

# *Détermination De La Qualité Ecologique De La Rivière N'saya A Kinshasa (RD Congo) A Partir Des Communautés De Macroinvertébrés Benthiques*

MUJANI Veronique<sup>1</sup>, SISA MBUNGU Edouard<sup>1,3\*</sup>, DIANGO KILEMBE Evariste<sup>2</sup>, et KAMB TSHIJK Jean-Claude<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Université Nationale Pédagogique (UPN), Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie, Laboratoire d'Hydrobiologie et écologie, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

<sup>2</sup>Université Nationale Pédagogique (UPN), Faculté des Sciences et technologies, Département de Biologie, Laboratoire d'écologie animale, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

<sup>3</sup> Université Nationale Pédagogique (UPN), Centre de Recherches Interdisciplinaires de l'Université Nationale Pédagogique (UPN), Unité de Recherche Environnement, B.P. 8815 Kinshasa I, RD Congo.

Auteur correspondant : SISA MBUNGU Edouard. E-mail : [edwrdsisam@gmail.com](mailto:edwrdsisam@gmail.com)



**Résumé :** Cette étude a évalué la qualité écologique de la rivière N'saya à partir de paramètres hydrologiques, physico-chimiques et de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques. Les résultats révèlent une morphologie du lit spatialement variable, une vitesse d'écoulement uniforme, mais des conditions physico-chimiques globalement dégradées, marquées par une forte turbidité, de faibles concentrations en oxygène dissous et des teneurs élevées en nutriments. La communauté benthique est dominée par les Chironomidae ( $\approx 74\%$ ), traduisant une forte tolérance à l'hypoxie et à l'enrichissement organique. Les indices biologiques (IBGN: 3–5; FBI : 7,43–7,85) indiquent une qualité biologique très mauvaise à mauvaise. L'Analyse Canonique des Correspondances met en évidence l'influence déterminante des nitrates, de la turbidité et de l'oxygène dissous sur la distribution des taxons, confirmant le rôle central des pressions anthropiques locales. La station N'sa4, caractérisée par une meilleure intégrité riparienne et une richesse taxonomique plus élevée, illustre l'importance de la bande riveraine dans le maintien de la qualité écologique.

**Mots-clés :** qualité écologique, macroinvertébrés benthiques, bioindicateurs, rivière N'saya, Kinshasa, RD Congo.

## **I. Introduction**

Les eaux douces continentales constituent une ressource essentielle au maintien de la biodiversité, au fonctionnement des écosystèmes et au bien-être des populations humaines. Toutefois, à l'échelle mondiale, ces milieux sont soumis à des pressions anthropiques croissantes liées notamment à l'urbanisation rapide, à l'intensification des activités agricoles et aux rejets domestiques et industriels, entraînant une dégradation progressive de leur qualité écologique (Bagalwa, 2006 ; Malmqvist & Rundle, 2002).

L'évaluation de l'état écologique des cours d'eau repose traditionnellement sur des analyses physico-chimiques de l'eau. Bien que pertinentes, ces mesures fournissent essentiellement une information ponctuelle et instantanée, souvent insuffisante pour refléter l'intégrité écologique globale d'un hydrosystème (Chapman, 1996). En revanche, les macroinvertébrés benthiques sont largement reconnus comme des bioindicateurs fiables de la qualité écologique des milieux aquatiques, car leur diversité, leur structure

communautaire et leur composition taxonomique intègrent les effets cumulés des perturbations environnementales sur le long terme (Rosenberg & Resh, 1993 ; Tachet *et al.*, 2010).

En raison de leur sédentarité, de la diversité de leurs cycles biologiques, de leur abondance et de leur tolérance différentielle aux gradients de pollution et de dégradation de l'habitat, les macroinvertébrés benthiques constituent d'excellents indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques (MDDEFP, 2013). Ils occupent par ailleurs une position clé dans les réseaux trophiques aquatiques, assurant le transfert de matière et d'énergie entre les producteurs primaires et les niveaux trophiques supérieurs, notamment les poissons et les oiseaux (Hynes, 1970 ; Tachet *et al.*, 2010). Ces caractéristiques ont conduit à leur intégration dans plusieurs cadres réglementaires et protocoles internationaux de suivi écologique, tels que la Directive-cadre européenne sur l'eau et le Rapid Bioassessment Protocol (Barbour *et al.*, 1999).

Les communautés de macroinvertébrés benthiques réagissent de manière spécifique aux altérations du milieu, en particulier à la pollution organique, à la dégradation des habitats, à la modification des substrats et à la variation de l'oxygène dissous (Hilsenhoff, 1988 ; Hynes, 1970 ; Hallawell, 1986). Leur analyse permet ainsi de diagnostiquer l'état écologique des cours d'eau à travers l'utilisation d'indices biotiques et de métriques de diversité largement éprouvés (Bonada *et al.*, 2006 ; Rosenberg & Resh, 1993).

À Kinshasa, capitale de la République Démocratique du Congo, plusieurs cours d'eau urbains ont déjà fait l'objet d'investigations écologiques basées sur les macroinvertébrés benthiques. Ainsi, la rivière Musolo (commune de N'sele) a été évaluée à l'aide de l'indice biotique IBGN, révélant un état écologique fortement dégradé (Munganga, 2020). De même, des études menées sur la rivière Lukunga ont mis en évidence une altération notable de la qualité écologique et biologique, en lien avec les activités anthropiques environnantes (Kamb, 2013). Des travaux similaires réalisés sur les rivières Kinkusa, Gombe et Mangengenge ont également confirmé la dégradation progressive de ces hydrosystèmes urbains (Kamb, 2018).

La rivière N'saya, située dans un contexte urbain densément peuplé de Kinshasa, est soumise à de multiples pressions anthropiques, notamment les rejets domestiques non traités, les effluents d'élevage, le ruissellement des eaux chargées en polluants et une urbanisation non planifiée. Ces perturbations entraînent une altération des paramètres physico-chimiques de l'eau et une dégradation des habitats aquatiques, affectant directement la structure et le fonctionnement des communautés biologiques (Sisa *et al.*, 2025). Malgré son importance écologique et socio-économique locale, cette rivière demeure encore peu documentée sur le plan biologique.

Dans ce contexte, l'utilisation des macroinvertébrés benthiques apparaît comme une approche pertinente et complémentaire pour évaluer l'état écologique de la rivière N'saya, en intégrant à la fois les dimensions spatiale, temporelle et fonctionnelle des perturbations environnementales. Dès lors, la question centrale de cette étude est la suivante : quel est l'état écologique actuel de la rivière N'saya à Kinshasa, et dans quelle mesure les communautés de macroinvertébrés benthiques peuvent-elles révéler son niveau de dégradation environnementale ?

La présente étude vise à évaluer la qualité écologique de la rivière N'saya à partir de l'analyse des communautés de macroinvertébrés benthiques. Les objectifs spécifiques consistent à : (i) caractériser les paramètres physico-chimiques de l'eau de la rivière N'saya ; (ii) identifier et inventorier les familles de macroinvertébrés benthiques présentes ; (iii) analyser la diversité spatiale et la structure des communautés ; (iv) examiner les relations entre la composition des macroinvertébrés et les paramètres physico-chimiques de l'eau ; et (v) évaluer la qualité écologique globale de la rivière à l'aide d'indices biotiques adaptés.

