

## **EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LA CALIDAD FÍSICA, QUÍMICA Y BIOLÓGICA DEL ESTERO OSERGO (AMAZONÍA ECUATORIANA) BAJO LA INFLUENCIA DE EFLUENTES DE UN RASTRO MUNICIPAL**

Preliminary assessment of the physical, chemical, and biological quality of the Osergo estuary (Ecuadorian Amazon) under the influence of municipal slaughterhouse effluents

Willian Patricio CUENCA POMA<sup>1\*</sup>, Reinier ABREU NARANJO<sup>2</sup>,  
Ricardo Vinicio ABRIL SALTOS<sup>3</sup> y David José TROYA LEÓN<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Medio Ambiente y Conservación, Facultad de Ciencias de la Tierra, Universidad Estatal Amazónica, km 2.5 vía Napo, paso lateral s/n, Puyo, Pastaza, Ecuador.

<sup>2</sup> Departamento de Matemáticas y Ciencias Físicas, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Estatal Amazónica, km 2.5 vía Napo, paso lateral s/n, Puyo, Pastaza, Ecuador.

<sup>3</sup> Departamento de Silvicultura y Ciencias Agronómicas, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Estatal Amazónica, km 2.5 vía Napo, paso lateral s/n, Puyo, Pastaza, Ecuador.

<sup>4</sup> Departamento de Biología, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Estatal Amazónica, km 2.5 vía Napo, paso lateral s/n, Puyo, Pastaza, Ecuador.

\*Autor para correspondencia: [shedeporta@gmail.com](mailto:shedeporta@gmail.com), [wp.cuencap@uea.edu.ec](mailto:wp.cuencap@uea.edu.ec)

*(Recibido: enero de 2026; aceptado: junio de 2026)*

**Palabras clave:** calidad del agua, índice de integridad biótica, diversidad ictiofaunística, aguas residuales, normativa ambiental.

### **RESUMEN**

El estero Osergo es un cuerpo de agua de importancia ecológica en la Amazonía ecuatoriana; sin embargo, está sometido a presiones antrópicas derivadas de la descarga de aguas residuales sin tratamiento adecuado. El objetivo del estudio fue evaluar la calidad física, química y biológica del estero Osergo mediante la aplicación integrada de índices de calidad del agua y de respuesta biológica, con el fin de determinar el grado de afectación ambiental asociado a los efluentes del rastro municipal. Se analizaron nueve parámetros físicos, químicos y microbiológicos en cuatro puntos de muestreo, incluido el efluente, durante febrero-abril de 2024, en época seca. Los resultados evidenciaron diferencias significativas entre el efluente y los puntos del estero, registrándose elevadas concentraciones de demanda bioquímica de oxígeno y coliformes fecales, superiores a los límites máximos permisibles establecidos por la normativa ambiental. Los valores del índice de calidad del agua de la National Sanitation Foundation fluctuaron entre 31.95 y 43.18, lo que clasifica la calidad del agua como mala. Asimismo, el índice de Shannon-Wiener indicó una baja diversidad ictiofaunística, con valores inferiores a 1, mientras que el índice de integridad biótica obtuvo una calificación de 34, correspondiente a un ecosistema en estado de conservación malo, dominado por especies tolerantes y omnívoras. En conclusión, la descarga de aguas residuales del rastro municipal afecta negativamente la calidad del agua y la integridad ecológica del estero Osergo, comprometiendo la preservación de la vida acuática.

**Key words:** water quality, index of biotic integrity, ichthyofaunal diversity, wastewater, environmental regulations.

## ABSTRACT

The Osergo estuary is an ecologically important water body in the Ecuadorian Amazon; however, it is exposed to anthropogenic pressures associated with the discharge of inadequately treated wastewater. This study aimed to evaluate the physical, chemical, and biological water quality of the Osergo estuary by integrating water quality and biological response indices to determine the degree of environmental impact associated with effluents from the municipal slaughterhouse. We analyzed nine physical, chemical, and microbiological parameters at four sampling sites, including the effluent discharge point, during the dry season (February to April 2024). The results showed significant differences between the effluent and stream sampling sites, with high concentrations of biochemical oxygen demand and fecal coliforms exceeding the maximum permissible limits set by environmental regulations. The National Sanitation Foundation water quality index ranged from 31.95 to 43.18, classifying water quality as poor. Likewise, the Shannon-Wiener index indicated low ichthyofaunal diversity, with values below 1, while the Index of Biotic Integrity scored 34, corresponding to a poorly conserved ecosystem dominated by tolerant and omnivorous species. In conclusion, wastewater discharges from the municipal slaughterhouse negatively affect water quality and the ecological integrity of the Osergo estuary, compromising its capacity to sustain aquatic life.

## INTRODUCCIÓN

Los ríos y esteros constituyen ecosistemas dinámicos y complejos en los que interactúan el agua, la biota y los procesos físicos, químicos y biológicos que sostienen el equilibrio y la funcionalidad ambiental (Ojeda 2025). Estos sistemas acuáticos desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de la vida, ya que a través de sus cauces transportan agua, sedimentos y nutrientes esenciales para el desarrollo de los organismos y el sostenimiento de los ecosistemas terrestres y acuáticos (Camiñas 2024). En este sentido, la Organización de las Naciones Unidas reconoce a los ríos como elementos clave para el desarrollo humano y la provisión de servicios ecosistémicos indispensables, tales como el abastecimiento de agua, la regulación hidrológica, la mitigación de sequías e inundaciones y la conservación de la biodiversidad (ONU 2022).

Además de su importancia ambiental, los ríos proporcionan servicios ecosistémicos de alto valor ecológico y social, incluyendo el control del microclima, la regulación térmica, la recreación y el mantenimiento del paisaje, y funcionan como corredores biológicos que facilitan el desplazamiento, el refugio y la alimentación de numerosas especies acuáticas y terrestres (Hack et al. 2020, Ferreira et al. 2023). No obstante, pese a su relevancia, los ecosistemas fluviales se encuentran entre los más vulnerables a la contaminación antrópica.

A escala global, se estima que aproximadamente el 80 % de las aguas residuales generadas son des-

cargadas al ambiente sin un tratamiento previo adecuado, principalmente como resultado de procesos de urbanización acelerada, actividades industriales y prácticas agrícolas intensivas, según la Agencia Alemana para la Cooperación Internacional (GIZ 2020).

A pesar de que Ecuador presenta un balance hídrico positivo en todas sus regiones, la calidad del recurso hídrico constituye una problemática ambiental creciente (Chamba et al. 2019). Diversos estudios señalan que en zonas ubicadas por debajo de los 2000 msnm, una proporción considerable de las fuentes hídricas presenta algún grado de contaminación, asociada principalmente a la descarga de efluentes industriales y aguas residuales domésticas, así como a la limitada cobertura de los sistemas de tratamiento de aguas servidas (Zambrano et al. 2022). Esta problemática es especialmente notoria en la provincia de Sucumbíos, ubicada en la región nororiental de la Amazonía ecuatoriana, donde el desarrollo urbano no planificado y las actividades extractivas, como la explotación petrolera y la minería ilegal, generan una presión sostenida sobre los cuerpos de agua superficiales.

Dentro de este contexto regional, el estero Osergo adquiere especial relevancia para el cantón Lago Agrio, al constituirse en un cauce interurbano que atraviesa áreas densamente pobladas y recibe descargas de aguas residuales procedentes de zonas residenciales e industriales (Durán et al. 2020). En las inmediaciones de este estero se localiza el rastro municipal de Lago Agrio, cuya operación, en ausencia de un sistema eficiente de tratamiento de

aguas residuales, representa una fuente potencial de contaminación orgánica, física, química y microbiológica. La descarga continua de estos efluentes ha contribuido a la degradación progresiva de la calidad del agua, la disminución de la biodiversidad acuática y el deterioro del equilibrio ecológico del estero, comprometiendo su funcionalidad ambiental.

Tradicionalmente, la evaluación de la calidad del agua se ha basado en el análisis de parámetros físicos, químicos y microbiológicos. Sin embargo, estos enfoques presentan limitaciones para reflejar la condición ecológica integral de los ecosistemas acuáticos, especialmente en sistemas fluviales sujetos a variaciones hidrológicas y geomorfológicas temporales (Argota et al. 2023). Ante estas limitaciones, el uso de indicadores biológicos ha cobrado relevancia como herramienta complementaria, ya que integran los efectos acumulativos de la contaminación a lo largo del tiempo y permiten evaluar la respuesta de las comunidades acuáticas ante las perturbaciones ambientales. Estos enfoques, además, resultan metodológicamente accesibles, económicamente viables y adecuados para programas de monitoreo ambiental en regiones con recursos limitados (González et al. 2014, Vera et al. 2022).

En este contexto, el objetivo del estudio fue evaluar la calidad física, química y biológica del estero Osergo en la Amazonía ecuatoriana mediante la aplicación integrada de índices de calidad del agua y de respuesta biológica, con el fin de determinar el grado de afectación ambiental asociado a la descarga de efluentes del rastro municipal.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en el estero Osergo, ubicado en el sector del rastro municipal de Lago Agrio, provincia de Sucumbios, Ecuador, en una zona caracterizada por remanentes de bosque siempreverde de tierras bajas de la región Aguarico-Putumayo-Caquetá (MAE 2013, Gaona et al. 2025, Troya et al. 2025). Se establecieron cuatro puntos de muestreo a lo largo del estero y en el efluente del rastro. El punto PM.1 (**Fig. 1**) se localizó aproximadamente a 200 m aguas arriba del sitio de descarga (UTM 18N: 291649; 7010); el punto PM.2 en el sitio de mezcla del efluente con el cuerpo de agua (UTM 18N: 291817; 7066); y el punto PM.3 a 200 m aguas abajo de la descarga (UTM 18N: 292034; 7105). El punto PM.4 correspondió al efluente del rastro municipal (UTM 18N: 291797; 7082).

