

# DISEÑO DE UN ÍNDICE DE VALORACIÓN TRÓFICA-ECOLÓGICA (IVT-ECOLÓGICA) PARA EL DIAGNÓSTICO FUNCIONAL DE CUERPOS LÉNTICOS. CASO LAGUNA DE CASTILLERO, VENEZUELA

ARISTIDE MÁRQUEZ<sup>1</sup> & JOSELYN ACOSTA<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>*Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela.*

*\*aristd@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0003-1426-52642>*

<sup>2</sup>*Escuela de Ciencias, Departamento de Química, Universidad de Oriente, Venezuela.*

*<https://joselynmilagros22@gmail.com>. <https://orcid.org/0000-0009-0002-5358-2940>*

**RESUMEN.** Los ecosistemas acuáticos continentales, lénticos y lóticos, son componentes esenciales de la biosfera porque generan bienes y servicios ecosistémicos que respaldan la vida humana y la biodiversidad. Los índices de la calidad del agua y del estado trófico se han vuelto instrumentos fundamentales para diagnosticar y transmitir la situación ecológica en estos ecosistemas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la funcionalidad e identificar procesos internos de liberación y/o retención de fósforo en los sedimentos de la laguna de Castillero a través del índice funcional de vulnerabilidad trófica (IVT-Ecológico). El índice se creó considerando la interrelación entre elementos fisicoquímicos y geoquímicos (pelágicos y bentónicos), incluyendo algunas variables que promueven la liberación del fósforo, así como las que actúan como estabilizadores o amortiguadores del sistema (PBD, P-O, P-Ad+Fe;  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_x$ , DO, TSS; pH,  $\text{CaCO}_3$ ). Los resultados fueron comparados con análisis multivariado de ACP. Se determinó un valor IVT= 3,77 lo cual permite clasificar a la laguna como un sistema con retención y reciclaje de fósforo como resultado de la acumulación de fósforo lábil; sin embargo, estos procesos son débiles. Los resultados son consistentes con los aportados con los ACP y los índices W e IEP. Estos resultados confirman que el IVT-Ecológica es un indicador fiable para identificar vulnerabilidades tróficas con una buena sensibilidad, por lo tanto, se aconseja usarlo en programas de monitoreo, en procesos de eutrofización, estudios comparativos y en la administración de ecosistemas tropicales.

**PALABRAS CLAVE:** eutrofización, índice ecológico, sistemas lénticos tropicales, agua y sedimento, río Orinoco

**ABSTRACT.** Continental aquatic ecosystems, both lentic and lotic, are essential components of the biosphere as they provide ecosystem goods and services that support human life and biodiversity. Water quality and trophic status indices have become fundamental tools for diagnosing and communicating the ecological condition of these ecosystems. The objective of this study was to evaluate the functionality and identify internal processes of phosphorus release and/or retention in the sediments of Castillero Lagoon using the functional trophic vulnerability index (IVT-Ecológico). The index was developed by considering the interrelationship between physicochemical and geochemical elements (pelagic and benthic), incorporating variables that promote phosphorus release as well as those that act as stabilizers or buffers of the system (PBD, P-O, P-Ad+Fe;  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_x$ , DO, TSS; pH,  $\text{CaCO}_3$ ). The results were compared with a multivariate PCA analysis. An IVT value of 3.77 was determined, classifying the lagoon as a system with phosphorus retention and recycling due to the accumulation of labile phosphorus; however, these processes are weak. The results are consistent with those provided by PCA and the W and IEP indices. These findings confirm that the IVT-Ecológico is a reliable indicator for identifying trophic vulnerabilities with high sensitivity. Therefore, its use is recommended in monitoring programs, eutrophication studies, comparative research, and the management of tropical ecosystems.

**KEYWORDS:** eutrophication, ecological index, tropical lentic systems, water and sediment, Orinoco River

## INTRODUCCIÓN

A nivel mundial es esencial analizar la condición trófica de los ecosistemas acuáticos continentales para comprender su funcionamiento y garantizar una administración sostenible de los recursos hídricos. En los ríos, lagos, embalses y lagunas, los procesos de eutrofización se han acelerado debido a la presión antrópica relacionada con el desarrollo urbano, la agricultura intensiva y la industrialización en las últimas décadas (NEVEROVA-DZIOPAK *et al.* 2023). Este fenómeno, que consiste en el enriquecimiento desmedido de nutrientes que promueve la producción primaria y descompensa el equilibrio ecológico, es un problema ambiental muy

difundido y complejo a nivel mundial que afecta la biodiversidad, disminuye la calidad del agua y restringe su utilización para actividades recreativas, pesqueras y de consumo humano (LIU *et al.* 2025).

Históricamente, los indicadores directos de la condición trófica, como la transparencia del agua, los niveles de nitrógeno y fósforo o la concentración de clorofila-a, han sido utilizados para realizar diagnósticos (CARLSON 1977; VOLLENWEIDER *et al.* 1998). A pesar de que estos parámetros brindan información valiosa, tienen limitaciones significativas: primero, su variabilidad espacial y estacional hace que la interpretación sea más difícil; segundo, la falta de un marco metodológico universal disminuye su aplicabilidad en varios contextos ecológicos (NEVEROVA-DZIOPAK *et al.* 2023). Con respecto a esta situación, se han sugerido índices sintéticos que incorporan diversas variables y posibilitan un enfoque más integral; entre los más destacados están el Índice de Estado Trófico (TSI) de CARLSON (1977), que se utiliza frecuentemente en lagos templados, y el Índice Trófico (TRIX) de VOLLENWEIDER *et al.* (1998), diseñado sobre todo para ambientes marino-costeros. El Índice Trófico Universal (UTI) ha intentado, más recientemente, ir más allá de las restricciones metodológicas mediante la inclusión de parámetros como el pH, la salinidad y la saturación de oxígeno disuelto (NEVEROVA-DZIOPAK *et al.* 2023).

Simultáneamente, el estudio limnológico ha avanzado hacia perspectivas más complejas que tienen en cuenta los procesos pelágicos y bentónicos. En efecto, se ha comprobado que los procesos internos que regulan su disponibilidad en la columna de agua también influyen en la dinámica de nutrientes, además de las cargas externas (YU *et al.* 2022). Dentro de este grupo de compuestos, el fósforo (P) ha sido identificado como el nutriente limitante principal en muchos ecosistemas acuáticos, ya que regula la productividad primaria y, por lo tanto, el camino trófico de los cuerpos de agua (LIU *et al.* 2025).

La forma en que el fósforo aparece en diversas formas químicas y su grado de movilidad determinan si los sedimentos funcionan como fuente o sumidero. Según MATULA & WOJTKOWSKA (2025), aspectos como el potencial redox, el pH, la interacción con compuestos de hierro, aluminio y calcio y la mineralización de materia orgánica determinan si se libera o se fija en el sistema. Por ejemplo, la reducción de Fe(III) a Fe(II) en condiciones anóxicas puede provocar que el fósforo se libere de manera significativa al medioambiente, lo cual acelera los procesos de eutrofización y pone en peligro la estabilidad ecológica (XU *et al.* 2023; MATULA & WOJTKOWSKA 2025).

La importancia de estos procesos ha promovido el desarrollo de índices multivariados que superan el análisis aislado de las variables químicas. Por ejemplo, el Índice Multivariado de Estado Trófico (MTSI), fue creado con el objetivo de identificar estados hipereutróficos en lagos de la India haciendo una combinación de los parámetros fisicoquímicos, en conjunto con análisis estadísticos complejos, es uno de los ejemplos más recientes (SUMAN *et al.* 2023). Hoy en día, gracias a los avances en tecnología, ha sido posible desarrollar y utilizar algoritmos de teledetección y aprendizaje automático; esto ha hecho más fácil evaluar cientos de lagos y lagunas en escalas temporales y espaciales que antes no eran posibles (LI *et al.* 2023; HU *et al.* 2024). Sin embargo, en los entornos tropicales de América del Sur, la aplicación directa de estas herramientas se complica debido a la alta variabilidad hidrológica, las fluctuaciones entre inundaciones y crecidas, así como a la diversidad morfométrica (ESCOBER & PYTHIAS-ESPINO 2023).

