



**HAL**  
open science

# Bioindicateurs des milieux aquatiques lotiques en République centrafricaine : macro-invertébrés benthiques et pression anthropique du cours d'eau Nguiotto

Jean Clair Ngoay-Kossy, Serge Hubert Zébazé Togouet, Solange Patricia Wango, Serge Florent Bolevane Ouantinam, Siméon Tchakonté, Christophe Piscart

## ► To cite this version:

Jean Clair Ngoay-Kossy, Serge Hubert Zébazé Togouet, Solange Patricia Wango, Serge Florent Bolevane Ouantinam, Siméon Tchakonté, et al.. Bioindicateurs des milieux aquatiques lotiques en République centrafricaine : macro-invertébrés benthiques et pression anthropique du cours d'eau Nguiotto. *Revue d'Écologie*, 2018, 73 (4), pp.603-616. 10.3406/revec.2018.1961 . hal-03533290

**HAL Id: hal-03533290**

<https://hal.science/hal-03533290v1>

Submitted on 18 Jan 2022

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

BIOINDICATEURS DES MILIEUX AQUATIQUES LOTIQUES EN RÉPUBLIQUE  
CENTRAFRICAINE : MACRO-INVERTÉBRÉS BENTHIQUES ET PRESSION  
ANTHROPIQUE DU COURS D'EAU NGUITTO

NGOAY-KOSSY Jean Clair<sup>1,2</sup>, ZÉBAZÉ TOGOUET Serge Hubert<sup>2\*</sup>, WANGO Solange Patricia<sup>1</sup>,  
BOLEVANE OUANTINAM Serge Florent<sup>1</sup>, TCHAKONTÉ Siméon<sup>2</sup> & PISCART Christophe<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire de Biologie Animale Appliquée et de Biodiversité (LABAAB), Faculté des Sciences, Université de Bangui, BP 412 Bangui. République Centrafricaine

<sup>2</sup>Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement (LHE), Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, BP 812 Yaoundé. Cameroun

<sup>3</sup>Université de Rennes 1, CNRS, ECOBIO UMR 6553, F-35000, Rennes, France

\* Auteur pour les correspondances : zebasehu@yahoo.fr

**SUMMARY.**— *Bioindicators of running freshwaters in Central African Republic: benthic macroinvertebrates and anthropogenic stress in the Nguitto Stream.*— This study of benthic macroinvertebrates in Central African Republic (CAR) aimed at determining the structure of their assemblages in relation to the physico-chemical quality of the Nguitto River. The data were collected monthly from May 2015 to April 2016, in five selected sampling points on the Nguitto River. The physico-chemical parameters were measured using standard methods while the benthic macrofauna was collected using a handnet sampler of 150 µm mesh size on a total area of about 6 m<sup>2</sup> per station. The physico-chemical analysis revealed a satisfactory water quality in the forest belt and an eutrophication in the urban area. A number of 2052 individuals of benthic macroinvertebrates belonging to 71 taxa were identified and counted. Arthropods was the most diversified (53 taxa) and the most abundant (80.75 %) taxonomic group, followed by molluscs (17 taxa; 23.94 %) and annelids (1 taxon; 0.24 %). The sampling points in the forest belt, which exhibit the lowest anthropogenic activity, were composed mostly of arthropods and dominated by insects. In the urban zone, the strong abundance of molluscs and the presence of annelids indicated an anthropogenic pressure and the usefulness of invertebrates as bioindicators of waste waters in this area.

**RÉSUMÉ.**— Cette étude sur les macro-invertébrés benthiques en République Centrafricaine (RCA) visait à déterminer la structure de leurs peuplements en relation avec la qualité physico-chimique de l'eau dans le ruisseau Nguitto. Les données ont été collectées de mai 2015 à avril 2016 avec une fréquence mensuelle dans cinq stations d'échantillonnage de l'amont vers l'aval du cours d'eau. Les analyses physico-chimiques ont été effectuées par des méthodes standards tandis que la macrofaune benthique a été récoltée à l'aide d'un filet troubleau avec un vide de maille de 150 µm sur une superficie totale d'environ 6 m<sup>2</sup> par station. Les analyses physico-chimiques ont révélé une qualité de l'eau satisfaisante à bonne dans la zone forestière et une eutrophisation en zone urbaine. Au total, 2052 macro-invertébrés benthiques, répartis en 71 taxa, ont été identifiés et dénombrés. Les arthropodes sont les plus diversifiés avec 53 taxa et les plus abondants (80,75 % de l'effectif total), suivis des mollusques (17 taxa ; 23,94 %) et des annélides (1 taxon ; 0,24 %). Les stations en zone forestière sont composées en majorité d'arthropodes dominés par les insectes confirmant un faible niveau de perturbation par les activités anthropiques. En zone urbaine, la forte abondance des mollusques et la présence des annélides indiquent une pression anthropique plus forte, illustrant l'intérêt de ces organismes comme bioindicateurs des petits cours d'eau dans ce pays.

---

La République Centrafricaine (RCA) est dotée d'un réseau hydrographique dense constitué de deux grands bassins hydrographiques : l'Oubangui et le Chari. Ce réseau hydrographique est assez diversifié et regorge de nombreuses ressources naturelles (Kozo, 1999). Malheureusement, il connaît deux problèmes majeurs : la baisse régulière du volume d'eau et la dégradation de la qualité des eaux de surface (des rivières, des sources, des marigots) et des eaux des puits traditionnels qui fournissent l'eau de consommation à plus de 60 % de la population (FAO, 2005 ; PNUE, 2011). Ces écosystèmes aquatiques doivent faire l'objet d'une évaluation écologique en

vue d'une gestion durable basée sur l'utilisation d'outils de surveillance simples et adéquats. L'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau repose notamment sur l'analyse de la composition et de l'abondance de différents groupes d'indicateurs biologiques par rapport à des conditions de référence qui correspondent à l'état naturel. Parmi les outils de gestion durable des milieux aquatiques, les méthodes de mesure fondées sur la surveillance biologique jouent un rôle très important puisqu'elles permettent de donner un aperçu des pressions environnementales (Armellin, 2010). À ce jour, les outils de biosurveillance sont utilisés dans le monde entier et sont considérés comme pertinents pour l'évaluation de la qualité de l'eau (Barbour *et al.*, 1999 ; Water Framework Directive, 2003). Les communautés aquatiques (algues, invertébrés, poissons) sont largement utilisées, depuis plusieurs décennies, comme bioindicateurs pour évaluer la qualité biologique des cours d'eau (Heliott, 2014). Pour les milieux lotiques, le groupe d'organismes le plus utilisé est celui des macro-invertébrés benthiques (Williams & Smith, 1996 ; Water Framework Directive, 2003 ; Archaimbault & Dumont, 2010 ; Armellin, 2010 ; Nyamsi Tchatcho *et al.*, 2014).

Les macro-invertébrés benthiques sont présents et abondants dans tous les types de cours d'eau (Chessman, 1995 ; Camargo *et al.*, 2004 ; Foto Menbohan *et al.*, 2011 ; Tchakonté *et al.*, 2014), faciles à récolter et leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (Barbour *et al.*, 1999). Ils sont sédentaires, leur cycle de vie est varié et ils présentent une tolérance variable à la pollution ; ils sont donc étroitement intégrés à la structure et au fonctionnement de leurs habitats (Compin & Céréghino, 2007). Précisément, ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques à court terme des multiples perturbations physiques, biologiques et chimiques dans les cours d'eau (Moisan & Pelletier, 2008). La structure des communautés de macro-invertébrés benthiques est souvent utilisée comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les cours d'eau (Woodcock & Huryn, 2007).

