

**Diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad
hídrica en el río Pachanlica, Ecuador**

**Epilithic diatoms as bioindicators of water quality in the
Pachanlica River, Ecuador**

Edgar Uquillas-Romo¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-3262-6311>

Adrián Chalán-Ramírez², ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-7099-4375>

Luis Patiño-Pomavilla³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-0774-7029>

Johanna Ayala-Izurieta⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3963-0160>

Andrés Beltrán-Dávalos⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6005-8915>

¹Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, edgar.uquillas@espoch.edu.ec

²Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH), Riobamba, Ecuador, adrian.chalan@espoch.edu.ec

³Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Universidad Regional Autónoma de los Andes (UNIANDES), Riobamba, Ecuador, luis.patinio@espoch.edu.ec

⁴Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, johannae.ayala@epoch.edu.ec

⁵Grupo de Investigación para la Sostenibilidad de Cuencas Hidrográficas (GISOCH) / Universidad Santiago de Compostela (USC), Santiago de Compostela, España, andres.beltran@epoch.edu.ec

Autor para correspondencia: Edgar Uquillas, edgaralexis@hotmail.es

Resumen

Las diatomeas han sido reconocidas como bioindicadores efectivos de la calidad del agua debido a su sensibilidad a cambios fisicoquímicos y rápida respuesta a perturbaciones ambientales. En Europa, su uso está estandarizado para la evaluación ecológica de ríos, y en Sudamérica han sido aplicadas en ríos andinos de Colombia y Perú. Sin embargo, en Ecuador su estudio es aún limitado, lo que genera la necesidad de investigar su aplicabilidad en ecosistemas andinos. Este estudio tuvo como objetivo analizar el uso de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad del agua en el río Pachanlica en Ecuador; se seleccionaron 14 puntos de muestreo distribuidos altitudinalmente en zonas alta, media y baja. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos, químicos y microbiológicos mediante sondas multiparamétricas y espectrofotometría, siguiendo protocolos estandarizados para la determinación de nutrientes, clorofila a y comunidades de diatomeas. Los resultados evidenciaron condiciones oligotróficas en la zona alta y mesotróficas en las zonas media y baja de la subcuenca, con una disminución de la calidad del agua en la zona baja debido a descargas de aguas residuales y actividades agrícolas. El índice

de sensibilidad específica a la polución evidenció la tolerancia de las especies dominantes de diatomeas a la contaminación, mientras que la baja diversidad en puntos críticos indicó un deterioro ecológico progresivo. Aunque las diatomeas reflejan la calidad biológica del agua pueden sobreestimar su calidad general desde un enfoque ecológico, lo cual genera contrariedades con los indicadores químicos y limita su uso en la evaluación de la calidad bajo criterios de salud pública en sistemas altamente intervenidos.

Palabras clave: calidad del agua, contaminación del agua, algas, eutroficación, ríos, Pachanlica, Ecuador.

Abstract

Diatoms have been recognized as effective bioindicators of water quality due to their sensitivity to physicochemical changes and rapid response to environmental perturbations. In Europe, their use is standardized for the ecological evaluation of rivers, and in South America they have been applied in Andean rivers in Colombia and Peru. However, in Ecuador, their study is still limited, which generates the need to investigate their applicability in Andean ecosystems. The objective of this study was to analyze the use of epilithic diatoms as bioindicators of water quality in the Pachanlica River in Ecuador, selecting 14 sampling points distributed altitudinally in high, medium and low zones. Physicochemical, chemical and microbiological parameters were evaluated using multiparameter probes and spectrophotometry, following standardized protocols for the determination of nutrients, chlorophyll a and diatom communities. The results showed oligotrophic conditions in the upper zone and mesotrophic conditions in the middle and lower zones of the sub-basin, with a decrease

in water quality in the lower zone due to wastewater discharges and agricultural activities. The index of specific sensitivity to pollution showed the tolerance of the dominant diatom species to pollution, while the low diversity at critical points indicated a progressive ecological deterioration. Although diatoms reflect the biological quality of water, they can overestimate its general quality from an ecological approach, generating contradictions with chemical indicators and limiting their use in the evaluation of quality under public health criteria in highly intervened systems.

Keywords: Water quality, water pollution, algae, eutrophication, rivers, Pachanlica, Ecuador.

Recibido: 06/03/2025

Aceptado: 27/05/2025

Publicado *ahead of print*: 13/06/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

La calidad del agua es fundamental para los ecosistemas y la salud pública, ya que influye directamente en el medio ambiente y en las personas. Evaluaciones fisicoquímicas, biológicas y microbiológicas proporcionan una visión detallada del estado de los cuerpos de agua, identificando contaminantes con precisión. Sin embargo, muchos contaminantes no se detectan con métodos tradicionales, lo que resalta la necesidad de nuevas alternativas (Pauta *et al.*, 2019). En este contexto, el uso de diatomeas se presenta como una metodología avanzada, que

complementa las técnicas convencionales y proporciona herramientas esenciales para una gestión sostenible de los recursos hídricos (Castillejo *et al.*, 2024).

Se aplican diversos métodos para el análisis de la calidad del agua, incluyendo herramientas que reflejan el estado ecológico y su variación ante la contaminación, así como métodos estandarizados que permiten la comparación de diferentes ecosistemas (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Los bioindicadores, como ciertos organismos vivos, pueden relacionarse con el estado de salud de un ecosistema según su presencia (Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004). La alteración en el número de organismos, su desaparición o cambios en su comportamiento puede estar relacionada con los efectos de estrés ambiental al ecosistema (Segura-García, Almanza, & Ponce-Saavedra, 2016). Dicha relación puede estudiarse para explicar las condiciones de un ecosistema acuático y evidenciar procesos de contaminación.

Las diatomeas epilíticas han demostrado ser bioindicadores efectivos por su sensibilidad a cambios fisicoquímicos, en especial al aumento de nutrientes, como el nitrógeno y fósforo, responsables de contaminación orgánica y eutrofización (Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004). Estas microalgas eucariotas unicelulares son abundantes en ecosistemas lóticos y forman parte de la cadena trófica, siendo alimento de numerosos organismos (Céspedes-Vargas, Umaña-Villalobos, & Silva-Benavides, 2016). Su alta tasa de renovación, facilidad de recolección, manipulación y análisis las convierte en buenos bioindicadores de perturbaciones producidas a corto plazo (Pardo, García, Delgado, Noemi, & Abrain, 2010).

El presente estudio tiene como objetivo analizar el uso de diatomeas epilíticas como bioindicadores de calidad del agua en el río Pachanlica, Ecuador.

Materiales y métodos

Área de estudio

El río Pachanlica se ubica en la provincia de Tungurahua. Inicia en las estribaciones de los volcanes Carihuairazo, Chimborazo y nudo del Igualata. Tiene una superficie de 397.60 km², 110.41 km de perímetro y una longitud máxima de 39 km. El nacimiento del río ocurre en las coordenadas 1° 14' 8" S y 78° 32' 57" O, para desembocar en el río Ambato en 1° 27' 1" S y 78° 44' 52" O; contiene al río Mocha, que luego pasa a formar el río Quero y posteriormente toma el nombre de río Pachanlica, un tramo total de 49.23 km.

La microcuenca presenta elevaciones que oscilan entre los 2 200 y 6 200 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m), y se caracteriza por su clima templado-húmedo, con una temperatura media de 15 °C y una precipitación anual que varía entre 400 y 600 mm (HGPT, 2019) (Figura 1). El río recibe descargas de aguas residuales tanto domésticas como industriales provenientes de los cantones Mocha, Quero, Cevallos, Ambato y Pelileo, que en conjunto albergan a más de 71 266 habitantes (INEC, 2022).

