

## Impact des rejets d'abattoir sur la qualité de l'eau de la rivière Yilia à N'Zérékoré (Guinée) : analyse amont–aval

*Nouhan Keita*

Université de N'Zérékoré,  
Faculté des Sciences de l'Environnement, Guinée

*Nathalie Sia Doumbou Tenkiano*

Université Julius Nyerere de Kankan,  
Faculté des Sciences de la Nature, Guinée  
Centre National de documentation Environnementale, Kindia, Guinée

[Doi:10.19044/esj.2026.v22n15p224](https://doi.org/10.19044/esj.2026.v22n15p224)

Submitted: 22 December 2025

Accepted: 30 April 2026

Published: 31 May 2026

Copyright 2026 Author(s)

Under Creative Commons CC-BY 4.0

OPEN ACCESS

*Cite As:*

Keita, N., & Tenkiano, N.S.D. (2026). *Impact des rejets d'abattoir sur la qualité de l'eau de la rivière Yilia à N'Zérékoré (Guinée) : analyse amont–aval*. European Scientific Journal, ESJ, 22 (15), 224. <https://doi.org/10.19044/esj.2026.v22n15p224>

### Résumé

La qualité des eaux de rivière est fortement influencée par les rejets domestiques et industriels, notamment ceux des abattoirs. Cette étude évalue l'impact des rejets de l'abattoir communal sur la qualité des eaux de la rivière Yilia à N'Zérékoré (Guinée). Les échantillonnages ont été réalisés durant la saison sèche de décembre 2021 à février 2022, en amont (STA) et en aval (SAV) du site de rejet. Les analyses ont porté sur les paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau. Les déchets solides et liquides ont été quantifiés par enquêtes et mesures directes. Les résultats révèlent une dégradation significative de la qualité de l'eau en aval, caractérisée par une turbidité élevée ( $57,6 \pm 21,8$  NTU), des matières en suspension importantes ( $400 \pm 50$  mg/L) et une contamination bactérienne notable (coliformes fécaux :  $33,9 \pm 4,9$  UFC/100 mL). Ces valeurs dépassent les recommandations pour la qualité environnementale des eaux de surface et, pour certains paramètres, les normes de potabilité. L'abattoir produit environ 1,4 t de déchets solides/semi-solides et 1 458 L d'effluents liquides, déversés sans traitement préalable dans le milieu récepteur. Les différences entre stations sont statistiquement significatives ( $p < 0,05$ ). Ces résultats confirment l'impact négatif des rejets d'abattoir sur la qualité de l'eau de la rivière Yilia et

soulignent la nécessité de stratégies de gestion durable des déchets et effluents afin de préserver cet écosystème aquatique et la santé publique.

---

**Mots-clés:** Effluents d'abattoir ; Qualité de l'eau ; Contamination microbiologique ; Pollution fluviale ; N'Zérékoré

---

## **Impact of Slaughterhouse Effluents on the Water Quality of the Yilia River in N'Zérékoré (Guinea): Upstream–Downstream Analysis**

*Nouhan Keita*

Université de N'Zérékoré,  
Faculté des Sciences de l'Environnement, Guinée

*Nathalie Sia Doumbou Tenkiano*

Université Julius Nyerere de Kankan,  
Faculté des Sciences de la Nature, Guinée  
Centre National de documentation Environnementale, Kindia, Guinée

---

### **Abstract**

River water quality is strongly influenced by domestic and industrial discharges, particularly those from slaughterhouses. This study assesses the impact of discharges from the municipal slaughterhouse on the water quality of the Yilia River in N'Zérékoré, Guinea. Sampling was carried out during the dry season from December 2021 to February 2022, upstream (STA) and downstream (SAV) of the discharge site. Analyses focused on the physicochemical and microbiological parameters of the water. Solid and liquid waste were quantified through surveys and direct measurements. The results reveal a significant degradation of water quality downstream, characterized by high turbidity ( $57.6 \pm 21.8$  NTU), high levels of suspended solids ( $400 \pm 50$  mg/L), and significant bacterial contamination (fecal coliforms:  $33.9 \pm 4.9$  CFU/100 mL). These values exceed the recommendations for surface water environmental quality and, for some parameters, drinking water standards. The slaughterhouse produces approximately 1.4 tonnes of solid/semi-solid waste and 1,458 liters of liquid effluent, discharged untreated into the receiving environment. The differences between treatment plants are statistically significant ( $p < 0.05$ ). These results confirm the negative impact of slaughterhouse discharges on the water quality of the Yilia River and highlight the need for sustainable waste and effluent management strategies to preserve this aquatic ecosystem and public health.

---

**Keywords:** Slaughterhouse effluents ; Water quality ; Microbiological contamination ; River pollution ; N'Zérékoré

## 1. Introduction

La pollution des cours d'eau par les activités anthropiques constitue l'une des principales menaces pesant sur les écosystèmes aquatiques en Afrique subsaharienne. Les rejets domestiques, industriels et agroalimentaires, en particulier ceux issus des abattoirs, dégradent significativement la qualité physico-chimique et biologique des milieux aquatiques (Akan et al., 2010 ; Dargahi et al., 2016 ; Omoni et al., 2023). Les eaux usées générées par les abattoirs proviennent des déchets fécaux et d'autres restes produits par les animaux avant l'abattage, de l'eau utilisée pour le lavage des animaux, le nettoyage des équipements souillés de sang, de graisse et d'autres matières biologiques mais surtout du traitement des sous-produits (lavage des viscères et autres).