### Monitoreo de los parámetros físicos, químicos y biológicos

El monitoreo de los parámetros físicos, químicos y biológicos se realizó mensualmente en febrero, marzo y abril de 2024, durante la época seca. En cada punto de muestreo se efectuaron tres réplicas por evento ( $n = 9$  por punto de muestreo), a fin de incrementar la representatividad de los datos y reducir la variabilidad analítica. Se determinaron in situ la temperatura, los sólidos disueltos totales (SDT), el pH, el oxígeno disuelto (OD), los fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) y los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) mediante un medidor multiparamétrico portátil (HACH, Loveland, CO, EUA). Los sensores de pH y OD fueron calibrados al inicio de cada jornada de campo utilizando soluciones buffer de referencia (pH: 4, 7 y 10) y el método de saturación de aire, respectivamente, siguiendo las instrucciones del fabricante. Los niveles de fosfatos y nitratos se determinaron mediante espectrofotometría directa con reactivos específicos (tipo powder pillars) precargados en el equipo.

Para la determinación de la turbidez, la demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) y los coliformes fecales (CF), se recolectaron muestras compuestas de agua según los lineamientos establecidos en la Norma Técnica Ecuatoriana (INEN 2013). Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio Ambiental LABSU (El Coca, Orellana, Ecuador), acreditado para este tipo de ensayos. Los métodos usados en el laboratorio para la medición fueron: determinación de unidades nefelométricas de turbidez (NTU, por su sigla en inglés) mediante el método nefelométrico;  $\text{DBO}_5$  mediante el método SM 5210 B; y CF mediante el método SM 9222 D (APHA 2005).

### Monitoreo biológico

El muestreo biológico se realizó en los puntos situados en el estero (PM.1, PM.2 y PM.3). En cada uno se evaluó un tramo de 20 m del estero, con un esfuerzo de muestreo de 25 h por método de captura, distribuido a lo largo de un periodo de 10 días. Para la recolección de peces se emplearon tres tipos de artes de pesca: red de cuchara, red barredera (o tijera) y anzuelos de diferentes tamaños (1-5), siguiendo los criterios metodológicos propuestos por Lambarri y Espinosa (2018).

En todos los puntos se utilizaron los mismos artes de pesca, con igual intensidad horaria y depositados en recipientes plásticos con agua limpia. Seguidamente se les realizó el registro fotográfico in vivo e in situ. Aquellos individuos que no pudieron ser identificados en campo fueron preservados conforme a los criterios descritos por Samanez et al. (2014).

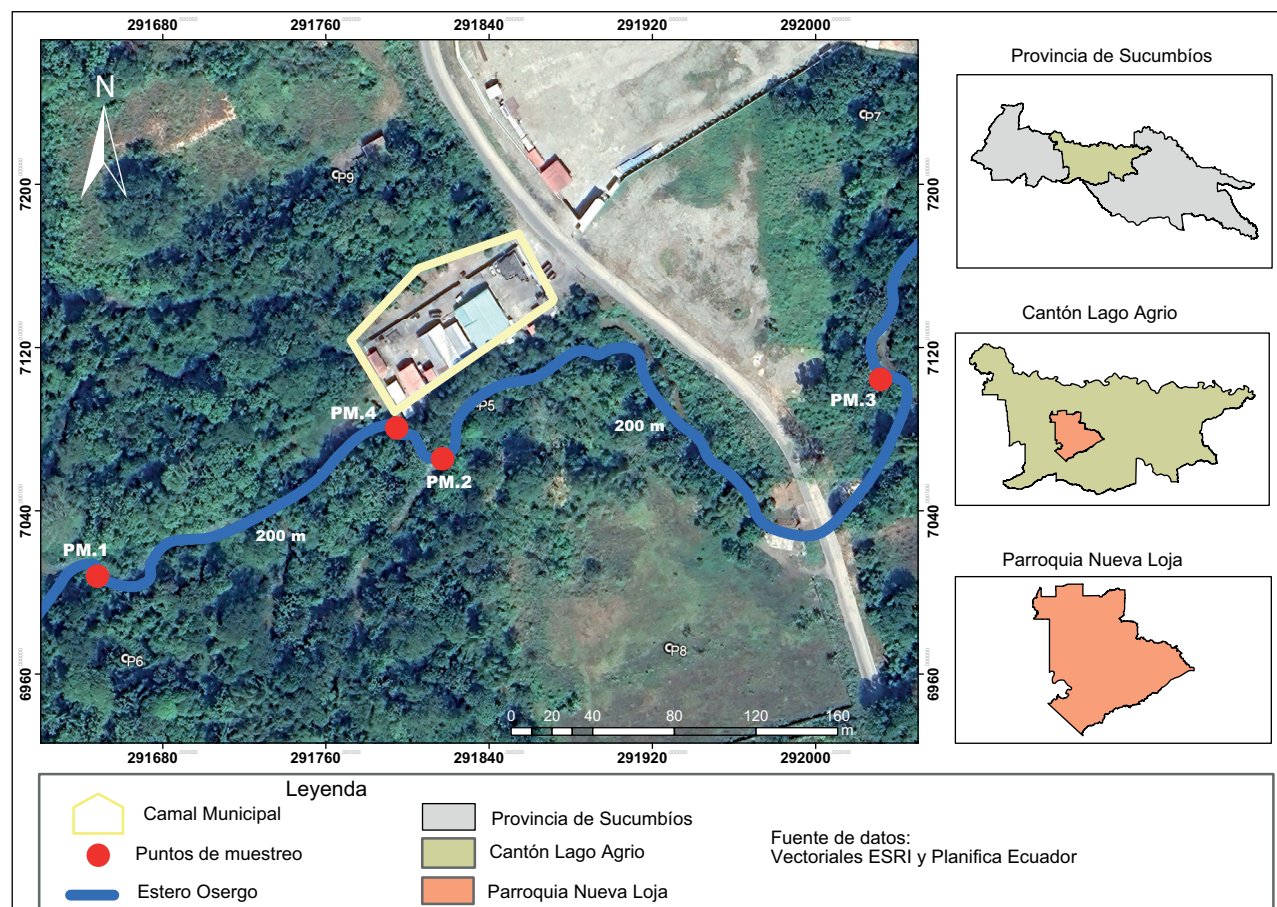


**Fig. 1.** Ubicación geográfica del estero Osergo y de los puntos de muestreo asociados al rastro municipal de Lago Agrio, Ecuador.

Los ejemplares con longitud menor a 15 cm fueron fijados en alcohol al 70 % en frascos de vidrio, mientras que los individuos mayores a 15 cm fueron inyectados con formalina al 10 % y posteriormente conservados en bolsas plásticas herméticas. Las muestras fueron etiquetadas con la información de campo correspondiente (nombre común, fecha, sitio de captura, arte de pesca utilizado, tamaño y presencia de lesiones).

La identificación taxonómica se realizó hasta el nivel de especie mediante el uso de claves y descripciones especializadas de Mojica et al. (2012), Revelo y Laaz (2012), Jiménez et al. (2015), García et al. (2018) y van der Sleen y Albert (2018).

### Índice de calidad del agua (ICA-NSF)

La calidad física y química del agua se evaluó mediante el índice de calidad del agua de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF), propuesto por Brown et al. (1970) y empleado en estudios recientes para el monitoreo y la comparación temporal de

cuerpos de agua superficiales amazónicos (Chucay et al. 2022, Otavalo et al. 2024). Este índice integra, mediante un promedio aritmético ponderado, nueve parámetros físicos, químicos y microbiológicos: temperatura, turbidez, fosfatos, nitratos, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos disueltos totales y coliformes fecales.

Para cada parámetro se obtuvo un valor de calidad ( $Q_i$ ) a partir de curvas de calificación funcionales en función de su concentración o de su valor medido, asignándose valores entre 0 y 100. El valor del ICA-NSF se interpretó según los rangos establecidos por Brown et al. (1970), en los que se clasifica la calidad del agua en cinco categorías, basadas en el puntaje obtenido: excelente (91-100), buena (71-90), media (51-70), mala (26-50) y muy mala (0-25).

### Índice de Shannon

La diversidad ictiofaunística del estero Osergo se evaluó mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), que considera tanto el número de especies

presentes como la uniformidad de la abundancia relativa de cada especie. El índice se calculó a partir de los datos obtenidos en el muestreo biológico, utilizando la siguiente expresión matemática:

$$H' = - \sum p_i \ln(p_i)$$

donde  $p_i$  corresponde a la abundancia relativa de la especie  $i$  y  $\ln$  al logaritmo natural. Los valores de  $H'$  se determinaron de manera independiente para cada estación de muestreo. La interpretación de los resultados se realizó conforme a los rangos propuestos por Wilhm y Dorris (1968), los cuales permiten clasificar la calidad del agua en función del nivel de diversidad biológica.

### Estado de conservación del estero Osergo

El estado de conservación del estero Osergo se evaluó mediante el índice de integridad biótica (IBI), originalmente propuesto por Araújo (1998) y adaptado para ecosistemas amazónicos por Burgos et al. (2011) en la evaluación del IBI del río Napo. Esta adaptación se empleó debido a la similitud estructural, ecológica y biológica entre el ecosistema y el área de estudio.

