

## DIVERSITÉ ET ABONDANCE ZOOPLANCTONIQUE DE LA RIVIÈRE KINYANKONGE (BUJUMBURA, BURUNDI) EN RELATION AVEC LES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES

*S. BUHUNGU\**, *E. MONTCHOWUI\*\**, *C. SIBOMANA\**, *E.  
BARANKANIRA\*\*\**, *G. NTAKIMAZI\** & *C. A. BONOU\*\*\*\**

*\*Centre de Recherche en Sciences Naturelles et de l'Environnement,  
Université du Burundi, BP 2700 Bujumbura, Burundi – email :  
buhusimon@gmail.com*

*\*\*Laboratoire de Recherche en Aquaculture et en Biologie et Ecologie  
Aquatiques, Ecole d'Aquaculture, Université Nationale d'Agriculture,  
République du Bénin*

*\*\*\*Département des Sciences Naturelles, École Normale Supérieure,  
Boulevard du 28 Novembre, BP 6983, Bujumbura, Burundi*

*\*\*\*\*Laboratoire de Recherche en Biologie Appliquée, Ecole Polytechnique  
d'Abomey-Calavi, Université d'Abomey-Calavi, BP 2009 Cotonou, Bénin*

### RÉSUMÉ

Une étude sur la diversité zooplanctonique de la rivière Kinyankonge en relation avec les paramètres environnementaux a été menée pendant 18 mois. Sept stations d'échantillonnage ont été choisies en fonction de la diversité des rejets. Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été analysés selon les normes AFNOR et méthodes APHA. Le zooplancton a été échantillonné mensuellement avec un filet à plancton de 50 µm de vide de maille dans les sept stations. Les résultats ont montré que les teneurs élevées des variables physico-chimiques observées aux stations aval sont dues à la pollution d'origine domestique, des effluents de la Station d'Épuration (STEP) de Buterere et des eaux usées et autres matières organiques que la rivière charrie sur son parcours. Au total 36 espèces de zooplancton dont 30 espèces de rotifères, 2 espèces de cladocères et 4 espèces de copépodes ont été identifiées. Les rotifères ont été le groupe le plus abondant avec 79,03% de l'abondance totale. Parmi les rotifères, *Brachionus calyciflorus* a été l'espèce la plus abondante (22,40%) suivie de *Microcyclops sp* (10,10%). Les résultats d'analyse de redondance (RDA) ont montré que les variables qui ont influencé significativement la diversité et l'abondance zooplanctonique sont la teneur en oxygène dissous, la transparence, le pH et la chlorophylle-a. La communauté zooplanctonique a été caractérisée par des effectifs élevés pendant la saison sèche (juin 2016, mai-juin 2017) coïncidant avec la période de fortes concentrations en chlorophylle-a. Les stations S2, S4 et S6 ont été caractérisées par beaucoup d'espèces zooplanctoniques. La station S5, bien que moins diversifiée, contient des espèces abondantes qui supportent les milieux chargés en matière organique.

**Mots-clés** : Biodiversité, zooplancton, STEP, pollution, Kinyankonge, Burundi.

## DIVERSITY AND ZOOPLANKTON ABUNDANCE OF KINYANKONGE RIVER (BUJUMBURA, BURUNDI) IN RELATION WITH ENVIRONMENTAL VARIABLES

### ABSTRACT

A study on the zooplankton diversity of the Kinyankonge River in relation with environmental parameters was conducted for 18 months. Seven sampling stations are chosen according to the diversity of the discharges. The physico-chemical parameters of the water were assessed according to AFNOR standards and APHA methods. The zooplankton was collected monthly using 50 µm plankton net at the seven stations. The results showed that the high levels of physico-chemical variables observed at the downstream stations are due to pollution from domestic sources, the effluents from the Buterere wastewater treatment plant (WWTP) and wastewater and other organic matter carried away by the river in his flow. 36 zooplankton species including 30 species of rotifers, 2 species of cladocerans and 4 species of copepods were identified.

Rotifers were the most abundant group with 79.03% of total abundance. Among the rotifers, *Brachionus calyciflorus* was the most abundant species (22.40%) followed by *Microcyclops sp* (10.10%). The Redundancy Analysis (RDA) results showed that zooplankton diversity and abundance were significantly influenced by concentration in dissolved oxygen level, transparency, pH, and chlorophyll-a. The highest abundance of the studied zooplankton community was recorded during the dry season (June 2016 and May-June 2017) while the concentrations in chlorophyll-a are high. Stations S2, S4 and S6 have been characterized by many zooplankton species. Station S5, although less diversified, contains abundant species that support the organic matter laden media.

**Keywords:** Diversity, zooplankton, STEP, pollution, Kinyankonge, Burundi.

## INTRODUCTION

Les populations zooplanctoniques jouent un rôle très important dans l'équilibre écologique des écosystèmes aquatiques. Ces organismes occupent une position clé dans les réseaux trophiques: ils constituent le lien entre les producteurs primaires en l'occurrence le phytoplancton qui leur servent de nourriture et les maillons supérieurs de la chaîne trophique (Levinsen & Nielsen, 2002). Par exemple, parmi les groupes zooplanctoniques figurent les rotifères qui constituent une proie privilégiée pour les larves de crustacés et de poissons (Dhert *et al.*, 2001) en raison essentiellement de leur petite taille (Yoshinaga *et al.*, 2001), de leurs qualités nutritionnelles (Abatzopoulos *et al.*, 2002) et de leur taux de reproduction élevé (Sarma & Nandini, 2001; Hurtado-Bocanegra *et al.*, 2002). Le zooplancton constitue ainsi un intermédiaire essentiel entre les nutriments entrant dans le système et les niveaux trophiques supérieurs. L'étude de ce groupe d'organismes est nécessaire pour l'élaboration d'une stratégie efficace de gestion des ressources, tant hydrauliques qu'halieutiques. De plus, les rotifères participent au nettoyage des plans d'eau par enlèvement de la matière organique (De Beauchamp, 1965).

Par ailleurs, le zooplancton est considéré comme très sensible et très réactif aux variations des conditions du milieu (Harris *et al.*, 2000) et avec des espèces largement tolérantes vis-à-vis de certaines conditions environnementales. Ils sont donc utilisés comme indicateurs de pollution des eaux (Brummett, 2000).

Les études menées jusqu'ici sur la rivière Kinyankonge ne se sont pas intéressées à la biodiversité de ces organismes, pourtant indicateurs de la santé écologique des milieux aquatiques. Niyungeko (2011) et Nsavyimana (2014) avaient montré que la station d'épuration de Buterere (STEP) installée au bord de la rivière Kinyankonge déverse des effluents dans cette rivière qui les achemine elle-même vers le récepteur final qu'est le lac Tanganyika. La rivière Kinyankonge est devenue un canal d'évacuation des eaux usées en provenance des ménages urbains construits le long de sa bordure et des déchets de toutes sortes provenant des quartiers environnants entraînés par les eaux de ruissellement vers le lac. En plus d'une étude préliminaire établissant le pollutogramme et l'hydrogramme de la rivière Kinyankonge qui a montré que ses eaux sont fortement polluées, cette pollution est de nature organique d'origine domestique ((Buhungu *et al.*, 2017 ; 2018). Cependant, toutes ces études n'ont pas abordé la biodiversité aquatique alors que ces rejets divers ont

une incidence négative sur la diversité zooplanctonique de la rivière Kinyankonge.

À ce jour, aucune étude n'a été menée pour inventorier les espèces zooplanctoniques et les paramètres qui influencent sa distribution dans la rivière. Il est alors important de faire l'inventaire des espèces zooplanctoniques afin de caractériser la structure de son assemblage dans un tel contexte de mutation environnementale et sociétale. L'objectif de la présente étude est d'évaluer la biodiversité zooplanctonique de la rivière Kinyankonge en relation avec les paramètres environnementaux. Le travail vient mettre en place une base de données dont se serviront d'autres chercheurs et qui permettra aux décideurs de prendre des mesures visant à protéger cet écosystème aquatique en particulier et le milieu récepteur final qui est le lac Tanganyika en général.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### *Milieu d'étude et stations d'échantillonnage*

La rivière Kinyankonge a une longueur d'environ 6,5 km. Elle traverse une localité très peu habitée et caractérisée par des étendues de terrains cultivables. Le sol est marécageux et donc favorable essentiellement à la culture du riz et du fourrage. Pour mener l'étude, sept stations d'échantillonnage ont été choisies en fonction de la diversité des rejets et des activités faites le long de son cours d'eau (Figure 1). La station S1 (S 3°20'22,765", E 29°21'10,655"; altitude : 774,5 m) est localisée en amont de la rivière Kinyankonge. Elle a été choisie dans le quartier Cibitoke pour rendre compte de l'état de la rivière à la source, les riverains y déversent les eaux usées et ordures ménagères. La station S2 (S 3°20'30,527", E 29°21'27,655"; altitude : 774,7 m) placée sur le canal Gikoma, permet de rendre compte de la contribution de ce canal en charge polluante de la Kinyankonge. La station S3 (S 3°20'43,598", E 29°21'27,468"; altitude : 774,8 m) est positionnée sur la rivière Nyabagere. Au bord de celle-ci, un nouveau quartier est en cours de construction ; le sable nécessaire est extrait dans la rivière Nyabagere. Les exploitants du sable y exercent une dégradation considérable du substrat important pour les organismes de la rivière Kinyankonge. Pour ce site, les échantillons permettent également d'évaluer la charge polluante déversée dans la rivière Kinyankonge. La station S4 (S 3°20'42,623", E 29°21'11,275"; altitude : 771,3 m) se trouve en aval des embouchures de la rivière Nyabagere et du canal Gikoma sur la rivière Kinyankonge. La station S5 (S 3°21'15,908", E 29°20'33,745"; altitude : 765,6 m) se trouve sur le canal de déversement des eaux de la STEP avant l'entrée de ses eaux dans la rivière Kinyankonge. La station S6 (S 3°21'16,657", E 29°20'32,535"; altitude : 764,5 m) se trouve sur la rivière Kinyankonge après le point de déversement des eaux de la STEP. Elle reçoit les eaux du mélange de la station d'épuration et la rivière Kinyankonge. Quant à la station S7 (S 3°21'37,346", E 29°20'22,794"; altitude : 760,5 m), elle se trouve avant l'embouchure de la rivière Kinyankonge au Lac Tanganyika. Celle-ci contient les eaux de la rivière Kinyankonge et des

effluents en provenance de l'usine de fabrication des savons qui y sont déversés après prétraitement physique.