Ces effluents d'abattoirs se caractérisent par de fortes charges organiques (DBO/DCO), des concentrations élevées en nutriments (Kundu et al., 2013) et en matières en suspension, ainsi que par la présence de microorganismes pathogènes (coliformes fécaux, *Salmonella* spp.). Leur déversement dans les milieux aquatiques stimule la décomposition microbienne de la matière organique, entraînant une consommation accrue d'oxygène dissous. Parallèlement, l'enrichissement en nutriments favorise les processus d'eutrophisation et la prolifération microbienne. L'ensemble de ces perturbations altère le fonctionnement écologique des cours d'eau et accroît les risques sanitaires pour les populations riveraines (Goldin et al., 1985 ; Belghyti et al., 2009 ; FAO, 2019). La pollution rejetée dépend directement du taux de récupération du sang, du mode d'évacuation des matières stercoraires (Johanet et Mizier, 2004) mais aussi des pratiques d'abattage (Kore et al., 2017).

Dans de nombreuses villes africaines, l'insuffisance des infrastructures d'assainissement et l'absence de dispositifs efficaces de traitement des déchets rendent ces impacts encore plus préoccupants (Gana et al., 2020). Les abattoirs urbains, souvent implantés à proximité immédiate des cours d'eau (Kayeye, 2014) y déversent leurs effluents sans traitement préalable (Chennaoui, 2003). De ce fait, les paramètres de pollution doivent être surveillés pour évaluer l'impact environnemental des effluents. Cette évaluation repose sur la distinction entre les normes de potabilité destinées à la consommation humaine (OMS, 2017) et les seuils environnementaux applicables aux eaux de surface (FAO, 2019 ; APHA, 2017).

En Guinée, la gestion des effluents d'abattoirs demeure insuffisante, en raison de l'absence des systèmes de traitement adaptés. Dans la ville de N'Zérékoré en Guinée Forestière, les rejets issus de l'abattoir communal sont

fréquemment déversés sans traitement préalable dans la rivière Yilia, utilisée pour les usages domestiques et agricoles. Cette situation contribue à la dégradation progressive de la qualité de l'eau et expose les populations riveraines à des risques sanitaires. Malgré l'importance de cet enjeu, les données scientifiques relatives à l'impact de ces rejets sur cette rivière demeurent toutefois limitées. Une telle évaluation est pourtant essentielle pour orienter les stratégies de gestion durable, améliorer les conditions d'hygiène et prévenir les risques sanitaires liés à la pollution hydrique.

Cette étude qui vise à combler ce manque avait pour objectifs de : (i) caractériser les effluents d'abattoir ; (ii) évaluer la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la rivière ; et (iii) analyser les pratiques locales de gestion des déchets, afin d'identifier les principaux facteurs de dégradation écologique et de risque sanitaire.

## **2. Matériels et méthodes**

### **2.1 Zone d'étude**

La rivière Yilia est située dans la commune urbaine de N'Zérékoré, dans la région forestière au Sud de la Guinée. Située à plus de 1000 km de Conakry, cette zone bénéficie d'un climat caractérisé par une saison sèche courte et des températures variant de 23°C à 26°C en moyenne, avec des pics pouvant atteindre 34°C à 35°C en février-mars. La végétation se réduit au type de forêt secondaire présentant un aspect de broussaille abondante. On note de nombreux arbres fruitiers sur les parcelles privées et beaucoup de cultures maraîchères et d'exploitation rizicole dans les bas-fonds. La rivière Yilia, traversant la ville, reçoit des effluents domestiques et des rejets de l'abattoir communal. Cet abattoir, construit en 2000 grâce au financement de l'Agence Française de Développement (AFD) dans le cadre du Projet d'Appui aux Filières de Production Animales (PAFPA), est situé à 2,5 km au sud-ouest du centre-ville (**Figure 1**), sur la nationale N'Zérékoré-Yomou.