En Afrique subsaharienne, le zooplancton, le phytoplancton et les macro-invertébrés benthiques ont été utilisés pour l'évaluation de la qualité écologique des hydrosystèmes en milieux anthropisés et non anthropisés (Durand & Lévêque, 1981 ; Dragesco & Dragesco-Kerneis, 1986 ; Bassirou *et al.*, 2008 & 2009 ; Diomandé *et al.*, 2009 ; Zébazé Togouet, 2011 ; Foto Menbohan *et al.*, 2013 ; Sanogo & Kabre 2014 ; Nyamsi Tchatcho *et al.*, 2014 ; Tchakonté *et al.*, 2015). Ces travaux se sont surtout focalisés sur le Cameroun, le Gabon, la Côte d'Ivoire, le Burkina-Faso, le Niger et le Nigéria. En RCA, à notre connaissance, la seule étude effectuée sur l'utilisation de bioindicateurs en général et sur les macro-invertébrés benthiques en particulier est celle de Ngoay-Kossy *et al.* (2018) sur le cours d'eau Pala. La présente étude est une contribution à la connaissance des macro-invertébrés benthiques de ce pays. Elle vise à déterminer la structure des peuplements du ruisseau Nguitto, affluent de l'Oubangui, en relation avec la qualité physico-chimique de l'eau. Les objectifs spécifiques assignés à cette étude sont : (1) déterminer la qualité de ces eaux à partir de quelques paramètres physico-chimiques, (2) déterminer et décrire la richesse spécifique et l'abondance des différents taxa de macro-invertébrés benthiques présents, et (3) identifier les paramètres abiotiques structurant ces peuplements en rapport avec la pression anthropique.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Bangui, capitale de la RCA, est située sur la rive droite de la rivière Oubangui, entre 4°20' et 4°30' de latitude Nord et entre 18°30' et 18°45' de longitude Est et à une altitude de 362 m (Tambashe *et al.*, 2008). La région de Bangui apparaît dans son ensemble comme une zone de transition entre la forêt humide et la savane pré-forestière (Boulvert, 1976). Elle est située sur la lisière septentrionale de la grande forêt congolaise. Malgré son aspect physique, la végétation de l'agglomération n'est pas celle d'une savane, mais résulte d'un défrichement forestier récent et très poussé comme en

témoigne la présence de quelques grands arbres forestiers (fromagers). À Bangui, les sols, en majorité ferralitiques, sont caractérisés par une altération intense des minéraux primaires et par l'accumulation des éléments chimiques peu solubles comme les cations trivalents (hydroxyde d'alumine et de fer) (Doyémet, 2006). Le climat est de type soudano-oubanguien caractérisé par l'alternance de deux saisons : une saison pluvieuse qui s'étend d'avril à octobre et une saison sèche de novembre à mars. La hauteur des précipitations varie de 1200 à 1600 mm/an (Tambashe *et al.*, 2008). Les températures annuelles moyennes oscillent entre 23° et 27°C avec un maximum en mars, à la première intersaison, et les plus faibles en juillet au cœur de la saison des pluies (Tambashe *et al.*, 2008).

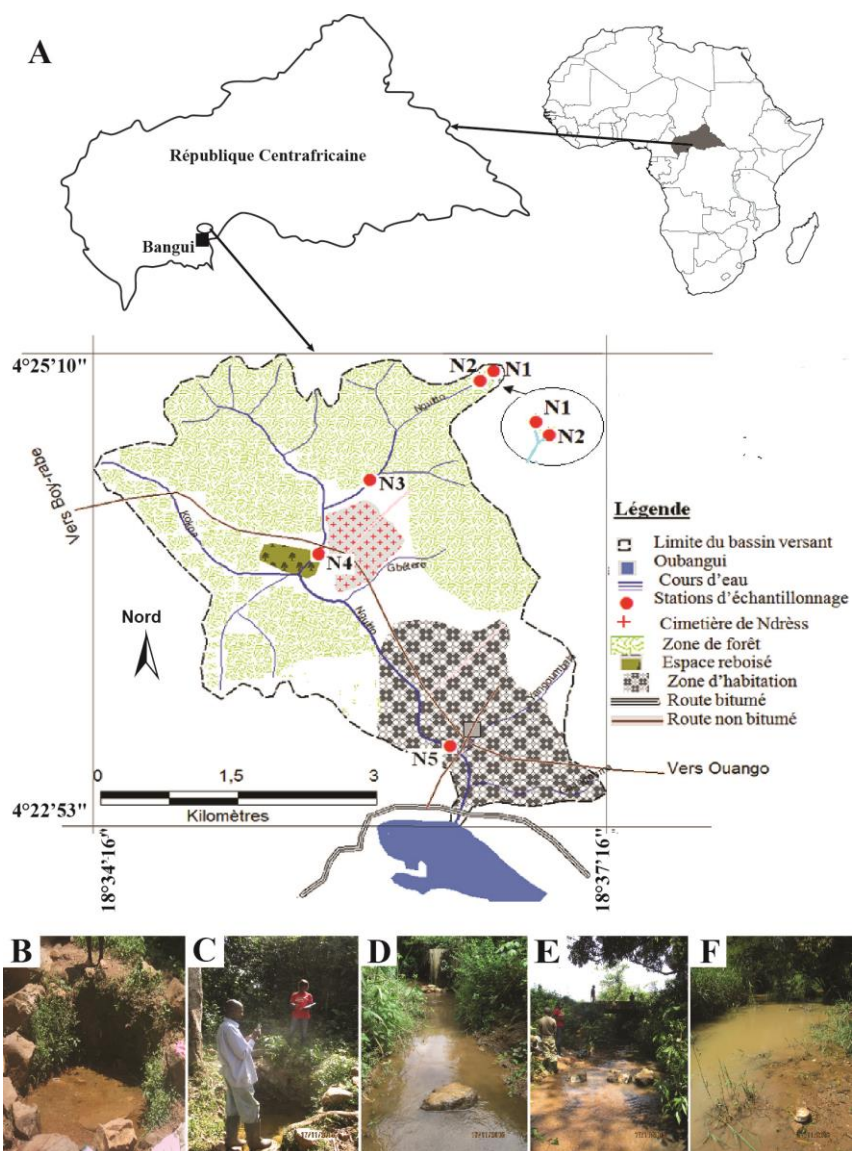


Figure 1.— Carte du bassin versant de Nguitto (A) et localisation des stations d'échantillonnage N1 (B), N2 (C), N3 (D), N4 (E) et N5 (F).

#### DESCRIPTION DU COURS D'EAU ET DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE

Le cours d'eau Nguitto se trouve dans le bassin de l'Oubangui qui occupe plus des trois quarts du territoire centrafricain. D'une superficie de 16,9 km<sup>2</sup>, le bassin versant du Nguitto est situé entre 4°22'5'' et 4°25'10'' de latitude Nord et entre 18°34'16'' et 18°37'16'' de longitude Est (Fig. 1). D'une longueur de 7,5 km (IGN, 1988), le Nguitto prend

sa source sur le flanc de la colline Daouba–Kassaï dans la commune de Bimbo en zone forestière et se jette dans la rivière Oubangui, à quelques centaines de mètres en amont du lieu de captage de l'eau brute de la Société de Distribution d'Eau en Centrafrique (SODECA) au quartier Ngarangba dans le 7<sup>ème</sup> arrondissement de Bangui (Fig. 1).

Ce ruisseau s'écoule du Nord au Sud et, sur son parcours, reçoit successivement les cours d'eau Kokpa sur la rive droite et Gbètéré sur la rive gauche au niveau du cours moyen, Yangou-Mballa et Gbangouma sur la rive gauche au niveau du cours inférieur. Pour cette étude, cinq stations d'échantillonnage ont été choisies. Les deux sources de Nguitto en zone forestière dénommées N1 (4°25'16"N, 018°36'513"E, 591 m d'altitude) et N2 (4°22'71"N, 018°33'569"E, 589 m d'altitude) à 0,2 km de N1 sont les stations du cours supérieur (Fig. 1). Ces sources sont utilisées comme eau de boisson par les cultivateurs. Dans le cours moyen, toujours en zone forestière, deux stations d'échantillonnage ont été choisies : la station N3 (4°24'585"N, 018°36'503"E, 489 m d'altitude) à 2,4 km en aval de N1 et en amont de la confluence de Nguitto avec le Kokpa et la station N4 (4°24'507"N, 018°35'883"E, 385 m d'altitude) à 3,45 km de la source N1. La cinquième station N5 (4°22'752"N, 018°36'307"E, 351 m d'altitude) à 6,5 Km de N1 est située dans le cours inférieur en zone urbaine à 100 m en amont du pont Kassaï (Fig. 1).

### ÉCHANTILLONNAGE

Le prélèvement des échantillons d'eau pour les analyses physico-chimiques et l'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques ont été effectués mensuellement, de mai 2015 à avril 2016, excepté en septembre 2015 à cause d'un regain de violence concernant la crise politico-militaire à Bangui. Les prélèvements d'eau pour les analyses au laboratoire ont été effectués, à contre-courant, sans faire de bulles dans des flacons étiquetés en polyéthylène de 1000 ml remplis à ras bord et fermés par double bouchage. La fixation de l'oxygène dissous et du gaz carbonique dissous a été effectuée *in situ* respectivement par la méthode de Winkler et par la Soude N/40 et la phénolphtaléine. Les prélèvements ont été transportés au laboratoire en enceinte réfrigérée. Les échantillons de macro-invertébrés benthiques ont été prélevés en utilisant un filet troubleau de 30 x 30 cm de côté, et de 150 µm de vide de maille. Ces prélèvements ont été effectués dans un tronçon de 100 m suivant le protocole décrit par Stark *et al.* (2001). Dans chaque station, 20 coups de filet ont été réalisés dans différents micro-habitats. Chaque coup de filet a consisté en une traction du filet sur une distance approximative de 1 m dans le sens opposé du courant, soit une surface échantillonnée de 0,3 m<sup>2</sup>. Ainsi, une superficie totale d'environ 6 m<sup>2</sup> a été échantillonnée par station. Les matériaux biologiques collectés dans le filet d'échantillonnage ont été rincés à travers un tamis de 150 µm et tous les macro-invertébrés benthiques ont été triés *in situ* et conservés dans un flacon en plastique contenant de l'alcool à 90°.

