(4): 379-395. DOI: 10.1007/s10452-014-9491-2
- Tsarenko PM, Bilous OP, Kryvosheia-Zakharova OM, Lilitska HH, Barinova S. 2021. Diversity of algae and Cyanobacteria and bioindication characteristics of the Alpine Lake Nesamovyte (Eastern Carpathians, Ukraine) from 100 years ago to the present. *Diversity*, **13**(6): 256. DOI: <https://doi.org/10.3390/d13060256>
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Limnology*, **9**: 263-272.
- Wang J, Chen G, Kang W, Hu K, Wang L. 2019. Impoundment intensity determines temporal patterns of hydrological fluctuation, carbon cycling and algal succession in a dammed lake of Southwest China. *Water Research*, **148**: 162-175. DOI: 10.1016/j.watres.
- Wehr JD, Sheath RG. 2003. *Freshwater Algae of North America, Ecology and Classification*. Édit. Academic Press: San Diego (USA); p. 917.
- Woolsey S, Weber C, Gonser T, Hoehn E, Hostmann M, Junker B, Roulier C, Schweizer S, Tiegs S, Tockner K, Peter A. 2005. *Guide du suivi des Projets de Revitalisation Fluviale*. Édition Florian SPIELAUER, publication du projet "Rhône-Thur", Vienne (Autriche) ; p.113.
- Zarfl C, Lumsdon AE, Berlekamp J, Tydecks L, Tockner K. 2014. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, **77** (1): 161-170. DOI: 10.1007/s00027-014-0377-0