## II. Milieu d'étude

La rivière N'saya est située dans la commune de Mont-ngafula, dans la partie sud de la ville de Kinshasa. Son bassin versant est situé dans la zone de collines. Elle prend sa source au pied de la colline des quartiers Cite Pumbu et Matadi-kibala. Elle coule de l'Ouest vers le sud sur une distance de 7 kilomètres pour se jeter dans la rivière N'saya. Selon Shwunn; la rivière N'saya est classer parmi les rivières de deuxième ordre (Sisa *et al.*, 2025).

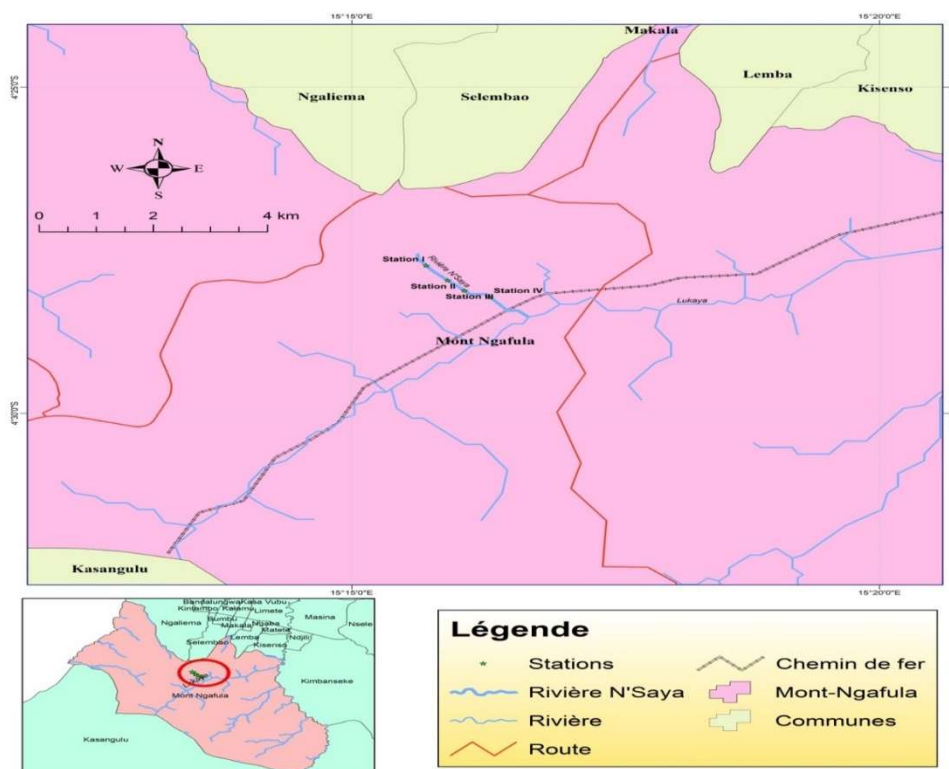


Figure 2 : Localisation du site de prélèvement dans la rivière N'saya

L'évaluation de la qualité des bandes riveraines et de la structure des peuplements des MIB dans cet hydrosystème sera faite par station, en tenant compte de leurs caractères hydrologiques moyens (largeur et profondeur du lit, vitesse d'écoulement), de la stabilité des berges, de la présence d'une végétation naturelle sur les berges et de l'absence de trace d'une source de pollution (Touzin, 2008 ; Kamb, 2018).

L'étude prospective a été effectuée dans la rivière N'saya, elle a permis d'orienter le choix des stations étudiées. A cet effet, plusieurs stations d'échantillonnage ont été prospectées sur l'ensemble du bassin versant de cet hydrosystème et l'effort a été fait de couvrir au maximum les différents secteurs d'amont en aval. Les principaux critères de sélection des stations d'étude ont été (Touzin, 2008 ; Kamb, 2018)

Quatre stations distantes de 100 m de longueur ont été sélectionnées d'amont en aval dans chaque hydrosystème étudié après prospection du milieu d'étude. Leurs coordonnées géographiques ont été déterminées à l'aide d'un GPS (Global Positioning System) de marque Garmin II. L'analyse de la biocénose des invertébrés benthique sera effectuée en tenant compte des paramètres hydrologiques, physico-chimiques aux différentes stations.

### III. Méthodes

#### III.1. Paramètres physico-chimiques de la rivière N'saya

Cinq paramètres physiques ont été prélevés *in-situ*, à cause de leur sensibilité aux conditions du milieu et leur susceptibilité à varier dans des proportions importantes de nature à influencer l'interprétation. Il s'agit de la température (°C), de la conductivité à 20°C (μS/cm), de la turbidité (UNT : Unité Néphélométrique de Turbidité), du potentiel redox et du pH. Ces paramètres ont été prélevés à l'aide d'une sonde multiparamètre de marque SISCO-WQT-7L.

L'oxygène dissous a été prélevé *in-situ* à l'aide d'une sonde oxymètre de marque Oxi 315i/7SET. Les autres paramètres chimiques de l'eau de la rivière N'saya ont été analysés au laboratoire du Commissariat Général à l'Energie Atomique

(CGEA/CREN-K) à partir des échantillons d'eau prélevés. Le spectrophotomètre HACH DR/2400 a permis de doser ces paramètres. Il s'agit : du calcium ( $\text{Ca}^{2+}$  mg/L), du fer ( $\text{Fe}^{2+}$  mg/L), du chlorure ( $\text{Cl}^-$  mg/L) de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$  mg/L), du nitrite ( $\text{NO}_2^-$  mg/L), du nitrate ( $\text{NO}_3^-$  mg/L), des phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$  mg/L) et du sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$  mg/L). Pour permettre la lecture des résultats de l'analyse sur le spectrophotomètre, l'eau échantillonnée a été filtrée à l'aide des papiers filtres de marque StonyLab et de 50µm de diamètre des pores, les réactifs titrants respectifs ont été ajoutés puis le Programme Hach (PH) de l'élément ou de l'ion à doser a été sélectionné.

La Demande Biologique en Oxygène (DBO5) (mg/l) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) ont été déterminée après incubation pendant 5 jours dans une enceinte thermostatée (Les conditions communément utilisées sont 5 jours à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air).

### III.2. Echantillonnage, identification et conservation des macroinvertébrés benthiques

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques a été fait à l'aide d'un surber. Ce dernier est constitué d'un cadre métallique de 30 cm<sup>2</sup> sur lequel est fixé un filet conique à maille de 1 mm. Pour capturer les MIB, le filet a été posé horizontalement en aval du transect, avec l'ouverture orientée vers le sens contraire du courant, puis l'eau a été remuée pour déloger les organismes de leur substrat, afin de permettre au courant de les orienter dans le filet. Les spécimens ainsi échantillonnés ont été triés et conservés dans des bocaux de 2 litres contenant l'eau du site. Au laboratoire, après un tri minutieux, les spécimens ont été fixés dans du formol 5% contenus dans des flacons de 10 ml, avant leur identification. Sur chaque bocal et flacon, ont été mentionnés, la date et l'heure de prélèvement, le numéro de la station, le type de substrat et la partie du lit concernée.