Por otro lado, para entender de manera integral los cuerpos lénticos es necesario que sean considerados como sistemas dinámicos que interactúan de cerca con sus cuencas de drenaje, las llanuras en las que ocurren inundaciones y los corredores fluviales relacionados. La sedimentación en las lagunas de inundación no es homogénea, ya que tanto elementos bióticos (como la vegetación) como otros abióticos (los sustratos consolidados) actúan como anclaje para los sedimentos (MÁRQUEZ *et al.* 2008). La retención, transformación y transporte de nutrientes en estos ecosistemas dependen de su conectividad vertical y lateral, lo que a su vez establece su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos y su resiliencia (WOHL 2025). Sin embargo, a pesar de su relevancia ecológica y social, las lagunas tropicales tienden a estar infravaloradas en los marcos regulatorios y de gestión medioambiental; esto produce vacíos en el diagnóstico funcional y en la formulación de estrategias para la conservación (SINGH & YADAV 2025).

Frente a esta situación, es necesario crear instrumentos metodológicos que se adapten a las condiciones tropicales, incorporen tanto los procesos pelágicos como los bentónicos y faciliten una evaluación más realista de la dinámica ecológica. El objetivo de la investigación actual fue determinar la funcionabilidad de la laguna de Castellero en cuanto a comportamiento de nutrientes, especialmente del P, porque estos ecosistemas son considerados entre los más relevantes en las zonas tropicales y necesitan que sean conservados y gestionados con atención, pues ellos regulan la magnitud de las inundaciones de los ríos, sostienen pesquerías locales significativas, producen las tierras aptas para la agricultura y sostienen el hábitat de una diversidad de fauna, que incluye a las especies puestas en riesgo de extinción, al igual que las especies con potencial valor económico (MÁRQUEZ *et al.* 2008).

En este marco, el Índice de Valoración Trófico-Ecológico (IVT-Ecológico) es la propuesta del estudio actual; este índice toma consideraciones expuestas en HUPFER & LEWANDOWSKI (2008) y se ha diseñado como un modelo semicuantitativo holístico que fusiona variables geoquímicas y fisicoquímicas, que favorecen la liberación de fósforo, como los que funcionan como estabilizadores o amortiguadores del sistema. El índice IVT se utiliza en el caso de la Laguna de Castellero, Venezuela, para producir un diagnóstico funcional que provea pruebas científicas para manejar de manera sostenible los sistemas lénticos tropicales bajo presiones humanas elevadas y circunstancias ambientales cambiantes. Esto permitirá establecer planes de mantenimiento ambientalista y ecológico para mitigar los niveles de eutrofización que puedan estar ocasionando riesgo a la Laguna de Castellero.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la laguna de Castellero, la cual ocupa una planicie de cota inferior a los 60 m sobre el nivel del mar y un área estimada de 140 ha, está localizada ( $66^{\circ} 08' 17''$  W y  $7^{\circ} 38' 15''$  N) cerca de Caicara del Orinoco (Estado Bolívar), y presenta baja energía hidráulica y alta retención de sedimentos finos (MÁRQUEZ *et al.* 2008) (Fig. 1). Según RODRÍGUEZ & BETANCOURT (1998), los niveles del agua de la laguna están afectados por dos estaciones: una de sequía, que va de noviembre a abril, y otra de lluvia, que se extiende desde mayo hasta octubre. Las zonas de rebalse o las planicies inundan permanentemente el Orinoco, cerca del poblado Caicara del Orinoco y la Laguna de Castellero, han sido empleadas como vertederos para aguas residuales municipales. Un ejemplo es la Laguna La Tejita, que se encuentra en contacto directo con la Laguna de Castellero, la cual desde 1988 hasta 1991, la misma aceptaba sin restricciones aguas servidas de alrededor de 430 familias y residuos aceitosos que provenían de la planta eléctrica de la compañía ELEORIENTE hoy CORPOELEC. A partir de 1992 se dejó de verter aguas residuales, pues se construyó un colector de descarga que lleva las aguas residuales directamente al río Orinoco; asimismo, la planta generadora de electricidad fue reemplazada por una estación eléctrica y los vertidos de lubricantes hacia la laguna fueron suspendidos (RODRÍGUEZ & BETANCOURT 1999; MÁRQUEZ *et al.* 2008).

### Diseño de muestreo y recolección

Se seleccionaron 7 estaciones de manera aleatoria en la laguna de Castellero durante febrero de 2017. En cada estación se recolectaron muestras de agua superficial (10 L) utilizando una envase plástico y sedimento superficial (0-5 cm) mediante draga de acero inoxidable tipo Diez Laffont (área: 0,02 m<sup>2</sup>). Las muestras fueron transportadas en condiciones refrigeradas para su posterior análisis en laboratorio.

### Análisis fisicoquímico del agua

Las muestras de agua superficiales fueron transferidas a botellas de polycarbonato de 1 L para las determinaciones de sólidos suspendidos (SS), nitrito, nitrato, amonio y fosfato. En el laboratorio fueron filtradas con membranas nucleopore de 0,80  $\mu$ m, luego se congelaron a -20 °C hasta los análisis. Los filtros fueron utilizados para determinar los SS. En campo se midieron el pH, oxígeno disuelto (O<sub>2</sub>) con una sonda multiparamétrica Hidrolab modelo Data Sonde 4, confirmándose después O<sub>2</sub> por el método de Winkler

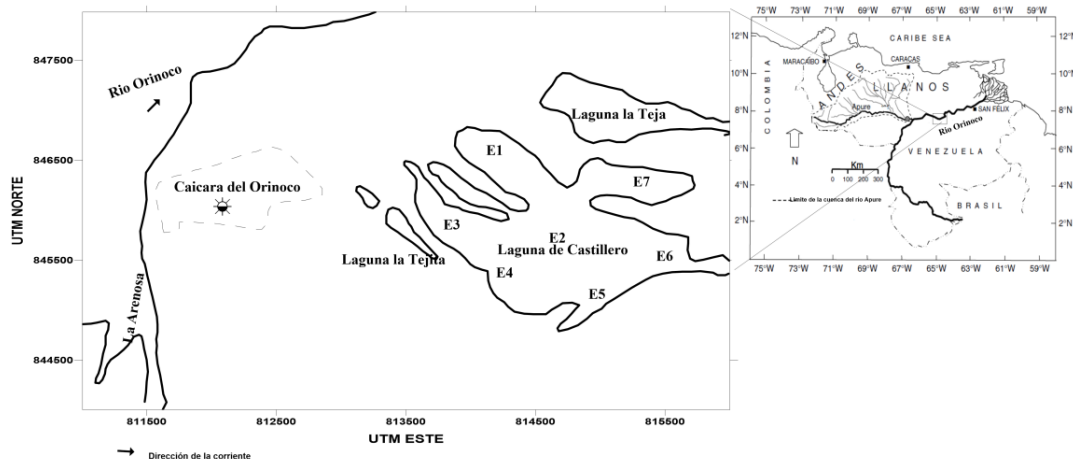


Fig. 1. Área de estudio mostrando las estaciones bajo estudio en la laguna de Castellero

(AMINOT & CHAUSSEPIED 1983). Los sólidos suspendidos (SS) se determinaron por método gravimétrico, los nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) por BENDSCHNEIDER & ROBINSON (1952) a 543 nm, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por TREGUER & LE CORRE (1975) bajo los fundamentos de MULLIN & RILEY (1955),  $\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) por KOROLEFF (1976) a una longitud de onda de 640 nm. La concentración de fosfato y fósforo total ( $\text{PO}_4^{3-}$  y PT) se determinó por el método colorimétrico de MURPHY & RILEY (1962) a 882 nm.