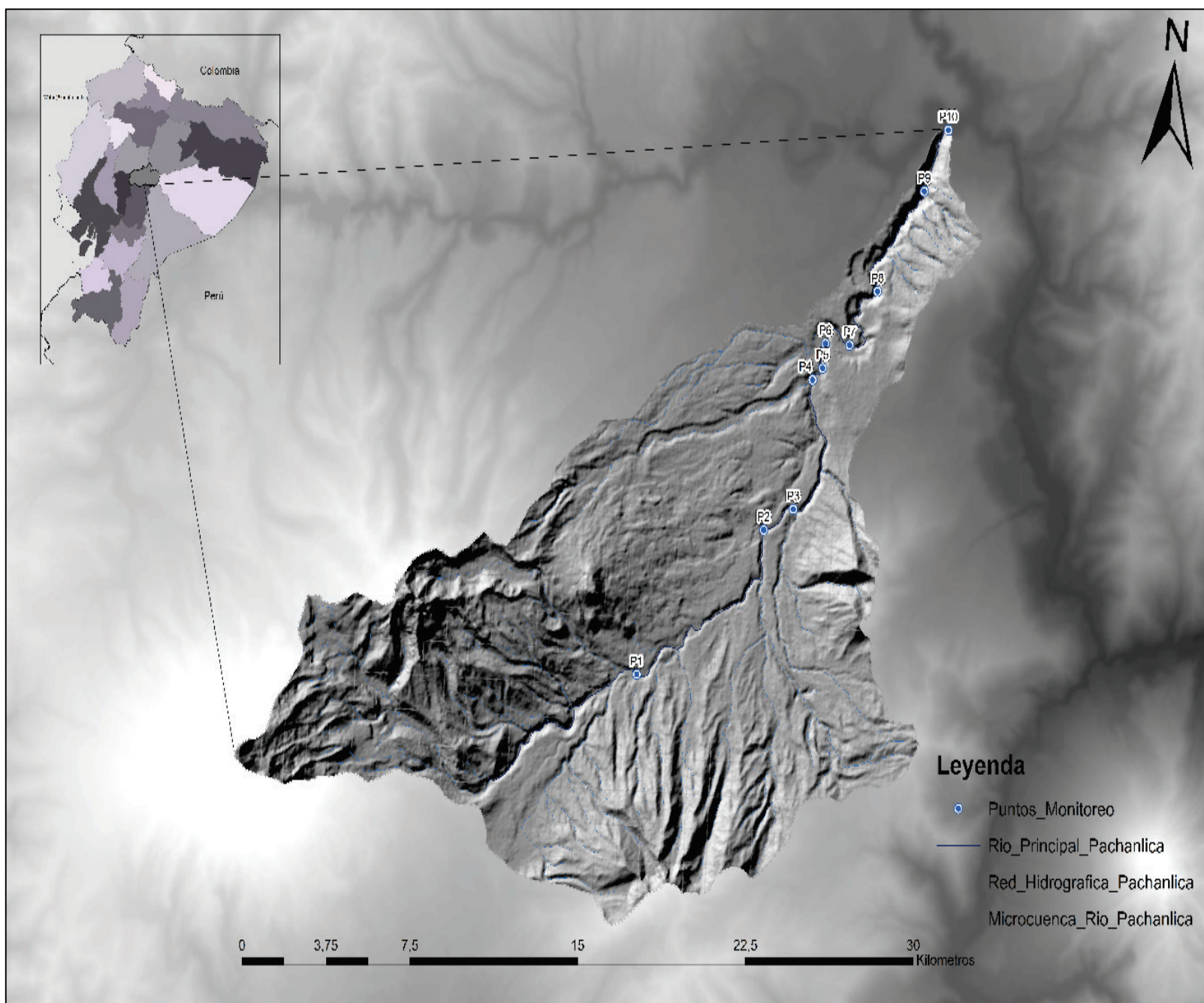


Figura 1. Puntos de monitoreo en la microcuenca del río Pachanlica.

Fuente: elaboración propia utilizando ArcGis (versión 10.4).

Recolección de muestras de agua y diatomeas

Se seleccionaron aleatoriamente 14 puntos de monitoreo a lo largo de los 37.73 km del cauce principal del río Pachanlica, segmentando la cuenca en zona alta (4 puntos), media (3 puntos) y baja (7 puntos). Factores como la accesibilidad, presencia de descargas de aguas residuales, junto con aspectos geomorfológicos e hidrológicos, guiaron la selección para asegurar una cobertura adecuada (Larrea-Murrel, Romeu-Alvarez, Lugo-Moya, & Rojas-Badía, 2022).

El muestreo en campo se realizó entre noviembre de 2023 y abril de 2024, abarcando las épocas de transición y seca (INAMHI, 2017). El muestreo realizado siguió protocolos de buenas prácticas de monitoreo establecidas por el Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN, 2014) en la norma NTE INEN-ISO 5667-1, registrando sus resultados en bitácoras y cadenas de custodia previo ingreso de las muestras en laboratorio. Durante las épocas de transición y sequía, el caudal del río suele ser menor, lo que facilita la adhesión de las diatomeas epilíticas a las rocas y minimiza su transporte a otros sitios debido a la disminución del flujo de agua (Hurtado & Arias-Real, 2024).

La medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*, como pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto en campo, se realizó mediante sondas multiparamétricas marca HANNA, modelo HI98199, previa calibración. El caudal se midió con la sonda de caudal Global Water modelo FP11. Las muestras de diatomeas se recolectaron a una profundidad entre 20 y 50 cm, raspando el material epilítico de 4 a 5 rocas por sitio, ubicadas en el lecho del río con cepillos de cerdas duras y almacenándolas en frascos de vidrio oscuros con formalina al 4 % para su preservación. Después se aplicó una oxidación con peróxido de

hidrógeno (H_2O_2) al 50 % y calentamiento controlado (70-90 °C) para eliminar materia orgánica y facilitar la observación de la ornamentación de las valvas, siguiendo el protocolo descrito por Céspedes-Vargas *et al.* (2016).

La recolección de muestras de agua siguió la Norma NTE-ISO 5667, que incluye el uso de botellas ámbar de 1 000 ml, las cuales fueron lavadas con agua destilada y enjuagadas con agua del río durante su recolección. Las muestras refrigeradas se transportaron al laboratorio de recursos hídricos para su posterior análisis dentro de 24 horas.

Análisis de nutrientes y DQO

El análisis de los nutrientes y demanda química de oxígeno (DQO) se realizó por espectrofotometría, con el equipo HACH, modelo DR3900. Para el análisis de nutrientes se utilizaron 10 ml de muestra y los reactivos de nitratos (Nitra Ver 5®), nitritos (Nitri Ver 3®) y fosfatos (Phos Ver 5®) de la marca HACH. Para el análisis de DQO se usaron viales específicos y el digestor HACH modelo DRB 200; la muestra se colocó en una digestión previa de dos horas antes de la medición. La absorbancia de medición espectrofotométrica empleada para la determinación de nitratos, nitritos, fosfatos y DQO fue de 400, 507, 880 y 620 nm, respectivamente.

Determinación de clorofila

Las muestras se pasaron a un equipo de filtración con filtros de microfibras de vidrio de 0.47 μm . Se filtraron 200 ml para aguas contaminadas y 2 000 ml para aguas limpias hasta saturar el filtro. Luego, el filtro doblado se introdujo en tubos Falcon de 15 ml; se añadieron 10 ml de acetona al

90 %; se cerró el tubo, y se cubrió con papel aluminio. Los tubos se refrigeraron durante 18 horas, transcurrido ese tiempo, se llevaron a temperatura ambiente y se centrifugaron a 3 000 rpm durante 20 minutos. La medición espectrofotométrica se efectuó en el espectrofotómetro Thermo Scientific Evolution 201 UV-Visible (Madison, WI, USA), calibrado con acetona al 90 % como blanco, donde se leyeron las absorbancias a 750, 664, 647 y 630 nm.

Para el cálculo de la concentración de clorofila a en agua se utilizó la Ecuación (1) de Jeffrey y Humphrey (1975):

$$Cl a (mg/m^3) = V_e * \frac{[(11.85 * (A_{664} - A_{750})) - (1.54 * (A_{647} - A_{750})) - (0.08 * (A_{630} - A_{750}))]}{(V_f * L)} \quad (1)$$

Donde:

V_e = volumen del extracto de acetona en ml

V_f = volumen de agua filtrada en litros

A_{664} = densidad óptica del extracto a 664 nm

A_{750} = densidad óptica del extracto a 750 nm

A_{647} = densidad óptica del extracto a 647 nm

A_{630} = densidad óptica del extracto a 630 nm

Identificación de diatomeas

Las muestras de diatomeas se prepararon en láminas portaobjetos permanentes y se observaron con un microscopio óptico AmScope, modelo T660, con cámara digital de 18 megapíxeles (MP) (AmScope

MU1803). Para la identificación y el conteo de especies de diatomeas, se analizaron parámetros como la cantidad de frústulos y la estructura comunitaria de las diatomeas en 0.2 ml de muestra (Krammer & Lange-Bertalot, 1986). La identificación se realizó principalmente con la guía de diatomeas de la cuenca del Duero (Blanco *et al.*, 2011), validada por el Ministerio de Ambiente de España, y también se integraron guías de América del Sur, como la guía ilustrada para sistemas lóticos subtropicales y templados brasileiros (Lobo *et al.*, 2016).

Índices ecológicos

Se determinó el índice de Shannon-Wiener para medir la diversidad ecológica y el índice de Margalef para la determinación de la riqueza específica. Ambos índices se calcularon con el *software PAST 4.03r*® (Hammer, Harper, & Ryan, 2001). La interpretación del índice de Shannon y el de Margalef se llevó a cabo según la escala de Moreno (2001).

Evaluación del IPS y TSI

El índice de sensibilidad específica a la polución (IPS) se calculó mediante la relación entre la abundancia relativa, sensibilidad y tolerancia ecológica de las diatomeas utilizando la Ecuación (2), basada en el cálculo de Zelinka (1961), pero propuesta por Blanco *et al.* (2010):

$$IPS = \frac{S(A_j * S_j * V_j)}{S(A_j * V_j)} \quad (2)$$

Donde:

IPS = índice de sensibilidad específica de polución

S = sensibilidad a la contaminación que mantiene valores entre 1 y 5

V = amplitud ecológica o tolerancia que mantiene valores entre 1 y 3

A = abundancia relativa

Para interpretar los valores del IPS en relación con la calidad del agua, se usó la escala propuesta por Blanco *et al.* (2010), en la cual un valor entre 17 y 20 indica una calidad de agua muy buena; de 13 a 17, calidad buena; de 9 a 13, calidad moderada; de 5 a 9, calidad deficiente, y de 1 a 5 señala una calidad mala.

Para determinar el índice de estado trófico (TSI) en el río Pachanlica, se utilizó la concentración de clorofila a, aplicando la Ecuación (3) propuesta por Carlson en 1977 y modificado por Carlson-Aizaki (Moreno, Quintero, & López, 2010):

$$TSI_{Cla} = 10 * \left(2.46 + \frac{\ln(Cla)}{\ln(2.5)} \right) \quad (3)$$

Los valores de TSI se clasificaron en cuatro categorías: oligotrófico (0-30), mesotrófico (30-60), eutrófico (60-90) e hipertrófico (90-100); cada una refleja niveles crecientes de nutrientes y fitoplancton hasta llegar a la contaminación severa.

Análisis estadístico

Para evaluar la influencia de los nutrientes en la presencia y abundancia de ciertas diatomeas, se utilizó el análisis de correspondencia canónica (ACC). Este análisis, recomendado por Calizaya (2013), se calculó

utilizando el *software Past 4.03®*. El ACC es particularmente útil para entender cómo las variaciones en los nutrientes afectan la composición de las comunidades de diatomeas.