Para el cálculo del índice se consideraron 12 métricas relacionadas con la composición taxonómica, la estructura trófica, la tolerancia a la contaminación y el estado sanitario de la ictiofauna. A cada métrica se le asignaron valores de 1, 3 o 5, de acuerdo con los criterios de evaluación establecidos, en los que los valores más altos indican mejores condiciones ecológicas. La definición de las características de tolerancia, hábitat y hábito alimenticio de las especies se basó en información bibliográfica especializada sobre peces de ríos amazónicos. Los criterios y rangos de valoración empleados para cada métrica del IBI se presentan en el **cuadro I**.

El IBI se obtuvo mediante la suma de las puntuaciones asignadas a cada una de las métricas evaluadas. La interpretación del valor final del índice se realizó de acuerdo con rangos previamente establecidos, los cuales permiten clasificar el estado de conservación del ecosistema en diferentes categorías de integridad ecológica. Los criterios de interpretación empleados para el estero Osergo se presentan en el **cuadro II**.

### Análisis estadístico

Para evaluar la variación espacial de las características físicas, químicas, microbiológicas y biológicas del agua del estero Osergo en relación con la descarga del efluente del rastro municipal, se realizó un análisis estadístico comparativo. Los datos obte-

**CUADRO I.** VALORES DE LAS MÉTRICAS DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA (IBI) CON RESPECTO AL ESTERO OSERGO.

| Métrica                    | Valoración de elección por criterio |         |      |
|----------------------------|-------------------------------------|---------|------|
|                            | 1                                   | 3       | 5    |
| Número de especies         | < 30                                | 30 a 60 | > 60 |
| Siluriformes (%)           | < 10                                | 10 a 30 | > 30 |
| Characiformes (%)          | < 12                                | 12 a 40 | > 40 |
| Gymnotiformes (%)          | < 1                                 | 1 a 3   | > 3  |
| Especies no tolerantes (%) | < 10                                | 10 a 20 | > 20 |
| Especies tolerantes (%)    | > 10                                | 1 a 10  | < 0  |
| Iliófagos (%)              | < 1                                 | 1 a 5   | > 5  |
| Omnívoros (%)              | > 45                                | 20 a 45 | < 20 |
| Piscívoros (%)             | < 1                                 | 1 a 5   | > 5  |
| Índice de Shannon $H'$     | < 1                                 | 1 a 3   | > 3  |
| Migratorios (%)            | < 1                                 | 1 a 5   | > 5  |
| Lesionados, enfermos (%)   | > 5                                 | 1 a 5   | < 1  |

nidos se procesaron mediante estadística descriptiva, calculando la media y la desviación estándar de cada parámetro evaluado.

La normalidad de los datos se verificó mediante la prueba de Shapiro-Wilk. En función de la distribución de los datos, se aplicó el análisis de varianza (ANDEVA) para datos paramétricos y la prueba de Kruskal-Wallis para datos no paramétricos, con el fin de identificar diferencias significativas entre los puntos de muestreo. Cuando se detectaron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ), se emplearon pruebas de comparación múltiple, utilizando la prueba de Tukey para los análisis paramétricos y la prueba de Dunn para los no paramétricos.

Adicionalmente, con el propósito de evaluar las relaciones entre las variables físicas, químicas, microbiológicas y biológicas del sistema, se realizaron un análisis de componentes principales (ACP) y un análisis de correspondencia canónica (ACC). Todos los análisis estadísticos se efectuaron con los programas Minitab (v. 21.1.0) y PAST (v. 4.03).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Calidad física, química y microbiológica del agua del efluente

El análisis físico, químico y microbiológico del efluente del rastro municipal de Lago Agrio demostró que la DBO<sub>5</sub> y los CF constituyen los principales indicadores de deterioro de la calidad del agua. Los niveles de concentración registrados (DBO<sub>5</sub> = 362.0 mg/L; CF =  $1.1 \times 10^9$  UFC/L) superan los límites máximos

**CUADRO II.** INTERPRETACIÓN PARA LA CALIFICACIÓN DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA (IBI) DEL ESTERO OSERGO.

| Valores IBI | Integridad | Atributos                                                                                                                                                                                                                                                                |
|-------------|------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 53-60       | Excelente  | Ecosistema sin afectación ambiental. Se hallan la mayoría de las especies esperadas, incluidas las de gran sensibilidad a las variaciones ambientales. Se observa una estructura trófica equilibrada, con representación de diferentes edades, sexos y niveles tróficos. |
| 45-52       | Bueno      | Ecosistema con afectación, disminución de especies sensibles a variaciones ambientales. Se observan ciertas especies con abundancia y distribución por debajo de lo óptimo. La estructura trófica presenta síntomas de estrés.                                           |
| 36-44       | Regular    | Ecosistema con degradación ambiental, escasa presencia de especies sensibles a variaciones y estructura trófica desequilibrada (se hallan especies con hábito alimenticio omnívoro y escasa presencia de grandes depredadores).                                          |
| 25-35       | Malo       | Dominancia de especies con hábito alimenticio omnívoro. Se encuentran especies tolerantes a variación ambiental. Mínima presencia de carnívoros con tasas de crecimiento en declive.                                                                                     |
| < 24        | Muy malo   | Poca presencia de peces (únicas especies tolerantes a variaciones ambientales). Especies con enfermedades notorias, con parásitos y con movimientos inusuales u otra anomalía.                                                                                           |
| 0           | Sin peces  | Reiteradamente intentos de pesca sin ninguna captura                                                                                                                                                                                                                     |

permisibles (LMP) para la descarga en cuerpos de agua dulce ( $DBO_5 \leq 100 \text{ mg/L}$ ;  $CF \leq 2 \times 10^4 \text{ UFC/L}$ ) establecidos por la normativa ambiental ecuatoriana (**Cuadro III**).

Desde una perspectiva internacional, la gravedad del vertido es aún más evidente. Mientras que las directrices de la Corporación Financiera Internacional (International Finance Corporation; IFC 2007) sugieren un máximo de  $50 \text{ mg/L}$  de  $DBO_5$ , y los estándares de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) imponen rangos de  $16$  a  $26 \text{ mg/L}$ , el efluente de Lago Agrio triplica la norma nacional y es hasta 14 veces superior a los estándares ambientales de la EPA.

Asimismo, la carga microbiológica registrada fue 55 000 veces superior al límite del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente de Ecuador (TULSMA). Esto identifica la descarga como un foco de contaminación masiva que carece de procesos de desinfección eficaces. Esta transgresión normativa podría confirmar una falla estructural en el sistema de tratamiento del rastro, lo que representa una amenaza crítica para la biodiversidad y la salud pública regionales.

Aunque el valor de la  $DBO_5$  registrada ( $362.0 \text{ mg/L}$ ) fue inferior a los  $1207.8 \text{ mg/L}$  reportados por Garcés y Zabaleta (2024) en la ciudad del Cusco, la magnitud hallada sigue siendo crítica. La elevada concentración de residuos orgánicos (sangre, contenido ruminal y

grasas) incrementa exponencialmente la actividad metabólica de los microorganismos descomponedores. Este fenómeno induce un déficit severo de OD, lo que compromete la supervivencia de la biota sensible y altera el equilibrio trófico del sistema lótico receptor (Perojo et al. 2022).

Esta condición se ve reforzada por la alta concentración de CF en el efluente. La persistencia de CF ( $1.1 \times 10^9 \text{ UFC/L}$ ) no solo evidencia el deficiente sistema de tratamiento del centro de faenamiento, sino que representa un foco de insalubridad pública latente por la posible presencia de patógenos entéricos como *Salmonella typhi* o *Escherichia coli*. Según Maier et al. (2019), estos vertidos actúan como reservorios de enfermedades de transmisión hídrica y afectan la salud pública de las comunidades ribereñas.

Respecto a los SDT, el valor registrado ( $914.3 \text{ mg/L}$ ) refleja una carga importante de solutos orgánicos e inorgánicos, probablemente asociada a la degradación de materia orgánica, a fluidos fisiológicos y al uso de tensoactivos. Aunque este valor fue inferior al de  $1618.5 \text{ mg/L}$  reportado por Aniyikaiye et al. (2023), su magnitud evidencia una alteración en la composición química del agua. Este aumento de la carga de solutos disueltos puede afectar las condiciones del medio acuático y contribuir al deterioro de la calidad del agua, con posibles implicaciones para la biota presente (Troncoso y Aponte 2020).

CUADRO III. RESULTADOS DE LOS VALORES DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA) EN LOS PUNTOS DE MUESTREO.

| Punto de muestreo | T (°C)     | SDT (mg/L)   | Turbidez (NTU) | pH        | Nitratos (mg/L) | Fosfatos (mg/L) | OD (mg/L) | DBO <sub>5</sub> (mg/L) | CF (UFC/L)                             | ICA   | Criterio     |
|-------------------|------------|--------------|----------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------|-------------------------|----------------------------------------|-------|--------------|
| PM.1              | 23.7 ± 0.6 | 174.7 ± 18.5 | 38.0 ± 17.0    | 6.7 ± 0.5 | 2.3 ± 0.6       | 1.8 ± 0.2       | 2.3 ± 0.4 | 1.3 ± 0.3               | $2.2 \times 10^8 \pm 2.52 \times 10^4$ | 43.18 | Mala calidad |
| PM.2              | 25.2 ± 0.8 | 265.7 ± 42.6 | 109.7 ± 23.6   | 7.6 ± 0.3 | 7.6 ± 2         | 5.3 ± 2.0       | 0.9 ± 0.0 | 170.8 ± 43.6            | $2.6 \times 10^8 \pm 1.53 \times 10^4$ | 31.95 | Mala calidad |
| PM.3              | 24.2 ± 0.7 | 134.1 ± 29   | 46.3 ± 14.0    | 7.2 ± 0.3 | 3.7 ± 0.3       | 2.5 ± 0.7       | 1.9 ± 0.3 | 4.96 ± 1.4              | $2.2 \times 10^8 \pm 1 \times 10^4$    | 40.41 | Mala calidad |
| PM.4              | 26.2 ± 0.7 | 914.3 ± 56.2 | 642.5 ± 46.4   | 7.6 ± 0.3 | 20.0 ± 2.0      | 15.5 ± 0.8      | 0.9 ± 0.0 | 362.0 ± 16.8            | $1.1 \times 10^9 \pm 1 \times 10^5$    | -     | -            |

T: temperatura; SDT: sólidos disueltos totales; NTU: unidades nefelométricas de turbidez; DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días; CF: coliformes fecales; UFC/L: unidades formadoras de colonias por litro.