L'identification des taxons s'est effectuée principalement à l'aide des clés de détermination proposées par Macan (1959), Durand et Leveque (1981), Evrard (2001), Mary (2010) et Tachet *et al.* (2010) sous stéréo-loupe binoculaire et, occasionnellement, à l'aide d'un microscope pour certains détails précis. Afin de réduire le risque d'erreur, la position systématique a été faite jusqu'au niveau de famille. Ceci est utile lorsqu'on veut obtenir un portrait général d'un écosystème aquatique (Touzin, 2008), et ce choix constitue un compromis entre ce qui est souhaitable d'un point de vue information écologique et ce qui est possible d'un point de vue d'identification (Tachet *et al.*, 2010).

### III.3. Analyse des données

#### III.3.1. Analyse de la structure de peuplement des macroinvertébrés

Quatre indices ont été calculés pour comparer la diversité taxonomique stationnelle. Il s'agit de : la richesse taxonomique, la composition taxonomique, la diversité de Shannon et Weaver et la distribution des taxons au sein des stations ou l'équitabilité de Pielou. La diversité représente par deux composantes: la richesse spécifique et l'abondance relative (Campbell et Reece, 2007, Kamb, 2018).

- **Indice de diversité de Shannon et Weaver** : l'indice de Shannon et Weaver  $H'$  est utilisé en écologie pour mesurer la diversité taxonomique (Legendre & Legendre, 1984). Il est calculé par la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log P_i$$

Avec :  $H'$  : Indice de diversité de Shannon et Weaver.

$S$  : nombre de taxons (espèces),

$P_i$  : abondance relative de chaque taxon ( $P_i = \frac{n_i}{N}$ ),

$i$  : variant de 1 à  $S$ ,

$n_i$  : effectif du taxon  $i$ ;

**N** : effectif total de la station.

**H'** varie entre 0 et 4,5. Sa valeur est nulle (0) si la population n'est constituée que d'une seule espèce ; et maximale dans le cas où les espèces représentent des abondances équivalentes.

- **Équitabilité de Piérou J'** : Cet indice d'équitabilité permet de mesurer l'équilibre des taxons au sein d'un peuplement (Kamb, 2018). Cet indice est obtenu par le rapport entre l'indice de diversité de Shannon-Weaver (**H'**) et une distribution fictive équitable de ces taxons (Moisan et Pelletier, 2011 ; Kamb, 2018). Cet indice varie de 0 à 1, et s'obtient par la formule :

$$J' = H' / H'_{\max} \text{ où } H'_{\max} = \log_2 S$$

La valeur de **J'** varie entre 0 (une seule espèce domine) et 1 (toutes les espèces ont la même abondance).

Ces différents indices ont été calculés à l'aide d'un logiciel statistique (PaSt : Paleontology statistica.) Version 4.03.

Indice de similarité de Jaccard : Il mesure le degré de similarité des peuplements des différentes stations au sein d'un hydrosystème. Il est calculé à l'aide de la formule (Kapoor et white, 1992 ; Evrard, 1996) :

$$I = \frac{N_c}{N_x + N_y - N_c}$$

Où : **N<sub>c</sub>** : nombre de taxons communs aux stations x et y

**N<sub>x</sub>** et **N<sub>y</sub>** : nombre de taxons présents respectivement aux stations x et y.

L'indice de similarité de Jaccard varie de 0 à 1.

### III.3.2. Analyse de la qualité biologique et écologique de la rivière N'saya

L'évaluation de la qualité biologique et écologique de la rivière N'saya a été faite à partir de l'Indice Biotique Global Normalisé (I.B.G.N.) conformément aux prescriptions reprises dans la norme NF T 90-350 de mars 2004 d'après AFNOR (2004).

Cet indice a pour objet d'évaluer la tendance d'évolution de la qualité des eaux des écosystèmes lotiques à partir de l'étude des indicateurs biologiques négatifs (eaux pures) ou positifs (eaux polluées) existant dans la macrofaune benthique (Ramade, 2005).

L'IBGN fournit une estimation qualitative du milieu dans son ensemble en utilisant la faune des macroinvertébrés comme compartiment intégrateur de celui-ci. Selon l'Agence Française de Normalisation (AFNOR, 2004), l'appréciation de la qualité de l'eau est fonction de la cote attribuée après analyse des macroinvertébrés. Le principe de cette méthode consiste à déterminer la variété taxonomique (st) et le groupe faunistique indicateur (GI), puis à sélectionner la famille qui représente le degré de polluosensibilité le plus élevé de l'échantillon intégré.

L'indice est lu au croisement de la colonne de la variété taxonomique et de la ligne du groupe faunistique indicateur. La variété taxonomique (st) donne des renseignements sur celle d'habitats présents dans un cours d'eau tandis que le groupe faunistique indicateur (GI) donne des informations sur la qualité physico-chimique de l'eau.

Après analyse des macroinvertébrés, une note est attribuée à chaque station en fonction du groupe faunistique indicateur et de la variété faunistique. La note attribuée varie de 0 à 20 en fonction du groupe faunistique indicateur et de la diversité faunistique (tableau 1). Cette note peut être utilisée pour cartographier la qualité des cours d'eaux d'une région donnée (AFNOR, 2004).

Tableau 1. Grilles de détermination de la qualité du cours d'eau

Classe de couleur	Qualités biotique	Note I.B.G.N
<b>Bleu</b>	Très bonne	Note $\geq 17$
<b>Vert</b>	Bonne	$16 \geq \text{note} \geq 17$
<b>Jaune</b>	Passable	$16 \geq \text{note} \geq 9$
<b>Orange</b>	Mauvaise	$8 \geq \text{note} \geq 5$
<b>Rouge</b>	Très mauvaise	Note $\geq 5$

### III.3.3. Tolérance ou intolérance à la pollution organique

Une abondance relative élevée d'un ou de deux taxons, est une variable utilisée comme mesure de tolérance à la pollution au sein d'un hydrosystème. Des cotes de tolérance, variant sur une échelle de 0 à 10, ont été attribuées aux différents taxons.

Des cotes adaptées à la famille sont reprises dans le tableau 3 (Hilsenhoff, 1988). Seuls les taxons qui ont une cote de tolérance sont inclus dans le calcul. A une station donnée, l'indice d'Hilsenhoff (FBI : Family Biotic Index) se calcule comme suit :

$$\text{FBI} = \sum x_i \cdot t_i / n_i$$

$x_i$  : nombre d'individus du  $i$ ème taxon ;

$t_i$  : tolérance du  $i$ ème taxon ;

$n_i$  : nombre d'individus composant l'échantillon.