Estas técnicas se detallan en STRICKLAND & PARSONS (1972) y APHA (1995). La determinación de NT y PT para se realizó por VALDERRAMA (1981). La cuantificación de los nutrientes se hizo en autoanalizador Technicon IIAC-100 (*Scientific Instruments*, USA). Los límites de detección analíticos para la determinación de diferentes formas del nitrógeno son amonio 0,10  $\mu\text{mol/L}$ , nitrito 0,01  $\mu\text{mol/L}$ , nitrato 0,04  $\mu\text{mol/L}$ , nitrito, 0,02  $\mu\text{mol/L}$  fosfato. Para fósforo total alcanza 0,2% y para el nitrógeno total 4%.

### Análisis del sedimento

Se determinaron granulometría por tamizado e hidrómetro (PRIMO & CARRASCO 1973; FOLK 1974; ROA & BERTHOIS 1975), materia orgánica total (MOT) por ignición a 550°C (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995), carbono orgánico total (COT) por el método de WALKLEY & BLACK (1934), carbonatos por titulación ácido-base (VOGEL 1960), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) por VALDERRAMA (1981) y MURPHY & RILEY (1962). Las concentraciones se cuantificaron por autoanalizador Technicon II. El hierro (Fe) se hizo por extracción con ácido acético al 25% y cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire acetileno y corrector de fondo de deuterio en un equipo Perkin Elmer 3110 (LEWIS & LANDING, 1992). La especiación del fósforo se realizó mediante el método SEDEX (RUTTENBERG 1992) modificado por ANDERSON & DELANEY (2000), extrayendo las fracciones: fósforo adsorbido a Fe (P-Ad+Fe), fósforo autógeno o ligado Ca (P-Ca) o, fósforo detrítico (P-D) y fósforo orgánico (P-O). El fósforo inorgánico (PI) expresado por la sumatoria de las fracciones inorgánicas y el biodisponible Como P-Ad+Fe + P-O.

### Evaluación del riesgo

Se calculó el índice de enriquecimiento de fósforo (IEP) a través de la Ec.1 (WANG *et al.* 2013; BARIK *et al.* 2019)

$$IEP = \frac{C_i}{C_s} \quad (1)$$

Donde,  $C_i$  representa la concentración de PT de la muestra  $i$  ( $\mu\text{g/g}$ ), y  $C_s$  es la concentración estándar de PT ( $\mu\text{g/g}$ ) que potencialmente podría causar un riesgo ecológico, establecida en 600  $\mu\text{g/g}$  (ZHANG *et al.* 2016; BARIK *et al.* 2019), considerando los criterios de evaluación de calidad de sedimentos del Departamento de Medio Ambiente y Energía (DOEE), Canadá (MUDROCH & AZCUE 1995). El criterio utilizado fue; cuando  $PEI > 1$  hay riesgo de liberación de P desde los sedimentos.

También se utiliza el índice W (PENG *et al.* 2019), el cual considera las condiciones ácidas o alcalinas de las aguas, y se calculó utilizando Ec (2)

$$W = \frac{P-Ad+P-Fe}{P-Ca+P-D_s} \quad (2)$$

El criterio de interpretación de este índice es, cuando  $W > 0,50$  el sedimento tiene una gran cantidad de fósforo liberable y poca capacidad de retención estable a largo plazo. Cuando  $W < 0,50$  el sedimento actúa como un sumidero estable de fósforo y hay bajo riesgo de liberación de P.

### IVT- Ecológica

Desarrollamos el Índice de Vulnerabilidad Trófica (IVT) como un indicador adimensional y semicuantitativo que combina fracciones estabilizadoras (denominador) y móviles de fósforo en los sedimentos con variables de la columna de agua (numerador), lo que facilita el análisis del potencial para acumular o exportar nutrientes. Se creó de acuerdo con los lineamientos propuestos por HUPFER & LEWANDOWSKI (2008) y se clasificó, al emplear criterios funcionales y calibración empírica en el Orinoco y la laguna de Castellero, en cuatro niveles:  $<0,1$  (exportador; dirigido por transporte y tiene poca retención), entre  $0,1-1,0$  (transicional; bajo nivel de retención, riesgo mínimo de reciclaje. Riesgo limitado, condiciones en su mayoría estables), entre  $1,0-5,0$  (retentivo; retención que puede ser reciclada y liberada dentro del mismo entorno) y  $>5,0$  (sumidero vulnerable; peligro crítico de eutrofización interna, con una retención significativa).

Los rangos fueron creados con el objetivo de distinguir entre sistemas estables, transicionales y muy vulnerables, siguiendo la lógica de índices semejantes en calidad del agua y limnología. Esta propuesta, que puede ser comparada con los índices tróficos tradicionales (CARLSON 1977; REDDY *et al.* 1999; SØNDERGAARD *et al.* 2003), es una herramienta integradora para la evaluación de los peligros de eutrofización interna en ecosistemas acuáticos. Se determinó través de Ec. 3

$$IVT = \frac{(PBD+PO+P-Ad+Fe)}{(Fe\ total+CaCO_3)} * \frac{(MO+Lodos+PO_4^{3-}+NO_x+NH_4^+)}{(pH \times OD \times (1 + \frac{SS}{100}))} \quad (3)$$

Donde, PBD: fósforo biodisponible en el sedimento ( $\mu\text{g/g}$ ); PO: fósforo orgánico en los sedimentos P-Ad+Fe: fósforo absorbido en óxidos de hierro ; Fe: hierro en el sedimento;  $CaCO_3$ : porcentaje de carbonatos totales hallados en el sedimento; MOT: porcentaje de materia orgánica en el sedimento; Lodos: fracción fina en el sedimento;  $PO_4^{3-}$ : fósforo reactivo presente en el agua;  $NO_x$ :  $NH_4^+$ : especies oxidadas y reducida de nitrógeno; pH: potencial de hidrógeno del agua; OD: oxígeno disuelto en el agua; SS: sólidos en suspensión en el agua.

### Análisis estadístico

Se normalizaron los datos (z-score) y se llevaron a cabo análisis multivariantes: ACP para determinar relaciones entre los gradientes y parámetros estructurales espaciales y apoyar los resultados del IVT en la clasificación de las áreas críticas de acumulación, movilización o estabilidad del fósforo (CLARKE & WARWICK 2001; JOLLIFFE & CADIMA 2016). Los análisis se hicieron con los programas XLStat, acoplado con Excel, y PAST 4.7.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Parámetros geoquímicos y fisicoquímicos del agua

La laguna de Castellero presenta un promedio más bajo ( $\bar{x} = 34,99$  mg/L) y una gama más reducida, lo que es típico de cuerpos lénticos con menos resuspensión y más sedimentación (LEWIS *et al.* 1990a; LEWIS 2000). Las concentraciones promedio de pH (6,46-8,21;  $\bar{x} = 7,20$ ); va desde ácido hasta ligeramente

alcalino, y el oxígeno disuelto ( $O_2$ ) es apropiadas en términos de oxigenación (6,93-727 mg/L;  $\bar{x}=7,06$ ), lo cual señala condiciones relativamente aeróbicas. Las condiciones son variables, lo cual favorece la estabilidad de las formas fosfatadas y del nitrógeno en sus especies predominantes; sin embargo, cambios menores podrían afectar la precipitación de fósforo con hierro o calcio (LEWIS & SAUNDERS 1990; REDDY & DELAUNE 2008; LIU *et al.* 2024) (TABLA 1).

Respecto al nitrógeno, el promedio de las especies oxidadas ( $NO_x$ : 14,26  $\mu\text{mol/L}$ ) y de nitrógeno total (17,95  $\mu\text{mol/L}$ ), lo que indica un suministro de nitrógeno que proviene de fuentes difusas como la escorrentía urbana o agrícola. La laguna tiene concentraciones de amonio ( $NH_4^+$ : 0,09  $\mu\text{mol/L}$ ), lo cual indica condiciones locales de mineralización de materia orgánica y descomposición anaerobia (LEWIS & SAUNDERS 1990). Los valores de fosfato ( $PO_4^{3-}$ ) y fósforo total (PT), (PT: 1,05  $\mu\text{mol/L}$ ;  $PO_4^{3-}$ : 0,53  $\mu\text{mol/L}$ ), sugiere una baja eficacia en la retención sedimentaria o una carga exterior más alta.