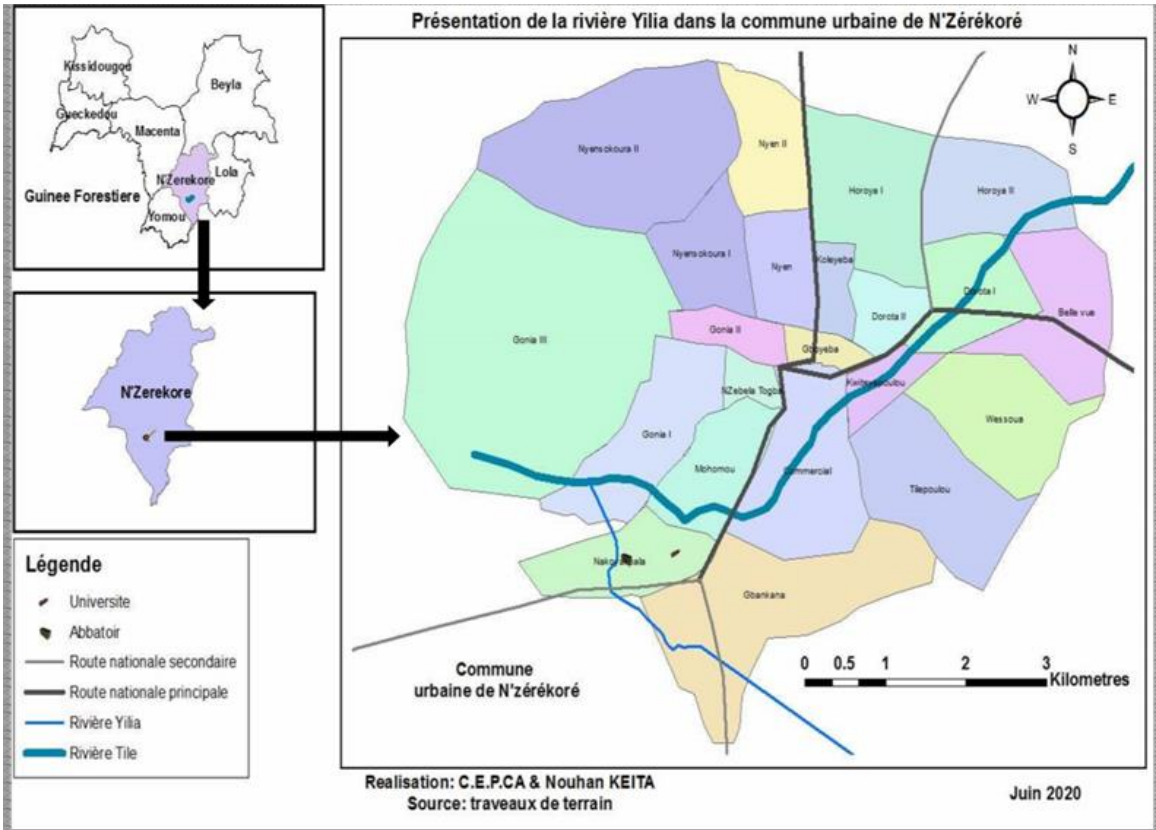


Figure 1: Localisation de la zone d'étude

Deux points d'échantillonnage ont été sélectionnés à une distance de 50 m en amont et 100 m en aval du site de rejet de l'abattoir afin d'évaluer l'influence des effluents sur la qualité de l'eau

## 2.2 Échantillonnage et analyses

### 2.2.1 Échantillonnage

Des échantillons d'eau ont été prélevés en amont (STA) et en aval (SAV) dans des flacons en polyéthylène stériles pour les analyses physico-chimiques et dans des flacons en verre borosilicaté stérilisés pour les analyses microbiologiques selon AFNOR (2001), conservés à 4 °C et analysés sous 24 h (APHA 2017).

### 2.2.2 Analyses physico-chimiques

Les paramètres mesurés *in situ* comprenaient la température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité électrique (CE), le taux de solides dissouts (TDS) selon les méthodes normalisées (AFNOR, 2003). La température à l'aide d'un thermomètre digital (calibré, précision  $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ , norme NF T90-

100), le pH par un pH-mètre WTW 3111, la conductivité (CE), un conductimètre WTW 3110. Les matières en suspension (MES) ont été déterminées par la méthode gravimétrique. Un volume de 100 mL d'eau a été filtré sur membrane en fibre de verre (porosité 0,45 µm), préalablement séché et pesé. Après filtration, le filtre fut séché à 105±2°C puis pesé jusqu'à masse constante (norme NF EN 872). Les valeurs sont exprimées en mg/l et calculées comme suit :

$$MES (mg/L) = \frac{P1 - P0}{Volume\ d'\ eau\ filtré} \quad (1)$$

Avec :

P1, le poids du filtre après filtration et séchage (filtre + résidu) ;

P0, le poids initial du filtre ;

V, le volume d'eau (ici égal à 100 mL).

La turbidité a été mesurée par la méthode colorimétrique à l'aide d'un turbidimètre de marque « Palintests ». Cette méthode évalue la turbidité en mesurant la réduction de l'intensité de la lumière traversant l'échantillon.

Les nitrites et nitrates ont été déterminés par spectrophotométrie d'absorption moléculaire (photomètre 1700) selon la méthode de Rodier (2005).

### **2.2.3 Analyses microbiologiques**

Les indicateurs de contamination fécale, coliformes totaux et fécaux ont été déterminés par la méthode de filtration sur membrane (0,45 µm) et culture sur milieu sélectif chromogène à 44±0,5°C pendant 24 heures (norme NF EN ISO 9308-1). Les résultats sont exprimés en unités formant les colonies pour 100 mL d'eau (UFC/100 mL).

Toutes les analyses ont été réalisées selon les méthodes standard pour l'examen des eaux usées (APHA, 2017).

## **2.3 Gestion des rejets de l'abattoir**

### **2.3.1 Enquêtes auprès des acteurs**

Des enquêtes ont été réalisées auprès des riverains et des usagers de la rivière. La participation reposait sur le consentement libre et éclairé des enquêtés, et les données ont été collectées dans le respect de l'anonymat et de la confidentialité. Réalisées sur 84 personnes (bouchers, apprentis bouchers, agriculteurs, ménagères et pêcheurs), ces enquêtes ont permis de documenter les services écosystémiques du cours d'eau et la perception de la population sur la prolifération végétale et la rareté des poissons. Les critères de sélection étaient le volontariat et la proximité avec le cours d'eau.

### 2.3.2 *Visites et observations*

Les visites ont servi à : identifier et inventorier les différents types de déchets produits, quantifier les déchets solides et liquides ; évaluer les conditions d'abattage et de gestion des déchets ; observer les impacts directs sur la rivière. Pour estimer la production quotidienne de déchets, un échantillon représentatif de six mois d'activité a été sélectionné par tirage aléatoire simple sans remise.

Le nombre moyen d'animaux abattus par jour a été calculé à partir de ces données. Ce paramètre constitue la base de l'extrapolation des quantités de déchets générés quotidiennement. La production totale quotidienne de déchets a été calculée en combinant déchets solides et liquides et en extrapolant à l'ensemble des abattages. La production de déchets solides a été évaluée en mesurant le contenu des panses. Dix panses ont été sélectionnées, en tenant compte du sexe et de l'âge des animaux, pesés pleins puis à nouveau après vidage et nettoyage. Le poids du contenu stomacal a été déterminé par différence :

$$\text{Poids des déchets (kg)} = \text{Poids panse pleine} - \text{Poids panse vide} \quad (2)$$

La quantité de sang produite lors de l'abattage a été mesurée à partir d'un échantillon de 10 animaux (mâles et femelles). Le sang recueilli a été collecté dans des récipients gradués pour déterminer le volume moyen par animal.