El ICA-NSF no se calculó para el efluente (PM.4), por tratarse de agua residual no receptora.

Un hallazgo crítico es la relación entre la turbidez y la persistencia bacteriana. Los valores de turbidez (642.5 NTU) generan sitios de adsorción y nutrientes para las bacterias, facilitando la formación de biopeículas y protegiendo a los microorganismos de los procesos de desinfección química o radiación UV en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Barisoni et al. (2022) señalan que no se trata únicamente de un problema estético o físico, sino que también actúa como soporte estructural que favorece la supervivencia y la proliferación de colonias bacterianas, lo que incrementa el riesgo biológico del vertido.

Encuanto a la concentración de fosfatos (15.5 mg/L), los valores superaron los reportados por Trujillo (2020) y Ramírez (2023), quienes registraron 3.7 mg/L y 9.0 mg/L, respectivamente. Esta disparidad sugiere un manejo ineficiente de los desechos sólidos y líquidos internos. Al respecto, Pinos et al. (2012) señalan que hasta el 70 % del fósforo en estos efluentes proviene de la excreta animal y el lavado de vísceras. Este exceso de nutrientes es un precursor directo de procesos de eutrofización en cuerpos de agua de baja energía.

Finalmente, el pH (7.6) mostró una tendencia hacia la alcalinidad ligera, situándose por debajo del valor de 8.2 reportado por López (2015) para el mismo efluente, lo que sugiere una variabilidad temporal en la carga orgánica o en los procesos de limpieza interna del rastro. No obstante, los resultados actuales superan los valores de 7.4 reportado por Ramírez (2023) y de 7.2 hallado por Álvarez (2010).

Según el criterio de Mendoza (2023), valores superiores a 7.5 categorizan el efluente como agua ligeramente alcalina. Si bien estos niveles se encuentran dentro de los rangos (6-9) de tolerancia biológica, la fluctuación hacia la alcalinidad puede alterar la biodisponibilidad de metales pesados y la toxicidad del amoníaco presente en el efluente (Pérez 2016).

### Calidad física, química y microbiológica del agua del estero Osergo

El análisis físico, químico y microbiológico del agua del estero Osergo evidenció diferencias marcadas entre el efluente del rastro municipal (PM.4) y los puntos de muestreo del estero Osergo (PM.1-PM.3), lo que refleja la influencia directa de la descarga sobre la calidad del cuerpo receptor, como se puede observar en el **cuadro III**. Los parámetros determinantes para la restricción de la vida acuática fueron el OD (1.9-2.3 mg/L) y la DBO<sub>5</sub> (1.3-170.8 mg/L). Estos valores incumplen sistemáticamente los LMP de la normativa ecuatoriana, que exigen un OD > 5.0 mg/L

y una  $\text{DBO}_5 < 20.0 \text{ mg/L}$  para la preservación de la flora y la fauna en aguas dulces.

Desde una perspectiva continental, estos valores sitúan al estero Osergo en una condición de deterioro crítico según los criterios de la EPA (2004) y el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (Canadian Council of Ministers of the Environment; CCME 2004), los cuales imponen rangos mucho más estrictos para la preservación de la vida acuática ( $\text{DBO}_5 < 5 \text{ mg/L}$ ;  $\text{CF} < 2 \times 10^3 \text{ UFC/L}$ ). Este incumplimiento sistemático no solo compromete la integridad funcional del ecosistema lótico, sino que también constituye un riesgo sanitario inminente para las comunidades rurales río abajo que dependen de este recurso.

La temperatura presentó diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (ANDEVA,  $p = 0.007 < 0.05$ ), con un incremento térmico de  $2.5^\circ\text{C}$  en el punto de mezcla respecto al valor de referencia aguas arriba (PM.1). Este comportamiento coincide con lo reportado por García et al. (2021), quienes atribuyen este aumento (de  $2$  a  $4^\circ\text{C}$ ) al uso de aguas de lavado y a procesos térmicos industriales.

No obstante, según lo planteado por Vera et al. (2022) este aumento es de carácter localizado y transitorio; se observó que a  $200 \text{ m}$  aguas abajo (PM.3) la temperatura ( $24.2^\circ\text{C}$ ) tendió a recuperar valores similares a los registrados aguas arriba ( $23.7^\circ\text{C}$ ), lo cual puede atribuirse a los procesos naturales de autodepuración del estero.

Los SDT y la turbidez mostraron diferencias significativas entre los sitios (ANDEVA,  $p < 0.05$ ); la diferencia significativa está estrictamente relacionada con el valor del efluente y los valores del estero. Se registraron los valores más altos en el efluente ( $914.3 \text{ mg/L}$ ) y en el punto de descarga ( $265.7 \text{ mg/L}$ ).

El incremento drástico de los SDT ( $265.7 \text{ mg/L}$ ) en la zona de mezcla (PM.2) se asocia directamente con la descarga de sangre, del contenido estomacal y de las aguas de lavado del proceso de faenamiento. Según García et al. (2021), los efluentes de rastros en regiones tropicales suelen presentar altas concentraciones de sales y de materia orgánica disuelta, lo que eleva la conductividad y los sólidos disueltos, alterando la presión osmótica de la biota acuática en los cuerpos de agua.

En particular, la turbidez alcanzó su valor máximo ( $109.7 \text{ NTU}$ ) en PM.2, lo cual puede asociarse a la incorporación de partículas orgánicas y sólidos suspendidos generados durante las actividades de pelado, eviscerado y lavado de las reses (Ayuque et al. 2022). Estos procesos liberan restos de tejido, sangre y material orgánico que incrementan la carga particulada

del efluente y reducen la transparencia del agua. La turbidez en sistemas acuáticos está estrechamente relacionada con la presencia de sólidos suspendidos y materia orgánica en descomposición, los cuales dispersan la luz y deterioran la calidad del agua.

El pH presentó diferencias significativas entre los puntos de muestreo (ANDEVA,  $p = 0.03$ ). Los valores fluctuaron entre  $6.7$  en PM.1 y  $7.6$  en PM.2 y PM.4, manteniéndose en un rango cercano a la neutralidad. La prueba de Tukey mostró diferencias significativas entre el punto de control aguas arriba (PM.1) y el efluente, así como entre PM.1 y el punto de descarga final, lo que sugiere una modificación local de las condiciones químicas del agua asociada al vertimiento.

Según García et al. (2021), el uso de detergentes industriales alcalinos y agentes de limpieza para el mantenimiento de las salas de faenamiento eleva el pH del efluente, superando la capacidad de amortiguamiento natural de los ríos amazónicos, aunque en este estudio el pH cumple con los rangos permisibles ( $6.5$ - $9$ ) establecidos por la normativa.

Las concentraciones de fosfatos y nitratos mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (ANDEVA,  $p \leq 0.05$ ), aunque no se detectaron diferencias entre los puntos ubicados aguas arriba y aguas abajo de la descarga. Las concentraciones registradas de nitratos ( $2.3$ - $3.7 \text{ mg/L}$ ) y fosfatos ( $1.8$ - $2.5 \text{ mg/L}$ ) reflejan un riesgo potencial de eutrofización, al favorecer el crecimiento excesivo de algas y el agotamiento del OD (Márquez y Lemus 2024).

El estado más crítico del estero se refleja en el déficit de OD y la  $\text{DBO}_5$ . El OD registró valores mínimos alarmantes de  $0.9 \text{ mg/L}$  en el punto de mezcla (ANDEVA,  $p \leq 0.05$ ), lo cual es incompatible con la preservación de la vida acuática ( $\geq 5 \text{ mg/L}$ ) de acuerdo con la normativa. Esta reducción se asocia tanto al incremento de la temperatura como a la elevada carga orgánica del efluente, condiciones que limitan la disponibilidad de oxígeno para la biota acuática (Barrera et al. 2024).

Finalmente, las diferencias altamente significativas en  $\text{DBO}_5$  y CF (ANDEVA,  $p \leq 0.05$ ) entre el efluente y el estero confirman una contaminación microbiológica persistente y una carga orgánica que excede la capacidad de asimilación del cuerpo receptor. Mientras la  $\text{DBO}_5$  supera con notable diferencia el LMP de  $20 \text{ mg/L}$ , la presencia masiva de coliformes denota un sistema de tratamiento ineficiente, posicionando al efluente del rastro como el principal agente de degradación ambiental del estero Osergo.