El fósforo total tuvo una correlación positiva con los sólidos suspendidos (SS), lo que demuestra que se transporta, sobre todo, adherido a partículas pequeñas; este es un patrón típico de cuerpos fluviales con una influencia alóctona significativa. Se calcula que aproximadamente el 90 % del fósforo se desplaza con minerales, como Fe, Mn, Al, Ca y C; también con sedimentos y fuentes terrígenas, como la apatita y las fosforitas (VÁSQUEZ & WILBERT 1992; SUTULA *et al.* 2004). Para la fecha de los muestreos de realizados en esta investigación, las concentraciones de los compuestos reactivos inorgánicos solubles de nitrógeno y fósforo han aumentado en las aguas del Orinoco, sobre todo la concentración de fosfato, que se ha quintuplicado en comparación con lo reportado por LEWIS *et al.* (1990a, b) en la década de los 90. La correlación entre  $PO_4^{3-}$  y PT señala que una parte importante del fósforo en el sistema fluvial del Orinoco se encuentra en formas lábiles o biodisponibles. Respecto a la relación molar N:P, se acerca a 19, que es un número más alto que el límite estándar de Redfield (16:1), lo cual indica una posible restricción por fósforo para el fitoplancton (REDFIELD *et al.* 1963; GUILDFORD & HECKY 2000; ZANG 2018) (TABLA 1).

### Parámetros del sedimento

En la laguna se observa una mayor proporción de lodos (47 %) en comparación con las arenas. Es importante señalar que los sedimentos finos, por ejemplo los lodos, tienen una capacidad más alta para adsorber fósforo debido a su gran superficie específica y también a su mayor cantidad de óxidos de Al y Fe y de materia orgánica (CORMAN 2025). Los valores de carbono orgánico total (COT) y materia orgánica total (MOT) fueron (MOT: 4,36 %; COT: 1,29 %); esto se debe a que las condiciones más reductoras y la velocidad de flujo baja propician la acumulación de detritos (LIANG *et al.* 2024; WU *et al.* 2025).

No se determinó contaminación por materia orgánica, debido a que las cifras fueron inferiores al 20% (PÁEZ-OZUNA *et al.* 1984). Los carbonatos ( $CO_3^{2-}$ ) presentaron valores promedio de 4,04 %, lo

Tabla1. Valores de  $O_2$  (mg/L), pH, SS (mg/L),  $NO_x$ , NT;  $PO_4^{3-}$ , PT ( $\mu\text{mol/L}$ ) y relación N/P el agua la laguna de Castellero

	E	SS	$O_2$	pH	$NO_x$	$NH_4^+$	NT	$PO_4^{3-}$	PT	N/P
	1	37,16	6,98	6,46	14,11	0,1	18,69	0,56	0,84	22,25
	2	33,26	6,93	7,41	14,26	0,11	18	0,55	0,8	22,5
	3	35,2	7,2	7,03	14,13	0,09	19,01	0,5	2,14	8,88
L.Castillero	4	34,13	7,1	8,21	14,38	0,09	18,23	0,48	1,24	14,7
	5	35	7,12	7,32	14,26	0,08	17,21	0,6	0,9	19,12
	6	36,2	7,13	7,24	14,11	0,09	17,23	0,53	0,62	27,79
	7	34	6,97	7,23	14,56	0,1	17,26	0,51	0,78	22,13
Min		33,26	6,93	6,46	14,11	0,08	17,21	0,48	0,62	8,88
Max		37,16	7,2	8,21	14,56	0,11	19,01	0,6	2,14	27,79
$\bar{x}$		34,99	7,06	7,27	14,26	0,09	17,95	0,53	1,05	19,63
DS		1,35	0,1	0,52	0,17	0,01	0,74	0,04	0,52	6,16

cual podría hacer que el fósforo precipite como fosfato de calcio, sobre todo cuando el pH es neutro o ligeramente alcalino (TONELLO *et al.* 2020; ZHENG *et al.* 2022) (TABLA 1 y 2).

La laguna tienen concentraciones de NT (343-623;  $\bar{x}$ =535  $\mu\text{g/g}$ ) y una relación C/N alta (28,59); esto es reflejo de que la materia orgánica proviene, en su mayoría, de fuentes externas y tiene un alto contenido de carbono (MEYERS 1994; RAMASWAMY *et al.* 2008; MORA *et al.* 2017; CHEN *et al.* 2021). El contenido de hierro (Fe) fue de 34  $\mu\text{g/g}$  es relativamente bajo, lo que indica una baja habilidad de retener fósforo en forma de complejos Fe-P (PAd+Fe); no obstante, la concentración de PAd+Fe fue de 4,81  $\mu\text{g/g}$ . De acuerdo con WANG *et al.* (2019), las formas férricas no reactivas cuando predominan o cuando la saturación de los sitios de adsorción son afectados, se restringe la habilidad para retener fósforo.

### Especiación del fósforo.

La concentración fósforo detrítico (P-D) presentó valores promedio de 154,25  $\mu\text{g/g}$  y está asociado con fracciones mineralizadas o unidas a estructuras poco lábiles (WANG *et al.* 2019; FAN *et al.* 2021). Igualmente la concentración de fósforo orgánico (P-O) de 70,82  $\mu\text{g/g}$  indica una acumulación de residuos orgánicos y una mineralización reducida (LIANG *et al.* 2024). Por otra parte, los valores de 5,78 mg/g en el fósforo autigénico (P-Ca) refleja condiciones para la precipitación del P con los carbonatos (DAN *et al.* 2020; WANG *et al.* 2020). El cuanto a los niveles de PT, la laguna presentó niveles de fósforo total (PT: 235,66  $\mu\text{g/g}$ ) e inorgánico (PI: 164,84  $\mu\text{g/g}$ ) con una alta concentración de fósforo biodisponible (PBD), que alcanza 75,63  $\mu\text{g/g}$ . Esto indica que el fósforo puede ser reciclado internamente (TU *et al.* 2022; ZHUO *et al.* 2023) (TABLA 2).

Se evidenció cambios significativos en las relaciones estequiométricas. La relación COT/P-O fue alta (490,67), lo cual muestra que la transformación de carbono a fósforo orgánico es menos eficiente y apoya su origen mayormente terrestre (PENG *et al.* 2019; FABRE *et al.* 2023). La relación N/P en sedimentos mostró una relación baja (5,46), lo que indica que el fósforo está más disponible para el reciclaje biogeoquímico. Este bajo índice sugiere que hay un alto nivel de fósforo o, en sentido contrario, una insuficiencia relativa de nitrógeno. De acuerdo con los estándares tradicionales (N/P < 10 significa que el nitrógeno limita; N/P > 17 significa que el fósforo limita) (REDFIELD *et al.* 1963; GUILDFORD & HECKY 2000), una relación <10 como la que se aprecia en la laguna de Castellero es propia de sistemas eutróficos o en vías de eutrofización (ZHANG 2018; SHOU *et al.* 2024).