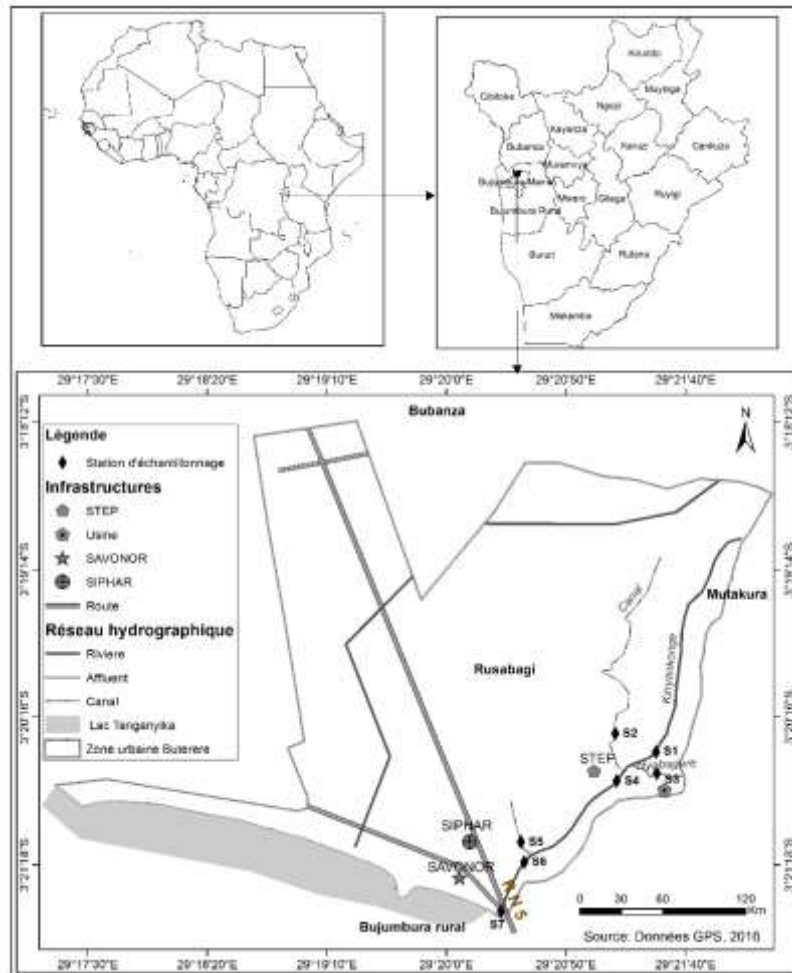


Figure 1. Carte de localisation des stations d'étude sur la rivière Kinyankonge

### *Échantillonnage*

Les échantillons du zooplancton ont été collectés mensuellement sur une période de 18 mois (juillet 2015- juin 2016, puis janvier 2017-juin 2017) entre 7 h et 11 heures à l'aide d'un filet à plancton de 50  $\mu$ m de maille, 30 cm de diamètre et 1 m de profondeur. Les prélèvements ont été faits verticalement et sur toute la colonne d'eau. À chaque station, trois points différents ont été échantillonnés pour constituer un échantillon composite. Le concentré zooplanctonique a été ensuite récupéré dans un bocal et immédiatement fixé au formol à 5 %.

Les échantillons d'eau destinés à l'analyse des paramètres physico-chimiques ont été prélevés en même temps que ceux du zooplancton. La température, le pH, la conductivité électrique, l'oxygène dissous, la transparence, la turbidité et les solides totaux dissous ont été mesurés *in situ*. La température a été mesurée à l'aide d'un thermomètre portable à colonne de mercure gradué. Le pH, la conductivité électrique et les TDS ont été mesurés par une multisonde (Consort C6010) utilisant plusieurs électrodes spécifiques. L'oxygène dissous a été mesuré avec l'oxymètre VWR 3000L. La transparence a été mesurée par un disque de Secchi. La turbidité a été mesurée par un turbidimètre portable (TURBIQUANT ®1100IR).

A chacune des stations, un échantillon d'un litre d'eau de surface a été prélevé pour la mesure d'autres paramètres physico-chimiques et de la chlorophylle-a au laboratoire. Les échantillons d'eau ont été conditionnés dans des flacons en polyéthylène. Ces flacons préalablement nettoyés ont été rincés avec l'eau de la station avant le remplissage, immédiatement conservés au frais et à l'abri de la lumière (pour éviter la photosynthèse et arrêter les biodégradations) et transportés, puis mis au réfrigérateur à 4°C pour les analyses au laboratoire.

#### *Observation, identification et dénombrement du zooplancton*

Au laboratoire, chaque échantillon de zooplancton a été concentré à un volume égal à 100 ml. Les espèces zooplanctoniques ont été identifiées par observation microscopique (microscope photonique de marque N-120/N-120A de Ht-0205 Hiprove). Cette opération d'identification des espèces a été basée sur les caractères morphologiques spécifiques observables à l'aide de différentes clés de détermination (De Manuel, 2000 ; Dussart & Defaye, 2001 ; Sharma, 2010; Kotov *et al.*, 2012 ; Sharma, 2014). Les individus de chacune des espèces identifiées ont été également dénombrés au moyen d'une cellule d'énumération de type Burker Turk. L'effort de dénombrement a été fixé à 400 individus pour chacune des espèces inventoriées. Ainsi, le taux de dépouillement a varié selon l'abondance des espèces et a atteint 100% de l'échantillon pour les espèces rares. Une extrapolation a été ensuite faite sur le volume total de l'échantillon d'une part et le volume d'eau filtré d'autre part pour déterminer les densités par litre d'eau de la rivière. La densité a été calculée en utilisant la relation :

$$D = \frac{1000 * (ni * \frac{100}{TD})}{V}$$

Où  $D$  est la densité (exprimée en individus par litre),  $ni$  le nombre d'individus dénombrés pour l'espèce  $i$  TD : taux de dépouillement de l'échantillon correspondant à  $ni$  et  $V$  le volume d'eau de rivière filtré (en ml).

Les résultats obtenus ont servi à calculer les indices permettant d'évaluer la structure de la communauté zooplanctonique:

-L'indice de diversité de Shannon-Weaver est un indice qui rend compte de la diversité des espèces qui composent les peuplements dans un milieu. Il établit

le lien entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus d'un même écosystème ou d'une même communauté. Il a été calculé en utilisant la formule suivante:

$$H' = -\sum \left[ \left( \frac{n_i}{N} \right) \log_2 \left( \frac{n_i}{N} \right) \right] \quad \text{où } H' \text{ est la diversité spécifique, en}$$

bits/individu,  $\sum$  la somme des résultats obtenus pour chacune des espèces présentes,  $n_i$  l'effectif de l'espèce  $i$ ,  $N$  le nombre total d'individus de toutes les espèces et  $\log_2$  le logarithme de base 2.

-L'indice d'équitabilité ( $J$ ) correspond au rapport de la diversité spécifique calculé ( $H'$ ) et la diversité maximale ( $H'_{\max}$ ) pouvant être obtenue avec le même nombre de taxons (Frontier & Pichod-Viale, 1993). En fait, l'indice d'équitabilité permet de comparer la diversité mesurée à la diversité théorique maximale (Puetro & Rico, 1997). L'indice d'équitabilité  $J$  dérive de l'indice de diversité spécifique et consiste à comparer la diversité  $H'$  à sa valeur maximale ( $\log_2 N$ ). Il varie de 0 (lorsqu'une espèce domine tout le peuplement, indiquant un milieu pollué) à 1 (lorsque les espèces sont équi-fréquentes, c'est-à-dire que leur abondance est identique signe d'un milieu sain) (Gray *et al.*, 1990). Le calcul de cet indice a été réalisé selon Pielou (1975) et suivant cette formule :

$$J = \frac{H'}{\log_2 S}, \quad \text{avec } H' : \text{l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver;}$$

$\log_2 S = H'_{\max}$  alors que  $S$  est le nombre des espèces de l'échantillon.

#### *Analyse des paramètres abiotiques et trophiques*

Les paramètres environnementaux tels que les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), l'alcalinité totale et la dureté totale ont été déterminés en utilisant les méthodes APHA et les normes de l'AFNOR (Buhungu *et al.*, 2018). Les concentrations des ions ammonium, nitrates, nitrites, de l'azote total, des orthophosphates, et du phosphore total ont été évaluées par photométrie en utilisant le Photomètre Palin Test DR 7500, avec des réactifs pré-dosés. Le cuivre a été dosé par spectrophotométrie en utilisant un spectrophotomètre d'absorption atomique de marque PG Instrument AA 500 selon la méthode (APHA, AWWA & WEF, 2005). Quant à la chlorophylle-a, elle a été dosée selon la méthode de Lorenzen (1967). La masse chlorophyllienne a été calculée selon la formule suivante :

$$\text{Chl-a (mg.m}^{-3}\text{)} = (\text{Db} - \text{Da}) \times 2,439 \times 11,89 \times v / (v_1 \times l)$$

Da : densité optique de l'extrait après acidification ; Db : densité optique de l'extrait avant acidification; v: volume du solvant en ml ; v<sub>1</sub> : volume de l'échantillon d'eau en litre; l: longueur du parcours optique généralement de 1 cm.

### *Analyse statistique*

Les moyennes des paramètres physico-chimiques aux différentes stations ont été comparées avec le test de Kruskal-Wallis, comparaison multiple avec un niveau de significativité de 5 % à l'aide du logiciel STATISTICA 7.1.