Además, se empleó el coeficiente de correlación de Pearson para analizar las relaciones entre los índices ecológicos de Shannon, Margalef y los nutrientes presentes en el agua. Este análisis se realizó con el *software Statgraphics* versión 19-X64® (Statgraphics Technologies, Inc., 2023).

Resultados

Parámetros fisicoquímicos

El pH del río oscila entre 7.22 y 8.39, con un coeficiente de variación (CV) del 3.71 %, esto sugiere una alta uniformidad en este parámetro a lo largo del recorrido. La temperatura varió entre 10.82 y 18.21 °C, con una media de 14.69 °C y un CV del 12.58 %, lo que indica una moderada variabilidad térmica entre las zonas muestreadas.

La conductividad eléctrica presentó un CV del 44.78 %, que refleja una mayor variabilidad y posibles diferencias entre las zonas, con valores entre 146 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para la zona alta y 684 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para la zona baja. El oxígeno disuelto presentó un CV del 15.75 %, lo cual denota también variabilidad entre sus valores 3.33 y 6.17 mg/l. En la Figura 2 se presentan los valores medios y el CV de los parámetros fisicoquímicos analizados.

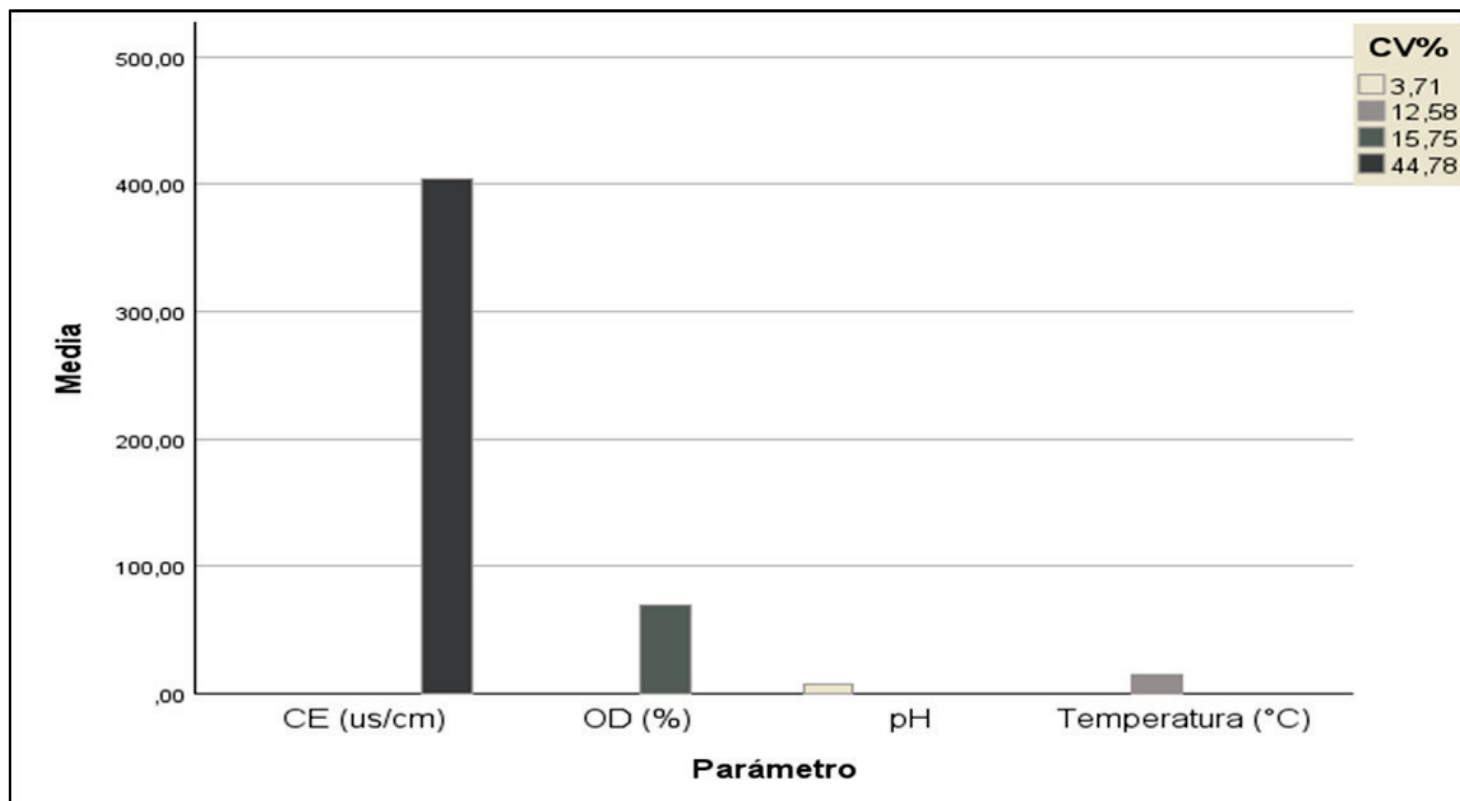


Figura 2. Valores de media y CV de parámetros fisicoquímicos analizados. Nota: se excluye la salinidad por presentar valores de baja magnitud. Fuente: elaboración propia utilizando *SPSS* (versión 29).

La salinidad presentó un CV de 44.77 % y mostró fluctuaciones mayores entre 0.08 y 0.53 PSU. Finalmente, el parámetro caudal mostró un CV del 44.54 %, lo que refleja una gran variabilidad en los flujos, con valores entre 0.37 en la zona alta, 0.17 en la zona media y 0.85 m³/s en la zona baja.

Análisis de nutrientes y DQO

Las concentraciones de nitritos y nitratos mostraron un incremento en la zona media y baja del río, con un máximo de 1.72 mg/l en el punto P6 para los nitritos y de 28.00 mg/l para los nitratos en el punto P13. Los fosfatos presentaron variaciones en la zona media, con concentraciones de 47.90 y 74.70 mg/l como valores máximos, observados en el punto P5 y P6 cercano a áreas agrícolas y urbanas.

La DQO mostró un aumento a lo largo de la transición de los sitios de muestreo. La zona alta (punto 1) presentó un valor de 19 mg/l, lo que indica una buena calidad de agua y con baja intervención industrial y urbana. Por el contrario, para la zona baja se obtuvieron valores de hasta 100 mg/l en el punto P14, lo que representa un área con alto riesgo ecológico (Emmanuel, Lacou, Balthazard-Accou, & Joseph, 2009). En el análisis realizado destacan el punto P5 y P6, con valores entre 116 y 155 mg/l (Figura 3).

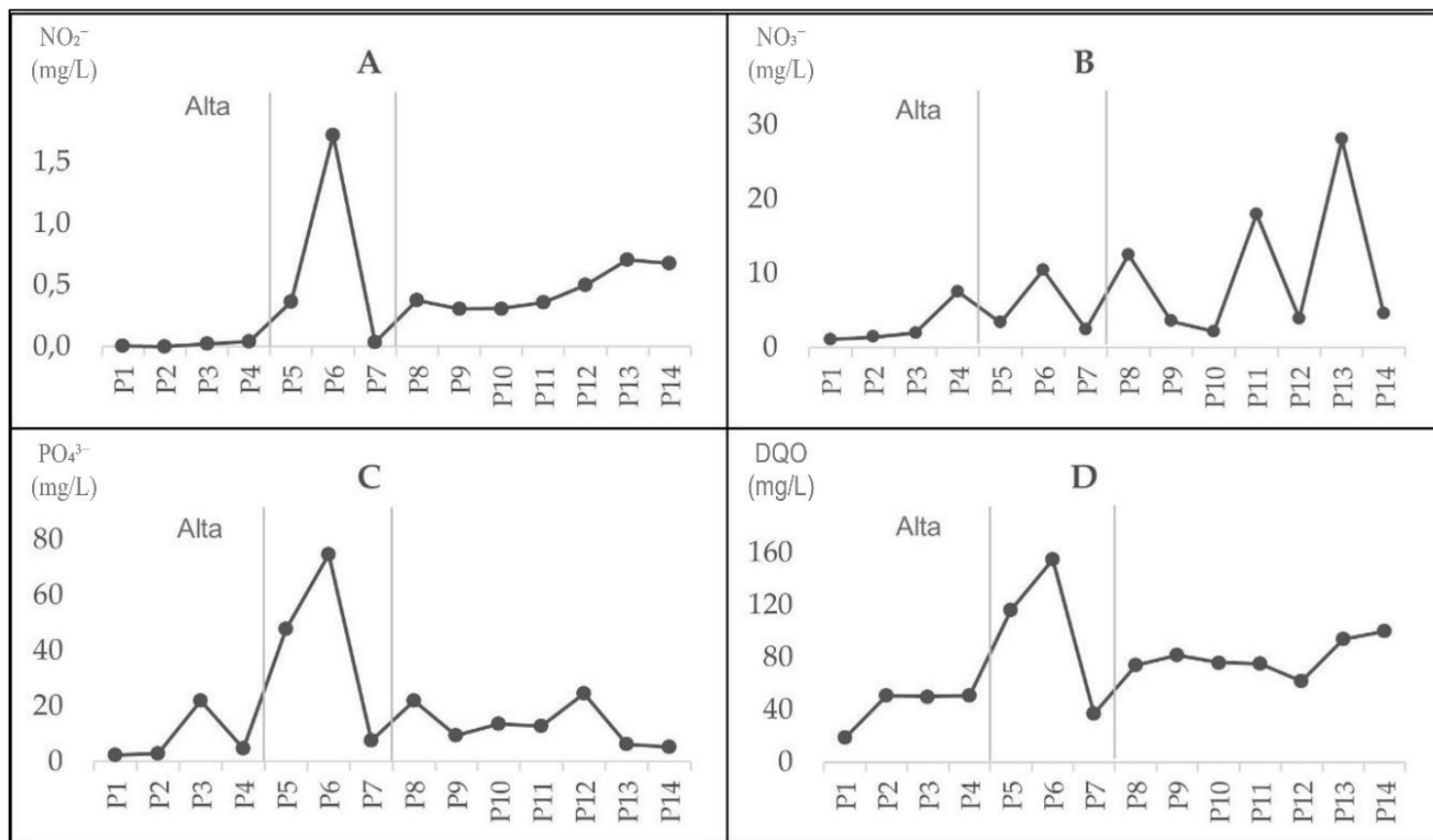


Figura 3. Valores de parámetros químicos en 14 puntos de monitoreo del río Pachanlica: A) nitritos en mg/l; B) nitratos en mg/l; C) fosfatos en mg/l; D) DQO en mg/l. Fuente: elaboración propia utilizando SPSS (versión 29).