Ce volume a ensuite été extrapolé au nombre moyen d'animaux abattus pour obtenir la production totale journalière de sang :

$$\text{Volume moyen} \times \text{nombre moyen d'animaux abattus} \quad (3)$$

L'estimation de la production quotidienne totale de déchets a été calculée par extrapolation de la production unitaire moyenne (déchets solides + liquides) au nombre moyen d'abattages.

Cette démarche a permis d'obtenir une estimation fiable de la contribution de l'abattoir à la pollution organique du cours d'eau.

## 2.4 **Analyse statistique**

Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel SPSS. Les tests de normalité (Shapiro–Wilk) et d'homogénéité des variances (Levene) ont été appliqués pour déterminer les conditions d'utilisation des tests paramétriques. Selon les cas, nous avons utilisé le test t de Student, le test t de Welch ou le test non paramétrique de Mann–Whitney U. Pour les variables microbiologiques, une transformation logarithmique a été testée. Les valeurs de p ont été ajustées par la méthode de Benjamini–Hochberg (FDR).

### 3. Résultats

#### 3.1. Qualité de l'eau

Les résultats des analyses physico-chimiques et microbiologiques réalisées montrent des différences nettes entre les stations STA et SAV. Le pH reste globalement proche de la neutralité dans les deux stations ( $6,2 \pm 0,7$  à STA et  $6,9 \pm 0,2$  à SAV), avec des valeurs conformes aux recommandations de l'OMS pour les eaux naturelles. La température est stable entre les stations ( $25,4 \pm 0,8$  °C), traduisant une homogénéité des conditions thermiques du milieu.

Au contraire, la turbidité, la conductivité, les solides dissous totaux (TDS) et surtout les matières en suspension (MES) présentent des valeurs nettement plus élevées à la station SAV. Les MES atteignent en moyenne  $400 \pm 50$  mg/L à SAV, contre  $156,5 \pm 28,8$  mg/L à STA, traduisant une charge particulaire importante en aval, probablement liée aux rejets anthropiques et au lessivage des berges. Ces valeurs dépassent largement les seuils recommandés pour les eaux de surface, indiquant une dégradation marquée de la qualité environnementale à SAV.

Les nitrites et nitrates restent globalement faibles dans les deux stations, bien que les nitrites soient légèrement plus élevés à SAV ( $0,41 \pm 0,20$  mg/L) qu'à STA ( $0,30 \pm 0,20$  mg/L), suggérant une influence locale des apports organiques récents.

Sur le plan microbiologique, la station SAV se distingue par des charges très élevées en coliformes fécaux et totaux, respectivement  $33,9 \pm 4,9$  et  $28,3 \pm 4,1$  UFC/100 mL, contre  $4,4 \pm 1,8$  et  $4,4 \pm 1,2$  UFC/100 mL à STA. Les valeurs moyennes mesurées en STA et SAV sont présentés dans le tableau 1.

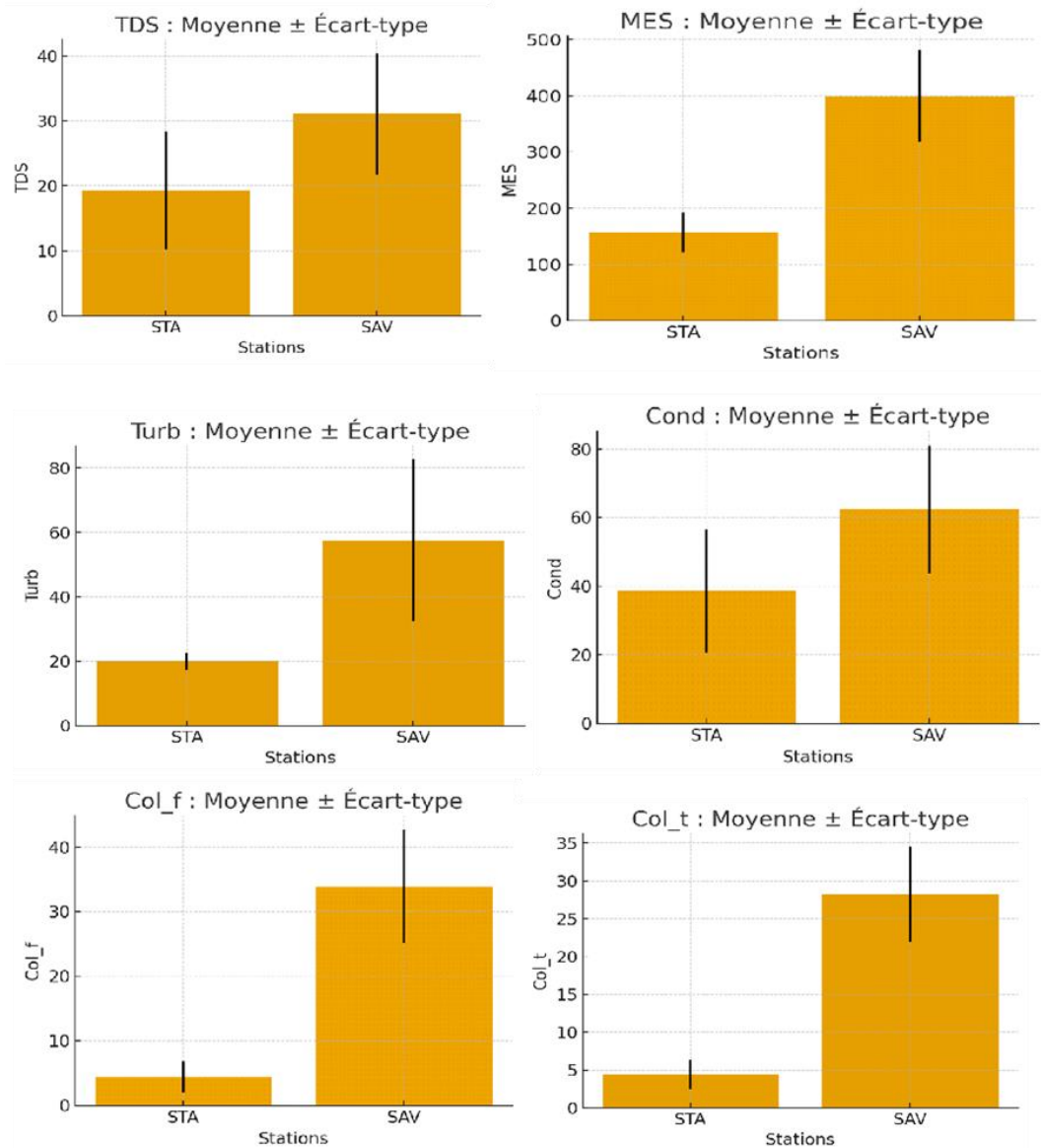
**Tableau 1:** Paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau aux stations STA et SAV (moyenne  $\pm$  écart-type)