Dans le but d'analyser la distribution du zooplankton en fonction des caractéristiques physico-chimiques dans la rivière Kinyankonge, une analyse de redondance (RDA) a été réalisée à l'aide du logiciel statistique CANOCO 5 (Šmilauer, Lepš, 2014). La RDA est une méthode qui permet une interprétation des ordinations par une analyse simultanée des variables biotiques et environnementales. La sélection des variables environnementales qui expriment le mieux la distribution des espèces a été effectuée avec le test de permutation de Monte Carlo (permutations 499). L'analyse a été réalisée à partir des abondances des espèces zooplanctoniques ayant préalablement subi une transformation logarithmique  $\log(x+1)$ .

## RÉSULTATS

### *Caractéristiques physico-chimiques*

Comme l'indiquent les résultats du Tableau 1, la température et le cuivre n'ont pas significativement varié entre les stations échantillonnées sur la rivière Kinyankonge. Quant au pH, la valeur la plus élevée a été notée à la station S5 caractérisée par une forte alcalinisation alors que la plus petite a été enregistrée à la station S2. La plus petite valeur d'oxygène dissous a été enregistrée à la station S5 tandis que la plus élevée a été notée aux stations S1 et S3. Les valeurs les plus élevées des TDS et de la conductivité électrique ont été observées à la station S5 et les plus petites valeurs ont été enregistrées respectivement aux stations S2 et S3. Ces deux paramètres ont évolué dans le même sens. La turbidité et la transparence semblent varier spatialement en sens inverse. La valeur la plus petite de la turbidité a été notée à la station S1 et la plus élevée à la station S5 tandis que pour la transparence, la plus petite valeur a été enregistrée à la station S5 et la plus élevée à la station S1.

Les teneurs en ammonium semblent augmenter de la station S1 à la station S7. Quant aux phosphates et phosphore total, les valeurs les plus petites ont été notées à la station S2 et les plus élevées à la station S5. Les valeurs les plus élevées des nitrates et de l'azote total ont été notées à la station S5 et les plus petites respectivement à la station S4 et à la station S3. Pour les nitrites, la valeur la plus élevée a été observée à la station S7 et la plus petite a été notée à la station S6.

Les valeurs minimale et maximale de l'alcalinité totale ont été enregistrées respectivement à la station S3 et à la station S5. La plus petite valeur de la dureté totale a été enregistrée à la station S3 et la plus élevée à la station S5. Les plus petites valeurs de MES ont été observées à la station S1 et les plus élevées à la station S3. La DCO et la DBO<sub>5</sub> ont été caractérisées par les plus

petites valeurs à la station S1 et les plus élevées ont été notées à la station S5. Enfin, la chlorophylle-a a été la plus élevée à la station S5 et la plus petite valeur a été notée à la station S2.

Tableau 1. Moyennes ( $\pm$  écart-type) des paramètres abiotiques et trophiques aux différentes stations et résultats de comparaison multiple du test de Kruskal-Wallis au seuil  $p = 0,05$

Param.	station1	station2	station3	station4	station5	station6	station7
T °C	24,47 $\pm$ 0,90 <sup>a</sup>	24,45 $\pm$ 1,13 <sup>a</sup>	24,47 $\pm$ 1,07 <sup>a</sup>	25,01 $\pm$ 1,12 <sup>a</sup>	24,54 $\pm$ 0,6 <sup>a</sup>	24,39 $\pm$ 0,70 <sup>a</sup>	25,03 $\pm$ 0,81 <sup>a</sup>
pH	7,65 $\pm$ 0,25 <sup>afg</sup>	7,45 $\pm$ 0,25 <sup>ab</sup>	7,7 $\pm$ 0,16 <sup>acfg</sup>	7,59 $\pm$ 0,24 <sup>ad</sup>	9,42 $\pm$ 0,27 <sup>e</sup>	8,09 $\pm$ 0,57 <sup>dfg</sup>	8,09 $\pm$ 0,48 <sup>dg</sup>
Ox dis.(mgO <sub>2</sub> /l)	2,43 $\pm$ 0,99 <sup>a</sup>	2,22 $\pm$ 1,55 <sup>a</sup>	2,43 $\pm$ 1,13 <sup>a</sup>	2,19 $\pm$ 0,94 <sup>a</sup>	0,81 $\pm$ 0,35 <sup>b</sup>	1,69 $\pm$ 0,93 <sup>ab</sup>	1,58 $\pm$ 0,79 <sup>ab</sup>
C. E.( $\mu$ S/cm)	684,05 $\pm$ 164,8 <sup>af</sup>	366,56 $\pm$ 97,06 <sup>b</sup>	345,8 $\pm$ 95,3 <sup>bc</sup>	479,85 $\pm$ 123,2 <sup>bdf</sup>	1078,8 $\pm$ 225,1 <sup>ae</sup>	628 $\pm$ 242,4 <sup>f</sup>	615,27 $\pm$ 176,7 <sup>fg</sup>
TDS (mg/l)	430,05 $\pm$ 83,8 <sup>aeg</sup>	191,36 $\pm$ 42,06 <sup>b</sup>	194,31 $\pm$ 62,9 <sup>bc</sup>	265,23 $\pm$ 70,5 <sup>bdfg</sup>	600,7 $\pm$ 92,4 <sup>e</sup>	339,2 $\pm$ 93,3 <sup>fg</sup>	331,96 $\pm$ 75,6 <sup>g</sup>
Trans.(cm)	14,16 $\pm$ 4,1 <sup>a</sup>	12,57 $\pm$ 3,7 <sup>a</sup>	8,35 $\pm$ 2,67 <sup>b</sup>	11,01 $\pm$ 3,74 <sup>ab</sup>	7,32 $\pm$ 2,40 <sup>bc</sup>	10,7 $\pm$ 3,56 <sup>ab</sup>	11,22 $\pm$ 3,78 <sup>ab</sup>
Turb.(NTU)	29,43 $\pm$ 16,3 <sup>a</sup>	61,34 $\pm$ 22,5 <sup>ab</sup>	114,27 $\pm$ 84,6 <sup>b</sup>	113,17 $\pm$ 75,1 <sup>bc</sup>	266,05 $\pm$ 82,7 <sup>d</sup>	113,59 $\pm$ 82,8 <sup>be</sup>	93,98 $\pm$ 61,1 <sup>bf</sup>
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	1,36 $\pm$ 0,33 <sup>accd</sup>	1,04 $\pm$ 0,26 <sup>a</sup>	1,25 $\pm$ 0,38 <sup>ae</sup>	1,26 $\pm$ 0,39 <sup>ae</sup>	6,29 $\pm$ 2,15 <sup>b</sup>	2,76 $\pm$ 2,03 <sup>be</sup>	3,19 $\pm$ 1,83 <sup>bd</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	0,74 $\pm$ 0,40 <sup>a</sup>	0,76 $\pm$ 0,40 <sup>a</sup>	0,67 $\pm$ 0,42 <sup>a</sup>	1,06 $\pm$ 0,31 <sup>ab</sup>	1,86 $\pm$ 0,83 <sup>b</sup>	1,64 $\pm$ 0,93 <sup>bc</sup>	1,88 $\pm$ 0,70 <sup>bd</sup>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	1,16 $\pm$ 0,36 <sup>abc</sup>	1,03 $\pm$ 0,26 <sup>ac</sup>	0,96 $\pm$ 0,34 <sup>a</sup>	0,94 $\pm$ 0,39 <sup>ac</sup>	1,83 $\pm$ 0,91 <sup>b</sup>	1,56 $\pm$ 0,76 <sup>bc</sup>	1,44 $\pm$ 0,68 <sup>ab</sup>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,03 $\pm$ 0,02 <sup>a</sup>	0,03 $\pm$ 0,01 <sup>ab</sup>	0,03 $\pm$ 0,02 <sup>ab</sup>	0,03 $\pm$ 0,02 <sup>ab</sup>	0,017 $\pm$ 0,01 <sup>ab</sup>	0,016 $\pm$ 0,01 <sup>b</sup>	0,037 $\pm$ 0,03 <sup>ab</sup>
Ntot.(mg/l)	2,56 $\pm$ 0,88 <sup>ab</sup>	2,03 $\pm$ 0,85 <sup>ab</sup>	1,97 $\pm$ 0,61 <sup>a</sup>	2,14 $\pm$ 0,52 <sup>ab</sup>	2,96 $\pm$ 1,02 <sup>b</sup>	2,6 $\pm$ 1,05 <sup>ab</sup>	2,65 $\pm$ 0,90 <sup>ab</sup>
Ptot.(mg/l)	1,56 $\pm$ 0,64 <sup>ad</sup>	1,27 $\pm$ 0,48 <sup>a</sup>	1,71 $\pm$ 0,95 <sup>acd</sup>	1,56 $\pm$ 0,64 <sup>ad</sup>	3,33 $\pm$ 1,06 <sup>b</sup>	2,47 $\pm$ 0,83 <sup>bc</sup>	2,31 $\pm$ 0,93 <sup>bd</sup>
Alc tot.(mg/l)	251,88 $\pm$ 92,4 <sup>af</sup>	150,31 $\pm$ 52,0 <sup>abc</sup>	137,33 $\pm$ 39,9 <sup>c</sup>	167,2 $\pm$ 81,1 <sup>acd</sup>	527,6 $\pm$ 78,9 <sup>e</sup>	254,66 $\pm$ 53,6 <sup>f</sup>	275,44 $\pm$ 78,3 <sup>fg</sup>
Dur tot.(mg/l)	232,72 $\pm$ 80,4 <sup>a</sup>	134,43 $\pm$ 54,5 <sup>bfg</sup>	106,5 $\pm$ 19,7 <sup>bc</sup>	145,5 $\pm$ 63,5 <sup>bdfg</sup>	237,2 $\pm$ 33,4 <sup>ae</sup>	183,33 $\pm$ 54,1 <sup>af</sup>	184,22 $\pm$ 48,1 <sup>ag</sup>
MES.(mg/l)	29,58 $\pm$ 13,2 <sup>a</sup>	75,83 $\pm$ 32,9 <sup>ab</sup>	229 $\pm$ 67,8 <sup>cf</sup>	164,4 $\pm$ 55,1 <sup>df</sup>	192,61 $\pm$ 47,0 <sup>ef</sup>	139,38 $\pm$ 64,3 <sup>bf</sup>	144,5 $\pm$ 58,1 <sup>fbg</sup>
DCO mgO <sub>2</sub> /l)	42,94 $\pm$ 24,2 <sup>a</sup>	75,93 $\pm$ 33,9 <sup>ab</sup>	116,55 $\pm$ 53,6 <sup>bf</sup>	120,05 $\pm$ 97,2 <sup>bcf</sup>	279,61 $\pm$ 63,3 <sup>d</sup>	139,5 $\pm$ 68,8 <sup>be</sup>	155,5 $\pm$ 54,2 <sup>def</sup>
DBO5 mgO <sub>2</sub> /l)	21,94 $\pm$ 11,1 <sup>a</sup>	37,62 $\pm$ 16,1 <sup>ab</sup>	58,88 $\pm$ 26,3 <sup>bde</sup>	59,72 $\pm$ 46,6 <sup>bd</sup>	139,16 $\pm$ 31,6 <sup>c</sup>	71,66 $\pm$ 37,6 <sup>bd</sup>	78,61 $\pm$ 29,1 <sup>cde</sup>
Chl-a ( $\mu$ g/l)	2,38 $\pm$ 1,09 <sup>acgf</sup>	0,22 $\pm$ 0,08 <sup>b</sup>	1,12 $\pm$ 0,36 <sup>abc</sup>	2,98 $\pm$ 0,97 <sup>acdfg</sup>	7,67 $\pm$ 2,78 <sup>e</sup>	4,47 $\pm$ 1,64 <sup>ef</sup>	4,06 $\pm$ 1,51 <sup>eg</sup>
Cu (mg/l)	0,078 $\pm$ 0,17 <sup>a</sup>	0,025 $\pm$ 0,04 <sup>a</sup>	0,09 $\pm$ 0,12 <sup>a</sup>	0,075 $\pm$ 0,11 <sup>a</sup>	0,067 $\pm$ 0,14 <sup>a</sup>	0,036 $\pm$ 0,04 <sup>a</sup>	0,064 $\pm$ 0,11 <sup>a</sup>