### **Análisis comparativo: efluente de rastro vs. aguas residuales domésticas**

La comparación de la afectación que generan las aguas residuales en los cuerpos de agua mostró que el efluente presenta una huella contaminante significativamente más agresiva que la de otras aguas residuales, ya sean de origen industrial o doméstico. La diferencia radica en su mayor carga de materia orgánica, sólidos y nutrientes generados durante los procesos de faenamiento, que pueden alcanzar fácilmente valores de DBO<sub>5</sub> superiores a 1000 mg/L, por lo que representan un potencial contaminante si se descargan sin tratamiento previo (Bustillo y Mehrvar 2020, Musa e Idrus 2021).

Una manera de contextualizar la magnitud del impacto del efluente del centro de faenamiento es contrastarlo con el de aguas residuales de origen doméstico. A una distancia aproximada de 200 m aguas abajo del punto de descarga, los valores de DBO<sub>5</sub> (362 mg/L), nitratos (20 mg/L) y fosfatos (15.5 mg/L) superaron los rangos reportados para descargas domésticas (Cao et al. 2022, Cooper et al. 2022).

Mientras que el agua residual urbana aporta principalmente detergentes y materia orgánica gris, el efluente del rastro introduce sangre y contenido ruminal, lo que incrementa la demanda de oxígeno y la concentración de nutrientes, acelerando procesos de eutrofización que no se observan con tanta intensidad en vertidos puramente domésticos.

El impacto en los parámetros físicos también es distintivo. La turbidez (642.5 NTU) y los SDT (914.3 mg/L) del efluente presentan niveles elevados debido a la presencia de pelos, grasas y restos de tejido animal. Según Osorio et al. (2021), en efluentes domésticos urbanos, la turbidez suele estar ligada a sedimentos y partículas en suspensión de menor densidad, mientras que en un centro de faenamiento la carga de sólidos es más compleja y difícil de sedimentar, lo que altera drásticamente la penetración de la luz en el estero Osergo.

Asimismo, el cambio de temperatura (26.2 °C) y el pH (7.6) en el efluente (PM.4) tienden a ser más estables pero críticos; a diferencia de efluentes industriales químicos que pueden presentar pH extremo, el efluente del rastro mantiene un pH cercano a la neutralidad que favorece la supervivencia de patógenos.

Finalmente, el componente biológico y de oxigenación marca la mayor distancia. El oxígeno disuelto (0.9 mg/L) del efluente (PM.4) genera niveles de hipoxia más rápidamente que en efluentes domésticos, debido a la alta tasa de descomposición de proteínas sanguíneas. Respecto a los coliformes

fecales, aunque ambos efluentes presentan cargas altas, el efluente (PM.4) actúa como un reservorio de bacterias de origen animal (zoonóticas). La densidad bacteriana en rastros sin tratamiento puede ser hasta 100 veces superior a la de un alcantarillado doméstico promedio.

### **Índice de calidad del agua (ICA-NSF)**

Los valores del ICA-NSF obtenidos para los puntos de muestreo del estero Osergo (PM.1, PM.2 y PM.3) se ubicaron en el rango de 26-50, correspondiente a aguas de mala calidad, de acuerdo con la clasificación propuesta por Brown et al. (1970) (**Cuadro III**).

El punto PM.2, ubicado en la zona de mezcla con el efluente del rastro municipal, presentó el valor más bajo del índice ICA (31.95), lo que evidencia la mayor alteración de la calidad del agua en este punto de muestreo. Esta condición refleja el efecto combinado de la carga orgánica y microbiológica del efluente sobre el cuerpo receptor.

Por su parte, el punto PM.1 (200 m aguas arriba) registró el valor más alto del ICA (43.18); en PM.3 (200 m aguas abajo) se observó una ligera recuperación del índice ICA (40.41), aunque sin alcanzar categorías de mejor calidad. Los valores obtenidos fueron inferiores a los reportados por Pérez et al. (2021) en el río Jurumbaino y por Salazar y Bayas (2025) en la microcuenca Nagsiche, quienes reportaron rangos de ICA de 51 a 70, correspondientes a aguas de calidad regular. Esta diferencia sugiere una mayor presión antrópica sobre el estero Osergo, asociada principalmente a la descarga de aguas residuales sin tratamiento adecuado. Estos resultados indican una degradación de la calidad del agua a lo largo del tramo evaluado.

La reducción progresiva del impacto observada a 200 m aguas abajo sugiere la acción de procesos naturales de autodepuración, característicos de cuerpos de agua lóticos, en los que la reaeración y la dilución contribuyen a una mejora parcial de la calidad del agua (Vizúete et al. 2021). No obstante, los valores obtenidos indican que dicha recuperación es limitada e insuficiente para restablecer condiciones favorables para la preservación de la vida acuática.

El análisis estadístico confirmó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los valores medios del ICA-NSF de los puntos de muestreo (ANDEVA,  $p < 0.05$ ). La prueba de Tukey evidenció diferencias significativas entre las muestras de agua evaluadas (PM.1, PM.2 y PM.3), lo cual evidencia la variabilidad de la calidad del agua a lo largo del estero (**Fig. 2**).

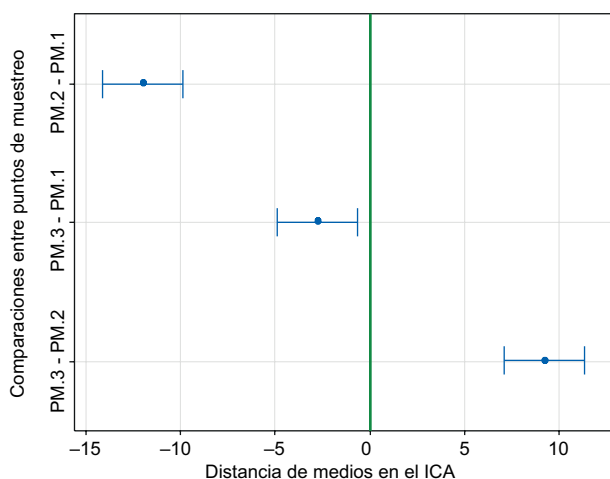


**Fig. 2.** Diferencias en las medias del índice de calidad del agua (ICA) en el estero Osergo mediante la prueba de comparación múltiple de Tukey. Los códigos PM.1, PM.2 y PM.3 corresponden al punto de monitoreo 1 (200 m aguas arriba del sitio de la descarga), al punto de monitoreo 2 (sitio de mezcla del efluente con el cuerpo de agua) y al punto de monitoreo 3 (200 m aguas abajo del sitio de la descarga), respectivamente. Si un intervalo de confianza no contiene el cero (línea vertical discontinua), la diferencia entre las medias evaluadas es estadísticamente significativa ( $p \leq 0.05$ ).

Resultados similares han sido reportados por Espinal et al. (2013) y Gil et al. (2018), quienes mostraron diferencias significativas (ANDEVA,  $p < 0.05$ ) en las medias del ICA. Reportaron valores de ICA de 35 a 48, que indican una calidad de agua mala, y rangos de 30 a 45 categorizados como mala a muy mala, respectivamente. De acuerdo con estos investigadores, esta diferencia significativa se atribuye a la descarga directa de aguas residuales y a la elevada concentración de nutrientes, materia orgánica y contaminantes microbiológicos en cuerpos de agua urbanos.

### Índice de diversidad de Shannon-Wiener y análisis multivariado (ACP)

En el estero Osergo se registró un total de 493 individuos de peces, correspondientes a cuatro especies, cuatro familias y dos órdenes. Los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) fueron de 0.57 en PM.1, 0.13 en PM.2 y 0.54 en PM.3, lo que evidencia una baja diversidad ictiofaunística en todas las estaciones evaluadas.

Según los criterios de Wilhm y Dorris (1968), los índices de diversidad calculados ( $H' < 1$ ) clasifican el agua del estero Osergo como de mala calidad. Estos resultados difieren de los reportados por Sánchez et al. (2013) en los ríos Arabela y Curaray y por Burgos et al. (2011) en el río Napo, quienes registraron valores de 1 a 3 asociados a condiciones de calidad del agua de buena a regular. La marcada diferencia observada en el estero Osergo se asocia con la baja riqueza y uniformidad de especies, lo que refleja un entorno hostil derivado del deterioro físico, químico y microbiológico del ecosistema. Como sostienen Jiménez y Valdiviezo (2021), los peces son altamente sensibles a la degradación ambiental, ya que procesos

vitales como el crecimiento y la reproducción dependen estrictamente de la estabilidad del medio acuático.

El análisis comparativo entre estaciones determinó que PM.1 ( $H' = 0.57$ ) y PM.3 ( $H' = 0.54$ ) presentaron valores relativamente superiores de diversidad, mientras que PM.2 ( $H' = 0.13$ ) mostró el valor más bajo del índice, lo que confirma que la zona de mezcla con el efluente del rastro municipal constituye el sector de mayor alteración ecológica del estero.

Esta interpretación se sustenta en el análisis de componentes principales (Fig. 3), donde el primer componente (CP1) explicó el 75.4 % de la variabilidad total y estuvo asociado positivamente con variables indicativas de contaminación orgánica, física,

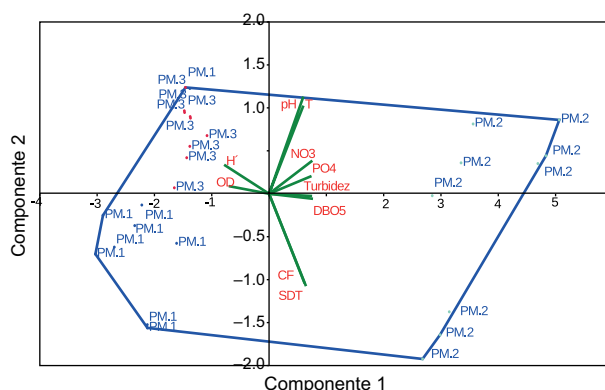


**Fig. 3.** Análisis de componentes principales de las variables físicas, químicas y biológicas del agua y de la diversidad de Shannon. El gráfico de ordenación se basó en una matriz de correlación (datos estandarizados). ( $H'$ : índice de Shannon-Wiener; OD: oxígeno disuelto; CF: coliformes fecales; pH: potencial de hidrógeno; T: temperatura; SDT: sólidos disueltos totales; DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxígeno; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: fosfatos; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitratos.)

química y biológica, como la DBO, los CF y nitratos y fosfatos. De manera inversa, el CP1 se asoció con el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y con el oxígeno disuelto, lo que demuestra estadísticamente que el incremento de la carga contaminante derivada del efluente ejerce un efecto supresor sobre la biodiversidad del sistema.