Plus le résultat est élevé, plus l'hydrosystème est susceptible d'être touché par un stress (Moisan et Pelleteir, 2011). Hilsenhoff (1988) propose une échelle d'interprétation des résultats obtenus pour le FBI :

Tableau 2 : Echelle d'interprétation de l'indice Hilsenhoff pour le FBI (Hilsenhoff, 1988)

Hilsenhoff	Qualité	Pollution organique
0,00 à 3,75	Excellente	Sans pollution organique
4,26 à 5,00	Bonne	Pollution organique probable
5,01 à 5,75	Moyenne	Pollution organique assez substantielle
5,76 à 6,50	Plutôt mauvaise	Pollution organique substantielle
6,51 à 7,25	Mauvaise	Pollution organique très substantielle
7,26 à 10,00	Très mauvaise	pollution organique grave

### II.3.4 Analyses statistiques

L'Analyse Canonique des Correspondances (ACC) (Ter Braak et Smilau, 1998 ; Legendre et Legendre, 2012) a permis d'explorer les relations entre la composition des peuplements d'Odonates et les variables environnementales (composantes des bandes riveraines). Cette méthode multivariée, issue de l'Analyse des Correspondances (AC), combine régression multiple et réduction dimensionnelle pour identifier les principaux gradients environnementaux influençant la distribution des espèces.



Les données ont été transformées selon la fonction  $\text{LOG}(x+1)$ , puis standardisées (centrées-réduites), afin de normaliser les distributions et d'harmoniser les échelles des variables.

L'ensemble des analyses a été réalisé à l'aide du logiciel PAST (version 4.03) (Ter Braak, 1987 ; Hammer *et al.*, 2001 ; Kamb, 2018). Seules les variables présentant une contribution supérieure à la moyenne ont été retenues pour l'interprétation des axes (Morineau et Aluja-Banet, 1998).

La CAH consiste à agréger les individus selon leur ressemblance, mesurée à l'aide d'un indice de similarité ou de dissimilitude. Cette méthode de classification est destinée à produire des groupements décrits par un certain nombre de variables ou caractères (Lebart *et al.*, 1995). Elle procède en fait à la construction des classes (paquets) par agglomération successive des objets deux à deux, qui fournissent une hiérarchie de partition des objets.

Il existe plusieurs méthodes de CAH et choix de calcul de la distance entre deux objets, deux classes ou un objet et une classe (Benzecri, 1973). C'est l'indice de Bray-Curtis qui a été retenu, avec la technique de regroupement agglomératif moyen, comme le recommandent Legendre et Legendre (1984).

En termes des individus et des variables, supposant que « n » individus soient caractérisés par les « p » variables ou caractères alors l'arbre est construit tel que pour les éléments qui sont dans un même groupe, chacun a plusieurs caractères communs avec les autres et chaque caractère est possédé par les membres du groupe (Husson *et al.*, 2010).

Les algorithmes qui construisent ces arbres sont connus sous le nom de « classification ascendantes hiérarchique ». Le plus utilisé est l'algorithme de Ward ou la méthode des moments d'ordre 2 (Husson *et al.*, 2010).

En classification automatique, il n'y a pas de groupes *à priori*. La méthode cherche dans le nuage de points des zones denses qui formeront des groupes qu'il restera à interpréter par la suite.

## IV RESULTATS

### IV.1 Paramètres physiques

Tableau 3 : Valeurs moyennes des paramètres physiques de l'eau de la rivière N'saya en saison sèche 2025.

Paramètres	Stations				Moyenne
	N'sa1	N'sa 2	N'sa 3	N'sa 4	
Température (°C)	24,8	25,7	26,3	27,4	26,1±1,1
pH	7,19	7,16	7,26	7,39	7,25±0,1
Conductivité (µS/cm)	201,3	264	247	230	236±27
TDS (ppm)	107	133	123	115	120±11
Turbidité (UNT)	115,24	115,53	114,87	114,78	115,11±0,3
Potentiel Redox (mV)	89	60	125	174	112±49

Les valeurs moyennes des paramètres physiques mesurés dans la rivière N'saya en saison sèche 2025 sont présentées dans le Tableau 3.

La température de l'eau a montré une variation spatiale modérée entre les stations d'échantillonnage. La valeur minimale a été enregistrée à la station N'sa1 (24,8 °C), tandis que la valeur maximale a été observée à la station N'sa4 (27,4 °C). La température moyenne globale de la rivière s'est établie à 26,1 ± 1,1 °C, traduisant une relative homogénéité thermique sur le tronçon étudié.

Le pH de l'eau est resté globalement neutre à légèrement alcalin au niveau de l'ensemble des stations. Les valeurs ont varié de 7,16 (N'sa2) à 7,39 (N'sa4), avec une moyenne de 7,25 ± 0,1, indiquant une faible variabilité spatiale du pH le long de la rivière.

La conductivité électrique a présenté des variations notables entre les stations, avec une valeur minimale de 201,3  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à N'sa1 et une valeur maximale de 264  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à N'sa2. La conductivité moyenne enregistrée pour l'ensemble du tronçon est de  $236 \pm 27$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ , traduisant une minéralisation modérée de l'eau.

Les concentrations en solides dissous totaux (TDS) ont suivi une tendance similaire à celle de la conductivité. Les valeurs ont oscillé entre 107 mg/L (N'sa1) et 133 mg/L (N'sa2), avec une moyenne de  $120 \pm 11$  mg/L, indiquant une faible charge en éléments dissous.

La turbidité a montré une très faible variation spatiale entre les stations, avec des valeurs comprises entre 114,78 NTU (N'sa4) et 115,53 NTU (N'sa2). La valeur moyenne de  $115,11 \pm 0,3$  NTU traduit une forte homogénéité de la turbidité sur l'ensemble du tronçon étudié.

Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) a présenté une variabilité relativement importante entre les stations, avec des valeurs allant de 60 mV (N'sa2) à 174 mV (N'sa4). La valeur moyenne de  $112 \pm 49$  mV reflète des conditions redox globalement oxydantes, mais spatialement hétérogènes.

## IV.2 Paramètres chimiques

Tableau 4 : Valeurs moyennes des paramètres chimiques de l'eau de la rivière N'saya en saison sèche 2025.

Paramètres (mg/L)	Stations				Moyenne
	N'sa1	N'sa 2	N'sa 3	N'sa 4	
O <sub>2</sub>	3,02	3,23	3,51	2,5	$3,07 \pm 0,4$
DCO	1,47	1,58	1,64	1,7	$1,6 \pm 0,1$
DBO <sub>5</sub>	0,98	1,05	1,09	1,13	$1,06 \pm 0,1$
MO (matière organique)	1,14	1,23	1,27	1,32	$1,24 \pm 0,1$
Calcium	3,12	2,58	2,37	3,08	$2,79 \pm 0,4$
Ammonium	0,0153	0,0178	0,0169	0,0171	$0,02 \pm 0$
Nitrate	11,91	10,66	13,1	14,95	$12,7 \pm 1,8$
Sulfate	3,1	2,82	2,27	2,19	$2,6 \pm 0,4$
Phosphate	2,98	3,85	4,83	4,57	$4,06 \pm 0,8$
Nitrite	0,002	0,017	0,0126	0,0143	$0,01 \pm 0$

Les valeurs moyennes des paramètres chimiques mesurés dans la rivière N'saya en saison sèche 2025 sont synthétisées dans le Tableau 4.