Les valeurs de la même ligne n'ayant aucune lettre commune sont significativement différentes  $p < (0,05)$ . Trans = transparence ; CE = conductivité électrique ; Turb = turbidité ; ox dis = oxygène dissous ; Chl-a = chlorophylle-a ; MES = matières en suspension ; DCO = demande chimique en oxygène, DBO5 = demande biochimique en oxygène

### Composition spécifique du zooplancton

Trente-six (36) espèces zooplanctoniques dont 30 rotifères, 2 cladocères et 4 copépodes ont été inventoriées dans la rivière Kinyankonge. De par leur forme, les nauplii ont été considérés parmi les copépodes. Les 36 espèces appartiennent à 12 familles dont celle des Brachionidae qui comptent 13 espèces est la plus représentée (Tableau 2) suivies des Cyclopidae et Filinidae (comptant 4 espèces chacune).

La station S2 a été la plus diversifiée avec 34 espèces dont 28 rotifères, 2 cladocères et 4 copépodes tandis que la station S3 a été la moins diversifiée avec 24 espèces dont 20 rotifères et 4 copépodes. Par ailleurs, 18 espèces zooplanctoniques dont 15 rotifères et 3 copépodes ont été identifiées à toutes les stations. Il s'agit d'*Anuraeopsis fissa*, *Asplanchna priodonta*, *Asplanchna sp*, *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus bidentatus*, *Cephalodella gibba*, *Filina terminalis*, *Lecane bulla*, *Lecane luna*, *Lepadella*



*patella*, *Philodina* sp. *Polyarthra* sp, *Polyarthra vulgaris*, *Rotaria* sp, *Nauplii*, *Tropocyclops* sp. et *Microcyclops* sp.

Tableau 2. Abondances relatives (et moyenne  $\pm$  écart-type des abondances) des espèces zooplanctoniques aux différentes stations, comparaison multiple avec le test de Kruskal-Wallis à  $p = 0,05$

Groupes	Familles	Espèces	st1	st2	st3	st4	st5	st6	st7	Moy. $\pm$ E.T.
	Brachionidae	<i>Anuraeopsis fissa</i>	1,02 <sup>a</sup>	0,04 <sup>a</sup>	0,82 <sup>a</sup>	0,44 <sup>a</sup>	0,03 <sup>a</sup>	0,30 <sup>a</sup>	0,72 <sup>a</sup>	0,93 $\pm$ 0,65
	Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	1,25 <sup>a</sup>	12,82 <sup>a</sup>	0,43 <sup>a</sup>	12,09 <sup>a</sup>	0,13 <sup>a</sup>	0,56 <sup>a</sup>	0,55 <sup>a</sup>	21,88 $\pm$ 40,95
	Asplanchnidae	<i>Asplanchna priodonta</i>	2,53 <sup>a</sup>	1,39 <sup>a</sup>	8,92 <sup>a</sup>	3,04 <sup>a</sup>	0,62 <sup>a</sup>	2,17 <sup>a</sup>	3,05 <sup>a</sup>	7,02 $\pm$ 2,76
	Asplanchnidae	<i>Asplanchnopus multiceps</i>	-	0,06 <sup>a</sup>	-	0,06 <sup>a</sup>	0,05 <sup>a</sup>	-	-	0,11 $\pm$ 0,20
	Brachionidae	<i>Brachionus angularis</i>	3,55 <sup>a</sup>	1,04 <sup>a</sup>	5,86 <sup>a</sup>	3,44 <sup>a</sup>	8,84 <sup>b</sup>	7,72 <sup>a</sup>	8,79 <sup>a</sup>	24,92 $\pm$ 39,16
	Brachionidae	<i>Brachionus bidentatus</i>	1,61 <sup>a</sup>	2,09 <sup>a</sup>	0,49 <sup>a</sup>	5,47 <sup>a</sup>	0,07 <sup>a</sup>	1,48 <sup>a</sup>	0,71 <sup>a</sup>	6,23 $\pm$ 7,63
	Brachionidae	<i>Brachionus calyciflorus</i>	0,91 <sup>ae</sup>	0,58 <sup>ae</sup>	1,03 <sup>e</sup>	4,14 <sup>a</sup>	40,18 <sup>b</sup>	46,07 <sup>abc</sup>	21,91 <sup>abd</sup>	96,46 $\pm$ 188,02
	Brachionidae	<i>Brachionus falcatus</i>	0,10 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	-	0,25 <sup>a</sup>	-	0,04 <sup>a</sup>	0,06 <sup>a</sup>	0,18 $\pm$ 0,27
	Brachionidae	<i>Brachionus patulus</i>	1,44 <sup>acde</sup>	1,50 <sup>e</sup>	0,61 <sup>b</sup>	0,87 <sup>ace</sup>	-	0,85 <sup>bc</sup>	1,26 <sup>bcd</sup>	3,25 $\pm$ 4,39
	Brachionidae	<i>Brachionus plicatilis</i>	0,30 <sup>a</sup>	0,32 <sup>a</sup>	-	0,45 <sup>a</sup>	0,04 <sup>a</sup>	0,22 <sup>a</sup>	0,10 <sup>a</sup>	0,77 $\pm$ 0,99
	Brachionidae	<i>Brachionus quadridentatus</i>	1,56 <sup>ab</sup>	17,72 <sup>b</sup>	1,43 <sup>ab</sup>	4,71 <sup>ab</sup>	-	0,21 <sup>ab</sup>	0,55 <sup>ac</sup>	24,47 $\pm$ 56,31
	Notommatidae	<i>Cephalodella gibba</i>	9,44 <sup>a</sup>	1,36 <sup>a</sup>	14,75 <sup>a</sup>	5,64 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	2,93 <sup>a</sup>	6,21 <sup>a</sup>	10,46 $\pm$ 6,54
	Notommatidae	<i>Cephalodella</i> sp.	0,31 <sup>a</sup>	2,14 <sup>a</sup>	2,09 <sup>a</sup>	-	-	0,14 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	2,92 $\pm$ 6,79
	Filinidae	<i>Filina grandis</i>	-	-	-	-	0,06 <sup>a</sup>	-	-	0,11 $\pm$ 0,30
	Filinidae	<i>Filina</i> sp.	0,24 <sup>a</sup>	0,63 <sup>a</sup>	-	2,89 <sup>a</sup>	44,95 <sup>a</sup>	0,19 <sup>a</sup>	0,63 <sup>a</sup>	4,80 $\pm$ 6,51
	Filinidae	<i>Filina saltator</i>	-	0,06 <sup>a</sup>	-	-	0,08 <sup>a</sup>	0,25 <sup>a</sup>	0,10 <sup>a</sup>	0,32 $\pm$ 0,39
Rotifères	Filinidae	<i>Filina terminalis</i>	3,46 <sup>abcd</sup>	5,47 <sup>acd</sup>	1,08 <sup>b</sup>	12,60 <sup>cd</sup>	11,28 <sup>d</sup>	7,89 <sup>abcd</sup>	8,53 <sup>abd</sup>	38,37 $\pm$ 49,58
	Hexarthridae	<i>Hexarthra</i> sp.	-	0,07 <sup>a</sup>	-	0,25 <sup>a</sup>	0,16 <sup>a</sup>	0,08 <sup>a</sup>	0,09 <sup>a</sup>	0,54 $\pm$ 0,74
	Brachionidae	<i>Keratella tropica</i>	0,15 <sup>a</sup>	0,39 <sup>a</sup>	0,35 <sup>a</sup>	0,37 <sup>a</sup>	-	0,36 <sup>a</sup>	0,77 <sup>a</sup>	0,99 $\pm$ 1,13
	Brachionidae	<i>Keratella quadrata</i>	-	0,04 <sup>a</sup>	-	0,01 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	-	0,06 $\pm$ 0,14
	Brachionidae	<i>Keratella tecta</i>	-	0,01 <sup>a</sup>	2,03 <sup>a</sup>	0,03 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	0,04 <sup>a</sup>	-	0,20 $\pm$ 0,43
	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	18,57 <sup>a</sup>	2,50 <sup>a</sup>	9,17 <sup>b</sup>	10,75 <sup>a</sup>	0,40 <sup>bc</sup>	4,51 <sup>ab</sup>	7,96 <sup>ab</sup>	17,96 $\pm$ 13,44
	Lecanidae	<i>Lecane luna</i>	15,58 <sup>a</sup>	1,30 <sup>a</sup>	3,23 <sup>bc</sup>	4,49 <sup>a</sup>	0,02 <sup>c</sup>	2,16 <sup>ab</sup>	6,63 <sup>ab</sup>	10,62 $\pm$ 10,86
	Brachionidae	<i>Lepadella patella</i>	6,32 <sup>a</sup>	0,89 <sup>a</sup>	4,64 <sup>a</sup>	1,61 <sup>a</sup>	0,07 <sup>a</sup>	1,26 <sup>a</sup>	1,94 <sup>a</sup>	5,02 $\pm$ 4,18
	Philodinidae	<i>Philodina</i> sp.	1,24 <sup>ab</sup>	2,45 <sup>a</sup>	11,43 <sup>ab</sup>	2,40 <sup>a</sup>	0,11 <sup>b</sup>	3,36 <sup>ab</sup>	4,67 <sup>a</sup>	7,67 $\pm$ 6,37
	Brachionidae	<i>Platylas quadricornis</i>	0,32 <sup>a</sup>	0,09 <sup>a</sup>	-	0,23 <sup>a</sup>	-	0,20 <sup>a</sup>	0,29 <sup>a</sup>	0,43 $\pm$ 0,32
	Synchaetidae	<i>Polyarthra</i> sp.	1,00 <sup>a</sup>	0,84 <sup>a</sup>	2,37 <sup>a</sup>	0,84 <sup>a</sup>	0,01 <sup>a</sup>	0,93 <sup>a</sup>	0,69 <sup>a</sup>	2,36 $\pm$ 2,29
	Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i>	4,71 <sup>a</sup>	20,67 <sup>a</sup>	0,10 <sup>bc</sup>	9,43 <sup>a</sup>	0,04 <sup>cde</sup>	2,71 <sup>ad</sup>	3,52 <sup>ae</sup>	32,51 $\pm$ 64,42
	Philodinidae	<i>Rotaria</i> sp.	10,59 <sup>a</sup>	4,95 <sup>a</sup>	19,18 <sup>ab</sup>	4,26 <sup>ab</sup>	0,54 <sup>b</sup>	7,77 <sup>ab</sup>	10,85 <sup>ab</sup>	18,55 $\pm$ 11,6
	Scaridiidae	<i>Scaridium longicaudum</i>	0,05 <sup>a</sup>	-	-	0,03 <sup>a</sup>	-	0,05 <sup>a</sup>	0,06 <sup>a</sup>	0,05 $\pm$ 0,06