Determinación de clorofila

Las concentraciones de clorofila a presentaron un aumento progresivo desde la parte alta hacia la parte media de la MCP. En el punto P1 se registró una concentración de 0.47 mg/m³, aumentando hasta 8.97 y 10.79 mg/m³ en los puntos P5 y P6, respectivamente, asociadas con la influencia de descargas de aguas residuales. Posteriormente, en el punto P7, se observó una disminución a 1.30 mg/m³. Sin embargo, en la zona

media-baja, las concentraciones aumentaron de forma significativa, alcanzando valores de 43.66 mg/m³ (P8), 46.84 mg/m³ (P9) y un máximo de 96.24 mg/m³ en el punto P10. Por último, de los puntos P11 a P14, las concentraciones descendieron hasta 9.29 mg/m³ y se mantuvieron estables hacia la desembocadura, como se presenta en la Figura 4.

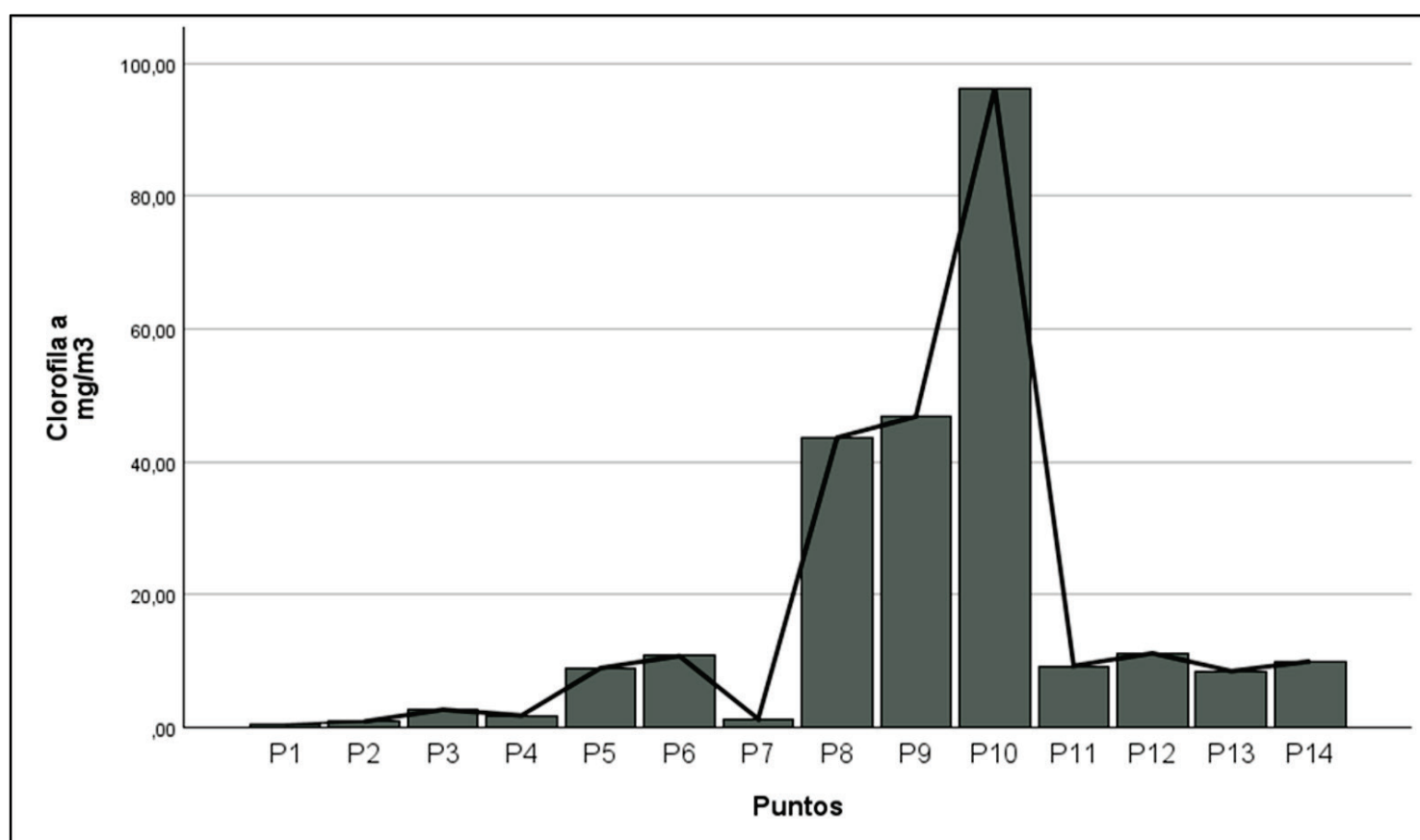


Figura 4. Valores de clorofila a en 14 puntos de monitoreo río Pachanlica. Fuente: elaboración propia utilizando SPSS (versión 29).

Identificación de diatomeas

Se contabilizaron 3 900 diatomeas en los 14 puntos de muestreo del río Pachanlica. En total, se identificaron 44 especies de diatomeas, de las cuales las que mostraron mayor abundancia absoluta en la microcuenca fueron las siguientes: *Cocconeis lineata* COLI (41.90 %), *Achnantheidium minutissimum* ACMI (15.72 %), *Pseudostaurosira brevistriata* PSBR (11.31 %), seguidas de *Nitzschia inconspicua* NIIN (4.62 %) y *Brachysira vitrea* BRVI (4.26 %); 15 especies de diatomeas mostraron una abundancia relativa superior al 5 %, lo cual representa el 75.61 % de la comunidad. Estas especies incluyeron *Achnantheidium minutissimum* (ACMI), *Brachysira vitrea* (BRVI), *Cocconeis lineata* (COLI), *Encyonopsis subminuta* (ENSU), *Fragilaria rumpens* (FRRU), *Gomphonema lagenula* (GOLA), *Gomphonema pumilum* (GOPU), *Navicula erifuga* (NAER), *Navicula lanceolata* (NALA), *Nitzschia filiformis* (NIFI), *Nitzschia inconspicua* (NIIN), *Nitzschia palea sensu lato* (NITE), *Pseudostaurosira brevistriata* (PSBR), *Rhoicosphenia abbreviata* (RHAB) y *Nitzschia palea var. tenuirostris* (NIPA).

Mediante un análisis ACC se buscó la afinidad de las diatomeas con los gradientes fisicoquímicos. Se observó que las especies NITE, NIPA, FRRU y NIFI se agruparon con los parámetros pH, DQO y fosfatos, mientras que NALA mostró afinidad por áreas con mayores concentraciones de fosfatos. La especie RHAB y ENSU se ubicaron en el centro del gráfico, indicando tolerancia a la contaminación; mientras que las especies PSBR, BRVI, NIIN, ACMI y GOPU mostraron baja afinidad por ambientes eutrofizados. Por el contrario, COLI se ubicó en el mismo cuadrante que los nitritos. Finalmente, GOLA y NAER se asociaron con niveles elevados de clorofila a (Figura 5).