La diferencia entre la relación N/P en el agua (elevada) y en el sedimento (baja) de la laguna de Castellero se debe a diferentes procesos redox, transformaciones microbianas, retención geoquímica específica y contribuciones asincrónicas de nutrientes. Esta discrepancia señala que, a pesar de que la

Tabla 2. Valores de granulometría (%), MOT (%), COT (%), CaCO<sub>3</sub> (%), NT ( $\mu\text{g/g}$ ); fracciones ( $\mu\text{g/g}$ ) de fósforo (P-Ad+P-Fe, P-Ca, P-D, P-O, PI, PBD); relaciones C/N, COT/P-O, N/P, e índices W, IEP en sedimentos de la laguna de Castellero

E	AF	AM	Lodos	MOT	COT	CaCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	NT	Fe	P-AdFe	P-Ca	P-D	P-O	PT <sub>F</sub>	PI	PBD	W	C/N	COT/P-O	N/P	PEI
1	25	40	35	6,23	1,48	7,37	608,80	35	6,68	2,51	107,20	46,66	163,05	116,39	53,34	0,06	28,40	820,47	8,27	0,27
2	16	22	62	3,29	1,33	3,79	622,70	37	9,91	3,74	253,24	86,24	353,12	266,88	96,14	0,04	24,84	397,22	3,90	0,59
3	10	25	65	5,99	1,61	8,05	604,40	38	6,33	5,67	211,61	86,49	310,10	223,61	92,82	0,03	31,06	480,57	4,32	0,52
4	12	32	56	5,20	1,50	5,49	524,60	38	2,75	7,60	169,98	86,75	267,07	180,33	89,50	0,02	33,40	447,29	4,35	0,45
5	11	37	52	2,69	1,02	0,84	538,10	35	1,74	8,94	76,49	55,99	143,16	87,18	57,73	0,02	22,18	472,03	8,32	0,24
6	25	43	32	3,63	1,06	1,79	505,30	35	3,26	4,45	139,68	65,25	212,65	147,39	68,51	0,02	24,43	418,87	5,26	0,35
7	34	36	30	3,50	1,05	0,93	343,40	18	3,02	7,52	121,56	68,37	200,47	132,10	71,39	0,02	35,81	398,25	3,79	0,33
Min	10	22	30	2,69	1,02	0,84	343,40	18	1,74	2,51	76,49	46,66	143,16	87,18	53,34	0,02	22,18	397,22	3,79	0,05
Max	34	43	65	6,23	1,61	8,05	622,70	38	9,91	8,94	253,24	86,75	353,12	266,88	96,14	0,06	35,81	820,47	8,32	0,59
$\bar{x}$	19	34	47	4,36	1,29	4,04	535,33	34	4,81	5,78	154,25	70,82	235,66	164,84	75,63	0,03	28,59	490,67	5,46	0,32
DS	9	8	15	1,42	0,25	3,01	96,32	7	2,92	2,35	61,75	16,22	77,37	63,06	17,29	0,02	5,06	149,18	1,99	0,17

columna de agua parece estar restringida por fósforo, el sedimento funciona como un reservorio esencial de este nutriente, regulando la productividad primaria del ecosistema durante períodos más largos (WETZEL 2001; TAMMEORG *et al.* 2020). El nitrógeno, en sus formas solubles de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ , tiene una gran movilidad en comparación que los compuestos de P, ya que este suele quedar inmovilizado en los sedimentos a través de la precipitación con  $\text{Ca}^{2+}$  o  $\text{Fe}^{3+}$  o mediante complejos orgánicos (WETZEL 2001; REDDY & DELAUNE 2008; TAMMEORG *et al.* 2020).

El acúmulo de materia orgánica en el sedimento (MOT: 4,36%) favorece las condiciones reductoras en la interfase entre agua y sedimento. Esto permite que se reduzcan los óxidos férricos ( $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ ) y que el fósforo previamente absorbido sea liberado. XU *et al.* (2023) y ZHUO *et al.* (2023) sostienen que este método eleva la cantidad de fósforo biodisponible (75,63  $\mu\text{g/g}$ ), sin embargo no altera el nivel de nitrógeno de manera significativa. La pérdida de nitrógeno hacia la atmósfera mediante procesos microbianos de desnitrificación es la causa de que en los sedimentos haya menos retención de este elemento. En estos procesos, el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) liberado por mineralización es convertido en  $\text{NO}_3^-$  y después se reduce a  $\text{N}_2$  en condiciones anóxicas.

El acoplamiento entre agua y sedimento, que controla los reservorios y las amenazas de liberación de nutrientes, demuestra que los sedimentos son el almacén primordial de fósforo. En la laguna, el fósforo se encuentra mayormente vinculado a P-Ca y materia orgánica, lo cual sugiere una estabilidad geoquímica alta (PENG *et al.* 2019). El índice de enriquecimiento de fósforo (IEP < 1), que osciló entre 0,24 - 0,59 (promedio: 0,32) en Castillero no evidencia enriquecimiento significativo causado por actividades antropogénicas; en el mejor de los casos, se nota un ligero enriquecimiento relativo, lo que sugiere que las fuentes más importantes de fósforo provienen de la naturaleza, asociadas a la geología y al material alóctono que aporta el río y la llanura de inundación (YU *et al.* 2022) (TABLA 2). Los valores de  $W < 0,5$  refleja que, aunque existe potencial de reciclaje interno, la mayor parte del fósforo se encuentra inmovilizado en fracciones estables (P-Ca), lo que limita el riesgo de liberación rápida bajo condiciones actuales. Esto es concordante con los valores de IEP.

El valor del IVT-ecológico fue de 3,77, lo que señala una gran variabilidad interna, consistente con un sistema autorregulado, con alta influencia de procesos bentónicos, como reciclaje y regeneración o liberación de nutrientes, especialmente de fósforo (Fig. 2). El valor del IVT indican que la laguna de Castillero se comporta como un sistema acumulativo, con alta proporción de sedimentos finos, materia orgánica y fósforo biodisponible, el IEP < 1 confirma que este enriquecimiento no responde a impactos antropogénicos, sino a procesos naturales de sedimentación y detritos. Por otro lado, el índice  $W < 0,5$  indica que la mayor parte del fósforo permanece inmovilizado en fracciones estables (P-Ca), a pesar de que hay potencial para el reciclaje interno; esto reduce el peligro de liberación rápida bajo las condiciones actuales. En este sentido, los tres índices son complementarios: el IVT resalta la función acumulativa y de retención.

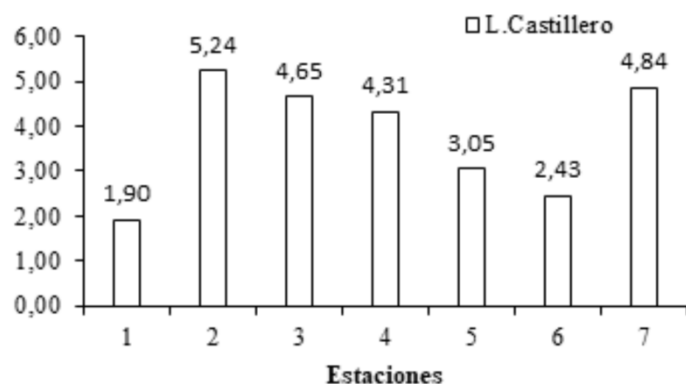


Fig. 2. Valores de IVT-ecológico en la laguna de Castillero

### Interpretación multivariada

En la laguna de Castillero (Fig. 3), el ACP revela que el 62,91 % de la varianza acumulada es explicada por el primer componente (F1), el cual a su vez representa el 42,54 % de la varianza. Este eje incluye tanto las variables del agua ( $\text{NT}_{\text{agua}}$ : 5,88 %;  $\text{PT}_{\text{agua}}$ : 4,75 %) como las del sedimento, que abarcan fósforo total (PT: 8,15 %), fósforo biodisponible (PBD: 7,35 %), fósforo orgánico (P-O: 6,27 %), fósforo detrítico (P-D: 8,15 %), arena media (AM: 7,51 %) y carbonatos ( $\text{CaCO}_3$ : 5,23 %). Estos