	Cyclopidae	<i>Mésocyclops sp.</i>	0,01 <sup>a</sup>	1,58 <sup>a</sup>	0,26 <sup>a</sup>	1,68 <sup>a</sup>	6,68 <sup>a</sup>	-	0,54 <sup>a</sup>	15,0±31,45
Copépodes	Cyclopidae	<i>Microcyclops sp.</i>	0,44 <sup>a</sup>	0,61 <sup>a</sup>	4,61 <sup>a</sup>	0,84 <sup>a</sup>	22,82 <sup>a</sup>	0,21 <sup>a</sup>	0,57 <sup>a</sup>	43,51±109,5
	Cyclopidae	<i>Nauplii</i>	11,02 <sup>a</sup>	6,30 <sup>a</sup>	3,62 <sup>b</sup>	5,44 <sup>a</sup>	5,30 <sup>a</sup>	3,81 <sup>ab</sup>	5,53 <sup>ab</sup>	25,79±25,2
	Cyclopidae	<i>Tropocyclops sp.</i>	0,75 <sup>ab</sup>	0,41 <sup>ab</sup>	1,49 <sup>a</sup>	0,70 <sup>ab</sup>	0,51 <sup>b</sup>	1,12 <sup>ab</sup>	1,65 <sup>ab</sup>	2,81±1,85
Cladocères	Moinidae	<i>Moina sp.</i>	1,08 <sup>a</sup>	0,68 <sup>a</sup>	-	0,51 <sup>a</sup>	0,65 <sup>a</sup>	0,39 <sup>a</sup>	0,96 <sup>a</sup>	2,89±3,02
	Chydoridae	<i>Alonella sp.</i>	0,47 <sup>a</sup>	9,00 <sup>a</sup>	-	0,04 <sup>a</sup>	-	0,02 <sup>a</sup>	0,09 <sup>a</sup>	0,23±0,35

Les valeurs de la même ligne n'ayant aucune lettre commune sont significativement différentes  $p < (0,05)$ .

#### Abondance et variation du zooplancton

Les rotifères ont représenté 79,03 % du peuplement zooplanctonique exploré. Ils ont ainsi été le groupe le plus abondant suivis successivement des copépodes (20,23 %) et des cladocères (0,72 %) (Figure 2). Le peuplement zooplanctonique a été dominé par *Brachionus calyciflorus* qui représente à elle seule 22,40 % du zooplancton total relevé dans la rivière suivie successivement de *Microcyclops sp* (10,10 %), *Filina terminalis* (8,91 %), *Polyarthra vulgaris* (7,55%), *Nauplii* (5,99 %), *Brachionus angularis* (5,78%), *Brachionus quadridentatus* (5,68%), *Asplanchna sp* (5,08 %), *Rotaria sp* (4,31%), *Lecane bulla* (4,17 %) et *Mésocyclops sp* (3,48 %). Hormis ces 11 espèces qui ont contribué pour 83,49 %, le reste des espèces zooplanctoniques représente 16,51 % du zooplancton total.

Le test de Kruskal-Wallis avec test de comparaison multiple réalisé sur la base des abondances des espèces zooplanctoniques montre qu'il y a une variation significative dans l'espace ( $p < 0,05$ ) pour les espèces dominantes *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Filina terminalis*, *Lecane bulla*, *Nauplii*, *Polyarthra vulgaris*, *Brachionus quadridentatus* et *Lecane luna*. Pour les espèces telles que *Microcyclops sp*, *Asplanchna sp* et *Mésocyclops sp* bien qu'ayant présenté des abondances élevées, la variation spatiale de leur abondance n'a pas été significative ( $p > 0,05$ ) (Tableau 2).

Les rotifères sont les plus représentés dans toutes les stations et tous les mois aussi bien pour la richesse spécifique que pour l'abondance (Figure 2). Une exception est observée au mois de mai 2017 où les copépodes ont été plus abondants. Les cladocères n'ont pas été abondants aussi bien dans l'espace que dans le temps. Ils sont demeurés faiblement abondants durant toute la période d'étude.

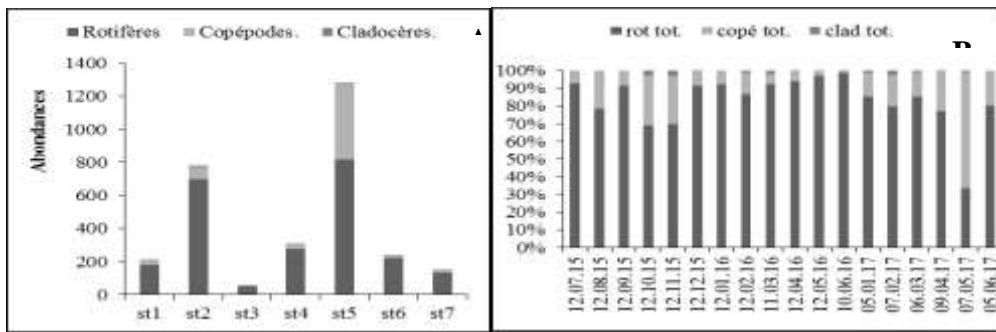


Figure 2. (A) Variation spatiale de l'abondance des rotifères, des copépodes et des cladocères, (B) variation temporelle de l'abondance des rotifères, des copépodes et des cladocères

*Indices de diversité de Shannon-Weaver et l'indice d'équitabilité de Piélou*

La variation spatiale des indices de diversité de Shannon-Weaver et de Piélou est présentée (Tableau 3). La valeur la plus basse de l'indice de Shannon-Weaver a été notée à la station S5 et la plus grande à la station S2. Quant à l'indice d'équitabilité de Piélou, la valeur la plus basse a été enregistrée à la station S5 et la plus élevée à la station S3.

Pour la variation temporelle, le mois de février 2016 a été caractérisé par la valeur la plus élevée de l'indice de Shannon-Weaver et le mois de juillet 2015, la plus basse valeur. La valeur la plus basse de l'indice d'équitabilité de Piélou a été enregistrée au mois de septembre 2015 et la plus élevée en novembre 2015 (Tableau 4).