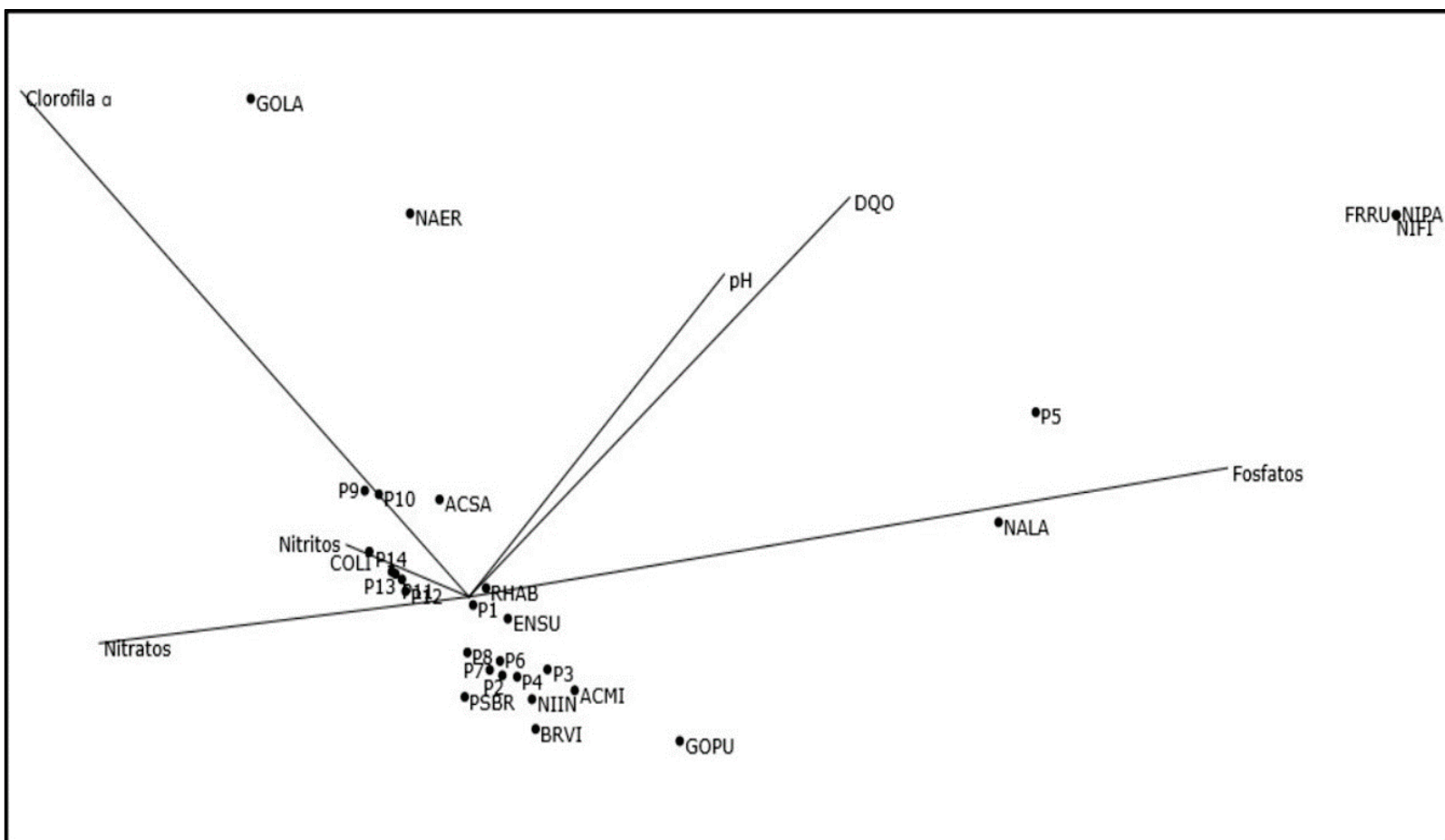


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica para 14 puntos de muestreo, especies de diatomeas y variables como pH, fosfatos, nitratos, nitritos, DQO y clorofila obtenidos en el río Pachanlica.

Índices ecológicos

Los resultados del índice de Shannon mostraron variabilidad en los diferentes puntos de muestreo. Se observó baja diversidad en los puntos P1, P3 y P7, con valores de 1.63, 1.93 y 1.91, respectivamente, así como en los puntos P9 a P14, cuyos valores oscilaron entre 0.73 y 1.55. Por otro lado, los puntos P2, P4, P5, P6 y P8 presentaron una diversidad

media, con valores de 2.31, 2.07, 2.70, 2.22 y 2.07, respectivamente. Destaca el punto P5 con el valor más alto de 2.70, lo que refleja una mayor diversidad en comparación con otros puntos; mientras que el punto P9 registró el valor más bajo de 0.73, caracterizado por la predominancia de la especie COLI.

Los resultados del índice de Margalef reflejaron una variabilidad en la diversidad de especies similar a la observada con el índice de Shannon. Se registró baja diversidad en los puntos P1, P7 y P9, con valores de 1.71, 1.71 y 0.86, respectivamente. De igual forma, en los puntos P11 al P14 se observaron fluctuaciones entre 1.81 y 1.85. En contraste a estos puntos de muestreo, los puntos P2 al P6, y P8 y P10 presentaron una diversidad media con valores entre 2.01 y 3.72.

En la Tabla 1 se observa que el índice de Margalef mostró una correlación positiva moderada con el pH (0.40). Por el contrario, el índice de Shannon señaló correlaciones negativas débiles con la clorofila a (-0.34), la DQO (-0.11), los nitritos (-0.23) y los nitratos (-0.28). La correlación positiva entre clorofila a y DQO (0.60), así como nitritos (0.59) y fosfatos (0.58) indica niveles elevados de nutrientes. La elevada correlación positiva entre nitritos y nitratos (0.77), al igual que entre nitritos y DQO (0.80) muestra que estos nutrientes tienen una influencia limitada sobre la diversidad de diatomeas, como se evidencia en las bajas correlaciones con los índices de Shannon y Margalef.

Tabla 1. Análisis de correlación de los índices ecológicos de Shannon y Margalef.

	Shannon	Margalef	Clorofila a	pH	DQO	Nitritos	Nitratos	Fosfatos
Shannon		0.86	-0.34	0.25	-0.11	-0.23	-0.28	0.24
Margalef	0.86		-0.08	0.40	0.16	-0.05	-0.17	0.37
Clorofila a	-0.34	-0.08		0.00	0.60	0.59	0.38	0.58
pH	0.25	0.40	0.00		-0.15	-0.44	-0.42	-0.07
DQO	-0.11	0.16	0.60	-0.15		0.80	0.54	0.47
Nitritos	-0.23	-0.05	0.59	-0.44	0.80		0.77	0.51
Nitratos	-0.28	-0.17	0.38	-0.42	0.54	0.77		0.24
Fosfatos	0.24	0.37	0.58	-0.07	0.47	0.51	0.24	

Correlación alta (0.70 a 0.89 o -0.70 a -0.89)

Correlación moderada (0.40 a 0.69 o -0.40 a -0.69)

Correlación baja (0.01 a 0.39 o -0.01 a -0.39)

Índice de sensibilidad específica a la polución e índice de estado trófico

El IPS para los puntos P1, P2, P3 y P4 en la zona alta de la microcuenca; el punto P7 en la zona media, y los puntos P13 y P14 en la zona baja mostraron valores entre 14.38 y 16.08, lo cual indica presencia de diatomeas altamente sensibles, clasificando la calidad del agua como buena. Para los puntos P5, P8-P12 se registraron valores entre 10.90 y 12.79, indicativos de una calidad moderada del agua. En general, el IPS promedio en la microcuenca fue de 13.60, situándose cerca del límite inferior de la categoría de buena calidad.

El TSI reflejó un estado oligotrófico en los puntos P1, P2 y P7 con valores de 16.45, 23.62 y 27.43, respectivamente. Entre los puntos P3 y

P6 y P11 al P14, los valores del TSI señalaron un estado mesotrófico, con valores entre 31.20 y 50.97; mientras que los puntos P8, P9 y P10 alcanzaron valores de 65.81, 66.58 y 74.44, indicando un estado eutrófico. La Figura 6 evidenció una relación inversa entre IPS y TSI.

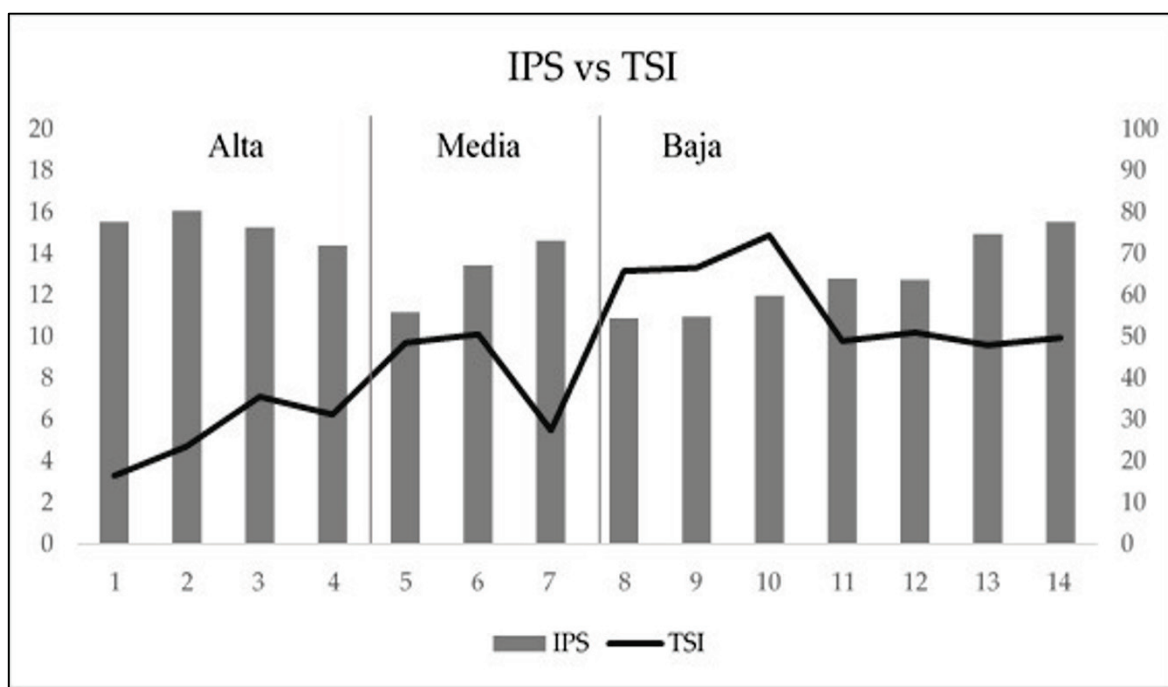


Figura 6. Escalas del IPS y TSI. El IPS clasifica la calidad del agua como buena (13-17) y moderada (9-13). El TSI define el estado trófico como oligotrófico (< 30), mesotrófico (30-60) y eutrófico (60-90).

Discusión

Parámetros fisicoquímicos

La condición fisicoquímica del pH en el río Pachanlica mantiene condiciones homogéneas a lo largo de su microcuenca; presenta valores cercanos a la neutralidad, característica de ríos andinos de agua dulce

(Bendezu-Bendezu & Bendezú-Hernández, 2021; Villamizar-Mendoza, Ramón-Valencia, & López-Areniz, 2020). La alta variabilidad de la conductividad eléctrica y la salinidad están asociadas con las descargas de aguas residuales directas e indirectas derivadas de las actividades agropecuarias en la zona alta y media, y actividades industriales en la zona baja, siendo progresivo su incremento hasta valores de 554 y 0.28 mg/l, misma situación que según Buenaño, Vásquez, Zurita-Vásquez, Parra y Pérez (2018) se relaciona con tratamientos deficientes de aguas residuales o descargas clandestinas.