En el plano del ACP, el punto PM.2 se ubicó en el extremo del CP1 asociado a las condiciones más degradadas del sistema descritas anteriormente, mientras que PM.1 y PM.3 se ubicaron en zonas de menor impacto relativo. El segundo componente (CP2), que aportó el 9.1 % de la variabilidad, estuvo influido principalmente por la temperatura y el pH, lo que sugiere variaciones estacionales o nictemerales secundarias.

Este patrón concuerda con los valores del índice de Shannon-Wiener y del ICA-NSF, lo que confirma que la contaminación orgánica y microbiológica derivada de la descarga del efluente del rastro municipal ejerce un efecto negativo directo sobre la diversidad ictiofaunística del estero Osergo. Hallazgos similares fueron documentados por Larentis et al. (2022) en arroyos neotropicales, donde los filtros ambientales impuestos por la contaminación orgánica prevalecen sobre los procesos estocásticos, lo que obliga a simplificar la comunidad biótica.

#### Determinantes físicos, químicos y biológicos de la distribución de peces: un análisis de correspondencia canónica (ACC)

La ordenación multivariada mediante el análisis de correspondencia canónica reveló una relación significativa entre la estructura de la comunidad ictica y el gradiente ambiental ( $p = 0.018$ ; Fig. 4). Después de la optimización para reducir la redundancia estadística, el modelo final identificó al OD y a la DBO<sub>5</sub> como los principales forzantes abióticos. Estos parámetros explicaron de forma conjunta el 99.4 % de la varianza acumulada en los dos primeros ejes (eje 1: 77.7 %; eje 2: 21.8 %). El eje 1 mostró segregación biótica: especies como *Leporinus friderici* y *Brycon cephalus* se asociaron positivamente con mayores concentraciones de OD, mientras que *Gambusia affinis* mostró una estrecha afinidad por sitios con alta carga orgánica (DBO<sub>5</sub>).

Esta correspondencia excepcionalmente alta sugiere que, en el sistema lótico estudiado, los filtros ambientales prevalecen sobre los procesos estocásticos o bióticos. Resultados similares han sido reportados por Larentis et al. (2022) en arroyos amazónicos, donde la degradación del hábitat reduce la variabilidad natural y fuerza una estructura comu-

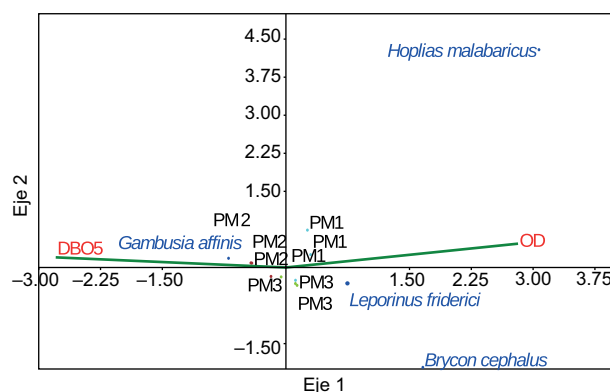


Fig. 4. Análisis de correspondencia canónica de la comunidad ictica y de las variables físicas y químicas en el estero Osergo. El gráfico trilíneal (tripplot) muestra la ordenación de las especies de peces (puntos azules) y de los puntos de monitoreo (PM.1, PM.2 y PM.3) en función de los vectores ambientales (líneas verdes): oxígeno disuelto (OD) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>).

nitaria altamente predecible basada en la tolerancia física y química. La sensibilidad de los carácidos de natación activa al déficit de oxígeno, observada en este estudio, coincide con lo expuesto por Eriksen et al. (2021), quienes señalan que estas especies poseen umbrales metabólicos críticos que limitan su distribución en tramos con altas tasas de descomposición de materia orgánica.

Por el contrario, la dominancia de *Gambusia affinis* en zonas con elevada DBO<sub>5</sub> ratifica su papel como indicador de estrés ambiental. Según Troya et al. (2025), en el piedemonte amazónico ecuatoriano, el reemplazo de la ictiofauna nativa por poecílidos oportunistas es una respuesta directa a la pérdida de integridad biótica derivada de vertimientos antrópicos. Asimismo, la segregación de *Hoplias malabaricus* en el segundo eje sugiere una resiliencia de nicho que trasciende la calidad química inmediata y posiblemente se vincule a la heterogeneidad del microhábitat, tal como sugieren Sajdllová et al. (2023) para depredadores neotropicales en sistemas alterados.

Es necesario enfatizar que los hallazgos constituyen una evaluación preliminar. El elevado ajuste estadístico (99.4 %) es, en gran medida, un reflejo de las limitaciones en el tamaño de la muestra y el número de estaciones de monitoreo. Se reconoció la necesidad de ampliar el esfuerzo de muestreo biológico e integrar una mayor representatividad de ciclos hidrológicos para capturar la dinámica temporal completa del sistema, tal como recomiendan Lambarri y Espinoza (2018) para fortalecer la robustez de los modelos de bioindicación en ríos tropicales.

**CUADRO IV.** CARACTERÍSTICAS DE LAS ESPECIES REGISTRADAS EN EL ESTERO OSERGO.

| Orden              | Nombre científico          | Nombre común | Hábito alimenticio | Tolerante | Migratorio |
|--------------------|----------------------------|--------------|--------------------|-----------|------------|
| Cyprinodontiformes | <i>Gambusia affinis</i>    | Pez mosquito | Omnívoro           | Sí        | No         |
| Characiformes      | <i>Brycon cephalus</i>     | Sábalo       | Omnívoro           | No        | Sí         |
|                    | <i>Leporinus friderici</i> | Ratón        | Omnívoro           | No        | Sí         |
|                    | <i>Hoplias malabaricus</i> | Guanchinche  | Carnívoro          | Sí        | No         |

No obstante, la significancia alcanzada ( $p < 0.05$ ) valida la tendencia observada y establece una línea base crítica para la gestión de estos ecosistemas en la región de Sucumbíos, Ecuador.

#### Estado de conservación del estero Osergo

La ictiofauna del estero Osergo presentó diferentes hábitos alimenticios y estrategias ecológicas, reflejo de su capacidad de adaptación a las condiciones ambientales del ecosistema. En el área de estudio se identificaron especies con dos hábitos alimenticios principales, predominando los peces omnívoros, los cuales representaron el 75 % del total, frente a un 25 % correspondiente a especies carnívoras (**Cuadro IV**).

Esta dominancia de omnívoros se asocia a su mayor plasticidad ecológica y tolerancia a ecosistemas perturbados, en contraste con los peces carnívoros, que al ocupar niveles tróficos superiores requieren una mayor disponibilidad y especialización del recurso alimenticio, lo que los hace particularmente vulnerables a las alteraciones ambientales (Tagliaferro 2020).

Entre las especies registradas, *Gambusia affinis* fue la más abundante. Esta especie se caracteriza por su alta tolerancia a condiciones ambientales adversas y su reconocida resistencia en ecosistemas con elevada carga orgánica, por lo que es utilizada con frecuencia como especie indicadora en programas de monitoreo ambiental (Buwono et al. 2022).

En cuanto a la migración, el grupo taxonómico con mayor número de especies fue el orden Characiformes, cuyos representantes son típicamente migratorios. De acuerdo con Cooke et al. (2022), los desplazamientos de los peces pueden estar influidos por múltiples factores biológicos, fisiológicos y ambientales que operan a distintas escalas espaciales y temporales.

En este contexto, la presencia de especies migratorias como *Leporinus friderici* y *Brycon cephalus* puede estar relacionada tanto con la disponibilidad de alimento asociada a las altas concentraciones de materia orgánica en el estero, como con la cercanía de

la desembocadura del estero Osergo al río Aguarico, lo que facilita el intercambio de especies entre ambos cuerpos de agua. Aun cuando estas especies no se caracterizan por una alta tolerancia a la contaminación, su comportamiento migratorio responde al estímulo de búsqueda de alimento, lo que les permite desplazarse entre ambientes con diferentes condiciones de calidad del agua.

En función de las características biológicas descritas y de las métricas establecidas para el cálculo del IBI, el estero Osergo alcanzó una calificación total de 34, valor que corresponde a un ecosistema clasificado como de estado de conservación malo. Este resultado indica una marcada dominancia de especies omnívoras y tolerantes a la variación ambiental, así como una escasa presencia de especies carnívoras, lo que sugiere un desequilibrio en la estructura trófica y una reducción de la integridad ecológica del sistema (**Cuadro V**).