Tableau 3. Variation spatiale des indices de Shannon-Weaver et Piélou

Stations	st1	st2	st3	st4	st5	st6	st7
H'(bit/ind)	3,14	3,30	2,58	3,18	2,21	2,85	2,90
J	0,78	0,79	0,82	0,79	0,65	0,74	0,75

Tableau 4. Variation temporelle des indices de diversité de Shannon-Weaver et de Piélou

Mois	Juil-15	Août-15	Sept-15	Oct-15	Nov-15	Déc-15
H'(bit/ind)	2,01	2,49	2,13	3,05	3,38	3,09
J	0,67	0,76	0,59	0,80	0,89	0,81

Tableau 4. Variation temporelle des indices de diversité de Shannon-Weaver et de Piélu (suite)

Mois	Janv-16	Févr-16	Mars-16	Avr-16	Mai-16	Juin-16
H'(bit/ind)	3,05	3,64	3,43	3,13	2,82	2,47
J	0,83	0,88	0,85	0,77	0,73	0,64

Tableau 4. Variation temporelle des indices de diversité de Shannon-Weaver et de Piélu (suite et fin)

Mois	Janv-17	Févr-17	Mars-17	Avr-17	Mai-17	Juin-17
H'(bit/ind)	3,39	2,47	2,77	3,01	2,56	2,63
J	0,86	0,71	0,75	0,79	0,66	0,69

### Corrélation des variables environnementales avec la distribution du zooplancton

Les résultats de la RDA montrent que la corrélation entre les facteurs environnementaux et les espèces zooplanctoniques peut principalement être expliquée par les deux premiers axes cumulant 67,12 % de la variance totale (Figure 3). L'oxygène dissous, la transparence, le pH et la chlorophylle-a influencent significativement la distribution des organismes zooplanctoniques dans la rivière Kinyankonge ( $p < 0,05$ ). Les TDS et N total, même s'ils ont été sélectionnés par les deux axes, n'influencent pas significativement la distribution du zooplancton dans la rivière ( $p > 0,05$ ) (Tableau 5). Par ailleurs, il y a une corrélation entre les TDS, le pH et la chlorophylle-a tandis que N total est faiblement corrélé aux TDS et à la chlorophylle-a. L'ordination a montré qu'il y a une corrélation positive entre *C. gibba* et l'oxygène dissous. Par contre, *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *F. grandis*, *F. saltator*, *F. terminalis*, *M. sp*, *Mésocyclops sp* et *Tropocyclops sp* sont corrélés négativement avec la teneur en oxygène dissous. La transparence est corrélée positivement à *Alonella sp*, *C. gibba*, *L. luna*, *L. bulla*, *L. patella* et *P. quadricornis*. Quant au pH, il est corrélé positivement à *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *F. grandis*, *F. saltator*, *F. terminalis*, *Microcyclops sp*, *Hexarthra sp*, *Mésocyclops sp* et *Tropocyclops sp* et négativement à *C. gibba*. La chlorophylle-a est corrélée positivement aux espèces telles que *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *F. grandis* et *Microcyclops sp*.

Tableau 5. Résultats de la RDA, analyse contrainte et effets de termes simples

Name	pH	PO <sub>4</sub>	DCO	DBO <sub>5</sub>	Turb.	Ox	Ptot	Alc	Chl	NO <sub>3</sub>	Trans.	TDS	Ntot
Expl. %	31,1	36,6	36,2	36,1	36	35,8	34,2	34,1	32,7	30,1	28,7	27,3	26,1
Pseud.F	3	2,9	2,8	2,8	2,8	2,8	2,6	2,6	2,4	2,2	2	1,9	1,8
P-value	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00	0,01	0,04	0,02	0,02	0,03	0,09	0,05

Expl. % = explique %, Pseud.F = Pseudo F

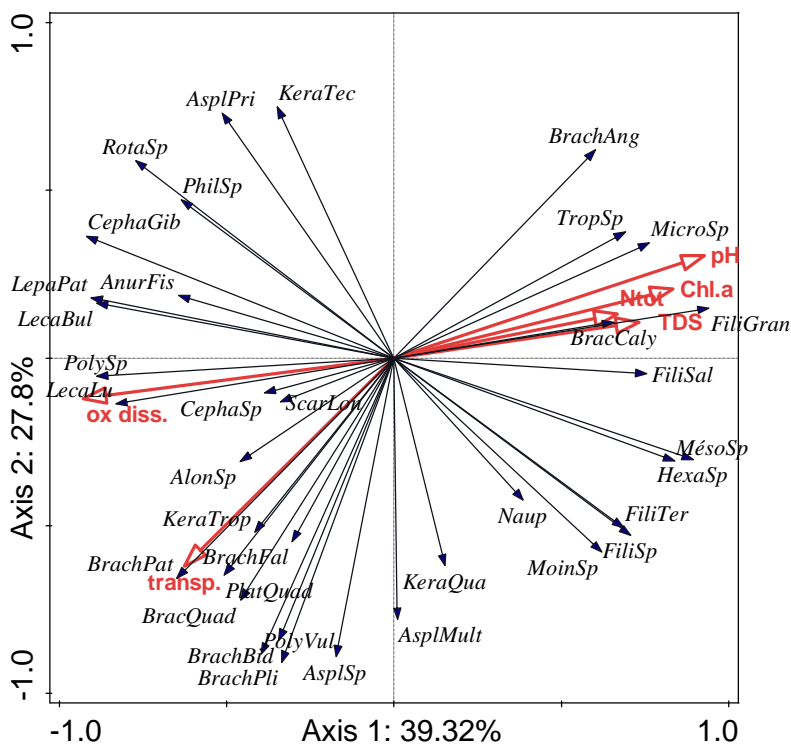


Figure 3. Analyse de redondance (RDA) montrant les corrélations entre les variables environnementales et les variables biotiques de la rivière Kinyankonge.

## DISCUSSION

### *Caractéristiques physico-chimiques*

Les paramètres physico-chimiques des eaux de la rivière Kinyankonge ont varié d'une station à l'autre et au cours du temps. La température n'a pas connu de fortes variations. Ceci est dû au fait que les stations sont très rapprochées les unes des autres. Une observation similaire a été notée par d'autres auteurs dans les régions tropicales chaudes où les températures varient de 25 à 30°C (Villanueva, 2004 ; Kouassi, 2005 ; Konan *et al.*, 2008). Le pH de la rivière Kinyankonge est compris entre 7 et 10, avec la valeur la plus élevée (9,42) notée à la station S5 indiquant que la STEP de Buterere déverse des eaux alcalines dans la rivière. La gamme alcaline des eaux de la rivière Kinyankonge indique une nature productive favorable à une bonne croissance du zooplancton (Adhikari, 2003 ; Wanganeo & Wanganeo, 2006 ; Santos *et al.*, 2007). Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées pour les eaux de la rivière Kinyankonge sont très élevées par rapport à celles obtenues dans d'autres cours d'eau périurbains d'Afrique centrale et de l'Ouest (Imoobe & Adeyinka, 2009 ; Gueade *et al.*, 2009 ; Foto Menbohan *et al.*, 2012 ; Foto Menbohan *et al.*, 2013). Les eaux des stations S1, S4, S5, S6 et S7 ont une conductivité électrique supérieure à 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et sont ainsi fortement

minéralisées selon la classification de Mpawenayo & Niyondiko (2013). Ces résultats sont conformes à ceux notés pour la rivière Muha traversant la ville de Bujumbura (Mpawenayo & Niyondiko, 2013).

Contrairement à l'oxygène dissous dont la teneur est faible à la station S5, les valeurs de la majorité des autres variables (orthophosphates, phosphore total, conductivité électrique, pH, turbidité, alcalinité totale, dureté totale, nitrates, la chlorophylle-a, DCO, DBO<sub>5</sub> et TDS) sont plus élevées à cette station comparativement aux autres. Cette augmentation résulte des effluents en provenance de la station d'épuration de Buterere. Ils sont amenés par les conduites émanant des ménages raccordés au réseau d'égouttage. La présence de ces rejets organiques dans cette rivière influence aussi la transparence des eaux de la rivière qui est faible (inférieure à 20 cm) en raison en outre de sa faible profondeur.

#### *Caractéristiques biologiques*

Trente-six espèces zooplanctoniques dont 30 rotifères, 2 cladocères et 4 copépodes ont été inventoriées dans la rivière Kinyankonge au cours de cette étude. L'abondance des rotifères est vraisemblablement due au fait qu'ils ont un grand pouvoir de reproduction surtout lorsque les conditions de vie sont favorables comme la présence du phytoplancton à brouter (Sarma & Nandini, 2001). Cette tendance est conforme à celle rapportée sur d'autres rivières situées en milieu tropical telle la rivière Paranapanema et réservoir du Brésil (Nogueira, 2001; Branco *et al.*, 2002). De plus, le caractère opportuniste des rotifères leur permet de mieux résister aux variations environnementales. Ils s'adaptent mieux au milieu pollué et leur cycle de reproduction est court, ce qui compense largement leur fécondité relativement faible (Hamaidi *et al.*, 2008). Des résultats similaires montrant une dominance des rotifères du point de vue de la richesse spécifique et abondance ont été rapportés par d'autres auteurs (Gbemisola & Akin, 2003) sur les rivières Ogunpa et Ona au Nigéria ; Monney *et al.* (2016) dans quatre rivières Ehania, Bodoua, Boulo 1 et Boulo 2 situées dans le Sud-Est de la Côte d'Ivoire en Afrique de l'Ouest; Onana *et al.* (2014) dans le ruisseau de Kondi (Douala au Cameroun) ; Wu *et al.* (2017) sur la rivière Nanfei en Chine. Tous ces auteurs s'accordent de dire que le régime alimentaire des rotifères, leur mode de reproduction parthénogénétique et l'absence de prédateurs leur permettent d'être abondants dans les milieux aquatiques de plus que les cladocères et les copépodes.

Les valeurs d'abondance les plus élevées des groupes zooplanctoniques et les richesses spécifiques les plus importantes ont été enregistrées pendant la période sèche surtout au mois de juin. Cette même saison est marquée par un plus grand nombre d'espèces de rotifères coïncidant avec des concentrations élevées en chlorophylle-a témoins d'une biomasse algale importante. Des résultats similaires qui mettent en évidence l'importance du phytoplancton sur la croissance et la prolifération du zooplancton en particulier les rotifères ont été notés par d'autres auteurs (Li *et al.*, 2014 ; Liu *et al.*, 2015) sur la rivière

Nanfei en chine. Ces auteurs soulignent que la disponibilité des ressources nutritives est un facteur qui favorise la prolifération du zooplancton.