### MESURE DES PARAMÈTRES HYDROMORPHOMÉTRIQUES

La vitesse d'écoulement de l'eau (V) a été mesurée dans différents tronçons de la station par la méthode indirecte qui consiste à déterminer à l'aide d'un chronomètre le temps mis par le bleu de méthylène pour parcourir une distance connue. Elle est exprimée en mètres par seconde (m/s) et déterminée par la formule  $V = d/t$ , où d représente la distance parcourue (minimum 10 m) et exprimée en mètres (m) et t le temps mis par le bleu de méthylène pour parcourir la distance (d) et exprimé en secondes (s).

La largeur de la section mouillée exprimée en mètres a été déterminée par la méthode de nivellement. Cette méthode consiste à planter deux poteaux en bois sur les rives, à les relier par le décimètre bien tendu à la limite de l'eau. À l'aide d'une règle en bois de 2 m, graduée au millimètre (mm) près et plongée verticalement dans la colonne d'eau, les différentes hauteurs de l'eau et du substrat meuble ont été mesurées en prenant soin de conserver un décalage d'équidistance de 20 cm d'une rive à l'autre. La section mouillée est exprimée en m<sup>2</sup> et la largeur en m.

### MESURE DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES

Les mesures des variables environnementales ont été effectuées suivant des méthodes standard (APHA, 1998 et Rodier *et al.*, 2009). La température de l'eau, le pH, les Solides Dissous Totaux (TDS) et la Conductivité Électrique (CE) ont été mesurés *in situ* respectivement à l'aide d'un thermomètre à alcool et d'un multimètre pH/Conductivité/TDS de marque ExStik®II. Au laboratoire, l'oxygène dissous a été mesuré par volumétrie en utilisant de l'oxyde de Phenylarsine (PAO) avec l'amidon comme indicateur coloré suivant la norme AFNOR NF T 90-106. Les pourcentages de saturation ont ensuite été obtenus en utilisant l'abaque de Mortimer (1956). L'alcalinité, le gaz carbonique dissous et l'oxydabilité ont aussi été mesurés par volumétrie en utilisant les réactifs appropriés suivant la norme AFNOR NF T 90 correspondante respectivement à savoir : T 90-036, T 90-102 et T 90-050.

### IDENTIFICATION DES MACRO-INVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Au laboratoire, les spécimens ont été rincés à l'eau courante puis conservés dans de l'alcool à 70°. L'identification et le comptage ont été effectués sous une loupe binoculaire de marque MOTIC SFC-11. Les clés d'identification et ouvrages taxinomiques utilisés sont ceux de Durand & Lévêque (1981), Mouthon (1982), De Moor *et al.* (2003), Stals & De Moor (2007), Moisan & Pelletier (2008) et Tachet *et al.* (2010).

La richesse taxinomique, les abondances taxinomiques et les fréquences d'occurrence des taxons ont été utilisés pour décrire la communauté des macro-invertébrés benthiques. La fréquence d'occurrence notée *F* et exprimée en pourcentage, renseigne sur la constance d'une espèce ou d'un taxon dans un habitat donné sans aucune indication sur son importance

quantitative (Dajoz, 2000). L'analyse des résultats permet de distinguer les espèces omniprésentes qui apparaissent dans tous les relevés ( $F = 100\%$ ); les espèces régulières, présentes dans  $75 \leq F \leq 100\%$  des relevés; les espèces constantes, présentes dans  $50 \leq F \leq 75\%$  des relevés; les espèces accessoires présentes dans  $25 \leq F \leq 50\%$  des relevés et les espèces rares présentes dans  $0 \leq F \leq 25\%$  des relevés (Dufrêne & Legendre, 1997). Cet indice est basé sur la matrice de présence/absence et se calcule selon la relation :

$$F = \frac{P_i \times 100}{P_t}$$

où  $P_t$  est le nombre total de prélèvements et  $P_i$  le nombre de prélèvements où l'espèce  $i$  est présente.

Les indices de diversité ( $H'$ ) de Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1948) ont été calculés selon la formule :

$$H' = -\sum_{i=1}^n P_i \log_2 P_i$$

avec  $P_i$  = abondance relative du taxon  $i$  et  $n$  = le nombre total de taxa dans l'échantillon et l'indice d'équitabilité ( $E$ ) de Pielou (Pielou, 1966) a été établi selon la formule :

$$E = \frac{H'}{\log_2 S}$$

où  $H'$  est l'indice de diversité de Shannon et Weaver et  $S$  le nombre total des taxa.

Ces indices ont permis d'estimer la diversité globale et d'étudier la régularité de la distribution des espèces.

Le coefficient de similitude de Sørensen ( $\beta$ ) (Sorensen, 1948) a été utilisé pour déterminer le niveau de ressemblance entre les peuplements de macro-invertébrés benthiques récoltés dans les différentes stations d'échantillonnage. Cet indice se calcule par la formule :

$$\beta = \frac{2C}{2C+S_1+S_2}$$

avec  $\beta$  = coefficient de similitude de Sørensen;  $S_1$  = nombre de taxa présents dans la station 1;  $S_2$  = nombre de taxa présents dans la station 2;  $C$  = nombre de taxa communs aux deux stations.

Les tests non paramétriques de Friedman (comparaison globale) ont été effectués pour comparer les valeurs des paramètres physicochimiques, la richesse taxinomique et les abondances des organismes étudiés entre les stations d'échantillonnage. Pour les comparaisons deux à deux des stations, nous avons réalisé des tests de Wilcoxon pour échantillons appariés dont les résultats ont été interprétés à l'aide de la méthode des *false discovery rates* (FDR) (Benjamini & Yekutieli, 2001) pour comparaisons multiples (seuil de significativité abaissé à 0.5 % pour 10 comparaisons possibles). Ces tests ont été réalisés à l'aide du logiciel SPSS 20.0. Avant de réaliser ces tests, la normalité des données a été recherchée en utilisant le test de Kolmogorov-Smirnov. Afin d'étudier les relations entre les variables environnementales et la dynamique d'abondance des macro-invertébrés benthiques, une analyse de corrélations de rang (coefficient de Spearman) et une Analyse Canonique de Correspondances (ACC) ont été réalisées à l'aide de deux bases de données, la matrice des abondances des taxa composée essentiellement de fréquences d'occurrence (accessoire, constant, régulier et omniprésent) et la matrice des paramètres physico-chimiques, en utilisant respectivement les Logiciels SPSS.20 et CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002).

## RÉSULTATS

### VARIABLES ENVIRONNEMENTALES

Les valeurs maximales, moyennes et minimales des variables environnementales mesurées sont présentées dans le tableau I. Tous les paramètres physico-chimiques varient significativement entre les sites (valeurs de  $p < 0,009$ ). La température moyenne de l'eau tend à augmenter vers l'aval du Nguitto en variant de  $24,9 \pm 1,0^\circ\text{C}$  à la station N1 à  $28,3 \pm 0,7^\circ\text{C}$  à la station N5. Le pH est neutre et stable d'une station à l'autre. L'alcalinité et les Solides Totaux Dissous (TDS) sont globalement faibles sur l'ensemble des stations, avec des valeurs moyennes inférieures à  $50,1 \pm 7,1$  mg/L. Les taux moyens d'oxygène dissous sont supérieurs à 80 % dans la zone forestière (stations N1 à N4) mais diminuent jusqu'à  $51,5 \pm 13,6\%$  à la station N5 (en zone urbaine). La conductivité électrique, le gaz carbonique dissous et l'oxydabilité présentent des valeurs moyennes variées de  $38,2 \pm 10,9$   $\mu\text{S/cm}$  à la station N2 à  $70,5 \pm 7,1$   $\mu\text{S/cm}$  à la station N5 pour la conductivité, de  $8,9 \pm 1,9$  mg/L à la station N1 à  $12,0 \pm 1,9$  mg/L à la station N5 pour le gaz carbonique dissous et de  $4,4 \pm 1,9$  mg/L à la station N1 à  $9,8 \pm 3,7$  mg/L à la station N5 pour l'oxydabilité. Par ailleurs, à l'exception du pH et de la conductivité électrique, les tests de

Wilcoxon ont montré des différences significatives des valeurs des paramètres physico-chimiques entre la zone forestière (sites N1 à N4) et la zone urbaine (site N5).