Las condiciones de saturación de oxígeno muestran una variabilidad entre 3.33 y 6.17 mg/l, manteniendo valores mayores en la zona alta de la microcuenca, similar a lo expuesto por Plata-Díaz y Núñez-Avellaneda (2020) en ríos andinos de Colombia, mencionando que ríos andinos sobre los 2 400 m.s.n.m mantienen concentraciones de oxígeno entre 7.5 y 8.6 mg/l; este comportamiento ha sido asociado con las bajas temperaturas y la alta turbulencia presentes en esos ecosistemas de montaña (Plata-Díaz & Núñez-Avellaneda, 2020). Las concentraciones más bajas de saturación de oxígeno se encuentran relacionadas con zonas de descargas de aguas residuales, lo que incrementa la capacidad reductiva de los contaminantes y la demanda de oxígeno para su depuración (Villamizar-Mendoza *et al.*, 2020; Barrios-Mendoza, Córdova-Mendoza, Córdova-Barrios, Argota-Pérez, & Iannacone, 2019).

El punto P5 correspondiente a la zona de delimitación política entre el cantón Quero y Cevallos, cuyos caudales son inferiores a 0.17 m³/s, reflejan condiciones de hipoxia, con disminución de la capacidad de autodepuración de la materia orgánica, lo que sugiere la producción de compuestos tóxicos, como sulfuro de hidrógeno, derivada de la descarga directa de aguas residuales domiciliarias del cantón Quero.

Análisis de nutrientes, clorofila y DQO

El análisis de nutrientes como nitratos, nitritos y fosfatos en la microcuenca del río Pachanlica proporciona una base cuantificable en la valoración de la calidad del agua y del estado trófico (Benjumea-Hoyos, Suárez-Segura, & Villabona-González, 2018), pues los incrementos en los valores de alguno de ellos conducen a procesos de eutrofización (García-Miranda & Miranda-Rosales, 2018). Las concentraciones de nitritos mantienen niveles elevados superando el valor guía de 1.0 mg/l sugerido por Ayers y Wescot (1985) como límite para aprovechamiento del agua en agricultura, con concentraciones máximas de 1.72 mg/l para el punto P6, y entre 3.30 y 0.70 mg/l para los puntos correspondientes a las zonas media y baja. Estos valores se asocian con tratamientos deficientes de aguas residuales (Raffo-Lecca & Ruiz-Lizama, 2014), lo que ocasiona una pérdida de vida acuática, principalmente en peces (Téllez-Luna & Ospino-Jiménez, 2022; Bennett *et al.*, 2021). Es en este contexto donde la actividad microbiana favorece la conversión de altas concentraciones de nitratos a nitritos, generando un ambiente reducido que propicia condiciones favorables para el desarrollo de COLI, una diatomea reportada como tolerante a la polución (Wang *et al.*, 2024; Lebkuecher, Atma, Conn, & Redwine, 2023).

Para el caso de los nitratos, la microcuenca del río Pachanlica muestra concentraciones que si bien se consideran bajas a moderadas en el presente estudio, con valores entre 1.10 y 28 mg/l, pueden llegar a ser relevantes desde el punto de vista ecológico. Esto se relaciona con lo reportado por Téllez-Luna y Ospino-Jiménez (2022), quienes, retomando el análisis realizado por Camargo, Alonso y Salamanca (2005), advierten

que incluso concentraciones moderadas de nitratos pueden generar efectos tóxicos sobre los organismos acuáticos en cuerpos de agua dulce. Situación contraria se observó con los fosfatos, pues sus valores presentaron concentraciones muy altas, superando los 0.5 mg/l (Téllez-Luna & Ospino-Jiménez, 2022) en toda la microcuenca y siendo los más altos los puntos P5 y P6, con concentraciones de 47.90 y 74.70 mg/l, respectivamente. Estos valores se vinculan con descargas directas de aguas residuales domésticas y escorrentías de actividades agrícolas, donde destaca el uso de fertilizantes fosfatados (Badamasi, Yaro, Ibrahim, & Bashir, 2019).

Las altas concentraciones de fosfatos en la microcuenca mantienen una correlación moderada con la clorofila a, lo que demuestra condiciones favorables para la presencia de algas y una diversidad media de diatomeas (García-Miranda & Miranda-Rosales, 2018; Pardo *et al.*, 2010). Las zonas de mayor concentración de clorofila a tienen menor diversidad de especies de diatomeas, situación que se reflejó en la microcuenca media y baja, lo cual contradice la afirmación de que en un sistema fluvial andino la diversidad de especies está en función de la producción primaria asociada con la clorofila (Donato-Rondón, 2019).

La DQO mostró un incremento progresivo en las diferentes zonas de estudio. Dicha situación representa un alto riesgo ecológico por la baja producción primaria de organismos acuáticos (Misra & Chaturvedi, 2016), ocasionando demandas de oxígeno en el sistema fluvial para los procesos biogeoquímicos de descomposición de materia orgánica y autodepuración (González, Almeida, Calderón, Mallea, & González, 2014). Concentraciones mayores a 150 mg/l presentes en el punto P6 se relacionan con la pérdida total de biodiversidad acuática de especies mayores, como peces, y de especies menores, como los

macroinvertebrados, lo que afecta la salud y funcionalidad del ecosistema acuático (Mohapatra *et al.*, 2023; Misra & Chaturvedi, 2016).

Aplicabilidad de los índices ecológicos en la valoración de calidad del agua

Los índices ecológicos se encontraron estrechamente relacionados con el contexto y tipo de ecosistema donde se realizó el estudio, pues responden de forma diferencial ante gradientes ambientales y niveles de alteración ecológica (González-Tuta, Gil-Padilla, & Pinilla-Agudelo, 2023). El 75.61 % de la comunidad total de diatomeas está representada por solo 15 especies, valores inferiores a la diversidad de diatomeas encontradas en el río andino de Tota, departamento de Boyacá, en el que se identificaron 118 especies de diatomeas (Donato-Rondón, 2019). Esta reducción significativa en la cantidad de diatomeas se justifica al ser el río Pachanlica un sumidero de descargas residuales proveniente de actividades agropecuarias domésticas e industriales (Donato-Rondón, 2019).

La predominancia de COLI, con un 41.90 %, seguida de ACMI, con 15.72 %, y PSBR con 11.31 %, indica la tolerancia a condiciones variables de pH, nutrientes y temperatura, característica que les confiere gran capacidad de adaptación. Céspedes-Vargas *et al.* (2016) y Taxagua (2013) las destacan como especies colonizadoras, presentes en ríos con descargas de aguas residuales.

La correlación de Pearson y el ACC mostró interacciones complejas entre las especies de diatomeas y las variables ambientales en el río Pachanlica. Las especies NIPA, FRRU y NIFI se agruparon con parámetros como un pH ligeramente alcalino, altos valores DQO y fosfatos, lo cual concuerda con otros estudios (Kopáček *et al.*, 2020; Oña & Tonato, 2017).

Dichas especies, consideradas indicadoras de mala calidad del agua, se asocian con ambientes eutrofizados y muestran tolerancia a la contaminación, como lo sugieren estudios previos (Cantonati *et al.*, 2021; Segura-García *et al.*, 2016; Hernández-González, 2012).

Especies como RHAB y ENSU demostraron una tolerancia amplia a la contaminación, corroborando su presencia en los puntos P5 y P8 con características de ambientes mesotróficos, con altas concentraciones de fosfatos (Olszyński, Szczepocka, & Żelazna-Wieczorek, 2019; Bey & Ector, 2014; Calizaya, 2013). La especie BRVI, considerada de alta sensibilidad a la contaminación (Bere, 2014), se distribuyó en la zona alta de la microcuenca, un área que mostró menores concentraciones de nutrientes y por lo tanto menor grado de intervención antrópica (Donato-Rondón, 2019). Las especies COLI, GOLA y NAER se asociaron con altos niveles de clorofila *a* y nitritos, lo que sugiere una preferencia por ambientes eutrofizados (Cantonati *et al.*, 2021; Segura-García *et al.*, 2016; Hernández-González, 2012).

El índice ecológico de Shannon reveló una variabilidad notable en la diversidad de diatomeas por todos los puntos de muestreo del río Pachanlica; ello sugiere que esta diversidad responde tanto a condiciones ambientales como a la influencia humana (Valdez-Marroquín *et al.*, 2018). Los valores del índice de Shannon indicaron baja diversidad en los puntos P1, P3, P7 y P9-P14, valores reflejados en una comunidad dominada por especies con mayor tolerancia a la contaminación, como el caso de COLI en el punto P9, una especie cosmopolita, indicadora de baja calidad del agua (Lebkuecher *et al.*, 2023; Donato-Rondón, 2019).

El mayor valor de presencia de contaminantes en el punto P5 se relaciona con el valor más alto de diversidad de diatomeas. La presencia de las especies FRRU, NIFI, NIIN, NITE y NIPA, tolerantes a elevadas

concentraciones de nutrientes y contaminación orgánica (Castillejo *et al.*, 2018), además de la presencia del género *Nitzschia* son indicativos de mala calidad del agua (Castillejo *et al.*, 2018).

Índice de sensibilidad a la polución (IPS) e índice de estado trófico (TSI)

El IPS constituyó una herramienta decisoria en la cualificación del estado ecológico (Blanco, 2024) de los 14 puntos de monitoreo de la microcuenca del río Pachanlica, mostrando buena calidad en varios tramos. Sin embargo, en la cuenca media y baja, el IPS sobreestimó la calidad, ya que los niveles elevados de nutrientes evidenciaron condiciones de contaminación respecto a los valores guía de Ayers y Wescot (1985), lo que sugiere la necesidad de complementar el IPS con el análisis de parámetros fisicoquímicos.