Paramètres	STA (Moy $\pm$ ET)	SAV (Moy $\pm$ ET)	Norme potabilité	Réf. OMS	Norme env.	Réf. Env.
pH	$6,2 \pm 0,7$	$6,9 \pm 0,2$	6,5 – 8,5	OMS, 2017	6,0 – 9,0	Directive UE 2000/60/CE
Température (°C)	$25,4 \pm 0,8$	$25,4 \pm 0,8$	$\leq 30$	OMS, 2017	$\leq 30$	USEPA, 2012
Turbidité (NTU)	$20,0 \pm 2,1$	$57,6 \pm 21,8$	$\leq 5$	OMS, 2017	$\leq 25$	FAO, 1997
Conductivité ( $\mu$ S/cm)	$38,7 \pm 13,7$	$62,3 \pm 17,0$	$\leq 1000$	OMS, 2017	$\leq 1000$	Directive UE 2000/60/CE
TDS (mg/L)	$19,3 \pm 6,9$	$31,1 \pm 8,5$	$\leq 500$	OMS, 2017	$\leq 500$	USEPA, 2012
Nitrites (mg/L)	$0,30 \pm 0,20$	$0,41 \pm 0,20$	$\leq 0,2$	OMS, 2017	$\leq 0,5$	Directive UE 2000/60/CE
Nitrates (mg/L)	$0,00 \pm 0,00$	$0,02 \pm 0,01$	$\leq 50$	OMS, 2017	$\leq 25$	Directive UE 2000/60/CE

MES (mg/L)	156,5 ± 28,8	400 ± 50	—	—	≤ 50	FAO, 1997 ; CCME, 2001
Coliformes fécaux (UFC/100 mL)	4,4 ± 1,8	33,9 ± 4,9	0,00	OMS, 2017	≤ 200	Directive UE 2006/7/CE
Coliformes totaux (UFC/100 mL)	4,4 ± 1,2	28,3 ± 4,1	0,00	OMS, 2017	≤ 1000	Directive UE 2006/7/CE

*n = 10 prélèvements par station ; env :environnemental*

Ces valeurs, en général, montrent des différences entre les stations avec une tendance à augmentation (figure 2).



**Figure 2:** Variations de MES, TDS, CE, Turbidité, CF et CT

Les comparaisons statistiques entre les stations amont (STA) et aval (SAV) montrent des différences significatives pour la turbidité ( $p=0,003$ ,  $p$  ajusté =  $0,005$ ), les matières en suspension ( $p=0,012$ ,  $p$  ajusté =  $0,018$ ), les coliformes fécaux ( $p<0,001$ ,  $p$  ajusté <  $0,001$ ) ainsi que le pH ( $p=0,025$ ,  $p$  ajusté =  $0,0357$ ). Au contraire, certains paramètres comme la température, les nitrites et nitrates ne montrent pas de différences notables ( $p>0,05$ ). La synthèse des résultats des tests statistiques appliqués aux paramètres mesurés entre les deux stations sont présentés au tableau 2.

**Tableau 2:** Résultats statistiques des paramètres de qualité de l'eau entre les stations amont (STA) et aval (SAV)

Paramètre	Test utilisé	Statistique	p	p ajusté (FDR)	Interprétation
pH	Welch	-2,5531	0,025	0,0357	Différence significative
Température (°C)	Student	0,0	1,0	1,0	Pas de différence significative
Turbidité (NTU)	Mann-Whitney	7,0	0,0013	0,0032	Différence significative SAV > STA
Conductivité ( $\mu\text{S/cm}$ )	Mann-Whitney	13,5	0,0065	0,0122	Différence significative SAV > STA
TDS	Mann-Whitney	14,0	0,0073	0,0122	Différence significative SAV > STA
Nitrite (mg/l)	Student	-1,093	0,2888	0,3209	Pas de différence significative
Nitrate (mg/l)	Mann-Whitney	31,5	0,1588	0,1985	Pas de différence significative
MES (mg/l)	Student	-8,3371	0,0	0,00	Différence significative SAV > STA
Coliformes fécaux (UFC/100 mL)	Welch (log)	-11,8892	0,0	0,0	Différence significative SAV > STA
Coliformes totaux (UFC/100 mL)	Mann-Whitney	0,0	0,0002	0,0007	Différence significative SAV > STA

Ces résultats confirment une détérioration de la qualité des eaux de la rivière vers l'aval de l'abattoir (station SAV).