TABLEAU I

Valeurs moyennes et écarts-types des variables environnementales mesurées à chaque station d'échantillonnage pendant la période d'étude. Les lettres indiquent les résultats des tests de Wilcoxon après correction des « false discovery rates »

Variables environnementales		Stations d'échantillonnage				
		N 1	N 2	N 3	N 4	N 5
Température (°C)	Moy	24,9 ± 1,0 <sup>a</sup>	25,3 ± 0,9 <sup>a</sup>	26,1 ± 1,2 <sup>b</sup>	26,9 ± 1,0 <sup>c</sup>	28,3 ± 0,7 <sup>d</sup>
	Min-Max	23,3 - 26,4	24,2 - 27,2	24,6 - 27,0	25,4 - 27,9	27,1 - 29,1
pH (UI)	Moy	6,96 ± 0,01 <sup>a</sup>	6,97 ± 0,01 <sup>a</sup>	6,97 ± 0,01 <sup>a</sup>	6,97 ± 0,01 <sup>a</sup>	6,97 ± 0,01 <sup>a</sup>
	Min-Max	6,95 - 6,97	6,95 - 6,98	6,96 - 6,99	6,95 - 6,98	6,96 - 6,97
Conductivité électrique (µS/cm)	Moy	50,1 ± 14,9 <sup>a</sup>	38,2 ± 10,9 <sup>a</sup>	55,2 ± 29,2 <sup>a</sup>	63,9 ± 17,3 <sup>a</sup>	70,5 ± 7,1 <sup>a</sup>
	Min-Max	32,0 - 76,0	21,2 - 59,7	26,5 - 89,5	33,2 - 85,8	41,6 - 96,5
Taux des solides totaux (mg/L)	Moy	32,1 ± 8,3 <sup>a</sup>	28,3 ± 9,1 <sup>a</sup>	31,9 ± 11,2 <sup>a</sup>	37,7 ± 9,4 <sup>a</sup>	50,1 ± 7,1 <sup>b</sup>
	Min-Max	18,6 - 44,2	19,8 - 46,6	19,4 - 54,3	17,3 - 48,6	37,9 - 58,3
Alcalinité (mg/L)	Moy	3,3 ± 1,3 <sup>a</sup>	4,2 ± 1,9 <sup>ab</sup>	5,1 ± 1,2 <sup>b</sup>	5,3 ± 2,1 <sup>b</sup>	6,7 ± 1,4 <sup>c</sup>
	Min-Max	2 - 6	2 - 6	4 - 8	2 - 8	4 - 8
Oxygène dissous (%)	Moy	91,6 ± 6,7 <sup>a</sup>	93,3 ± 7,6 <sup>a</sup>	82,5 ± 7,6 <sup>b</sup>	83,8 ± 7,5 <sup>ab</sup>	51,1 ± 9,6 <sup>c</sup>
	Min-Max	82,6 - 104,4	81,2 - 104,1	71,9 - 94,6	72,9 - 98,9	34,7 - 66,5
Gaz carbonique dissous (mg/L)	Moy	8,9 ± 1,7 <sup>a</sup>	9,6 ± 1,6 <sup>a</sup>	10,4 ± 2,0 <sup>b</sup>	10,7 ± 1,7 <sup>b</sup>	12 ± 1,9 <sup>c</sup>
	Min-Max	5,3 - 10,6	7,0 - 12,3	7,0 - 14,1	8,8 - 14,1	8,8 - 15,8
Oxydabilité (mg/L)	Moy	4,4 ± 1,9 <sup>a</sup>	4,8 ± 2,1 <sup>a</sup>	7,4 ± 3,3 <sup>b</sup>	8,4 ± 3,4 <sup>c</sup>	9,8 ± 3,7 <sup>d</sup>
	Min-Max	2,6 - 7,9	2,4 - 9,3	2,8 - 12,1	3,9 - 12,4	4,7 - 14,2

Moy = Moyenne ; Min-Max = Minimum-Maximum

#### MÉTRIQUES DE RICHESSE

Au cours de la période d'étude, 71 taxa de macro-invertébrés benthiques ont été échantillonnés dont 69 identifiés au niveau du genre et/ou de l'espèce et deux au niveau de la famille. Les organismes identifiés appartiennent à trois embranchements (arthropodes, mollusques et annélides), cinq classes (crustacés, insectes, bivalves, gastéropodes et achètes), 11 ordres et 39 familles (Annexe). Les arthropodes ont la plus forte richesse taxinomique (74,6 %), suivis des mollusques (24 %) et les annélides (1,4 %).

En termes d'abondances, un total de 2052 individus a été récolté. Les arthropodes sont les plus abondants (80,8 % du peuplement total), suivi des mollusques (19,0 %) et des annélides (0,2 %) (Annexe). Parmi les 1657 arthropodes dénombrés, les insectes sont les plus abondants (96,3 %), suivis des crustacés décapodes (3,7 %). Les gastéropodes (91,03 % des mollusques, dont 83,1 % de basommatophores et 17 % de mesogastéropodes) sont plus représentés que les bivalves eulamellibranches (9 %). Les annélides sont représentés seulement par les achètes et l'ordre des Rhynchobdellida (Annexe). En outre, l'abondance a significativement varié entre les sites des sources et les autres sites. Les sites N3 (56,3 ± 29 individus) et N4 (59 ± 22,6 individus) du cours moyen en zone forestière ont les plus fortes abondances et les sites des sources N1 et N2 montrent de très faibles abondances avec respectivement 10,8 ± 4,5 individus et 20,3 ± 13,6 individus (Fig. 2).

La fréquence d'occurrence des taxa varie d'une station à l'autre (Annexe). Les stations N1 et N2 sont occupées uniquement par des insectes et dominées par les espèces *Enithares* sp., *Anisops* sp., *Eurymetra* sp., *Gerris* sp. et *Aulonogyrus* sp. (respectivement 80,7 et 83,4 % d'abondance relative cumulée) (Annexe). Les stations N3 et N4 sont dominées par des odonates, des

hétéroptères et des gastéropodes (Annexe). La station N5, située en zone urbaine, est dominée par des mollusques gastéropodes et des bivalves.

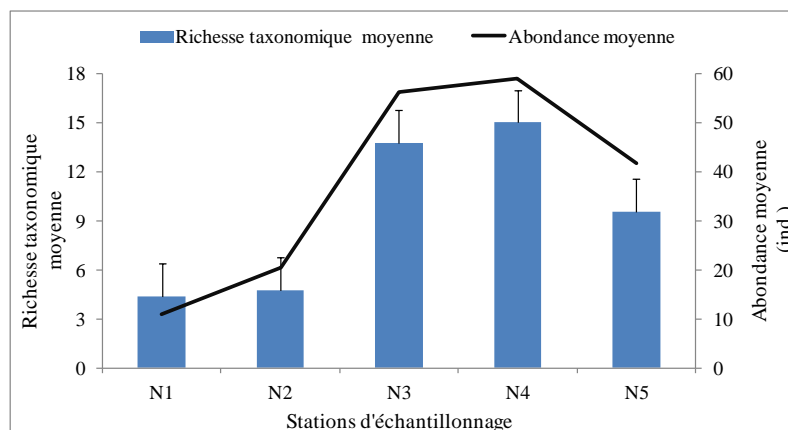


Figure 2.— Variations spatiales (moyenne ± écart type) de la richesse taxinomique et de l'abondance pendant la période d'étude dans les cinq stations du Nguitto (N1 à N5).

Par ailleurs, la richesse taxinomique varie significativement entre les sites (ANOVA de Friedman,  $p < 0,001$ , Fig. 2) excepté entre les sites de sources (N1 - N2) et entre les sites de la forêt (N3-N4) (Tab. II). Les plus grandes valeurs de richesses taxinomiques ont été enregistrées pour les stations N3 et N4 situées dans le cours moyen du cours d'eau en zone forestière, soit respectivement  $13,7 \pm 3,8$  et  $15,0 \pm 3,9$  taxons. À la station N5, située en zone urbaine, la richesse taxinomique moyenne est de  $9,5 \pm 2,2$  alors que les plus faibles richesses sont notées dans les stations de sources N1 ( $4,4 \pm 1,2$ ) et N2 ( $4,7 \pm 1,3$ ) localisées dans la forêt (Fig. 2).