Le genre *Brachionus* est le plus représenté avec sept espèces (*B. angularis*, *B. bidentatus*, *B. calyciflorus*, *B. falcatus*, *B. patulus*, *B. plicatilis*, *B. quadridentatus*). Selon Branco *et al.* (2002), *B. calyciflorus* est fréquemment rencontrée dans les eaux tropicales qui sont plus eutrophes que celles des régions tempérées (Lewis, 2000). Une relation a pu être établie entre l'effectif élevé du genre *Brachionus* et un niveau trophique élevé (Branco *et al.*, 2002). La présence des espèces de ce genre indiquerait également l'origine domestique de la pollution (Fernando, 1994). Pour la présente étude, les activités anthropiques caractérisées par des déversements des eaux usées domestiques sont à l'origine de l'augmentation de certains paramètres relevés dans la rivière Kinyankonge et qui ont favorisé le développement des espèces du genre *Brachionus*.

La station S5 favorise le développement de certaines espèces zooplanctoniques qui supportent les milieux chargés en matières organiques. Ainsi la présence de *B. calyciflorus* est liée à la concentration de la chlorophylle-a qui augmente lorsque le milieu est enrichi en nutriments (Becher *et al.*, 2000). De plus, elle est présente à toutes les stations échantillonnées en raison de la température des eaux qui se situe dans sa gamme de tolérance de 15 à 31°C (Arimoro, 2006). Pour la présente étude, elle a été trouvée dans cette fourchette. *B. calyciflorus* est une espèce tolérant une faible teneur en oxygène dissous et un pH compris entre 7 à 9 et une charge élevée en matières organiques (OBrien & De Noyelles, 1972; Sladeczek, 1983 ; Seamann *et al.*, 1986 ; Güher *et al.*, 2011). Cette espèce est également trouvée tout au long de la période d'étude dans la rivière. *B. angularis* et *B. calyciflorus* sont indiquées comme espèces préférant les milieux alcalins (Sukumaran & Das, 2004). D'autres études ont confirmé la dominance des rotifères comme *Keratella quadrata* et *Brachionus angularis* dans les systèmes eutrophes (Baião & Boavida, 2005 ; Baloch *et al.*, 2005 ; Geng *et al.*, 2005). De plus, l'étude a montré que les espèces *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis*, *Filina terminalis* et *Filina grandis* pouvaient se développer dans les eaux riches en phytoplancton dont ils se nourrissent.

#### *Relation entre le zooplancton et les variables environnementales*

Certaines variables telles que le pH, l'oxygène dissous, la transparence et la chlorophylle-a ont influencé significativement la distribution des espèces zooplanctoniques dans la rivière Kinyankonge. Tout comme les autres êtres vivants aérobies, le zooplancton a besoin de l'oxygène pour assurer les processus respiratoires et par conséquent les réactions métaboliques. C'est pourquoi l'abondance de la plupart des espèces zooplanctoniques recensées dans cette étude est corrélée positivement avec la teneur en oxygène dissous. Une observation similaire a été rapportée par Joyanta *et al.* (2015) dans les systèmes hydrographiques des Sundarbans Mangrove.

Les composés azotés et phosphorés sont considérés comme des nutriments essentiels pour la production primaire (Ravindra *et al.*, 2003). La légère augmentation des phosphates et des nitrates dans les eaux contribuent à l'augmentation de la concentration de la chlorophylle-a qui est en rapport avec la biomasse du phytoplancton (Becher *et al.*, 2000). C'est ce qui justifie, surtout à la station S5, l'abondance importante des espèces zooplanctoniques identifiées. Ainsi, certains paramètres ont un effet positif sur la reproduction, la croissance et l'abondance du zooplancton dans le système aquatique, tandis que d'autres affectent négativement leur abondance dans ce système.

Les espèces telles que *A. priodonta*, *Rotaria sp.*, *Philodina sp.*, *Anuraeopsis fissa*, *Keratella tecta* semblent n'être significativement associées à aucune variable environnementale, mais en principe elles sont faiblement corrélées à la transparence et à l'oxygène dissous. D'autres espèces comme *Keratella quadrata*, *Nauplii*, *Asplanchnopus Multiceps* et *Moina sp* ne sont corrélées à aucun paramètre physico-chimique et amène donc à conclure que leur développement serait sous la dépendance d'autres facteurs non explorés.

L'indice de Pielou le plus élevé enregistré à la station S3 révèle que cette station renferme une communauté avec des individus qui sont bien équitablement répartis au sein des différentes espèces. Quant à l'indice de Shannon Weaver, le plus élevé enregistré au mois de février 2016, indique que beaucoup d'espèces ont été identifiées à cette période et le plus bas noté au mois de juillet 2015 montre que durant cette période, très peu d'espèces ont été identifiées. Les faibles valeurs de l'indice de Shannon-Weaver et de Pielou enregistrées à la station S5 indiquent qu'il existe des espèces qui sont prépondérantes telles que *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis* et *Filina terminalis*. D'après MDDEFP (2013) l'indice de Pielou est faible lorsqu'une ou quelques espèces ont une abondance relative très élevée.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver peut aussi être utilisé pour apprécier la pollution des eaux d'une rivière. Selon Simboura & Zenetos (2002), si cet indice est compris entre 1,5 et 3, l'eau est d'un état écologique médiocre et est classée dans la catégorie des eaux fortement polluées, si cet indice est supérieur à 3 les eaux sont modérément polluées et favorisent le développement et la diversité zooplanctonique. Selon ces mêmes auteurs, les stations S1, S2 et S4 sont moyennement polluées et les stations S3, S5, S6 et S7 sont de forte pollution. Ces résultats confirment les observations rapportées par Buhungu *et al.* (2017 ; 2018) sur les eaux de la rivière Kinyankonge.

Les indices de diversité ont révélé que les espèces zooplanctoniques rencontrées à ces stations supportent des eaux fortement polluées et pourraient être considérées comme bioindicatrices de pollution. Shinde *et al.* (2012) avaient montré sur les eaux du barrage en Inde que les eaux dont l'indice de diversité zooplanctonique est bas, sont sous la menace de pollution due aux activités anthropiques.



## CONCLUSION

Les analyses physico-chimiques effectuées sur la rivière Kinyankonge ont révélé que ses eaux présentent une pollution de nature organique due aux rejets des eaux usées domestiques provenant des habitations localisées le long de cette rivière. La composition taxonomique du zooplancton montre que ce sont essentiellement les espèces qui supportent les milieux pollués par les matières organiques qui prolifèrent abondamment dans cette rivière. Cependant, l'oxygène dissous, la transparence, le pH et la chlorophylle-a sont les variables environnementales qui influencent significativement la diversité et l'abondance des peuplements zooplanctoniques dans la rivière Kinyankonge.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Gouvernement du Burundi à travers son programme de Bourses d'études et stages pour avoir financé cette recherche.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABATZOPOULOS T. J., BEARDMORE J. A., CLEGG J. S. & SORGELOOS P. 2002. *Artemia* : Basic and Applied Biology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 286 p.
- ADHIKARI S. 2003. Fertilization, soil and water quality management in small-scale ponds. *Aquaculture Asia*, 8 : 11-13.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association Inc., New York, USA, 541 p.
- ARIMORO F. O. 2006. Culture of the freshwater rotifer, *Brachionus calyciflorus*, and its application in fish larviculture technology. *Afr. J. Biotech.* 5 : 536-541.
- BALÃO C. & BOAVIDA M. J. 2005. Rotifers of Portuguese reservoirs in River Tejo catchment: relations with trophic state. *Limnetica*, 24 : 103-114.
- BALOCH W. A., JAFRI S. I. H. & SOOMRO A. N. 2005. Spring zooplankton composition of Rawal Lake Islamabad. *Sindh Univ. Res. Jour.* 37 : 41-46.
- BECHER K. D., SCHNOEBELEN D. J. & AKERS K. B. 2000. Nutrient discharged to the Mississippi River from Eastern Iowa Watersheds, 1996- 1997. *J. Am. Wat. Res. Ass.* 36 : 161- 173.
- BRANCO C. W. C., ROCHA M. I. A., PINTO G. F. S., GOMARA G. A. & DE FILIPPO R. 2002. Limnological features of funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes and Reserv. Res. and Manage.* 7 : 87-92.
- BRUMMETT R.E. 2000. Food organism availability and resource partitioning in organically and inorganically fertilized *Tilapia rendalli* ponds. *Aquaculture*, 183 : 51-71.
- BUHUNGU S., HOUSSOU A. M., MONTCHOWUI E., NTAKIMAZI G., VASEL J. L. & NDIKUMANA T. 2017. Etablissement du pollutogramme et de l'hydrogramme de la rivière Kinyankonge, Burundi. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 11 : 1386-1399.
- BUHUNGU S., MONTCHOWUI E., BARANKANIRA E., SIBOMANA C., NTAKIMAZI G. & BONOU C. A., 2018. Caractérisation spatio-temporelle de la qualité de l'eau de la rivière Kinyankonge, affluent du Lac Tanganyika, Burundi. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 12 : 576-595.
- DE BEAUCHAMP P. 1965. Classe des Rotifères : 1225-1379. *In* : P.P. Grassé (eds.), *Traité de zoologie*, Paris IV.
- DE MANNUEL J. 2000. The rotifers of Spanish reservoirs: ecological, systematical and zoogeographical remarks. *Limnetica*, 19 : 91-167.