### 3.2. Gestion des déchets de l'abattoir

Les enquêtes sur le terrain ont permis d'identifier les déchets produits et les pratiques opératoires d'abattage mais également le mode de gestion. La moyenne journalière d'animaux abattus était de 18 têtes et plus élevée en saison sèche (avril 21 têtes, janvier avec 20 têtes mars 19 têtes).

L'abattoir communal de N'Zérékoré génèrent d'importantes quantités de déchets (tableau 3).

**Tableau 2:** Production journalière de déchets à l'abattoir communal durant l'étude

Type de déchets	Quantité journalière	Méthodes de gestion	Observations
Solides/Semi-solides	1,4 t	Déversement direct	Risque élevé pour l'environnement
Liquides	1 458 L	Déversement direct	Contamination des eaux

Parmi ces déchets, seul le sang et les cornes sont valorisés ; le sang est récupéré par la population pour la consommation, Les cornes sont calcinées puis broyées et servent de complément pour l'alimentation des porcs. Les saisis qui sont constitués de fœtus, poumons, foie ... sont destinés normalement à l'enfouissement malheureusement certains se retrouvent dans le cours d'eau.

#### **4. Discussion**

Les résultats obtenus mettent en évidence des différences significatives entre les deux stations, confirmant l'impact des rejets d'abattoir sur la qualité de l'eau.

##### **4.1 Dégradation physico-chimique de l'eau**

Le pH, proche de la neutralité dans les deux stations, reste globalement conforme aux recommandations de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). Cette relative stabilité du pH est fréquemment observée dans les cours d'eau tropicaux soumis à des apports organiques modérés, où les capacités tampon du milieu limitent les variations extrêmes (Chapman, 1996). De même, l'absence de différence significative de la température entre STA et SAV reflète une homogénéité des conditions climatiques et hydrologiques, la température étant principalement contrôlée par les facteurs saisonniers plutôt que par les apports anthropiques directs (Wetzel, 2001).

Les mesures effectuées en SAV ont montré des valeurs significativement plus élevées de MES et de turbidité par rapport à la station STA. Les valeurs plus élevées observées en station aval reflètent l'impact direct des rejets de l'abattoir sur la qualité optique du Yilia. Des études menées en Afrique subsaharienne ont montré que les effluents d'abattoirs contribuent significativement à l'augmentation des MES et de la turbidité dans les cours d'eau récepteurs (Longe & Omole, 2007 ; Omole & Longe, 2008). Riches en particules fines et en matière organique, ces effluents réduisent la pénétration lumineuse et limitent la photosynthèse des producteurs primaires (Vymazal, 2022 ; Sahoo et al., 2023). Les enquêtes auprès des riverains indiquent une altération des services écosystémiques, traduite par la raréfaction de la biodiversité (crabes, poissons, grenouilles). Ces observations corroborent avec les travaux montrant qu'une augmentation de MES entraîne une baisse de la production primaire et une perturbation du fonctionnement écologique, pouvant favoriser des conditions d'hétérotrophes et la consommation d'oxygène dissous et provoquer ainsi des épisodes d'hypoxie ou d'anoxie, menaçant poissons, crustacés et autres organismes aquatiques (Edokpayi et al., 2017 ; Tsegaye et al., 2021). Ces effets sont particulièrement marqués en période de faible débit, lorsque la capacité de dilution est limitée (Moussavi & Khosravi, 2020), confirmant les résultats de la présente étude.

Les valeurs élevées de conductivité et de solides dissous totaux (TDS) à SAV confirment également une minéralisation accrue de l'eau, souvent associée à la décomposition de matières organiques et à l'apport de sels dissous provenant des effluents domestiques et industriels (Chapman, 1996). Bien que ces valeurs restent inférieures aux seuils de potabilité de l'OMS, elles témoignent d'une modification progressive des caractéristiques physico-chimiques naturelles du cours d'eau.

Les nitrates et nitrites présentent des concentrations relativement faibles dans les deux stations. Les faibles teneurs en nitrates pourraient s'expliquer par une assimilation biologique rapide par les microorganismes et la végétation aquatique, ou par un effet de dilution lié au débit du cours d'eau (Wetzel, 2001). Toutefois, les nitrites légèrement plus élevés à SAV suggèrent une dégradation récente de la matière organique azotée, les nitrites constituant un produit intermédiaire de la nitrification (WHO, 2017).

#### **4.2 Pollution microbiologique**

Les coliformes totaux et thermotolérants sont reconnus comme les indicateurs de contamination fécale de l'eau (Hébert, 1997). Les charges élevées en coliformes fécaux et totaux dépassant largement les valeurs limites recommandées, constituent l'un des résultats les plus préoccupants de cette étude.