Según los resultados del IPS, la microcuenca del río Pachanlica presentó en general una calidad del agua clasificada como buena, con un promedio de 13.60, aunque cercana al límite inferior de esta categoría (Blanco, 2024). Las zonas alta y baja mostraron predominancia de especies sensibles, mientras que en la zona media, los valores más bajos sugieren presión antrópica moderada.

La abundancia relativa de especies de diatomeas es crucial para evaluar el IPS (Blanco, 2024). Este índice puede sobrestimar la calidad del agua cuando entre el 41.7 y 80.3 % de las diatomeas son especies altamente sensibles a contaminantes (Blanco, 2024; Keck, Bouchez, Franc, & Rimet, 2016), lo que les otorga una calificación de buena calidad a pesar de que no se refleja la biodiversidad completa ni el verdadero estado ecológico del cuerpo de agua. En cambio, cuando predominan

especies de baja sensibilidad, el IPS tiende a subestimar los efectos de nutrientes y estresores ambientales, lo que da una estimación de calidad moderada en condiciones potencialmente más deterioradas.

En el análisis de TSI se reflejan puntos con condiciones oligotróficas, característicos de zonas con bajos niveles de nutrientes (Naumoski & Mitreski, 2010), ya que como lo menciona el estudio de Hama-Salih, Mohammad y Mohammed (2021), y Nugraha, Sarminingsih y Alfisyah (2020), las concentraciones altas de oxígeno disuelto aportan con los procesos de autodepuración del río o del efluente. Los lugares donde existen procesos de eutrofización están asociados directamente con las concentraciones de clorofila *a* y fosfatos, similares a los datos obtenidos en este estudio para los puntos P8, P9 y P10, y diversas investigaciones realizadas en otros ríos andinos (Lebkuecher *et al.*, 2023; Bennett *et al.*, 2021).

En la cuenca baja, las condiciones mesotróficas encontradas, pese a que existe un incremento del caudal, tienden a tener concentraciones elevadas de nutrientes y se desarrollan condiciones de mayor oxigenación (Guerrero-Lizarazo, Pinilla-Agudelo, & Estrada-Galindo, 2021), alta concentración de clorofila *a* entre 9.29 y 11.20 mg/m³ (Brehob *et al.*, 2024), y acelerado transporte de contaminantes (Wang *et al.*, 2022).

El estado de salud del ecosistema en toda la microcuenca según el análisis de resultados se puede atribuir a que mantiene un estado mesotrófico con concentraciones elevadas de fosfatos, los cuales son aportados por las actividades agropecuarias y las descargas de aguas residuales (Brehob *et al.*, 2024; Bennett *et al.*, 2021).

Pese a la correlación fuerte que existe entre el TSI y el IPS, el estudio no presenta un patrón de equidad en los valores de los distintos

parámetros estudiados en el ecosistema fluvial del río Pachanlica. Por el contrario, a mayores valores de TSI se mantiene una tendencia a disminuir el valor del IPS; esta relación se justifica en que el primer índice valora el estado inmediato del río y el segundo realiza una valoración preexistente del medio ecológico (Bonada *et al.*, 2024; Zhikharev *et al.*, 2022).

Conclusiones

El uso de diatomeas epilíticas como bioindicadores permitió caracterizar la calidad del agua en la microcuenca del río Pachanlica como predominantemente buena a moderada mediante la aplicación del índice IPS. No obstante, en la zona media-baja de la microcuenca, que presenta una alta presión antrópica, la composición dominada por especies de diatomeas resistentes o colonizadoras condujo a una sobreestimación de la calidad ecológica frente a los resultados de nutrientes, DQO y clorofila. Esta contradicción probó que si bien las diatomeas son útiles para valorar la salud ecológica del ecosistema, su aplicación exclusiva resulta insuficiente bajo criterios de salud pública. De este modo, se evidencia la necesidad de un enfoque complementario al IPS que integre herramientas tróficas, como el TSI, para mejorar la precisión en la evaluación del estado ecológico de ríos andinos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas (GISOCH) y a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) por todo el apoyo brindado para el desarrollo de la presente investigación.

Referencias

- Ayers, R. S., & Wescot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture*. Rome Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Badamasi, H., Yaro, M. N., Ibrahim, A., & Bashir, I. A. (2019). Impacts of phosphates on water quality and aquatic life. *Chemistry Research Journal*, 4(3), 124-133.
- Barrios-Mendoza, T. O., Córdova-Mendoza, P., Córdova-Barrios, I. C., Argota-Pérez, G., & Iannacone, J. (2019). Costo ambiental sostenible relativo ante el coeficiente de transferencia de oxígeno en aguas residuales. *Paideia XXI*, 9(2), 209-216. <https://doi.org/10.31381/paideia.v9i2.2753>
- Bendezu-Bendezu, M. A., & Bendezú-Hernández, C. V. (2021). Efecto de los parámetros fisicoquímicos y biológicos sobre la calidad del agua del río Pisco. *South Florida Journal of Development*, 2(4), 5606-5614. <https://doi.org/10.46932/sfjdv2n4-049>
- Benjumea-Hoyos, C. A., Suárez-Segura, M. A., & Villabona-González, S. L. (2018). Variación espacial y temporal de nutrientes y total de sólidos en suspensión en la cuenca de un río de alta montaña tropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(165), 353-363. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.777>

- Bennett, M. G., Lee, S. S., Schofield, K. A., Ridley, C. E., Washington, B. J., & Gibbs, D. A. (2021). Response of chlorophyll a to total nitrogen and total phosphorus concentrations in lotic ecosystems: A systematic review. *Environmental Evidence*, 10(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s13750-021-00238-8>
- Bere, T. (2014). Ecological preferences of benthic diatoms in a tropical river system in São Carlos-SP, Brazil. *Tropical Ecology*, 55(1), 47-61.
- Bey, M., & Ector, L. (2014). *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes* (Vol. 5). Lyon, France: DREAL Rhône-Alpes.
- Blanco, S. (2024). What do diatom indices indicate? Modeling the specific pollution sensitivity index. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(20), 29449-29459. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33115-1>
- Blanco, S., Álvarez, I., Cejudo, C., Bécares, E., Ector, L., García, C., Seisdedos, P., Hernández, N., & Rodríguez, I. (2011). *Guía de las diatomeas de la cuenca del Duero*. Valladolid, España: Confederación Hidrográfica del Duero.
- Blanco, S., Cejudo, C., Álvarez, I., Bécares, E., Hoffmann, L., & Ector, L. (2010). *Atlas de las diatomeas de la cuenca del Duero*. León, España: Universidad de León.
- Bonada, N., Sánchez-Montoya, M. M., Cid, N., Acosta, R., Arce, M. I., Cañedo-Argüelles, M., Cunillera-Montcusí, D., De-las-Heras, P., Díaz-Redondo, M., Ersoy, Z., Fernández-Calero, J. M., Arnau, N. F., Fortuño, P., Freixinos, Z., Gomà, J., López-Pintor, A., López-Rodríguez, M. J., López-Rodríguez, N., Mellado-Díaz, A., Miñano-Martínez, J., Morcillo, F., Munné, A., Ordeix, M., Piñero-Fernández,

- M., Quevedo-Ortiz, G., Roblas, N., Rodríguez-Lozano, P., Vicente Rovira, J., Sánchez-Campaña, C., Sánchez-Nogueras, J., Soria, M., Suárez-Alonso, M. L., Tierno-de-Figueroa, J. M., Vidal-Abarca, M. R., Vinyoles, D., Gallart, F., & Prat, N. (2024). Retos y oportunidades para la evaluación del estado ecológico en ríos temporales. *Ecosistemas*, 33(1), 2655.
<https://doi.org/10.7818/ecos.2655>
- Brehob, M. M., Pennino, M. J., Handler, A. M., Compton, J. E., Lee, S. S., & Sabo, R. D. (2024). Estimates of lake nitrogen, phosphorus, and chlorophyll- *a* concentration to characterize harmful algal bloom risk across the United States. *Earth's Future*, 12(8), 1-19.
<https://doi.org/10.1029/2024EF004493>
- Buenaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, J., & Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, 13(1), 41-49.
<https://doi.org/10.21676/23897864.2405>
- Calizaya, A. J. (2013). El uso de las diatomeas (*Bacillariophyceae*) como potenciales herramientas en la gestión de la calidad del agua superficial. En: *Gestión de la calidad del agua superficial* (pp. 1-9). Arequipa, Perú: Ministerio del Ambiente.
- Camargo, J. A., Alonso, A., & Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: A review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58(9), 1255-1267.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044>

- Cantonati, M., Zorza, R., Bertoli, M., Pastorino, P., Salvi, G., Platania, G., Prearo, M., & Pizzul, E. (2021). Recent and subfossil diatom assemblages as indicators of environmental change (including fish introduction) in a high-mountain lake. *Ecological Indicators*, 125, article 107593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107603>
- Castillejo, P., Chamorro, S., Paz, L., Heinrich, C., Carrillo, I., Salazar, J. G., Navarro, J. C., & Lobo, E. A. (2018). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean river. *Comptes Rendus – Biologies*, 341(4), 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2018.03.008>
- Castillejo, P., Ortiz, S., Jijón, G., Lobo, E. A., Heinrich, C., Ballesteros, I., & Rios-Touma, B. (2024). Response of macroinvertebrate and epilithic diatom communities to pollution gradients in Ecuadorian Andean rivers. *Hydrobiologia*, 851(2), 431-446. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05276-6>
- Céspedes-Vargas, E., Umaña-Villalobos, G., & Silva-Benavides, A. M. (2016). Tolerancia de diez especies de diatomeas (*Bacillariophyceae*) a los factores físico-químicos del agua en el río Sarapiquí, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 105-115. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.18295>
- Confederación Hidrográfica del Ebro. (2005). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro: protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton, fitobentos e invertebrados bentónicos*. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente.