- DHERT P. H., ROMBAUT G., SUANTIKA G. & SORGELOOS P. 2001. Advancement of rotifer culture and manipulation techniques in Europe. *Aquaculture*, 200 : 129-146.
- DUSSART B.H. & DEFAYE D. 2001. Copepoda. Introduction to the Copepoda: 1–344. *In*: Dumont H.J.F. (eds.). Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Backhuys Publishers, Leiden.
- FERNANDO CH. 1994. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwater: 105-123. *In*: Dumont H.J.; Green J. & Masundire M. (eds.). Studies on the ecology of tropical zooplankton. Springer, Netherlands.
- FOTO MENBOHAN S., Koji E., AJEAGAH GIDEON A., BILONG NILONG C. F. & NJINÉ T. 2012. Impact of dam construction on the diversity of benthic macroinvertebrates community in a periurban stream in Cameroon. *Int. J. Biosci.* 2 : 137 – 145.
- FOTO MENBOHAN S., TCHAKONTE S., AJEAGAH G., ZEBAZE TOGOUET S. H., BILONG BILONG C. F. & NJINE T. 2013. Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a periurban stream (Cameroon). *Int. J. Biotech.* 2 : 91-104.
- FRONTIER S. & PICHOD-VIALE D. 1993. « Ecosystèmes, structures, fonctionnement, évolution ». Elsevier Masson, Paris, France, 447 p.
- GBEMISOLA A. & AKIN O. 2003. Zooplankton associations and environmental factors in Ogunpa and Ona rivers, Nigeria. *Rev. Biol. Trop.* 51 : 391-398.
- GENG H., XIE P., DENG D. & ZHOU Q. 2005. The rotifer assemblage in a shallow, eutrophic Chinese lake and its relationships with cyanobacterial blooms and crustacean zooplankton. *J. Fresh. Ecol.* 20 : 93–100.
- GRAY L. J., MARTHA L. F. & INGRAFFEA A. R. 1990. Hypersingular integrals in boundary element fracture analysis. *Int. J. Num. Meth. in Engineer.* 29 : 1135-1158.
- GUEADE G. A., OUATTARA A., EDIA O. E & GOURENG G. 2009. Influence de la géologie du milieu sur les caractéristiques physico-chimiques de quelques petits cours d'eau naturels du sud de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'ouest). *Eur. J. Sci. Res.* (34) : 384-394.
- GÜHER H., ERDOĞAN S., KIRGIZ T. & ÇAMUR-ELIPEK B. 2011. The dynamics of zooplankton in national park of Lake Gala (Edirne-Turkey). *Acta Zool. Bulg.* 63 : 157–168.
- HAMAIDI F., HAMAIDI M. S., GUETARNI D., SAIDI F. & SAID M. S. 2008. Rotifères de l'Oued Chiffa (Algérie). *Bulletin de l'institut scientifique, Rabat, section sciences de la vie*, 30 :19-27.
- HARRIS R., WIEBE P., LENZ J., SKJOLDAL H.R. & HUNTLEY M. 2000. ICES Zooplankton Methodology Manual. Academic Press, San Diego, USA, 684 p.
- HURTADO-BOCANEGRA M.D., NANDINI S. & SARMA S.S.S. 2002. Combined effects of food level and inoculation density on competition between *Brachionus patulus* (Rotifera) and the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Hydrobiologia*, 468 : 13–22.
- IMOUBE T. & ADEYINKA M. I. 2009. Zooplankton based assessment of the trophic state of a tropical forest river in Nigeria. *Arch. Biol. Sci.* 61 : 733-740.
- JOYANTA B., MOHAMMAD S. S. & SHAK M. 2015. The effects of different water quality parameters on zooplankton distribution in major river systems of Sundarbans Mangrove. *J. Environ. Sci. Toxicol. Food Techn.* 9 : 56-63.
- KONAN K. S., AKA M. K., ADINGRA A. A., DONGUI B. K. & GNAKRI D. 2008. Variations saisonnières des paramètres abiotiques des eaux d'une lagune tropicale: la lagune de Grand-Lahou, Côte d'Ivoire. *Eur. J. Sci. Res.* 21 : 376-393.
- KOTOV A. A., JEONG H. G. & LEE W. 2012. Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) of the south-east of the Korean Peninsula, with twenty new records for Korea. *Zootaxa*, 3368 : 50-90.
- KOUASSI AKA M. 2005. Hydrochimie et qualité des eaux de deux lagunes tropicales de Côte d'Ivoire (Ebrié, Grand Lahou). Thèse de Doctorat, Université de Cocody, Abidjan, 147 p.
- LEVINSEN H. & NIELSEN T. G. 2002. The trophic role of marine pelagic ciliates and heterotrophic dinoflagellates in Arctic and temperate coastal ecosystems: a cross-latitude comparison. *Limnol. and Oceanogr.* 47 : 427-439.

- LEWIS W. M. J. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reserv. Sci. Policy and Manage. for Sustain. use*, 5 : 35-48.
- LI Z., GUO W. J., CHENG S. P., CHAI P. H., LIANG W. & WU Z. B. 2014. The spatial and temporal distribution of chlorophyll-a and its correlation with environmental factor in the Nanfeihe River. *Acta Ecologica Sinica*, 38 : 342-350.
- LIU E. S., WANG H., OU J. H., TANG K. C. & YANG S. 2015. Changes of phytoplankton in a multi-stage bypass constructed wetland on Nanfei River: a water purification demonstration project. *J. Hydroecology*, 36 : 19-24.
- LORENZEN C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments : Spectrophotometric equations, *Limnol. and Oceanogr.* 12 : 343-346.
- MONNEY I A., OUATTARA I N., N'DOUA E. R., N'GUESSAN M. A., BAMBA M. & TIDIANI K. 2016. Distribution du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales de quatre rivières côtières du Sud-est de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'ouest). *J. Appl. Biosci.* 98 : 9344 – 9353.
- MDDEFP (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). 2013. Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- MPAWENAYO B. & NIYONDIKO C. 2013. Etude de la flore diatomique en relation avec l'hétérogénéité des habitats et la conductivité électrique des eaux de la rivière Muha à Bujumbura. *Bull. Sci. Inst. Nat. Environ. Conserv. nat.* 12 : 1-13.
- NIYUNGEKO C. 2011. Evaluation de l'efficacité épuratoire de la station de lagunage de Buterere Mémoire présenté en vue de l'obtention d'un Diplôme de Master Complémentaire en Sciences de l'Environnement, Facultés des Sciences, Université du Burundi, 71p.
- NOGUEIRA M.G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 455 : 1-18.
- NSAVYIMANA G. 2014. Modélisation des processus physiques et biologiques dans des fosses septiques et voies de valorisation des boues de vidange : Application à Bujumbura-Burundi. Thèse de doctorat. Université de Liège, 427 p.
- O BRIEN J. & DENOYELLES F. 1972. Photosynthetically elevated pH as a factor in zooplankton mortality in nutrient enriched ponds. *Ecology*, 53 : 605-614.
- ONANA F. M., ZEBAZE TOGOUET S. H., NYAMSI T., DOMCHE T.1. & NGASSAM P. 2014. Distribution spatio-temporelle du zooplancton en relation avec les facteurs abiotiques dans un hydrosystème urbain : le ruisseau de Kondi, Cameroun. *J. Appl. Biosci.* 82 : 7326-7338.
- PIELOU E.C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley Interscience, New York, USA, 165 p.
- PUETRO A. & RICO M. 1997. Edaphic variability and floristic structure on Mediterranean grassland slopes. *Arid Soil Res. Rehabil.* 11 : 9-22.
- RAVINDRA K., MEENAKSHI A., RANI M. & KAUSHIK A. 2003. Seasonal variations in physicochemical characteristics of River Yamuna in Haryana and its ecological best-designated use. *J. Environ. Monit.* 5 :419-426.
- SANTOS V. B., YOSHIHARA E., FREITAS R. T. F. & NETO R. V. R. 2007. Exponential growth model of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) strains considering heteroscedastic variance. *Aquaculture*, 274 : 96-100.
- SARMA S. S. S. & NANDINI S. 2001. Life table demography and population growth of *Brachionus variabilis* Hampel, 1896 in relation to *Chlorella vulgaris* densities. *Hydrobiologia*, 446-447 : 75–83.
- SEAMANN M. T., GOPHEN M., CAVARI B. Z. & AZOULAY B. 1986. *Brachionus calyciflorus* Pallas as agent for the removal of E. coli in sewage ponds. *Hydrobiologia*, 135 : 56-60.
- SHARMA S. 2010. Micro-faunal diversity of Cladocerans (Crustacea: Branchiopoda: Cladocera) in rice field ecosystems of Meghalaya. *Rec. Zool. Surv. India*, 110 : 35-45.
- SHARMA B. K. 2014. Rotifers (Rotifera: Eurotatoria) from wetlands of Majuli – the largest river island, the Brahmaputra river basin of upper Assam, northeast India. *J. Spec. Lists and Distr.* 10 : 292-298.

- SHINDE S. E., PATHAN T. S. & SONAWANE D. 2012. Seasonal variations and biodiversity of zooplankton in Harsool-Savangi dam, Aurangabad, India. *J. Environ. Biol.* 33 : 643-647.
- SIMBOURA N. & ZENETOS A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Medit. Mar. Sci.* 3 : 77-111.
- SLADECEK V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100 : 169-201.
- SUKUMARAN P. K. & DAS A. K. 2004. Distribution and abundance of rotifers in relation to water quality of some tropical reservoirs. *Indian J. Fish.* 51: 295–301.
- ŠMILAUER P. & LEPŠ J. 2014. *Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco 5*. Cambridge University Press, Bohemia, Czech Republic: 376 p.
- VILLANUEVA M. C. S. 2004. Biodiversité et relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest : adaptations aux pressions environnementales, Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, 246 p.
- WANGANEO A. & WANGANEO R. 2006. Variation in Zooplankton population in two morphologically dissimilar rural lakes in Kashmir Himalaya. *Nat. Acad. Sci.* 76 : 222-239.
- WU L., ZHOU M., SHEN Z., CUI Y. & FENG W. 2017. Spatio-temporal variations in zooplankton community structure and water quality in a chinese eutrophic river. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 15 : 1417-1442.
- YOSHINAGA T., HAGIWARA A. & TSUKAMOTO K. 2001. Effect of periodical starvation on the survival of offspring in the rotifer *Brachionus plicatilis*. *Fish. Sci.* 67: 373-374.