L'analyse bactériologique révèle une différence marquée entre les stations amont (STA) et aval (SAV). Les coliformes fécaux sont significativement plus abondants en aval ( $p < 0,001$ ,  $p$  ajusté  $< 0,001$ ). Cette augmentation est cohérente avec la présence de matières organiques facilement dégradables, qui favorisent la prolifération microbienne. Ces résultats soutiennent les conclusions de Merhabi et al. (2019) qui, dans leur étude, soulignent que les secteurs de cours d'eau qui reçoivent les rejets directs liés aux activités d'élevage présentaient une pollution fécale plus importante que les sites influencés par les rejets directs des eaux usées domestiques. Les concentrations observées en amont restent plus faibles, reflétant une eau moins impactée. Les valeurs mesurées, largement supérieures aux normes de potabilité de l'OMS, indiquent une contamination fécale importante liée aux rejets d'effluents et aux résidus organiques issus des activités d'abattoir. Des niveaux similaires de contamination microbiologique ont été rapportés dans des rivières recevant des effluents d'abattoir au Nigéria, au Bénin et au Ghana (Adeyemo et al., 2002 ; Falodun et Rabiou, 2017). Toutefois, la présence de coliformes fécaux dans l'eau est généralement associée à un risque plus élevé pour la santé publique que la présence de coliformes totaux. En effet, les coliformes fécaux comprennent des bactéries pathogènes potentiellement dangereuses pour la santé humaine, qui peuvent causer des infections gastro-intestinales sévères (Zmirou et al., 1987). La charge élevée de coliformes

fécaux mesurée représente un risque sanitaire majeur pour les populations riveraines utilisant ces eaux à des fins domestiques, agricoles ou récréatives. La demande biochimique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO) et l'oxygène dissous (OD) sont considérés comme des indicateurs de référence pour l'évaluation de la qualité des eaux usées et des milieux récepteurs (Chapman, 1992 ; Metcalf & Eddy, 2014 ; Vandana et al., 2015). Leur mesure permet de caractériser la charge organique biodégradable, l'ensemble des composés oxydables et l'équilibre écologique du milieu. L'absence de ces paramètres dans la présente étude constitue une limite méthodologique, car elle restreint l'évaluation quantitative de la pollution organique et de l'impact des rejets sur l'oxygénation du cours d'eau. Cette contrainte souligne la nécessité d'intégrer ces indicateurs dans des travaux futurs afin de compléter l'analyse microbiologique et de mieux relier les observations aux processus biogéochimiques.

#### **4.3. *Gestion des déchets de l'abattoir***

Les quantités importantes de déchets solides (1,4 t/jour) et liquides (1 458 L/jour) observées à l'abattoir communal de N'Zérékoré révèlent une gestion largement inadéquate, reposant sur le déversement direct dans l'environnement. Cette pratique accroît les risques de contamination organique et microbiologique, en particulier lorsque les saisies, censées être enfouies, se retrouvent dans le cours d'eau. La présence de fœtus dans le milieu aquatique illustre un défaut de contrôle et de respect des normes d'hygiène, accentuant ainsi la transmission de pathogènes.

### **Conclusion**

Cette étude visait à évaluer l'impact des rejets de l'abattoir communal sur la qualité des eaux de la rivière Yilia. Les résultats montrent une dégradation significative en aval du point de rejet, révélant la vulnérabilité du cours d'eau et des risques sanitaires pour les populations riveraines. Malgré certaines limites méthodologiques, les données obtenues confirment l'impact des effluents de l'abattoir de N'Zérékoré sur le milieu aquatique. Elles soulignent la nécessité d'un suivi rigoureux des rejets et de mesures de gestion adaptées. Des actions prioritaires incluent la mise en place de traitements simples et à faible coût, la valorisation des déchets (biogaz, compostage) ainsi que le renforcement de la gouvernance locale par la sensibilisation et l'application de réglementations appropriées. Des recherches complémentaires intégrant les paramètres tels que la demande biologique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO) et l'oxygène dissous permettraient de mieux caractériser la charge organique et d'orienter les stratégies de gestion durable des effluents.

**Conflit d'intérêts :** Les auteurs n'ont signalé aucun conflit d'intérêts.

**Disponibilité des données :** Toutes les données sont incluses dans le contenu de l'article.

**Déclaration de financement :** Les auteurs expriment leur gratitude et reconnaissance aux autorités des Universités de N'Zérékoré et Kankan pour avoir financé ce travail.

### References:

1. Abdelmalek, F., Chafik, A., & Hassan, B. (2012). Impact of abattoir wastewater on surface water quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 123–134.
2. Adelegan, J.A. (2002) Environmental Policy and Slaughterhouse Waste in Nigeria. 28th WEDC Conference, Calcutta, November 2002, 3-6.
3. Adeyemo, F. O., Akanbi, O. A., & Akinpelu, A. O. (2002). Microbiological quality of surface water receiving abattoir effluents in Nigeria. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, 51(3), 177–181.
4. Akan, J. C., Abdulrahman, F. I., Dimari, G. A., & Ogugbuaja, V. O. (2010). Physicochemical determination of pollutants in wastewater and vegetable samples along Jakara wastewater channel in Kano State, Nigeria. *European Journal of Scientific Research*, 43(3), 336–343.
5. Akanji, A. O., Afolabi, T. A., & Adewuyi, G. O. (2021). Assessment of abattoir effluent discharge and its impact on surface water quality in Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 1–14.
6. AFNOR. (2001). *Qualité de l'eau – Prélèvement des échantillons*. France.
7. AFNOR. (2003). *Qualité de l'eau – Mesures physico-chimiques*. France.
8. APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). Washington, DC.
9. CCME. (2001). *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Environment Canada, Ottawa, Canada, pp. 1–5.
10. Chapman, D. (1992). Water quality assessments ; a guide to the use of Biota, sediments and water in environmental monitoring. UNESCO/WHO/ENEP
11. Chennaoui, H. (2003). Gestion des effluents d'abattoir au Maroc. *Revue des Sciences de l'Eau*, 16(2), 157–164.