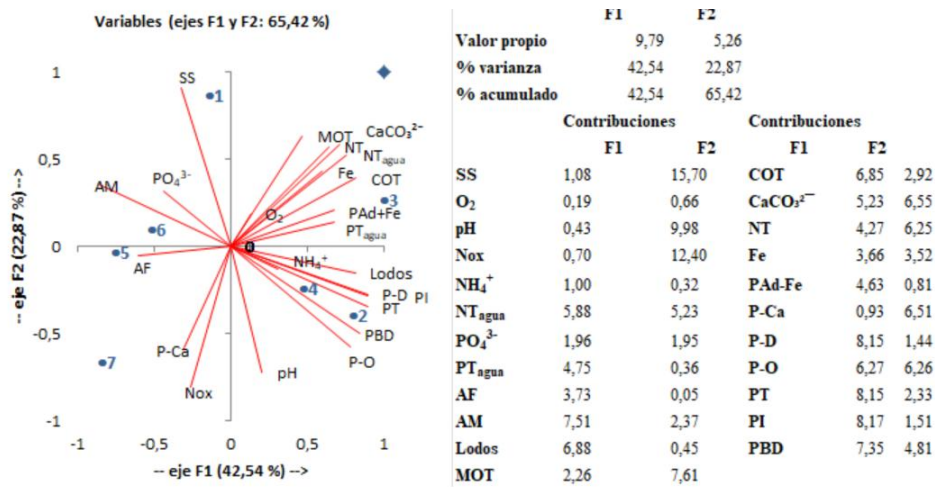


Fig. 3. Proyección ortogonal de los dos primeros componentes principales para los parámetros fisicoquímicos del agua y sedimento de la laguna de Castellero.

resultados, muestran una integración entre la columna de agua y el sedimento lo cual está vinculado con la limitada dinámica de mezcla, características de estos sistemas lagunares. El componente principal número dos (F2 - 22,87 %) está relacionado en su mayor parte con los sólidos suspendidos (SS: 15,70 %), el pH (9,98 %), la materia orgánica total (MOT: 7,61 %) y los óxidos de nitrógeno (NOx: 12,40 %).

Este patrón muestra un gradiente de descomposición de materia orgánica y oxigenación que controla la disponibilidad de fósforo reactivo, de acuerdo con lo registrado en investigaciones sobre áreas inundables. Además, F2 simboliza la translocación entre las formas de fósforo PAd-Fe y P-O. La cercanía de PT, PI y PBD en el biplot del ACP indica que una gran cantidad de PT del sistema está presente en formas lábiles, lo que supone un riesgo latente de eutrofización endógena (Fig. 3). En síntesis el ACP de la laguna de Castellero muestra una integración funcional entre matrices, regida por variables relacionadas con la liberación interna de fósforo, lo cual coincide con los hallazgos del IVT.

### Concordancia entre IVT y ACP

Los resultados observados en el comportamiento de varios parámetros fisicoquímicos y geoquímicos son coherentes con la clasificación determinada a través el IVT. El ACP muestra que las matrices se integran funcionalmente, bajo el control de aquellos parámetros relacionados con la liberación interna de fósforo. Estas variaciones desde el punto de vista estructural respaldan los hallazgos del IVT. Estos resultados integrados confirman la utilidad y confiabilidad del IVT, convirtiéndolo en un proxy e instrumento robusto para explicar la funcionalidad geoquímica y trófica en los ecosistemas acuáticos tropicales.

### CONCLUSIONES

La laguna de Castellero promueve el reciclaje y la movilización interna debido a que presenta un contenido elevado de lodos en comparación con las arenas, así como una baja energía hidrodinámica; esto se traduce en una proporción alta de fósforo biodisponible. A pesar de que la laguna de Castellero se comporta como un sistema acumulativo, según el ACP y el IVT (3,77), el IEP < 1 ratifica que este enriquecimiento no es consecuencia de impactos antropogénicos, sino de procesos naturales de sedimentación y detritos.

La laguna de Castellero fomenta la movilización interna y el reciclaje porque tiene un contenido alto de lodos en comparación con las arenas, materia orgánica, así como una energía hidrodinámica baja; esto se traduce en una alta proporción de fósforo biodisponible. Si bien el ACP y el valor del IVT (3,77) indican que la laguna de Castellero se comporta como un sistema acumulativo, el IEP < 1 confirma que este enriquecimiento no responde a impactos antropogénicos, sino a procesos naturales de sedimentación y detritos.

El índice  $W < 0,5$  indica que, a pesar de que hay posibilidades de reciclaje interno, la mayoría del fósforo está atrapado en fracciones estables (P-Ca), lo cual reduce el riesgo de liberación rápida bajo las circunstancias actuales, excepto en situaciones de hipoxia o alteraciones drásticas en el redox. En esta dirección, los tres índices se complementan entre sí, de modo que el IVT destaca la función acumulativa y retentiva. Según los hallazgos, se recomienda emplear el IVT en conjunto con análisis multivariados para conseguir una evaluación completa del peligro de eutrofización en sistemas lénticos y lóticos tropicales que actualmente están sometidos a presiones climáticas o humanas.

### AGRADECIMIENTOS

Al Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela, al Departamento de Química, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Núcleo Sucre, y al Instituto Limnológico, Universidad de Oriente, Núcleo Bolívar por todo el apoyo en la realización de esta investigación. Los datos de esta investigación forman parte de la tesis de Licenciatura en Química de Joselyn Milagros Antonieta Acosta Núñez, denominada: Especiación química de fósforo y su relación con parámetros geoquímicos, en sedimentos superficiales del río Orinoco y la laguna de Castillero, Venezuela. Universidad de Oriente. Agradecemos in memoriam al Doctor William Senior quien contribuyó en vida para la realización de los muestreos de esta investigación.

### REFERENCIAS

- AMINOT, A. & M. CHAUSSEPIED. 1983. *Dosage del' Oxygène dissous*. En: *Manuel des Analyses Chimiques en milieu Marin. Cap. XI*. Centre National Pour L'Exploitation des Océans (CNEXO), Francia. 125-134 pp.
- ANDERSON, L. & M. DELANEY. 2000. Sequential extraction and analysis of phosphorus in marine sediments: Streamlining of the SEDEX procedure. *Limnol. Oceanogr.* 45(2): 509–515. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.2.0509>
- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association Inc., New York, USA. 19: 1100 pp.
- BARIK, S., K. S. BRAMHA BASTIA., D. BEHERA., M. KUMAR., P K. MOHANTY & P. RATH. 2019. Characteristics of geochemical fractions of phosphorus and its bioavailability in sediments of a largest brackish water lake, South Asia. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 19(3): 370–382. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.02.002>
- BENDSCHNEIDER, K. & R. J. ROBINSON. 1952. A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. *J. Mar. Res.*, 11(1), 87-96. [https://elischolar.library.yale.edu/journal\\_of\\_marine\\_research/761](https://elischolar.library.yale.edu/journal_of_marine_research/761)
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. 32. *Limnol. Oceanogr.* 22(2): 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Ed. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK. 144 pp.
- CORMAN, J. 2025. Calcium carbonate and phosphorus interactions in inland waters. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 10. <https://doi.org/10.1002/lo12.10452>
- CHEN Y., HU, C., G P. YANG., X. C., GAO & L. M. ZHOU. 2021. Variation and reactivity of organic matter in the surface sediments of the Changjiang Estuary and its adjacent East China Sea. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 126: e2020JG005765. <https://doi.org/10.1029/2020JG005765>
- DAN, S. F., S. LIU & B. YANG. 2020. Geochemical fractionation, potential bioavailability and ecological risk of phosphorus in surface sediments of the Cross River estuary system and adjacent shelf, South East Nigeria (West Africa). *J. Mar. Syst.* 201, 103244. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2019.103244>