La concentration en oxygène dissous a varié de 2,5 mg/L à la station N'sa4 à 3,51 mg/L à la station N'sa3. La moyenne globale de  $3,07 \pm 0,4$  mg/L indique une oxygénation relativement faible mais homogène sur l'ensemble du tronçon étudié.

La demande chimique en oxygène (DCO) a présenté des valeurs comprises entre 1,47 mg/L (N'sa1) et 1,70 mg/L (N'sa4), avec une moyenne de  $1,6 \pm 0,1$  mg/L, traduisant une faible charge en substances oxydables.

La demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO<sub>5</sub>) a oscillé entre 0,98 mg/L à N'sa1 et 1,13 mg/L à N'sa4. La valeur moyenne enregistrée est de  $1,06 \pm 0,1$  mg/L, indiquant une faible biodégradabilité de la matière organique présente.

Les concentrations en matière organique ont montré une légère augmentation d'amont vers l'aval, passant de 1,14 mg/L à N'sa1 à 1,32 mg/L à N'sa4. La moyenne globale de  $1,24 \pm 0,1$  mg/L traduit une charge organique globalement faible.

Les teneurs en calcium ont varié entre 2,37 mg/L (N'sa3) et 3,12 mg/L (N'sa1), avec une moyenne de  $2,79 \pm 0,4$  mg/L, indiquant une eau faiblement minéralisée.

Les concentrations en ammonium sont restées très faibles sur l'ensemble des stations, oscillant entre 0,0153 mg/L et 0,0178 mg/L, pour une moyenne de  $0,02 \pm 0$  mg/L.



Les nitrates ont présenté des valeurs comprises entre 10,66 mg/L (N'sa2) et 14,95 mg/L (N'sa4), avec une moyenne de  $12,7 \pm 1,8$  mg/L, traduisant une présence modérée de l'azote oxydé.

Les concentrations en sulfates ont varié de 2,19 mg/L à 3,10 mg/L, avec une moyenne de  $2,6 \pm 0,4$  mg/L, indiquant une faible contribution des sulfates à la minéralisation de l'eau.

Les phosphates ont montré une variation spatiale plus marquée, avec des valeurs allant de 2,98 mg/L (N'sa1) à 4,83 mg/L (N'sa3). La concentration moyenne de  $4,06 \pm 0,8$  mg/L traduit une disponibilité notable du phosphore dissous.

Enfin, les nitrites ont été détectés à de très faibles concentrations, comprises entre 0,002 mg/L et 0,017 mg/L, avec une moyenne de  $0,01 \pm 0$  mg/L, indiquant une faible accumulation de cette forme intermédiaire de l'azote.

### IV.3 Paramètres biologiques

Tableau 5. Distribution des peuplements de Macroinvertébrés dans la rivière N'saya en saison sèche 2025

Ordre	Famille	Stations								N'
		N'sa1		N'sa 2		N'sa 3		N'sa 4		
		ni	ni/N	Ni	ni/N	Ni	ni/N	ni	ni/N	
Achètes (Arhychobdellida)	Hirudidae	0	0	0	0	0	0	2	0,011	2
Basommatophora (Mollusques)	Physidae	3	0,008	4	0,016	0	0	12	0,064	19
	Lymnaeidae	0	0	0	0	4	0,026	1	0,005	5
Coléoptères	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	4	0,021	4
	Dysticidae	0	0	0	0	4	0,026	1	0,005	5
Diptères	Syrphidae	0	0	0	0	5	0,033	0	0	5
	Chironomidae	322	0,875	188	0,749	89	0,589	112	0,599	711
	Sciomyzidae	0	0	0	0	4	0,026	0	0	4
Hémiptères	Culicidae	0	0	0	0	0	0	1	0,005	1
	Naucoridae	5	0,014	2	0,008	8	0,053	0	0	15
	Nepidae	0	0	2	0,008	7	0,046	0	0	9
Odonates	Libellulidae	13	0,035	31	0,124	27	0,179	22	0,118	93
	Corduliidae	14	0,038	17	0,068	2	0,013	16	0,086	49
	Lestidae	1	0,003	0	0	0	0	4	0,021	5
	Coenagrionidae	0	0	3	0,012	0	0	3	0,016	6
Oligochètes (Lumbriculida)	Lumbricidae	4	0,011	3	0,012	1	0,007	5	0,027	13
	Lumbriculidae	5	0,014	1	0,004	0	0	3	0,016	9
Oribatida	Thomaleidae	1	0,003	0	0	0	0	0	0	1
Trichoptère	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	1	0,005	1
N		368	1	251	1	151	1	187	1	957
S		9		9		10		14		
H'		0,6		0,93		1,41		1,5		
J'		0,27		0,42		0,61		0,6		

**Légende :** ni = nombre d'individus par famille ; N = nombre d'individus par station ; S = nombre de taxon par station ; N' = somme de ni au sein d'une famille

La distribution taxonomique et l'abondance des macroinvertébrés benthiques recensés dans la rivière N'saya en saison sèche 2025 sont présentées dans le Tableau 5.

Au total, 957 individus de macroinvertébrés benthiques ont été récoltés dans les quatre stations étudiées. La richesse taxonomique (S) a varié spatialement, avec 9 familles identifiées aux stations N'sa1 et N'sa2, 10 familles à la station N'sa3 et 14 familles à la station N'sa4, indiquant une augmentation progressive de la diversité spécifique d'amont vers l'aval.

Du point de vue de l'abondance totale, la station N'sa1 a enregistré le plus grand nombre d'individus (368 spécimens, soit 38,45 % du total). Elle est suivie par les stations N'sa2 (251 individus ; 26,2 %), N'sa4 (187 individus ; 19,54 %) et N'sa3 (151 individus ; 15,77 %).

À l'échelle de chaque station, les communautés ont été fortement dominées par la famille des Chironomidae, représentant respectivement 87,5 % (N'sa1), 74,9 % (N'sa2), 58,9 % (N'sa3) et 59,9 % (N'sa4) de l'abondance totale par station.

À la station N'sa1, cette dominance est suivie par les familles Corduliidae (3,8 %), Libellulidae (3,5 %), Lumbriculidae et Naucoridae (1,4 % chacune), Lumbricidae (1,1 %), Physidae (0,8 %) et enfin Lestidae et Thomaleidae (0,3 % chacune).

À la station N'sa2, les Chironomidae sont suivis par les Libellulidae (12,4 %), les Corduliidae (6,8 %), puis les Physidae (1,6 %). Les Coenagrionidae et Lumbricidae représentent chacune 1,2 %, tandis que les Naucoridae et Nepidae atteignent 0,8 % et les Lumbriculidae 0,4 %.

À la station N'sa3, après les Chironomidae, les familles les plus représentées sont les Libellulidae (17,9 %), Naucoridae (5,3 %), Nepidae (4,6 %) et Syrphidae (3,3 %). Les Lymnaeidae, Dytiscidae et Sciomyzidae représentent chacune 2,6 %, suivies des Corduliidae (1,3 %) et des Lumbricidae (0,7 %).