- Díaz-Quirós, C., & Rivera-Rondón, C. A. (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26(2), 381-394.
- Donato-Rondón, J. C. (2019). Diversidad de diatomeas en un sistema fluvial andino: los nutrientes y la conductividad como factores de explicación. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(169), 728-736. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.939>
- Emmanuel, E., Lacou, J., Balthazard-Accou, K., & Joseph, O. (2009). Evaluación del riesgo ecológico de los efectos de metales pesados y nutrientes contenidas en efluentes urbanos sobre los ecosistemas de la bahía de Puerto Príncipe (Haití). *Aqua-LAC*, 1(1), 18-28. <https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2009-v1-1-02>
- García-Miranda, F., & Miranda-Rosales, V. (2018). Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. En: *Problemáticas de la gestión ambiental del agua en México*. Volumen II, Parte 1. Eje temático 3: Retos del agua y la sociedad (pp. 177-190). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C.
- González, S. O., Almeida, C. A., Calderón, M., Mallea, M. A., & González, P. (2014). Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: Application of chemometrics in spatial and temporal variations. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(18), 10583-10593. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3098-y>

- González-Tuta, A. L., Gil-Padilla, L. N. & Pinilla-Agudelo, G. A. (2023). Evaluación del estado ecológico del río Ánimas mediante índices multimétricos en Cerinza, Boyacá. *Acta Biológica Colombiana*, 28(2), 239-250. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.103952>
- Guerrero-Lizarazo, M. C., Pinilla-Agudelo, G., & Estrada-Galindo, I. J. (2021). Ecología funcional de las comunidades de algas perifíticas de la reserva la planada, en el Chocó biogeográfico colombiano: Limitación de recursos, competencia y variables ambientales. *Revista de Biología Tropical*, 69(1), 331-351. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i1.42042>
- Hama-Salih, N. Y., Mohammad, A. O., & Mohammed, F. O. (2021). Study on the self-purification of Tanjaro River. *Tikrit Journal for Agricultural Sciences*, 21(4), 54-62. <https://doi.org/10.25130/tjas.21.4.7>
- Hammer, O., Harper, D. A. T., & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4(1), 1-9. Recuperado de http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hernández-González, S. (2012). Indicadores biológicos de calidad de las aguas superficiales de la subcuenca del río Viejo, utilizando fitobentos (diatomeas). *Revista Universidad y Ciencia*, 6(9), 20-23. <https://doi.org/10.5377/uyc.v6i9.1952>
- HGPT, Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua. (2019). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Tungurahua*. Ambato, Ecuador: Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua.

- Hurtado, P., & Arias-Real, R. (2024). Biodiversidad y funcionamiento de los ríos intermitentes: retos en un contexto de cambio global. *Ecosistemas*, 33(1), artículo 2742. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2742>
- INEN, Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2014). *NTE INEN-ISO 5667-1: Calidad del agua. Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de los programas de muestreo y técnicas de muestreo (ISO 5667-1:2006, IDT)*. Quito, Ecuador: Instituto Ecuatoriano de Normalización.
- INEC, Instituto Nacional de Estadísticas y Censos del Ecuador. (2022). *Boletín Técnico Nacional*. Recuperado de https://www.censoecuador.gob.ec/public/Boletin_Nacional.htm
- INAMHI, Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador. (2017). *Anuario meteorológico*. Quito, Ecuador: Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador.
- Jeffrey, S. W., & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen*, 167(2), 191-194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Keck, F., Bouchez, A., Franc, A., & Rimet, F. (2016). Linking phylogenetic similarity and pollution sensitivity to develop ecological assessment methods: A test with river diatoms. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 856-864. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12624>

- Kopáček, J., Hejzlar, J., Oulehle, F., Porcal, P., Weyhenmeyer, G. A., & Norton, S. A. (2020). Disruptions and re-establishment of the calcium-bicarbonate equilibrium in freshwaters. *Science of the Total Environment*, 743, article 140626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140626>
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1986). *Bacillariophyceae: Naviculaceae* (Vol. 2/1). In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., & Mollenhauer, D. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (p. 827). Stuttgart, Germany: Gustav Fischer Verlag.
- Larrea-Murrell, J., Romeu-Alvarez, B., Lugo-Moya, D., & Rojas-Badía, M. M. (2022). Fundamental aspects of water quality monitoring: The Almendares River as a case study. *CENIC Ciencias Químicas*, 53(2), 148-59.
- Lebkuecher, J. G., Atma, J. L., Conn, H., & Redwine, D. J. (2023). Composition of epilithic diatom and soft-algal assemblages in infralittoral zones of Tennessee reservoirs and correlations of composition to trophic state. *Journal of Freshwater Ecology*, 38(1), article 2182836. <https://doi.org/10.1080/02705060.2023.2182836>
- Lobo, E., Heinrich, C., Schuch, M., Dupont, A., Da Costa, A., Wetzel, C., & Ector, L. (2016). *Índice trófico de qualidade da água: Guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros*. Santa Cruz do Sul, Brasil: Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC).
- Misra, O. P., & Chaturvedi, D. (2016). Fate of dissolved oxygen and survival of fish population in aquatic ecosystem with nutrient loading: A model. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(3), article 112. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0168-9>

- Mohapatra, S. C., Kanuri, V. V., Vaddem, K. K., Saha, S., Ali, S. Y., Verma, A., Biswas, M. K., & Vidyarthi, A. K. (2023). Spatio-temporal variability in macroinvertebrate community structure and ecological health status of a tropical dynamic river-estuarine system, India: An integrated approach of multivariate analysis. *Environmental Research*, 238, article 117236. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117236>
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España: M&T– Manuales y Tesis SEA.
- Moreno, D. P., Quintero, J., & López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78, 25-33.
- Naumoski, A., & Mitreski, K. (2010). Classifying diatoms into trophic state index classes with novel classification algorithm. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1124-1138. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.122>
- Nugraha, W. D., Sarminingsih, A., & Alfisya, B. (2020). The study of self purification capacity based on biological oxygen demand (BOD) and dissolved oxygen (DO) parameters. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 448(1), article 012105. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/448/1/012105>
- Olszyński, R. M., Szczepocka, E., & Żelazna-Wieczorek, J. (2019). Critical multi-stranded approach for determining the ecological values of diatoms in unique aquatic ecosystems of anthropogenic origin. *PeerJ*, 7, article e8117. <https://doi.org/10.7717/peerj.8117>
- Oña, J., & Tonato, C. (2017). *Determinación del estado trófico de las lagunas de Mojanda a través de la cuantificación de clorofila* (tesis de grado). Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador.

- Pardo, I., García, L., Delgado, C., Noemi, C., & Abrain, R. (2010). *Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las confederaciones hidrográficas del Cantábrico y Miño-Sil* (informe técnico). Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.
- Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, O., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 10(2), 76-88. <https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08>
- Plata-Díaz, Y., & Núñez-Avellaneda, M. (2020). Algas perifíticas de los ríos del piedemonte de la transición andino-amazónica: camino Andakí Caquetá, Colombia. *Revista Colombiana Amazónica*, 12, 234-245.
- Raffo-Lecca, E., & Ruiz-Lizama, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71-80. <https://doi.org/10.15381/idata.v17i1.12035>
- Segura-García, V., Almanza, J., & Ponce-Saavedra, J. (2016). Diversidad en comunidades de diatomeas epilíticas con relación a los parámetros fisicoquímicos en la cabecera del río Zinapécuaro, México. *Hidrobiología*, 26(2), 187-202. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n2/Segura>
- Statgraphics Technologies, Inc. (2023). *Statgraphics Centurion 19* (software). Recuperado de <https://www.statgraphics.com/download19>

- Taxagua. (2013). *Tesaurus taxonómico para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua continentales* (informe técnico). Madrid, España: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado de <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/taxagua.html>
- Téllez-Luna, M. I., & Ospino-Jiménez, J. C. (2022). Evaluación de la concentración de nitratos y fosfatos por *Chlorella vulgaris* en aguas superficiales en el tramo Salguero del río Cesar. *Revista Agunkuyaa*, 12(2), 63-67. <https://doi.org/10.33132/27114260.2207>
- Valdez-Marroquín, C. G., Guzmán, M. A., Valdés, A., Foroughbakhch, R., Alvarado, M. A., & Rocha, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación del matorral espinoso tamaulipeco con condiciones prístinas en el noreste de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32135>
- Villamizar-Mendoza, Y., Ramón-Valencia, J. D., & López-Areniz, L. A. (2020). Análisis de las condiciones del recurso hídrico en la quebrada Escorial, Pamplona, norte de Santander. *Revista Ambiental*, 1, 1-16. <https://doi.org/10.24054/aaas.v11i1.382>
- Wang, C., He, T., Zhang, M., Zheng, C., Yang, L., & Yang, L. (2024). Review of the mechanisms involved in dissimilatory nitrate reduction to ammonium and the efficacies of these mechanisms in the environment. *Environmental Pollution*, 345, article 123480. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123480>

- Wang, X., Chen, Y., Yuan, Q., Xing, X., Hu, B., Gan, J., Zheng, Y., & Liu, Y. (2022). Effect of river damming on nutrient transport and transformation and its countermeasures. *Frontiers in Marine Science*, 9, article 1078216. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1078216>
- Zelinka, M. (1961). Zur Präzisierung der biologische Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, 57, 389-407.
- Zhikharev, V., Vodeneeva, E., Kudrin, I., Gavrilko, D., Startseva, N., Kulizin, P., Erina, O., Tereshina, M., Okhapkin, A., & Shurganova, G. (2022). The species structure of plankton communities as a response to changes in the trophic gradient of the mouth areas of large tributaries to a lowland reservoir. *Water*, 15(1), article 74. <https://doi.org/10.3390/w15010074>