TABLEAU II

Variations spatiales (moyenne ± écart type) des indices décrivant la structure des macro-invertébrés benthiques ( $Q$  = abondance ;  $S$  = richesse taxinomique ;  $H'$  = diversité de Shannon-Weaver ;  $E$  = équitabilité de Pielou). Les lettres indiquent les résultats des tests de Wilcoxon après correction des « false discovery rates »

Indices	Stations d'échantillonnage				
	N1	N2	N3	N4	N5
Q	$10,8 \pm 4,5^a$	$20,0 \pm 13,6^b$	$56,3 \pm 29,0^{c,d}$	$57,6 \pm 21,9^d$	$41,3 \pm 15,7^c$
S	$4,4 \pm 1,2^a$	$4,7 \pm 1,7^a$	$13,6 \pm 3,9^c$	$14,4 \pm 3,6^c$	$9,3 \pm 2,0^b$
$H'$	$2,0 \pm 0,4^a$	$2,0 \pm 0,3^a$	$3,0 \pm 0,3^c$	$3,1 \pm 0,5^c$	$2,6 \pm 0,3^b$
E	$0,95 \pm 0,03^a$	$0,91 \pm 0,05^{a,b}$	$0,82 \pm 0,08^b$	$0,82 \pm 0,11^b$	$0,83 \pm 0,04^b$

#### MÉTRIQUES DE DIVERSITÉ/ÉQUITABILITÉ

Comme pour les valeurs des richesses taxinomiques, tous les indices présentent des variations significatives entre sites (ANOVA de Friedman,  $p < 0,002$ ) avec les mêmes exceptions. Les valeurs les plus élevées de l'indice de Shannon et Weaver ont été enregistrées au niveau des stations N4 et N3 situées en zone forestière, tandis que les valeurs les plus faibles ont été observées aux stations N1 et N2 du crénon (Tab. II). Les valeurs de l'indice de Pielou sont supérieures à 0,80 dans toutes les stations, traduisant une relative homogénéité de distribution des individus au sein des différents taxa. Les stations N1 (0,95) et N2 (0,91) présentent les valeurs d'équitabilité les plus élevées (Tab. II).



ANALYSE DES RESSEMBLANCES ENTRE LISTES TAXINOMIQUES PAR LE COEFFICIENT DE SIMILITUDE DE SÖRENSEN

Les valeurs de coefficient de similitude de Sorensen, inférieures à 0,5 entre toutes les stations, (Tab. III) ne montrent aucune ressemblance entre les peuplements des macro-invertébrés benthiques des différents sites d'échantillonnage. Par ailleurs, les stations N3 et N4 ( $\beta = 0,44$ ) d'une part, N1 et N2 ( $S = 0,48$ ) d'autre part en milieu forestier, présentent un rapprochement des niveaux de ressemblance. En revanche, les valeurs  $\leq 0,35$  entre la station N5 et les autres stations, montrent que celle-ci héberge de nombreux taxa particuliers.

TABLEAU III

Matrice de l'indice de Similarité de Sørensen (%) entre les communautés des macro-invertébrés benthiques des différentes stations pendant la période d'étude

	N1	N2	N3	N4
N2	0,48			
N3	0,13	0,16		
N4	0,17	0,19	0,44	
N5	0,04	0,08	0,35	0,34

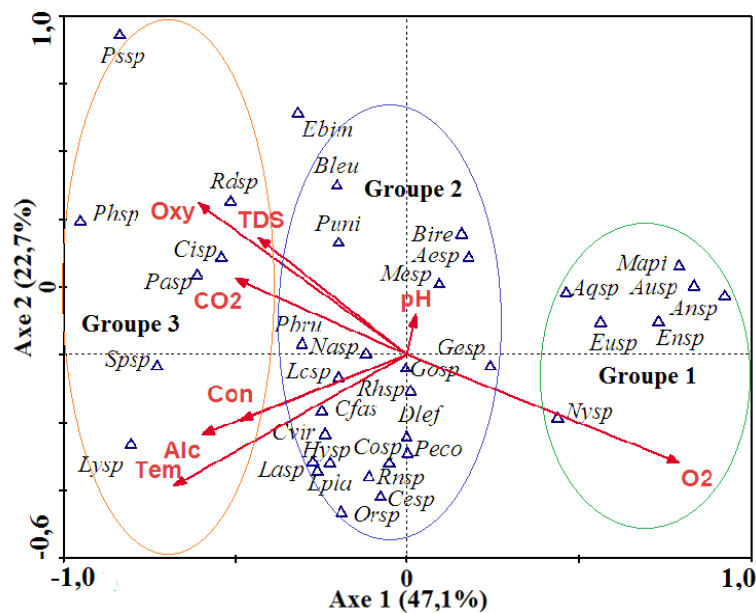


Figure 3.— Analyse Canonique des Correspondances (ACC) des taxa de fréquence d'occurrence accessoire, constant, régulier ou omniprésent des macro-invertébrés benthiques du Nguitto et des variables environnementales (Alc = Alcalinité, Con = Conductivité, O2 = Oxygène dissous, Oxy = Oxydabilité, TDS = Solides Totaux Dissous, Tem = Température, CO2= Gaz carbonique dissous). Acronymes des taxa : Cisp = *Chironomus* sp., Lcsp = *Loccotrephes* sp., Hysp = *Hydrometra* sp., Phru = *Phyllogomphus brunneus*, Orsp = *Orthetrum* sp., Pssp = *Pseudamnicola* sp., Spssp = *Sphaerium* sp., Lysp = *Lymnaea* sp., Rdsp = *Radix* sp., Phsp = *Physa* sp., Pasp = *Planorbarius* sp., Peco = *Potamonautes ecossei*, Puni = *Potamonautes unispinus*, Nasp = *Naucoris* sp., Mesp = *Mesovelia* sp., Rhsp = *Rhagovelia* sp., Rnsp = *Ranatra* sp., Bleu = *Brachythemis leucosticta*, Dlef = *Diplacodes lefebvrei*, Cesp = *Coenagrion* sp., Lasp = *Laccocoris* sp., Cosp = *Cordulegaster* sp., Ebim = *Epitheca bimaculata*, Gasp = *Gomphus* sp., Lpla = *Lestes plagiatius*, Cfas = *Chlorolestes fasciatus*, Cvir = *Chalcolestes viridis*, Aqsp = *Aquarius* sp., Eusp = *Eurymetra* sp., Ensp = *Enithares* sp., Nyvsp = *Nychia* sp., Gasp = *Gerris* sp., Aesp = *Aeshna* sp., Bire = *Boyeria irene*, Ausp = *Aulonogyrus* sp., Mapi = *Microanisops apicalis* et Ansp = *Anisops* sp..

## RELATION ENTRE LA QUALITÉ DES EAUX ET LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES PEUPELEMENTS

L'Analyse Canonique de Correspondances (ACC) a montré que les variables environnementales ont une certaine influence sur la répartition des 37 espèces de fréquence d'occurrence (accessoire, constante, régulière et omniprésente). Le test de Monte-Carlo (n = 999 permutations) indique que les résultats de cette analyse sont significatifs ( $p < 0,05$ ). L'ordination de cette ACC dans le plan factoriel 1-2 (69,8 %) permet de scinder nettement les communautés en trois grands groupes (Fig. 3). Le groupe 1 est composé des sept espèces *Aquarius* sp., *Eurymetra* sp., *Enithares* sp., *Nychia* sp., *Microanisops apicalis*, *Anisop* sp. et *Aulonogyrus* sp. qui sont favorisées par les teneurs élevées en oxygène dissous et principalement identifiées dans les stations des sources (N1 et N2). Le groupe 2 est constitué de vingt-trois taxons qui se développent dans des milieux caractérisés par des teneurs modérées de l'oxygène dissous, la température, la conductivité électrique, l'alcalinité, le gaz carbonique dissous, les matières organiques et les TDS. Il s'agit principalement des espèces : *Potamonautes ecorseii*, *Potamonautes unispinus*, *Boyeria irene*, *Aeshna* sp., *Gerris* sp., *Loccotrephes* sp., *Ranatra* sp., *Hydrometra* sp., *Cordulegaster* sp., *Diplacodes lefebvrui*, *Coenagrion* sp., *Orthetrum* sp., *Chlorolestes fasciatus* et *Chalcolestes viridis*. Ces espèces se développent surtout dans les stations de la zone forestière (N3 et N4). Le groupe 3 est constitué de sept espèces *Chironomus* sp., *Pseudamnicola* sp., *Sphaerium* sp., *Lymnaea* sp., *Radix* sp., *Physa* sp. et *Planorbarius* sp., en majorité des mollusques de la station N5 en zone urbaine, caractérisée par des valeurs élevées, de température, de la conductivité électrique, de l'alcalinité, du gaz carbonique dissous, des matières organiques et des TDS.