À la station N'sa4, la dominance des Chironomidae est suivie par les Libellulidae (11,8 %), les Corduliidae (8,6 %) et les Physidae (6,4 %). Les Lumbricidae (2,7 %), Hydrophilidae et Lestidae (2,1 %), Coenagrionidae et Lumbriculidae (1,6 %), ainsi que les Hirudidae (1,1 %) complètent l'assemblage, tandis que les Lymnaeidae, Dytiscidae, Culicidae et Polycentropodidae représentent chacune 0,5 %.

Les indices de diversité de Shannon (H') et d'équitabilité de Pielou (J') ont augmenté progressivement de l'amont vers l'aval, passant respectivement de 0,6 et 0,27 à la station N'sa1 à 1,5 et 0,6 à la station N'sa4, traduisant une structuration plus équilibrée des communautés en aval.

#### IV.4 Indice Biotique Global Normalisé (IBGN)

**Tableau 6.** Evaluation de la qualité biologique par l'IBGN et de l'état écologique de la rivière N'saya en saison sèche 2025

	Stations			
	N'sa1	N'sa 2	N'sa 3	N'sa 4
Somme des taxons (St)	9	9	10	14
Classe de variété	3	3	4	5
Groupe indicateur	Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae
IBGN	3	3	4	5
Classe de qualité	Très mauvaise	Très mauvaise	Très mauvaise	Mauvaise

Les résultats de l'évaluation de la qualité biologique de la rivière N'saya à l'aide de l'Indice Biotique Global Normalisé (IBGN) sont présentés dans le Tableau 6.

Les valeurs de l'IBGN ont varié de 3/20 à 5/20 selon les stations. Les stations N'sa1, N'sa2 et N'sa3 ont toutes enregistré une valeur de 3, correspondant à une classe de qualité très mauvaise, tandis que la station N'sa4 a présenté une valeur légèrement plus élevée (5), traduisant une qualité biologique mauvaise.

Le groupe faunistique indicateur identifié dans l'ensemble des stations est constitué des Chironomidae, reflétant leur dominance marquée dans les communautés benthiques de la rivière N'saya en saison sèche 2025.

#### IV.5 Indice d'Hilsenhoff (FBI) et pollution organique de la rivière N'saya

Tableau 7. Indice d'Hilsenhoff et pollution organique de la rivière N'saya de Mai à Septembre 2025

Stations	FBI	Qualité	Niveau de pollution
N'sa 1	7,85	Très mauvaise	Pollution organique grave
N'sa 2	7,84	Très mauvaise	Pollution organique grave
N'sa 3	7,43	Très mauvaise	Pollution organique grave
N'sa 4	7,73	Très mauvaise	Pollution organique grave

Les valeurs de l'indice de tolérance de Hilsenhoff (FBI) et les niveaux de pollution organique associés sont présentés dans le Tableau 7.

Les valeurs du FBI ont varié entre 7,43 à la station N'sa3 et 7,85 à la station N'sa1. L'ensemble des stations présente des valeurs supérieures à 7, correspondant à une très mauvaise qualité biologique et indiquant une pollution organique grave sur l'ensemble du tronçon étudié.

#### IV.6 Analyse Canonique de Correspondances

L'Analyse Canonique de Correspondances a permis d'explorer les relations entre les communautés de macroinvertébrés benthiques et les paramètres physico-chimiques de l'eau. Les deux premiers axes ont été retenus, expliquant 86,78 % de l'inertie totale, avec une contribution majoritaire de l'axe 1 (94,21 %) et une contribution plus faible de l'axe 2 (5,79 %).

L'ACC a mis en évidence des corrélations positives entre les familles Corduliidae, Physidae, Lumbricidae, Chironomidae, Lumbriculidae, Naucoridae et Thomaleidae et les paramètres turbidité, calcium, oxygène dissous et phosphates.

Les familles Dytiscidae, Sciomyzidae, Syrphidae, Lymnaeidae et Culicidae sont quant à elles corrélées positivement avec le pH, les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et le potentiel redox.

Par ailleurs, les paramètres TDS, conductivité, ammonium, nitrites, DCO, DBO<sub>5</sub>, matière organique et température se sont révélés associés aux familles Libellulidae, Coenagrionidae et Nepidae (Figure 2).

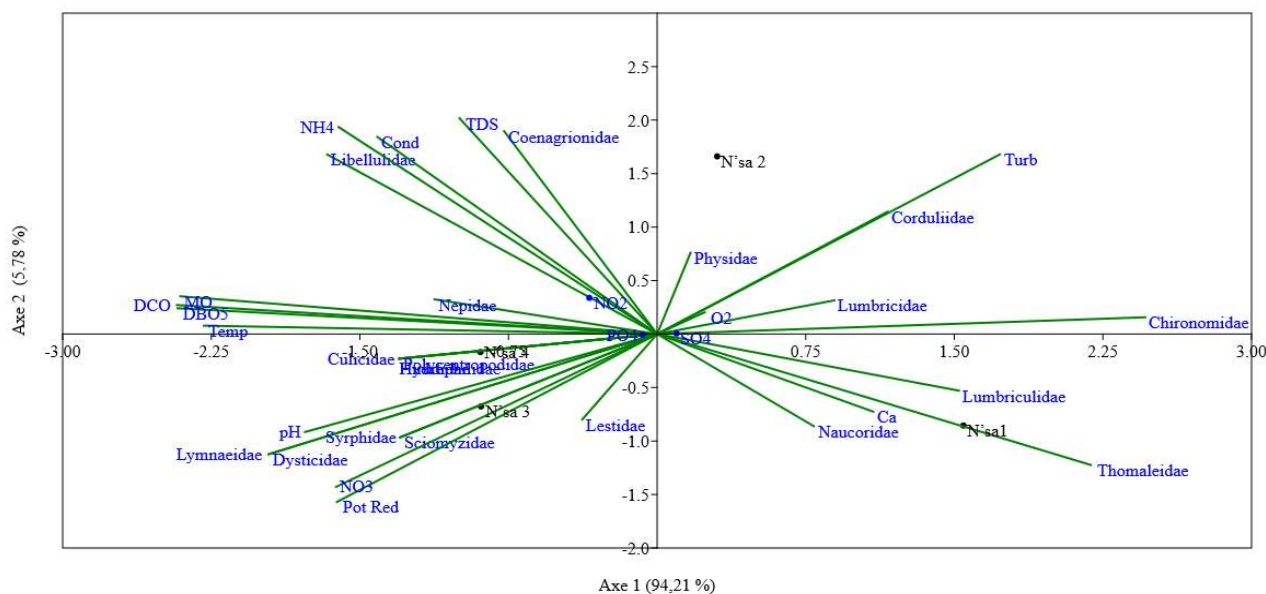


Figure 2. Corrélations entre les MIB et les paramètres physico-chimiques de la rivière N'saya en saison sèche 2025

#### IV.7 Classification Ascendante Hiérarchique

Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), basée sur la matrice d'abondance des macroinvertébrés et utilisant la distance de Bray-Curtis combinée à la méthode de Ward, a permis d'identifier des groupes homogènes de stations présentant des similarités écologiques (Figure 3).