- ESCOBER, E. J. & M. PYTHIAS-ESPINO. 2023. A new trophic state index for assessing eutrophication of Laguna de Bay Philippines. *Environ. Adv.*, 13: 100410 <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100410>
- FABRE, C., X. WEI., S. SAUVAGE., T. PHUONG., Q. LE., S. OUILLON., D. ORANGE., M. HERRMANN., J. M. SÁNCHEZ-PÉREZ. 2023. Assessing fluvial organic carbon flux and its response to short climate variability and damming on a large-scale tropical Asian river basin. *Sci. Total Environ.*, 9 (03): 10 166589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166589>
- FAN, X., X. XING & S. DING. 2021. Enhancing the retention of phosphorus through bacterial oxidation of iron or sulfide in the eutrophic sediments of Lake Taihu. *Sci. Total Environ.*, 791, 148039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148039>
- FOLK, R L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Ed. Hemphill., Austin, USA. 170 pp.
- GONZÁLEZ, H. & M. RAMÍREZ. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *J. of Geochem. Expl.* 52(1–2), 183–192. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00042-6](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00042-6)
- GUILDFORD, S. J. & R. E. HECKY. 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship?. *Limnol. Oceanogr.*, 45(6): 1213–1223. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>
- HU, M., R. MA, R., K. XUE., Z. CAO., X. CHEN., J. XIONG., J. XU., Z. HUANG & Z. YU. 2024. A dataset of trophic state index for nation-scale lakes in China from 40-year Landsat observations. *Sci. Data*, 11(1): 659. <https://doi.org/10.1038/s41597-024-03506-7>
- HUPFER, M. & J. LEWANDOWSKI. 2008. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments a long-lasting paradigm in limnology. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 93(4–5), 415–432. <https://doi.org/10.1002/iroh.200711054>
- JOLLIFFE, I. T. & J. CADIMA. 2016. Principal component analysis: A review and recent developments. *Phil. Trans. R. Soc. A*, 374(2065): 20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- KOROLEFF, F. 1976. *Determination of nutrients*. En: *Methods of Seawater Analysis*. Ed. E. Grasshoff & E. Kremiling., New York, USA. 117-181.
- LEWIS, W. M. & J. F. SAUNDERS. 1990. Chemistry and transport by the Orinoco stem and lower tributaries. En: *The Orinoco River as an ecosystem*. Ed. Weibezahn, F.H., H. Álvarez & W.M. Lewis Jr. Caracas, Venezuela: 1: 211-239. [https://www.researchgate.net/profile/Simon-Astiz/publication/283014618\\_The\\_Orinoco\\_Ecosystem/links/5626518508aeedae57dc0b0d/The-Orinoco-Ecosystem.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Simon-Astiz/publication/283014618_The_Orinoco_Ecosystem/links/5626518508aeedae57dc0b0d/The-Orinoco-Ecosystem.pdf)
- LEWIS, W. M., J. F. SAUNDERS & R. DUFFORD 1990a. *Suspended organisms and biological carbon flux along the lower Orinoco, river*. En: *El Río Orinoco como Ecosistema*. Ed. Weibezahn, F.H., H. Álvarez & W.M. Lewis Jr. Caracas, Venezuela: 1: 269-300. [https://www.researchgate.net/profile/Simon-Astiz/publication/283014618\\_The\\_Orinoco\\_Ecosystem/links/5626518508aeedae57dc0b0d/The-Orinoco-Ecosystem.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Simon-Astiz/publication/283014618_The_Orinoco_Ecosystem/links/5626518508aeedae57dc0b0d/The-Orinoco-Ecosystem.pdf)
- LEWIS, W. M., F. M. WEIBEZAHN., J. F. SAUNDERS & S. K. HAMILTON. 1990b. The Orinoco River as an ecological system. *Interciencia*. 75: 346-357.
- LEWIS, B. L. & W. M. LANDING. 1992. The investigation of dissolved and suspended particulate trace metal fractionation in the Black Sea. *Mari. Chem.*, 40(1–2): 105–141. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/0304-4203\(92\)90050-K](https://doi.org/10.1016/0304-4203(92)90050-K)
- LEWIS, W. M. 2000. Prevalence of phytoplankton limitation by both nitrogen and phosphorus in lakes of the northeastern United States. *Inland Waters*. 10(3): 275–287. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1664233>

- LI, S., H. GAO., D. SUN & J. WU. 2023. Large-scale trophic state index prediction for Chinese lakes using Sentinel-2 and XGBoost. *Remote Sens. Environ.* 294: 113668. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113668>
- LIANG, J., M. YAN., Z. ZHU., L. LU., J. DING., Q. ZHOU., X. GAO., N. TANG., S. LI., X. LI. & G. ZENG. 2024. The role of microorganisms in phosphorus cycling at river-lake confluences: Insights from a study on microbial community dynamics. *Water Res*, 268 Pt A, 122556. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122556>
- LIU, D., X. LI., Q. QIAO., L. BAI., Z. LU., Y. ZHANG & C. LU. 2024. Assessment of phosphorus pollution and phosphorus release mechanisms of sediment in the Tuojiang River, Southwest China. *Hydrol. Reg. Stud.* <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101635>
- LIU, J., Y. YU., M. LIU & XA. LIU. 2025. Review of phosphorous in fluvial floodplains: Source or Sink?. *Hydroecol. Eng.* 2(1):10001. <https://doi.org/10.70322/hee.2025.10001>
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ., W. SENIOR., J. CASTAÑEDA & Á. GONZÁLEZ. 2008. Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la Laguna de Castellero, Venezuela. *Rev. Cient. Fac. Cienc. Vet. Univ. Zulia*, 18(2): 1–13.
- MATULA, M. & M. WOJTKOWSKA. 2025. Phosphorus speciation in water and sediments. *Desalin. Water Treat.* 322: 101102. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101102>
- MEYERS, P. A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* 114(3-4): 289–302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)
- MILLIMAN, J. D. & R. H. MEADE. 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans. *J. Geol.* 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1086/628741>
- MORA, A., A. LARAQUE & J. L. LÓPEZ. 2017. *El Bajo Orinoco: aspectos hidrosedimentológicos, geoquímicos e influencia antrópica*. En: *Ríos en riesgo de Venezuela*. Ed. Rodríguez Olarte, D., Barquisimeto, Venezuela. (1): 109-126.
- MUDROCH, A. & J. M. AZCUE. 1995. *Manual of aquatic sediment sampling*. Ed. Lewis Publishers. USA. <https://scispace.com/pdf/manual-of-aquatic-sediment-sampling-iwlr1cfhsq.pdf>
- MULLIN, J. & J. RILEY. 1955. The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. *Anal. Chim. Acta.* 12: 162-170.
- MURPHY, J. & J. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27: 31. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- NEVEROVA-DZIOPAK, E., Z. KOWALEWSKI & M. PREISNER. 2023. The universal trophic index: New methodological approach to eutrophication monitoring and control. *Aquat. Sci.* 85(6), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00901-3>
- PÁEZ-OSUNA, F., M. FONG-LEE & H. FERNÁNDEZ-PÉREZ. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. UNAM*, 11(1), 257–264
- PENG, Y., C. TIAN., M. CHI & H. YANG. 2019. Distribution of phosphorus species and their release risks in the surface sediments from different reaches along Yellow River. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26: 28202–28209. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06026-9>
- PRIMO, E. & J. CARRASCO. 1973. *Química agrícola I. Suelos y fertilizantes*. Alhambra S.A (Ed). Madrid, España. <https://glifos.unitec.edu/opac/record/2743>