## DISCUSSION

### CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU NGUITTO

La température des eaux de Nguito, assez faible (23 – 29,1°C) pourrait être due à la zone de forêt qui recouvre une grande partie du bassin versant. La canopée forestière limite les rayonnements solaires incidents, principale source d'apports énergétiques dans les hydrosystèmes (Webb & Zhang, 2004). À cet effet, Qiu (2013) a montré que les cours d'eau de tête de bassin situés en zone forestière ont des températures plus basses qui varient très peu. La gamme de température obtenue dans la zone forestière de cette étude se rapproche de celles obtenues en zone forestière par Diomandé *et al.* (2009) dans la rivière Agnéby (25,50 - 28,05°C) en Côte d'Ivoire et par Nyamsi Tchatcho *et al.* (2014) et Tchakonté (2016) dans les cours d'eau périurbain en zone forestière aux environs de Yaoundé, puis de Douala (22 - 26°C et 24 - 27°C) au Cameroun. À l'inverse, la température moyenne de 28,8°C obtenue à la station N5 en zone urbaine pourrait s'expliquer par la déforestation, favorisant une plus large exposition des eaux aux rayons solaires incidents. Les eaux du Nguito sont pratiquement neutres ; ce qui peut être attribué à la nature du substrat. En effet, les sols de Bangui et ses environs sont en majorité ferrallitiques et caractérisés par une altération intense des minéraux primaires (Doyémet, 2006). Ces observations confirment les suggestions de Nola *et al.* (1999) qui suggèrent que le pH de l'eau est tributaire des couches de terrain traversées au cours de la percolation. Ces caractéristiques de pH sont semblables à celles obtenues par Foto Menbohan *et al.* (2013) et Tchakonté, (2016) dans les cours d'eau périurbains respectivement à Douala et à Yaoundé au Cameroun. Les faibles valeurs de la conductivité électrique (21,2 à 96,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et des TDS (17,3 à 58,3 mg/L) dans le Nguito traduisent une faible minéralisation des eaux en lien avec le substratum géologique. Cela confirme également une faible activité anthropique agricole dans le bassin versant en zone forestière qui ferait augmenter les teneurs ioniques (Piscart *et al.* 2009 ; 2011). À cet effet, Lecerf (2005) puis Moss (2007) soulignent que la faible minéralisation des rivières de forêt serait due en partie à un cycle très

rapide des éléments biogènes de l'écosystème forestier. Ces valeurs de conductivité concordent avec celles obtenues par Foto Menbohan *et al.* (2013) dans les cours d'eau en zone de forêt au Cameroun, et s'éloignent de celles enregistrées dans les cours d'eau périurbain de Douala en zone de forêt littorale obtenues par Tchakonté (2016). Les valeurs élevées des teneurs moyennes en oxygène dissous (> 84 %) observées dans la zone forestière montrent une bonne oxygénation des eaux selon les valeurs seuils du MEDD & Agence de l'eau (2003). Par contre, le taux moyen de saturation en oxygène dissous inférieur à 70 % dans la station N5 montre une nette diminution de la qualité du milieu (MEDD & Agence de l'eau, 2003 ; Onana *et al.*, 2016) probablement due aux pollutions domestiques générant un développement important des microorganismes qui se traduit par une augmentation forte de l'oxydabilité sur le site. Les valeurs moyennes des sept variables physico-chimiques mesurées (température, pH, teneurs en oxygène dissous, conductivité électrique, TDS, alcalinité, gaz carbonique dissous) montrent que ces eaux sont satisfaisantes à bonnes dans la zone de forêt et douteuses en zone urbaine (MEDD & Agence de l'eau, 2003 ; OMS, 2011). Ces résultats sont similaires à ceux obtenus dans les zones périurbaines et urbaines de Douala au Cameroun respectivement par Tchakonté *et al.* (2015) et Onana *et al.* (2016). Ngoay-Kossy *et al.* (2018) arrivent aux mêmes conclusions dans le cours d'eau Pala en RCA. Ces différents hydrosystèmes pourraient donc appartenir au même biome.

#### FAUNE DES MACRO-INVERTÉBRÉS BENTHIQUES

La richesse taxinomique globale des macro-invertébrés benthiques observée dans le cours d'eau Nguito est relativement faible. Elle est plus faible que celles observées par Foto Menbohan (2012), Foto Menbohan *et al.* (2013) et Tchakonté (2016) au Cameroun. En revanche, cette richesse taxinomique est supérieure à celles de trois hydrosystèmes de la ville de Kinshasa, République Démocratique du Congo (Kamb Tshijik *et al.*, 2015) et celle de la zone soudano-sahélienne au Nord du Cameroun proche de la RCA (Madomguia *et al.*, 2016). La composition de la macrofaune benthique au cours de cette étude caractérisée par une domination de la richesse taxinomique et de l'abondance par les arthropodes est typique des eaux douces africaines (Durand & Lévêque, 1981) et corrobore les résultats obtenus par Diomandé *et al.* (2009) en Côte d'Ivoire, Bassirou Alhou *et al.* (2009) au Niger, par Foto Menbohan *et al.* (2010) puis Tchakonté (2016) au Cameroun, par Sanogo & Kabré (2014) au Burkina Faso et par Kamb Tshijik *et al.* (2015) en République Démocratique du Congo. La prépondérance des arthropodes (53 taxa sur 71) sur les autres groupes taxinomiques et la domination en termes d'abondance des insectes (50 taxa) confirment leur cosmopolitisme et donc leur aptitude à coloniser les niches écologiques hétérogènes (Caryou *et al.*, 2000 ; Tchakonté, 2016).

Du point de vue spatial, les stations des sources (N1 et N2) sont les moins diversifiées avec une abondance plus faible en macro-invertébrés benthiques. Cette faible diversité pourrait s'expliquer par la vitesse de l'eau assez forte et une faible proportion d'espèces rhéophiles (par exemple les plécoptères ou les éphéméroptères) sur le Nguito (Tachet *et al.*, 2010). La présence exclusive des insectes dans ces deux stations et leurs compositions spécifiques (familles des Notonectidae avec *Enithares* sp., *Microanisops* sp., *Anisops* sp. et *Nychia* sp., des Gerridae avec *Gerris* sp., *Eurymetra* sp., *Aquarius* sp. et des Gyrinidae avec *Aulonogyrus* sp.) seraient liés à la disparition des micro-habitats de certains taxa, les obligeant à la colonisations des sources qui leurs offriraient des ressources trophiques naturelles. En effet, ces taxa sont tous absents dans la station N5 en zone urbaine et absents des eaux polluées urbaines dans presque tous les travaux effectués dans la même zone biogéographique (Tchakonté *et al.*, 2014 ; Tchakonté, 2016 ; Onana *et al.*, 2016). Par ailleurs, leurs présences sont signalées dans les milieux de meilleure qualité écologique (Hilsenhoff, 1988 ; Bodie *et al.*, 2002 ; Sánchez-Fernández *et al.*, 2006 ; Nyamsi Tchatcho *et al.*, 2014 ; Tchakonté *et al.*, 2015). Ces auteurs attribuent à ces espèces l'étiquette de bioindicateurs des eaux de bonne qualité écologique ; ce que confirment les résultats obtenus dans

le Nguitto au cours de ces travaux. De même, les stations N3 et N4 en zone forestière sont les plus diversifiées et sont caractérisées par de fortes abondances. Ceci s'expliquerait par la bonne qualité de l'eau en zone de forêt, milieu généralement non pollué et plus diversifié (Foto Menbohan *et al.*, 2010). Pourtant la structure des communautés de macro-invertébrés benthiques dans ces différentes stations correspond à la composition taxinomique des macro-invertébrés benthiques de nombreux cours d'eau forestiers africains comme l'ont montré Diomandé *et al.* (2009), Foto Menbohan *et al.* (2010) et Ngoay-Kossy *et al.* (2018) respectivement dans les cours d'eau périurbains Agnéby (Côte d'Ivoire), Nga (Cameroun) et Pala (RCA).