Le dendrogramme a permis de distinguer deux grands groupes :

Groupe 1 : constitué de la station N'sa4, caractérisée par une richesse taxonomique plus élevée et une structure communautaire relativement diversifiée.

Groupe 2 : regroupant les stations N'sa1, N'sa2 et N'sa3, marquées par une forte dominance des Chironomidae, Lumbriculidae et Physidae.

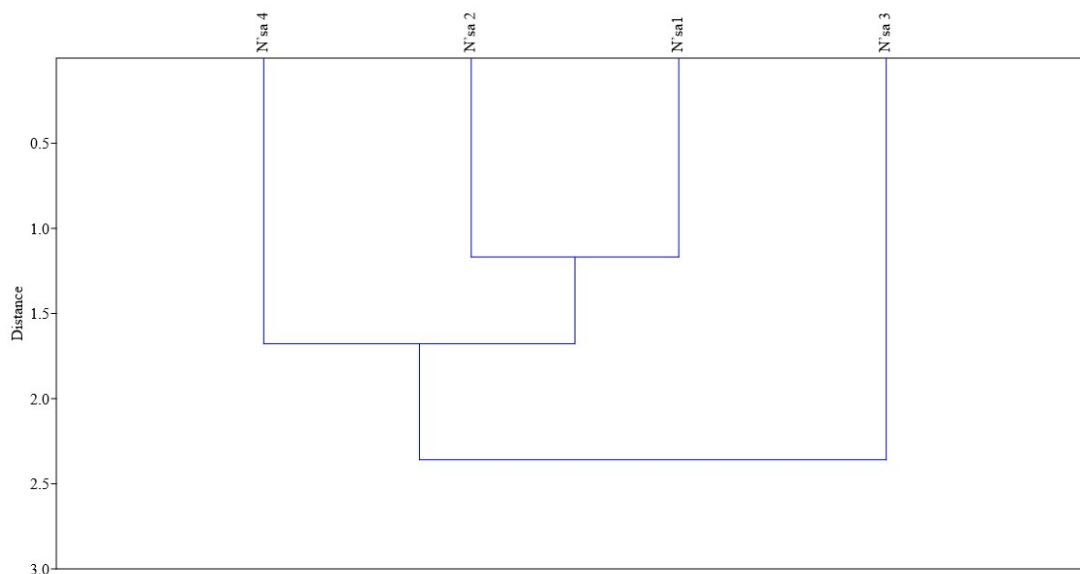


Figure 3. Classification Ascendante Hiérarchique des stations de la rivière N'saya en saison sèche 2025

La structuration obtenue par la CAH concorde avec les résultats de l'ACC, soulignant une cohérence entre les gradients biologiques et physico-chimiques observés le long de la rivière N'saya.

## V. DISCUSSION

Les paramètres hydromorphologiques de la rivière N'saya traduisent une hétérogénéité spatiale modérée, marquée par une largeur maximale du lit à la station N'sa2 et de faibles profondeurs à N'sa1, tandis que la vitesse d'écoulement est restée relativement uniforme. Cette combinaison peut accroître la sensibilité du milieu aux apports ponctuels et favoriser la remise en suspension des sédiments, notamment en contexte de perturbations anthropiques (Wetzel, 2001).

Les valeurs de température ( $26,1 \pm 1,1$  °C) et de pH ( $7,25 \pm 0,1$ ) se situent dans des plages généralement favorables au développement des macroinvertébrés d'eau douce. Toutefois, la turbidité extrêmement élevée ( $\approx 115$  NTU) constitue un facteur limitant majeur, réduisant la pénétration lumineuse, colmatant les substrats et dégradant les habitats benthiques, au détriment des taxons sensibles (Rosenberg & Resh, 1993). La conductivité et les TDS modérés indiquent une eau faiblement minéralisée mais influencée par des apports terrestres locaux, probablement liés aux rejets domestiques et à l'exploitation des berges.

Les faibles concentrations en oxygène dissous (moyenne  $3,07 \pm 0,4$  mg/L), notamment à la station N'sa4, sont susceptibles de contraindre fortement les organismes oxygénodépendants et de favoriser les taxons tolérants à l'hypoxie, en particulier les Chironomidae (Bonada *et al.*, 2006 ; Rosenberg & Resh, 1993). Par ailleurs, les teneurs relativement élevées en nitrates et phosphates suggèrent des apports nutritifs d'origine agricole et domestique, susceptibles d'induire des processus d'eutrophisation locale et des fluctuations diurnes de l'oxygène dissous (Camargo & Alonso, 2006).

La discordance apparente entre les faibles valeurs ponctuelles de DBO<sub>5</sub> et de DCO et les indices biologiques défavorables (IBGN et FBI) peut s'expliquer par le caractère chronique et diffus des pressions anthropiques. De tels apports affectent durablement la biocénose sans nécessairement générer des pics élevés de DBO lors des campagnes de mesure (Hilsenhoff, 1988 ; Zimmerman, 1993).

La dégradation de la bande riveraine, illustrée par un faible Indice de Qualité de la Bande Riveraine (IQBR moyen = 36,8), limite les fonctions écologiques essentielles de filtration, d'ombrage et de stabilisation des berges. À l'inverse, la station N'sa4,

présentant le meilleur IQBR (50) et la plus forte richesse taxonomique ( $S = 14$ ), confirme le rôle clé de l'intégrité riparienne dans le maintien de la qualité biologique des cours d'eau (Allan, 2004 ; Bonada *et al.*, 2006).

La dominance marquée des Chironomidae ( $\approx 74\%$  de l'abondance totale) constitue un signal biologique fort d'altération écologique. Cette famille est reconnue pour sa tolérance élevée aux conditions hypoxiques et aux pollutions organiques, et sa prolifération est fréquemment associée à des milieux enrichis en nutriments (Armitage *et al.*, 1995 ; Shahidi-Hakak *et al.*, 2021). Néanmoins, la présence d'Odonates (Libellulidae, Corduliidae), particulièrement à N'sa4, suggère l'existence de micro-habitats localement plus favorables, indiquant une dégradation marquée mais non homogène du système.

Les faibles scores de l'IBGN (3–5) et les valeurs élevées du FBI (7,43–7,85) convergent vers le diagnostic d'une qualité biologique globalement très dégradée, dominée par des organismes tolérants à la pollution organique. Cette concordance entre indices biotiques renforce la robustesse de l'évaluation écologique (Bonada *et al.*, 2006 ; Hilsenhoff, 1988).

Les analyses multivariées (ACC et CAH) ont confirmé que la structuration des communautés de macroinvertébrés est fortement liée aux gradients environnementaux, notamment la turbidité, les nutriments, la conductivité et l'oxygène dissous. Les taxons tolérants (Chironomidae, Physidae) sont associés aux stations les plus enrichies et turbides, tandis que des groupes plus sensibles (Libellulidae, Coenagrionidae, Nepidae) se positionnent dans des conditions physico-chimiques relativement plus favorables. Ces résultats corroborent le rôle déterminant de la qualité physico-chimique locale dans la structuration des communautés benthiques (Dolédéc *et al.*, 2000 ; Buss *et al.*, 2015).