Los resultados obtenidos difieren de los reportados por Burgos et al. (2011) para el río Napo y la laguna Pañacocha, donde se registraron valores de IBI de 46 y 48, correspondientes a ecosistemas con

**CUADRO V.** CRITERIO Y CALIFICACIÓN DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA (IBI) PARA EL ESTERO OSERGO.

| Métrica                  | Calificación IBI |       |
|--------------------------|------------------|-------|
|                          | Criterio         | Valor |
| Número de especies       | 4                | 1     |
| Siluriformes %           | 0                | 1     |
| Characiformes %          | 75               | 5     |
| Gymnotiformes %          | 0                | 1     |
| Especies no tolerantes % | 50               | 5     |
| Especies tolerantes %    | 50               | 1     |
| Iliófagos %              | 0                | 1     |
| Omnívoros %              | 75               | 1     |
| Piscívoros %             | 25               | 5     |
| Índice de Shannon H'     | <1               | 1     |
| Migratorios %            | 50               | 5     |
| Lesionados, enfermos %   | 0                | 3     |
| Total                    |                  | 34    |
| Calificación             |                  | Malo  |

buena integridad biótica. No obstante, concuerdan con los hallazgos de Valenzuela (2014), quien reportó valores de IBI de 22 a 28 para ecosistemas clasificados como malos, así como con los resultados de Ramírez et al. (2023), quienes obtuvieron un valor de IBI de 25, también asociado a un estado de conservación deficiente.

La baja calificación del IBI en el estero Osergo se atribuye a las condiciones físicas, químicas y microbiológicas desfavorables del agua, previamente descritas, que limitan el adecuado crecimiento, desarrollo y mantenimiento de comunidades acuáticas estructuralmente complejas. En conjunto, estos resultados confirman que la descarga de aguas residuales del rastro municipal constituye un factor determinante en la degradación del estado ecológico del estero Osergo y afecta directamente la integridad biótica del ecosistema.

## CONCLUSIONES

La evaluación de la calidad física, química, microbiológica y biológica del estero Osergo evidencia que la descarga de aguas residuales del rastro municipal constituye una presión antrópica dominante que compromete el funcionamiento ecológico del sistema. La convergencia de los índices ICA-NSF, Shannon-Wiener e IBI revela una condición persistente de mala calidad del agua y un estado de conservación deficiente, caracterizado por elevadas cargas orgánicas y bacteriológicas, reducción del oxígeno disuelto y una respuesta biológica dominada por especies tolerantes y de hábito omnívoro.

Estos patrones indican que, si bien el estero presenta procesos locales de autodepuración, su capacidad natural es insuficiente para contrarrestar el impacto de las descargas sin un tratamiento adecuado. En consecuencia, el estero Osergo se configura como un ecosistema vulnerable, cuya recuperación funcional y protección a largo plazo requieren la implementación de sistemas de tratamiento de aguas residuales, junto con estrategias de gestión y monitoreo ambiental integrales que mitiguen los impactos sobre la biota acuática y reduzcan los riesgos asociados para las poblaciones humanas vinculadas al cuerpo hídrico.

## AGRADECIMIENTOS

Se utilizó ChatGPT (modelo GPT-5.3-mini, 2026) como herramienta de apoyo para la corrección y

mejora de la redacción, la revisión ortográfica y la adecuación del formato de la sección de referencias conforme a las normas de la revista.

## REFERENCIAS

- Álvarez F. (2010). Las aguas residuales provenientes del faenamiento en el rastro municipal Salcedo y su incidencia en la contaminación del río Cutuchi. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Bioquímica, Universidad Técnica de Ambato, Ecuador, 209 pp.
- Aniyikaiye T.E., Oluseyi T., Odiyo J.O. y Edokpayi J.N. (2019). Physico-chemical analysis of wastewater discharge from selected paint industries in Lagos, Nigeria. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (7), 1235. <https://doi.org/10.3390/ijerph16071235>
- APHA (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. American Public Health Association, Washington D.C., EUA, 1368 pp.
- Araújo F.G. (1998). Adaptation of the index of biotic integrity based on fish assemblages in the Paraíba do Sul River, RJ, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 58 (4), 547-558. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>
- Argota G., Rodríguez M.A. y Iannacone J. (2023). Paradigma de transformación de los biomonitores a la calidad de bioecotoximonitores en ecotoxicología acuática. *The Biologist* 21 (2), 195-201. <https://doi.org/10.24039/rtb20232121626>
- Ayuque J., Esteban J., Huere J., Ayuque C., Dueñas C. y Yaulilahua R. (2022). Tratamiento de aguas residuales con cámaras de electrocoagulación a escala de laboratorio. Instituto Universitario de Innovación Ciencia y Tecnología Inudí Perú, Puno, Perú, 166 pp. <https://doi.org/10.35622/inudi.b.060>
- Barisoni G., Ghione A., Rigalli A. y Lupo M. (2022). Determinación de turbidez en agua de consumo y estabilidad de una solución control de calidad en el tiempo. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina, 54 pp.
- Barrera V.V., Barrios T.O., Córdova P., Córdova I.C., Martínez J.A. y Candia V.A. (2024). Vertimiento de aguas residuales domiciliarias y el grado de contaminación del río Pisco, Ica. *Alfa Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinaria* 8 (24), 916-929. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v8i24.313>
- Brown R.M., McClelland N.I., Deininger R.A. y Tozer R.G. (1970). A water quality index – Do we dare? *Water and Sewage Works* 117 (10), 339-343.

- Burgos R.E., Noboa D., Valladares B. y Ordóñez L. (2011). Plan de acción en ARPE y repoblamiento de especies bioacuáticas para la RBY. Fondo para el Logro de los ODM, Programa para la Conservación y Manejo Sostenible del Patrimonio Natural y Cultural de la Reserva de la Biósfera Yasuni, Ministerio del Ambiente, Quito, Ecuador, 96 pp.
- Bustillo C.F. y Mehrvar M. (2020). Slaughterhouse wastewater: Treatment, management and resource recovery. *Journal of Environmental Management* 161 (1), 287-302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- Buwono N.R., Risjani Y. y Soegianto A. (2022). Spatio-temporal patterns of occurrence of microplastics in the freshwater fish *Gambusia affinis* from the Brantas River, Indonesia. *Environmental Pollution* 292 (1), 119958. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119958>
- Camiñas J.A. (2024). El agua “que se pierde en el mar” es capital para la salud ambiental y humana. *Revista Tiempo y Clima* 5 (84), 46-47.
- Cao M., Hu A., Gad M., Adyari B., Qin D., Zhang L., Sun Q. y Yu C.P. (2022). Domestic wastewater causes nitrate pollution in an agricultural watershed, China. *Science of The Total Environment* 823, 153680. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153680>
- CCME (2004). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. Summary table. Canadian Council of Ministers of the Environment [en línea]. <https://ccme.ca/en/summary-table> 22/01/2026
- Chamba M., Massa P. y Fries A. (2019). Presión demográfica sobre el agua: un análisis regional para Ecuador. *Revista Geográfica Venezolana* 60 (2), 360-377.
- Chucay M.E., Méndez P.V., Arcos J.P. y Zambrano G.O. (2022). Evaluación de la calidad de agua mediante la identificación de macroinvertebrados bentónicos en el río Arapícos utilizando el índice ICA-NSF. *Polo del Conocimiento* 7 (7), 1014-1031.
- Cooke S.J., Bergman J.N., Twardek W.M., Piczak M.L., Casselberry G.A., Lutek K. y Lennox R.J. (2022). The movement ecology of fishes. *Journal of Fish Biology* 101 (4), 756-779. <https://doi.org/10.1111/jfb.15153>
- Cooper D.M., Outram F.N., Hiscock K.M. y Lovett A.A. (2022). Evaluating the impacts of contrasting sewage treatment methods on nutrient dynamics across the River Wensum catchment, UK. *Science of The Total Environment* 804 (1), 150146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150146>
- Durán G., Bayón M. y Bonilla A. (2020). Habitar ante la cotidianidad de la contaminación del agua: contestaciones a las actividades extractivas en las periferias urbanas de Ecuador. *Antipoda, Revista de Antropología y Arqueología* 39 (1), 17-39. <https://doi.org/10.7440/antipoda39.2020.02>
- EPA (2004). Effluent limitations guidelines and new source performance standards for the meat and poultry products point source category (40 CFR Part 432). United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA.
- Eriksen T.E., Jensen M.R., Kristensen E.A., Dalsgaard A., Andersen F.O. y Jacobsen D. (2021). Effects of pollution-induced changes in oxygen conditions scaling up from individuals to ecosystems in a tropical river network. *Science of The Total Environment* 814 (1), 151958. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151958>
- Espinal T., Sedeño J. y López E. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la laguna de Yuridia, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas: 2005, 2009-2010. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29 (3), 147-163. <https://doi.org/10.20937/RICA.34103>
- Ferreira V., Albariño R., Larrañaga A., Leroy C.J., Masese F.O. y Moretti M.S. (2023). Servicios ecosistémicos proporcionados por pequeños arroyos: una visión general. *Hydrobiologia* 850 (12), 2501-2535. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
- Gaona N., Choto A. y Rosillo J. (2025). Diversidad de anfibios en el bosque siempreverde de tierras bajas de la Reserva Ecológica Cofán Bermejo, Cascales, Sucumbíos, Ecuador. *Green World Journal* 8 (1), 208. <https://doi.org/10.53313/gwj81208>
- Garcés K. y Zavaleta S. (2024). Evaluación de la remoción de la materia orgánica de effluente de rastro aplicando procesos Fenton y foto-Fenton. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 40 (1), 699-708. <https://doi.org/10.20937/rica.55100>
- García C., Sánchez H., Flores M., Mejía J., Angulo C., Castro D., Estivals G., García A., Vargas G., Nolorbe C., Núñez J., María C., Duponchelle F. y Renno J. (2018). Peces de consumo de la Amazonía peruana. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos, Perú, 218 pp.
- García J., Osorio M., Saquicela R. y Cadme M. (2021). Determinación del índice de calidad del agua en ríos de Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador. *Ingeniería del Agua* 25 (2), 115-126. <https://doi.org/10.4995/la.2021.13921>
- Gil J., Vizcaíno C. y Montaña N. (2018). Evaluación de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad del agua (ICA). Caso de estudio: cuenca del río Guarapiche, Monagas, Venezuela. *Anales Científicos* 79 (1), 111-119. <https://doi.org/10.21704/ac.v79i1.1146>
- GIZ (2020). Stop floating, start swimming: Water and climate change – Interlinkages and prospects for future action. Deutsche Gesellschaft für Internationale

- Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Bonn y Eschborn, Alemania, 161 pp.
- González C.A., Vallarino A., Pérez J.C. y Low A.M. (2014). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur, México, 781 pp.
- Hack J., Molewijk D. y Beibler M.R. (2020). A conceptual approach to modeling the geospatial impact of typical urban threats on the habitat quality of river corridors. *Remote Sensing* 12 (8), 1345. <https://doi.org/10.3390/rs12081345>
- IFC (2007). *Environmental, health, and safety guidelines for meat processing*. International Finance Corporation, Washington, D.C., EUA, 56 pp.
- INEN (2013). Norma técnica ecuatoriana NTE INEN 2169:2013. Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras. Servicio Ecuatoriano de Normalización, Quito, Ecuador, 29 de noviembre.
- Jiménez P., Aguirre W., Laaz E., Navarrete R., Nugra F., Rebolledo E., Zárate E., Torres A. y Valdiviezo J. (2015). *Guía de peces para aguas continentales en la vertiente occidental del Ecuador*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas, Universidad del Azuay y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, Esmeraldas, Ecuador, 416 pp.
- Jiménez P. y Valdiviezo J. (2021). *Biodiversidad de peces en el Ecuador. Serie especial de ictiología ecuatoriana I. Red Ecuatoriana de Ictiología*, Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas, Universidad Tecnológica Indoamérica e Instituto Nacional de Biodiversidad, Quito, Ecuador, 166 pp.
- Lambarri C. y Espinoza H. (2018). *Métodos de colecta y preservación*. Colección Nacional de Peces, Universidad Nacional Autónoma de México, 26 pp.
- Larentis C., Kotz Kliemann B.C., Neves M.P. y Delariva R.L. (2022). Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. *Public Library of Science One* 17 (9), e0274191. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0274191>
- López J. (2015). *Determinación de la eficiencia de la laguna de oxidación de las aguas residuales del rastro municipal del cantón Lago Agrio, provincia Sucumbíos, mediante el rediseño de la infraestructura física*. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional de Loja. Nueva Loja, Ecuador, 174 pp.
- MAE (2013). *Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental*. Ministerio del Ambiente, Subsecretaría de Patrimonio Natural, Quito, Ecuador, 235 pp.
- Maier R.N., Pepper I.L. y Gerba C.P. (2019). *Environmental microbiology*. 3rd ed. Academic Press, Burlington, MA, EUA, 612 pp.
- Márquez A. y Lemus A. (2024). Evaluación de la química de los nutrientes y del riesgo de eutrofización en cuenca del río Manzanares, Venezuela. *Revista Ciencia e Ingeniería* 12 (1), e14533410. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14533410>
- Mendoza S. (2023). *Impacto de los efluentes residuales del rastro en la calidad de agua del Río Ilave-Puno, 2021*. Tesis de licenciatura, Universidad Privada San Carlos, Puno, Perú, 108 pp.
- Mojica J., Usma J., Álvarez R. y Lasso C. (2012). *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales, Bogotá, Colombia, 319 pp.
- Musa M.A. e Idrus S. (2021). Physical and biological treatment technologies of slaughterhouse wastewater: A review. *Sustainability* 13 (9), 4656. <https://doi.org/10.3390/su13094656>
- Ojeda A.O. (2025). *Espacio para el río y para la inundación: adaptación y resiliencia*. Cuadernos de Geografía de la Universitat de València 1 (114-15), 85-106. <https://doi.org/10.7203/CGUV.114-15.31754>
- ONU (2022). *Cuatro razones para proteger los ríos*. Programa para el Medio Ambiente, Organización de las Naciones Unidas [en línea]. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/cuatro-razones-para-proteger-los-rios> 10/01/2026
- Osorio M.A., Carrillo W.E., Negrete J.H., Llor X.A. y Riera E.J. (2021). La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo del Conocimiento* 6 (3), 228-245.
- Otaño M.L., Osorio M.A., Méndez P.V. y Carrillo W.E. (2024). Determinación de la calidad del agua del río Warintz en el tramo Yawi-Warintza mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores. *Polo del Conocimiento* 9 (7), 1334-1350. <https://doi.org/10.23857/pc.v9i7.7568>
- Pérez E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha* 29 (3), 3-14. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i3.2884>
- Pérez O., Méndez P. y Cazorla X. (2021). Diagnóstico de la calidad del agua del río Jurumbaino mediante macroinvertebrados como bioindicadores, Macas, Morona Santiago. *Polo del Conocimiento* 6 (9), 259-281.
- Perojo A.M., Aguilera Y., Villar A. y Avilés Y. (2022). Caracterización de las aguas residuales generadas en la producción de conjugados monovalentes en el Instituto Finlay de Vacunas. *Vaccinmonitor* 31 (2), 60-67.
- Pinos J.M., García J.C., Peña L.Y., Rendón J.A., González C. y Tristán F. (2012). Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia* 46 (4), 359-370.

- Ramírez Y. (2023). Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua residual del rastro y calidad ambiental del agua del río Huallaga en Tingo María, 2021. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Hermilio Valdizán. Huánuco, Perú, 128 pp.
- Revelo W. y Laaz E. (2012). Catálogo de peces de aguas continentales provincia de Los Ríos, Ecuador. Instituto Nacional de Pesca, Guayaquil, Ecuador, 57 pp.
- Sajdlová Z., Jůza T., Drašík V., Sed'a J. y Čech M. (2023). The effect of littoral complexity on the diel distribution of early juvenile fish communities in temperate freshwater reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish* 32 (4), 783-794. <https://doi.org/10.1111/eff.12740>
- Salazar C.P. y Bayas M.M. (2025). Análisis del estado de calidad del agua utilizando el índice NSF y propuesta de tratamiento de agua para la microcuenca Nagsiche en Salcedo, Cotopaxi. *Revista Científica INGENIAR: Ingeniería, Tecnología e Investigación* 8 (16), 522-541.
- Samanez I., Rimarachín V., Palma C., Arana J., Ortega H., Correa V. y Hidalgo M. (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: Plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos y Ministerio del Ambiente, Lima, Perú, 75 pp.
- Sánchez H., Nolorbe C., García A., Ismiño R.A., Chota W., Tello J.S. y García C.R. (2013). Diversidad y abundancia de peces en los ríos Arabela y Curaray (cuenca del río Napo) en época de creciente y vaciente del 2012, Amazonía peruana. *Folia Amazónica* 22 (1-2), 43-58. <https://doi.org/10.24841/fa.v22i1-2.47>
- Tagliaferro M. (2020). Uso de peces y macrófitas como indicadores. En: La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica (Domínguez E., Giorgi A. y Gómez N., Eds.). Eudeba, Buenos Aires, Argentina, 212-221.
- Troncoso A. y Aponte H. (2020). Influencia de la salinidad y aireación en el crecimiento de *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine. *Ecología Aplicada* 19 (1), 1-7. <https://doi.org/10.21704/rea.v19i1.1440>
- Troya D.J., Cango D.R. y Guamantica S.X. (2025). Diversidad de ictiofauna en la laguna Las Palmas, provincia de Sucumbíos, Ecuador. *Ciencia Latina, Revista Científica Multidisciplinar* 9 (1), 9104-9120. [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v9i1.16533](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v9i1.16533)
- Trujillo J. (2020). Dimensionamiento hidráulico de un reactor biológico de lodos activados para el rastro municipal de Lago Agrio. Tesis de licenciatura. Universidad de Las Américas, Lago Agrio, Ecuador, 91 pp.
- Valenzuela S. (2014). Ictiofauna y estado de conservación de la cuenca del río Tumbes (Tumbes). Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Mayor San Marcos, Tumbes, Perú, 139 pp.
- Van der Sleen P. y Albert J.S. (2018). Field guide to the fishes of the Amazon, Orinoco and Guianas. Princeton University Press, Nueva Jersey, EUA, 432 pp.
- Vera J.Y., Pinargote J.A., Aguilar P.J., Cevallos C.J. y Pino V.D. (2022). Capacidad autodepurativa del río Carrizal sobre efluentes de la laguna de oxidación Calceta. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas* 25 (49), 65-72. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v25i49.19681>
- Vizúete R.F., Abarca D.F., Vela D.R. y Chunata D.M. (2021). Influencia de las actividades antropogénicas sobre la calidad del agua en los ríos de la costa ecuatoriana, caso de estudio. *Dominio de las Ciencias* 7 (4), 143-160.
- Wilhm J.L. y Dorris T.C. (1968). Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* 18 (6), 477-481. <https://doi.org/10.2307/1294272>
- Zambrano J.D., Delgado A.G., Zambrano E.T. y Peñaherrera S.L. (2022). Contaminantes biológicos presentes en fuentes de agua del centro-sur de la provincia de Manabí, Ecuador. *Siembra* 9 (2), 4011. <https://doi.org/10.29166/siembra.v9i2.4011>