En revanche, la structure des communautés de macro-invertébrés benthiques au niveau de la station N5 en zone urbaine montre une diversité taxinomique composée des arthropodes suivis des mollusques et des annélides. Les mollusques y sont par ailleurs dominants en termes d'abondance. Les caractères saprophile et saprobionte de la grande majorité des mollusques et des annélides des eaux douces continentales (Moisan & Pelletier, 2008 ; Tachet *et al.*, 2010 ; Foto Menbohan *et al.* 2013), la présence de certaines familles reconnues polluo-tolérantes, comme les Chironomidae et Physidae (Mouthon, 1982 ; Armitage *et al.*, 2001 ; Onana *et al.*, 2016), et la disparition des taxa des stations de sources révèlent une détérioration de l'état écologique des eaux du cours d'eau au niveau de cette station. Cette détérioration serait liée aux apports en eaux usées domestiques et aux déchets solides, sources de pollution primaire dues aux activités anthropiques. Ce résultat est en adéquation avec les conclusions des travaux réalisés dans les cours d'eau urbain au Cameroun (Ngoay-Kossy, 2010 ; Nyamsi Tchactho *et al.*, 2014 ; Onana *et al.*, 2016).

En parallèle, l'analyse canonique des correspondances montre que les assemblages benthiques sont influencés par les variables environnementales en général. En effet, le gaz carbonique dissous, les matières organiques, les TDS, la température, la conductivité électrique et l'alcalinité influencent des taxa en zone urbaine polluée alors que les teneurs en oxygène dissous influencent les taxa présents dans la zone forestière non polluée.

## CONCLUSION

Les analyses physico-chimiques réalisées sur le ruisseau Nguitto montrent que les eaux sont de qualité satisfaisante à bonne dans la zone forestière et indiquent une eutrophisation du milieu dans la zone urbaine. Cette étude a permis également de faire un inventaire des macro-invertébrés benthiques en RCA qui correspond typiquement à la structure de ces communautés dans les eaux douces d'Afrique tropicale et caractérisée par une prépondérance des arthropodes. Les résultats opposent nettement les stations en zone forestière caractérisées par une richesse en espèces indicatrices des eaux de bonne qualité écologiques (oligotrophes) et la station N5, située en zone urbaine et caractérisée par une très forte abondance d'espèces indicatrices d'un milieu impacté par les activités anthropiques. Cette étude confirme le potentiel de bioindication des macro-invertébrés benthiques en RCA et ouvre ainsi un champ de recherche important pour cette région du globe où les analyses physico-chimiques sont difficiles à mettre en œuvre alors que la gestion de cette ressource est encore tatillonne. D'autres études similaires sur d'autres cours d'eau du pays avec plus des paramètres environnementaux permettraient de préciser les préférences écologiques des taxa de macro-invertébrés benthiques de la RCA.

## REMERCIEMENTS

Nous remercions particulièrement l'AUF, qui dans le cadre de la convention BACGL-2014-52, Université de Yaoundé I, Université de Bangui, Université d'Abomey Calavi et Université de Renne 1, intitulé « Gestion durable des ressources en eau, biodiversités de la faune aquatique souterraine et du zooplancton de trois bassins versants d'Afrique (Afrique Centrale et de l'Ouest) : impacts des perturbations anthropiques, climatiques et de la pollution » a partiellement

soutenu ce travail. Nous remercions aussi tous les chercheurs du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée et de Biodiversité (LABAAB) de l'Université de Bangui et ceux du Laboratoire d'Hydrobiologie et Environnement (LHE) de l'Université de Yaoundé I qui se sont investis dans la récolte et l'analyse des données, ainsi que les cinq relecteurs anonymes qui ont commenté de manière constructive une première version de cet article.

## RÉFÉRENCES

- APHA (1998).— *Standard method for examination of water and wastewater*, American Public Health Association (APHA-AWWA-EPA-, 20<sup>th</sup> edition, Washington, DC.
- ARCHAIMBAULT, V. & DUMONT, B. (2010).— *L'indice biologique global normalisé (IBGN) : principes et évolution dans le cadre de la Directive Cadre européenne sur l'Eau*. Revue SET.
- ARMELLIN, A. (2010).— *Les communautés de macroinvertébrés benthiques : un indicateur de la qualité de l'eau au lac Saint-Pierre*. 8 p.
- ARMITAGE, P.D., LATTMANN, K., KNEEBONE, N. & HARRIS, I. (2001).— Bank profile and structure as determinants of macroinvertebrate assemblages - seasonal changes and management. *River Res. Applic.*, 17: 543-566.
- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. (1999).— *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable Rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BASSIROU ALHOU, MICHA, J.C., DODO, A. & AWAÏSS, A. (2009).— Étude de la qualité physico-chimique et biologique des eaux du fleuve Niger à Niamey. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 3: 240-254
- BASSIROU ALHOU, MICHA, J.C. & GODDEERIS, B. (2008).— Diversity of Chironomidae, in relation to pollution of the river Niger at Niamey, Niger. *Int. J. Nat. Appl. Sci.*, 4: 256-265.
- BENJAMINI, Y & YEKUTIELI, D. (2001).— The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *Ann. Statist.*, 29: 1165-1188.
- BODIE, R.W., NOVAK, M.A., ABELE, L.E., HEITZMAN, D.L. & SMITH, A.J. (2002).— *Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State, Albany (New York)*. Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation.
- BOULVERT, Y. (1976).— *Carte pédologique de la République centrafricaine*. Feuille de Bangui à 1 : 200 000e. Ed. ORSTOM, Coll. Notice Explicative, 64, Paris.
- CAMARGO, J.A., ALONSO, A. & DE LA PUENTE, M. (2004).— Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environ. Monit. Assess.*, 96: 233-249.
- CARYOU, J., COMPIN, A., GIANI, N. & CÉRÉGHINO, R. (2000).— Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la biotypologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique d'Adour-Garonne (France). *Ann. Limnol.*, 36: 189-202.
- CHESSMAN, B.C. (1995).— Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Aust. J. Ecol.*, 20: 122-129.
- COMPIN, A. & CÉRÉGHINO, R. (2007).— Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landsc. Ecol.*, 22: 1215-1225.
- DAJOZ, R. (2000).— *Précis d'Écologie*, 7<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris.
- DE MOOR, I.J., DAY, J.A. & DE MOOR, F.C. (2003).— *Guides to the freshwater invertebrates of Southern Africa. Volume 8: Insecta II. Hemiptera, Megaloptera, Neuroptera, Trichoptera & Lepidoptera*. Prepared for the Water Research Commission, Pretoria, WRC Report No. TT 214/03.
- DIOMANDÉ, D., BONY, Y.K., EDIA, E.O., KONAN, K.F. & GOURENE, G. (2009).— Diversité des macroinvertébrés de la Rivière Agnéby (Côte d'Ivoire; Afrique de l'Ouest). *Eur. J. Sci. Res.*, 35: 368-377.
- DOYÉMET, A. (2006).— *Le Système aquifère de la Région de Bangui (République Centrafricaine) : Conséquences des caractéristiques géologiques du socle sur la dynamique, les modalités de recharge et la qualité des eaux souterraines*. Thèse de Doctorat de l'Université des Sciences et Technologies de Lille.
- DRAGESCO, J. & DRAGESCO-KERNEIS, A. (1986).— *Ciliés libres d'Afrique intertropicale : Introduction à la connaissance et à l'étude des ciliés*. ORSTOM éd., Col. Faune tropicale XXVI, Paris.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997).— Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.*, 67: 345-366.
- DURAND, J.R. & LÉVÊQUE, C. (1981).— *Flore et faune aquatique de l'Afrique Sahélo Soudanienne*. ORSTOM, Documentation technique n°45, Tome II. Paris.
- FAO (2005).— *République Centrafricaine. Aquatast. Système d'information de la FAO sur l'eau et l'agriculture*.
- FOTO MENBOHAN, S. (2012).— *Recherches écologiques sur le Mfoundi (Yaoundé) : Essai de Biotypologie*. Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé 1.