- RAMASWAMY, V., B. GAYE., P. V. SHIRODKAR., P. S. RAO., A. CHIVAS., D. WHEELER & S. THWIN. 2008. Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopic signatures in sediments from the Ayeyarwady (Irrawaddy) continental shelf, northern Andaman Sea. *Mar. Chem.* 111(1-2): 137–150. <https://ro.uow.edu.au/scipapers/3878>
- REDDY, K. R. & R. D. DELAUNE. 2008. *Biogeochemistry of wetlands: Science and applications*. (1Ed.). CRC Press, Boca Raton, USA. <https://doi.org/10.1201/9780203491454>
- REDDY, K. R., R. H. KADLEC., E. FLAIG. & P. M. GALE. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review critical. *J. Environ. Sci. Tech.* 29(1): 83-146. <https://doi.org/10.1080/10643389991259182>
- REDFIELD, A. C., B. H. KETCHUM & F. A. RICHARDS. 1963. *The Influence of Organisms on the Composition of Seawater*. En: *The sea*. Vol. 2. 26-77 pp. <https://os.copernicus.org/articles/13/209/2017/os-13-209-2017.pdf>
- ROA, P. & L. BERTHOIS. 1975. *Manual de sedimentología: métodos para el estudio de los sedimentos y no consolidados*. Ed. UCV. Caracas, Venezuela. 78pp
- RODRÍGUEZ, J. & L. BETANCOURT. 1998. Estratificación morfológica de la Bora (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) y efecto de su cobertura en una laguna de inundación del Orinoco Medio. *Mem. IV. Congr. Interam. Medio Ambient.* (CIMA 1997). Caracas, Venezuela. 1997.121-127 pp.
- RODRÍGUEZ, J. & L. BETANCOURT. 1999. Caracterización fisicoquímica de una laguna de inundación del tramo Orinoco Medio y su relación con la biomasa de la cobertura de Bora (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). *Interciencia*. 24 (4): 243- 249. 1999.
- RUTTENBERG, K. C. 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* 37(7): 1460-1482. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.7.1460>
- SHOU, C. Y., F. J. YUE., B. ZHOU., X. FU., Z. N. MA., Y. Q. GONG & S. N. CHEN. 2024. Chronic increasing nitrogen and endogenous phosphorus release from sediment threaten to the water quality in a semi-humid region reservoir. *Sci. Total Environ.* 931, 172924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172924>
- SINGH, P & B. YADAV. 2025. Seasonal eutrophication in lentic small waterbodies: Understanding nutrients-chlorophyll-a relationships and implications. *J. Hazard. Mater. Adv.* 17, 100563. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100563>
- SØNDERGAARD, M., J. P. JENSEN & E. JEPPESEN. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiology*, 506–509, 135–145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical Handbook of seawaters Analysis J. Fish. Res. Board.* Bull. 2Ed. Canada.167pp. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-1791>
- SUMAN, S., A. SINGH., R. KUMAR. & P. KUMAR. 2023. Development of a multivariate trophic state index for Indian lakes: A statistical and machine learning approach. *Ecol. Indic:* 156, 111232. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111232>
- SUTULA, M., T. S. BIANCHI & B. A. MCKEE. 2004. Effect of seasonal sediment storage in the lower Mississippi River on the flux of reactive particulate phosphorus to the Gulf of México. *Limnol. Oceanogr.* 49(6): 2223–2235. <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lo.2004.49.6.2223>
- TAMMEORG, O., G. NÜREMBERG., J. HORPPILA., M. HALDNA & J. NIEMISTÖ, 2020.Redox-related release of phosphorus from sediments in large and shallow Lake Peipsi: Evidence from sediment studies and long-term monitoring data. *J. Great Lake. Res.* 46 (6): 1595-1603. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.08.023>

- TONELLO, M., T. HEBNER., R. STERNER., S. BROVOLD., T. TIECHER., E. BORTOLUZZI & G. MERTEN. 2020. Geochemistry and mineralogy of southwestern Lake Superior sediments with an emphasis on phosphorus lability. *J. Soils Sediments*, 20, 1060-1073. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02420-5>
- TREGUER, P. & P. LE CORRE. 1975. *Manual d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilization de l'Auto-Analyser II. Techicon R. 2 Ed.* LOC-UBO. Paris, France
- TU, C., Z. JIN., F. CHE., X. CAO., X. SONG., C. LU & W. HUANG. 2022. Characterization of phosphorus sorption and microbial community in lake sediments during overwinter and recruitment periods of cyanobacteria. *Chemosphere*, 307(Pt. 1), 135777. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135777>
- VALDERRAMA, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122. <https://ftp.soest.hawaii.edu/dkarl/misc/dave/DOP/New%20papers%20for%20Refs/1981MarChem10-109-122-Valderrama.pdf>
- VÁSQUEZ, E. & W. WILBERT. 1992. *The Orinoco: Physical, biological and cultural diversity of major tropical alluvial river.* En: *The Rivers Handbook.* Blackwell Scientific Publications., Oxford, UK. 1: 448-471 pp.
- VOGEL, A. 1989. *Textbook of Practical Organic Chemistry.* Longman Scientific and Technical, London.
- VOLLENWEIDER, R A., F. GIOVANARDI., G. MONTANARI & A. RINALDI. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic index. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69:259–270. <https://doi.org/10.3354/meps069259>
- WALKLEY, A. & A. I. BLACK. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37(1): 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- WANG, L., Q. LI., H. ZOU & H. ZHOU. 2013. Phosphorus speciation in wetland sediments of Zhujiang (Pearl) River Estuary, China. *China Geogr. Sci.* 23 (5): 574–583. <https://doi.org/10.1007/s11769-013-0627-4>
- WANG, Z., S. HUANG. & D. LI. 2019. Decomposition of cyanobacterial bloom contributes to the formation and distribution of iron-bound phosphorus (Fe-P): Insight for cycling mechanism of internal phosphorus loading. *Sci. Total Environ.* 652, 696–708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.260>
- WANG, J., X. YUAN., L. HAN., H. YE. & X. YANG. 2020. Characteristics and Distribution of Organic Phosphorus Fractions in the Surface Sediments of the Inflow Rivers around Hongze Lake, China. *Int. J. Env Res. Pub. H.*, 17(2): 648. <https://doi.org/10.3390/ijerph17020648>
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems.* Ed. Academic Press. USA. 3: 983 pp. [pphttps://www.csus.edu/indiv/h/hornert/geol%20230%20spring%202013/week%205%20nitrogen%20cycling/wetzel%202001.pdf](https://www.csus.edu/indiv/h/hornert/geol%20230%20spring%202013/week%205%20nitrogen%20cycling/wetzel%202001.pdf)
- WOHL, E. 2025. Conceptualizing river floodplains. *Earth's Future*, 13, e2024EF005681. <https://doi.org/10.1029/2024EF005681>
- WU, X., Y. WANG., L. JIAO., J. HE., H. ZHOU & Z. HAO. 2025. Influencing factors of phosphorus mobility and retention in the sediment of three typical plateau lakes. *Toxics*, 13(2), 120. <https://doi.org/10.3390/toxics13020120>
- XU, X., WENG, N., H. ZHANG., S. VAN DE VELDE., M. HERMANS., F. WU & S. HUO. 2023. Cable bacteria regulate sedimentary phosphorus release in freshwater sediments. *Water Res.* 242, 120218. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120218>

- YU, W., H. YANG., J. CHEN., P. LIAO., Q. CHEN., Y. YANG. & Y. LIU. 2022. Organic phosphorus mineralization dominates the release of internal phosphorus in a macrophyte-dominated Eutrophication Lake. *Front. Environ. Sci.* 9: 812834. [https://doi: 10.3389/fenvs.2021.812834](https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.812834)
- ZHAN, G W., X. JIN., X. ZHU & B. SHAN. 2016. Characteristics and distribution of phosphorus in surface sediments of limnetic ecosystem in Eastern China. *PLoS ONE*, 11(6): e0156488. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156488>
- ZHANG, Y. 2018. Cause and effect of N/P ratio decline with eutrophication aggravation in shallow lakes. *Sci. Total. Environ.* 627: 1294-1302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.327>
- ZHENG, Z., X. WANG., J. JIN., J. HAO., Y. NIE., X. CHEN., J. MOU., S. EMSLIE & X. LIU. 2022. Fraction distribution and dynamic cycling of phosphorus in lacustrine sediment at Inexpressible Island, *Antarctica Environ. Inter.* 164, 107228. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107228>
- ZHUO, T., L. HE., B. CHAI., S. ZHOU., Q. WAN., X. LEI., Z. ZHOU & B. CHEN. 2023. Micro-pressure promotes endogenous phosphorus release in a deep reservoir by favoring microbial phosphate mineralization and solubilization coupled with sulphate reduction. *Water Res.* 245, 120647. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120647>

Recibido: Septiembre 2024

Aceptado: Enero 2025