## VI. Conclusion

La rivière N'saya présente une dégradation écologique marquée, résultant de pressions anthropiques diffuses et chroniques, notamment les apports en nutriments, les matières en suspension et la dégradation de la bande riveraine. La convergence des indicateurs physico-chimiques (forte turbidité, hypoxie), biologiques (dominance des Chironomidae) et biotiques synthétiques (IBGN faible, FBI élevé) atteste d'une pollution organique et nutritive importante. Toutefois, l'hétérogénéité spatiale observée, en particulier à la station N'sa4, souligne le potentiel de résilience locale lorsque les fonctions ripariennes sont partiellement préservées. Ces résultats confirment la pertinence de l'utilisation combinée des macroinvertébrés benthiques, des indices biologiques et des analyses multivariées pour le diagnostic écologique des cours d'eau tropicaux. Ils plaident en faveur de mesures de gestion intégrée, axées sur la restauration des bandes riveraines, la réduction des rejets domestiques et le contrôle des pratiques agricoles, afin d'améliorer durablement la qualité écologique de la rivière N'saya.

## Références

- [1]. Agence Française de NORmalisation (AFNOR), 2004. Essai des eaux. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Norme homologuée. T 90 – 350, 9 p.
- [2]. Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284.
- [3]. Armitage, P. D., Cranston, P. S., & Pinder, L. C. V. (1995). *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall.
- [4]. Bagalwa, M., (2006). *Impact des activités humaines sur la qualité des eaux de la rivière Lwiro* (Sud-Kivu, RDC). VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement,
- [5]. Barbour. M.T., B. D. J. Gerritsen, Snyder Et J. B. Stribling, (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish* (2nd ed.). U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water,
- [6]. Benzécri, J.-P. (1973). *L'Analyse des données : Volume 2, L'Analyse des correspondances* (2<sup>e</sup> éd.). Paris : Dunod.
- [7]. Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>



- [8]. Brusle. J Et J. Quignard, 2004. *Les Poissons et leur Environnement Ecophysiologie et Comportements Adaptatifs.*, Edition TEC et DOC éd., Londres,
- [9]. Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E., Robinson, W. A., Strachan, S., Thirion, C., & Hughes, R. M. (2015). Stream biomonitoring using macro-invertebrates around the globe: A comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, Article 4132. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4132-8>
- [10]. Camargo, J. A., & Alonso, A. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems. *Environment International*, 32, 831–849.
- [11]. Campbell N., et Reece J., 2007. *Biologie*. 7<sup>ème</sup> édition. Pearson Education, Quebec, 1334p.
- [12]. Chapman, D. (1996). *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd ed.). UNESCO/WHO/UNEP.
- [13]. Dolédec, S., Chessel, D., & Gimaret-Carpentier, C. (2000). Niche separation in community analysis: A new method. *Ecology*, 81(10), 2914–2927.
- [14]. Durand J.R., et Leveque C., 1981. *Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne* (Tome II). Paris, France : ORSTOM, 483 p.
- [15]. Evrard M., 1996. *Utilisation des exuvies nymphales de Chironomidae (Diptera) en tant qu'indicateurs biologiques de la qualité des eaux de surface wallonnes*. Thèse de Doctorat, Facultés Universitaires Notre Dame de la Paix (Belgique), 204 p.
- [16]. Evrard M., 2001. *Macroinvertebrés inféodés aux eaux douces belges, Invertebrés dulcicoles (unités d'écologie des eaux douces)*, FUNDP, 19 p.
- [17]. Evrard M., et Micha J.-C., 1995 - "Relation entre la diversité du substrat et la diversité faunistique dans un bief belge de la rivière Meuse". *AnnlsLimnol*, 31, 2, 93-103.
- [18]. Hallawell, J. M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier.
- [19]. Hammer Ø, Harper DAT., Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- [20]. Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 65–68.
- [21]. Hynes, H. B. N. (1970). *The ecology of running waters*. Liverpool University Press.
- [22]. Kamb T. J-C., (2018). *Structure des peuplements des macroinvertebrés benthiques et évaluation de la qualité biologique et écologique des rivières Gombe, Kinkusa et Mangengenge à Kinshasa/ RD Congo*, Thèse de doctorat, UPN ; RD Congo, 201p.
- [23]. Kamb, T.J-C., 2013. *Etude de la structure et de la dynamique des peuplements des Macroinvertebrés benthiques d'un système lotique : Cas de la rivière Lukunga Kinshasa / R.D.Congo* Mémoire de DEA, UPN, 80 p.
- [24]. Kapoor V., and White J., 1992. *Conservation biology a training manual for biological diversity and genetic resources c.s.c., U.K.*, pp. 71- 85.ction satellitaire à haute resolution, in *Revue Belge de Géographie* (Belgo.) 339-456.
- [25]. Lebart, L., Morineau, A., & Piron, M. (1995). *Statistique exploratoire multidimensionnelle* (2<sup>e</sup> éd.). Paris : Dunod.
- [26]. Legendre, P., & Legendre, L. (1984). *Écologie numérique: La structure des données écologiques* (2<sup>e</sup> éd.). Masson.
- [27]. Macan T., 1959. *A guide to fresh water invertebrate animals*, éd. M.A, PHD, Paris, 249 p.

- [28]. Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(2), 134–153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- [29]. Mary N., 2010. Caractérisation physico-chimique et Biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés. 90p.
- [30]. MDDEFP (2013) *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec*, Cours d'eau peu profonds, Quebec, , ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2ième édition.
- [31]. Morineau A., et Aluja-Banet T., 1998. L'analyse en composantes principales. CISIA, Paris. 1 vol, 140p.
- [32]. Munganga, L. K. (2020). Évaluation de la qualité écologique de la rivière Musolo à l'aide des macroinvertébrés benthiques (Kinshasa, RDC). Université de Kinshasa.
- [33]. Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.
- [34]. Shahidi-Hakak, F., Amid-Motlagh, M. H., & Khosravani, M. (2022). A quick review of the family Chironomidae (Order: Diptera) with effect on the environment. *Journal of Advanced Immunopharmacology*, 2(2), e129263. <https://doi.org/10.5812/tms-129263>
- [35]. Sisa Mbungu, E., Kamb Tshijik, J.-C., Mutambel'hity, S. N. D., Lohaka Djonga, J., Bunda Pata Mayala, N., & Munganga Gikug, J. (2025). Étude de l'influence de la qualité des zones riveraines sur la diversité des odonates dans le bassin versant de la rivière N'saya à Kinshasa, RDC. *Afrique SCIENCE*, 27(4), 101-117.
- [36]. Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce : Systématique, biologie, écologie* (2e éd.). CNRS Éditions.
- [37]. Ter Braak C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69: 69-77.
- [38]. Touzin D., 2008. Utilisation des Macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec, Mémoire inédit. Université de Québec, 39 p.
- [39]. Zimmerman, M. J. (1993). The effects of nutrient enrichment. *Water Research*, 27, 153–164.