- FOTO MENBOHAN, S., TCHAKONTÉ, S., AJEAGAH, G., ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H., BILONG BILONG, C.F. & NJINÉ, T. (2013).— Water quality assessment using benthic macroinvertebrates in a periurban stream (Cameroon). *Int. J. Biotech.*, 2: 91-104.
- FOTO MENBOHAN, S., ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H., NJINÉ, T. & NYAMSI TCHATCHO, N.L. (2010).— Macroinvertébrés benthiques du cours d'eau Nga: Essai de caractérisation d'un référentiel par des analyses biologiques. *Eur. J. Sci. Res.*, 43: 96-106.
- FOTO MENBOHAN, S., ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H., NYAMSI TCHATCHO, N.L. & NJINÉ, T. (2011).— Évolution spatiale de la diversité des peuplements de macroinvertébrés benthiques dans un cours d'eau anthropisé en milieu tropical (Cameroun). *Eur. J. Sci. Res.*, 55: 291-300.
- HELIOTT, T.P. (2014).— *Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques des rivières de la Guadeloupe et réponses aux perturbations anthropiques*. Thèse de Doctorat en Écologie des systèmes aquatiques. Université Paul Sabatier – Toulouse III.
- HILSENHOFF, W.L. (1988).— Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7: 65-68.
- IGN (1988).— *Carte topographique, Bangui 2c-d, NB-34-I, 1/50000*<sup>e</sup>. Paris, 1<sup>ère</sup> édition.
- KAMB TSHUIK, J.C., NDEY IFUTA, S., NTUMBULA MBAYA, A. & KIAMFU PWEMA, V. (2015).— Influence du substrat sur la répartition des macroinvertébrés benthiques dans un système lotique : cas des rivières Gombe, Kinkusa et Mangengenge. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 9: 970-985.
- KOZO, G. (1999).— *Stratégie nationale et plan d'action en matière de diversité biologique : Identification et hiérarchisation des pressions humaines sur la diversité biologique des écosystèmes aquatiques*. République Centrafricaine.
- LECERF, A. (2005).— *Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin : Étude du processus de décomposition des litières*. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse III- Paul Sabatier.
- MADOMGUIA, D., ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H. & FOMENA, A. (2016).— Macroinvertebrates functional feeding groups, Hilsenhoff biotic index, percentage of tolerant taxons and intolerant taxons as major indices of biological assessment in ephemeral stream in Sudano-Saharan Zone (Far-North, Cameroon). *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.*, 5: 792-806.
- MEDD & AGENCE DE L'EAU. (2003).— *Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau, grilles d'évaluation SEQ-Eau* (version 2). Paris.
- MOISAN, J. & PELLETIER, L. (2008).— *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, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- MORTIMER, C.H.C. (1956).— The oxygen content of air saturated freshwater and aids in calculating percentage saturation. *Mitt. Int. Ver. Theo. Ang. Limnol.*, 6: 1-20.
- MOSS, B. (2007).— The art and science of lake restoration. *Hydrobiol.*, 58: 15-28.
- MOUTHON, J. (1982).— Les mollusques dulcicoles: données biologiques et écologiques, clés de détermination des principaux genres de bivalves et de gastéropodes de France. *Bull. Fr. Piscic., Hors Serie*: 1-27.
- NGOAY-KOSSY, J.C. (2010).— *Impact des rejets de l'abattoir d'Etoudi sur la dynamique des peuplements zooplanctoniques et des macroinvertébrés benthiques du cours d'eau Ako'o*. Mémoire du diplôme de Master II. Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I.
- NGOAY-KOSSY, J.C., ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H., BOLEVANE OUANTINAM, S.F., MAKATIA WANGO, S.P & TCHUEM TCHUENTÉ, L.A. (2018).— Influence of steeping the cassava tubers on the physico-chemical quality of water and the population of the benthic macroinvertebrates of river Pala in Central African Republic (CAR). *Int. J. Sci. Res.*, 7: 2077-2088.
- NOLA, M., NJINÉ, T. & TAILLER, R. (1999).— Approche calorimétrique des eaux des nappes de la nappe phréatique superficielle de la ville de Yaoundé (Cameroun). *Microbiol. Hyg. Alim.*, 31: 9-13.
- NYAMSI TCHATCHO, N.L., FOTO MENBOHAN, S., ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H., ONANA FILS, M., ADANDEDJAN, D., TCHAKONTÉ, S., YEMELE TSAGO, C., KOJI, E. & NJINÉ, T. (2014).— Indice multimétrique des macroinvertébrés benthiques Yaoundéens (IMMY) pour l'évaluation biologique de la qualité des eaux de cours d'eau de la région du centre sud forestier du Cameroun. *Eur. J. Sci. Res.*, 123: 412-430.
- OMS (2011).— *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization, 4th ed. WHO Press.
- ONANA, F.M., ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H., KOJI, E., NYAMSI TCHATCHO, N.L. & TCHAKONTÉ, S. (2016).— Influence of municipal and industrial pollution on the diversity and the structure of benthic macro-invertebrates community of an urban river in Douala, Cameroon. *J. Biodiv. Environ. Sci.*, 8: 120-133.
- PIÉLOU, E.C. (1966).— The measurement of diversity in different type of biological collections. *J. Theo. Biol.*, 13: 131-144.

- PISCART, C., NAVEL, S., MAAZOUZI, C., MONTUELLE, B., CORNUT, J., MERMILLOD-BLONDIN, F., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. & SIMON, L. (2011).— Leaf litter recycling in benthic and hyporheic layers in agricultural streams with different types of land use. *Sci. Tot. Environ.*, 409: 4373-4380.
- PISCART, C., GENOEL, R., DOLÉDEC, S., CHAUVET, E. & MARMONIER, P. (2009).— Effects of intense agricultural practices on heterotrophic processes in streams. *Environ. Poll.*, 157: 1011-1018.
- PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT (PNUE) (2011).— *Afrique*. Atlas de l'eau. Résumé pour les décideurs.
- QIU, Z. (2013).— Comparative assessment of storm water and nonpoint source pollution best management practices in suburban watershed management. *Water*, 5: 280-291.
- RODIER, J., LEGUBE, B. & MERLET, N. (2009).— *Analyse de l'eau*. 9<sup>e</sup> édition. Paris, Dunod.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., ABELLÁN, P., MELLADO, A., VELASCO, J. & MILLÁN, A. (2006).— Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic systems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiv. Conserv.*, 15: 4507-4520.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1948).— *The mathematical theory of communication*. Urbana University. Press, Illinois.
- SÖRENSEN, T.A. (1948).— A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kdan Vidensk Selsk Biol Skr*, 5: 1-34.
- SANOGO, S. & KABRE, T.J. (2014).— Dynamique de structuration spatio-temporelle des populations de familles de macroinvertébrés dans un continuum lac de barrage –effluent-fleuve, Volta Burkina Faso. *J. Appl. Biosci.*, 78: 6630 - 6645.
- STALS, R. & DE MOOR, I.J. (2007).— *Guides to the freshwater invertebrates of Southern Africa, volume 10: Coleoptera*. Water Research Commission report, no. tt 320/07, Pretoria-South Africa.
- STARK, J.D., BOOTHROYD, I.K.G., HARDING, J.S., MAXTED, J. R. & SCARSBROOK, M.R. (2001).— *Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams*. New Zealand macroinvertebrate working group report N°1. Prepared for the ministry for the environment. Sustainable management fund project N°. 5103.
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2010).— *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, Paris.
- TAMBASHE, B.O., ANKOGUI-MPOKO, G.F., GOULA, R., THIAM, M. & NGUIMALET, C.R. (2008).— *Atlas de la République Centrafricaine*. Editions Enfance et Paix.
- TCHAKONTÉ, S. (2016).— *Diversité et structure des peuplements de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau urbains et périurbains de Douala (Cameroun)*. Thèse de Doctorat/Ph.D, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé 1.
- TCHAKONTÉ, S., AJEAGAH, G., DRAMANE, D., CAMARA ADAMA, I., KONAN KOFFI, M. & NGASSAM P. (2014).— Impact of anthropogenic activities on water quality and freshwater shrimps diversity and distribution in five rivers in Douala, Cameroon. *J. Biodiv. Environ. Sci.*, 4: 183-194.
- TCHAKONTÉ, S., AJEAGAH, A.G., NYAMSI TCHATCHO, N.L., CAMARA ADAMA, I., DIOMANDÉ, D. & NGASSAM, P. (2015).— Stream's water quality and description of some aquatic species of Coleoptera and Hemiptera (Insecta) in Littoral Region of Cameroon. *Biodiv. J.*, 6: 27-40.
- TER BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, P. (2002).— *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination* (version 4.5), Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (WFD), (2003).— *Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2A. Ecological Status (ECOSTAT).
- WEBB, B.W. & ZHANG, Y. (2004).— Inter-annual variability in the non-advective heat energy budget of Devon streams and rivers. *Hydrol. Proc.*, 18: 2117-2146.
- WILLIAMS, D.D. & SMITH, M.R. (1996).— Colonization dynamics of river benthos in response to local changes in bed characteristics. *Freshwat. Biol.*, 36: 237-248.
- WOODCOCK, T.S. & HURYN, A.D. (2007).— The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshwat. Biol.*, 52: 177-196.
- ZÉBAZÉ TOGOUET, S.H. (2011).— *Zooplankton et eutrophisation d'un lac en zone tropicale*. Edition Universal European Publisher, Berlin.