12. Dargahi, A., Vosoughi, M., Gholami, M., & Amirmozafari, N. (2016). Evaluation of pollution load from slaughterhouse wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 57(54), 25926–25933.
13. Edokpayi, J. N., Odiyo, J. O., & Durowoju, O. S. (2017). Impact of wastewater on surface water quality in developing countries. *Water Quality*, InTechOpen, pp. 1–24.
14. FAO. (1997). *Water quality for agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29.
15. FAO. (2019). *Slaughterhouse Waste Management : A Practical Guide for Developing Countries*. Rome.
16. Falodun, O. I., Rabi, A. G. (2017). Physico-chemical and Bacteriological Quality of an Abattoir Wastewater Discharged into Water Bodies in Ibadan, Nigeria and drug resistant profile of isolated Salmonella species. *Journal of Microbiology and Biotechnology Research*, Volume 7, Issue 4, Page No: 23-31, DOI: 10.24896/jmbr.2017743
17. Gana, J., Busari, T., & Adedeji, O. (2020). Environmental effects of untreated abattoir wastewater on surface water and groundwater. *Journal of Environmental Science and Pollution Research*, 5(2), 45–54.
18. Goldin, S. S., Becker, G., & Hellen, J. (1985). Wastewater characterization from abattoirs. *Water Science and Technology*, 17(5–6), 707–714.
19. Hébert, S. (1997). Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. *Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq EN/970102*, 20 p ; 4 annexes
20. Kayeye, D. (2014). Urban abattoirs and water pollution in Africa. *African Journal of Environmental Studies*, 8(1), 22–30.
21. Kore, K, Asrade. B, Demissie. K, Aragaw. K. (2017). Characterization of Salmonella isolated from apparently healthy slaughtered cattle and retail beef in Hawassa, southern Ethiopia. *Preventive Veterinary Medicine*. 147, 11–16
22. Kundu, P. A., Dabsarkar, S., & Mukherjee. (2013). *Treatment of slaughter house wastewater in a sequencing batch reactor: Performance evaluation and biodegradation kinetics*. *BioMed Research International*, Article ID 134872. Hindawi Publishing Corporation
23. Longe, E. O., & Omole, D. O. (2007). Analysis of pollution status of River Illo, Nigeria. *The Environmentalist*, 27, 181–191.

24. Merhabi, M., Rahimi, E., & Mohammadi, A. (2019). Fecal contamination of rivers receiving abattoir effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 124.
25. Metcalf & Eddy, Inc. (2014). *Wastewater engineering : Treatment and resource recovery* (5th ed.). New York, NY: McGraw-Hill Education
26. Moussavi, G., & Khosravi, R. (2020). The removal of organic pollutants from abattoir wastewater : A review. *Journal of Environmental Management*, 262, 110–123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110123>
27. Nafarnda, W. D., Ajayi, I. E., Shawulu, J. C, Kawe, M. S., Omeiza G. K., Sani, N.A, Sani, O. Z. Tenuche, O.Z., Dantong , D. D., Tags, S.Z. (2012). Bacteriological Quality of Abattoir Effluents Discharged into Water Bodies in Abuja, Nigeria. *International Scholarly Research Network*, ISRN Veterinary Science, Volume 2012, Article ID 515689, 5 pages, doi:10.5402/2012/515689
28. Okoye, C. O., & Okunrobo, O. (2019). Impact of abattoir effluent on the water quality of receiving streams. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 13(9), 333–341.
29. Omole, D. O., Longe, E. O. (2008). An Assessment of the Impact of Abattoir Effluents on River Illo, Ota, Nigeria. *Journal of Environmental Science and Technology*, Vol 1 (2), 2008, 56-64. DOI: 10.3923/jest.2008.56.64
30. Omoni, V.T., Bankole, P.O., Omoche, O. et al. (2023). Evaluation of the effects of abattoir effluent on the physicochemical and bacteriological quality of River Benue, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 146 (2023). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10768-4>
31. Rodier, J. (2005). *L'analyse de l'eau – Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*. Dunod, Paris.
32. Sahoo, D., Kim, K., Powell, M. A., & Huang, X. (2023). Conceptualizing turbidity for aquatic ecosystems in the context of sustainable development goals. *Environmental Science : Advances*, 2, 140–155. <https://doi.org/10.1039/d2va00327a>
33. Tsegaye, G., Getaneh, A., & Desta, T. (2021). Effects of abattoir effluent on water quality and aquatic ecosystem health : A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 1–16. [doi.org/10.1007/s10661-021-09234-5](https://doi.org/10.1007/s10661-021-09234-5)
34. Vandana, S., Yogesh K.W., Aditya, K. (2015). Assessment of Physico Chemical Parameters for Analysing Water : A Review. *Journal of Biological and chemical Chronicles*, 2(1), 25-33 ISSN (Print): 2454 – 7468 ISSN (Online): 2454 - 7476

35. Vymazal, J. (2022). Organic pollution, suspended solids and light limitation in freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 806, 150–162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150162>
36. Walter, R. K., Burton, H. M., & Smith, J. L. (1974). Water quality monitoring in African rivers. *Journal of Water Pollution Control*, 46(2), 233–242.
37. WHO. (2017). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4th ed.). Geneva, Switzerland
38. Zmirou, D., Kelley, J.P., Collin, J.F., Charrel, M. and Berlin, J. (1987) A Follow-Up Study of Gastro-Intestinal Diseases Related to Bacteriologically Substandard Drinking Water. *American Journal of Public Health*, 77, 582-584. <https://doi.org/10.2105/AJPH.77.5.582>