






FLORACIONES DE CYANOBACTERIA POTENCIALMENTE TÓXICAS: UN RIESGO EMERGENTE EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES DE PERÚ

Anthony Salazar-Torres^{1} , Suema Branco²  & Sandra Maria Feliciano
de Oliveira e Azevedo³ *

¹ Universidad Continental, Facultad de Ingeniería Ambiental, Avenida Los Incas s/n, Arequipa, Perú.

² Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Ciências da Saúde - CCS, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias - LETC, Avenida Carlos Chagas Filho, 372, Rio de Janeiro, RJ CEP 21941-902, Brazil.

³ Universidade Federal do Rio de Janeiro, Centro de Ciências da Saúde - CCS, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Avenida Carlos Chagas Filho, 372, Rio de Janeiro, RJ CEP 21941-902, Brazil.

E-mails: gsalazart@continental.edu.pe (*corresponding author); branco.suema@biof.ufrj.br; sazevedo@biof.ufrj.br

Resumen: Las floraciones de cyanobacteria potencialmente tóxicas ocasionan efectos perjudiciales para la salud pública, la economía y los ecosistemas acuáticos. La eutrofización antrópica es el principal factor que contribuye al aumento de la biomasa de cyanobacteria, proceso que además se ve intensificado por el cambio climático. Entorno a los riesgos de exposición a las cianotoxinas asociados a estos eventos, la Organización Mundial de Salud (OMS) ha publicado directrices para la evaluación de la calidad del agua basados en el biovolumen de cyanobacteria y la concentración de cianotoxinas. El conocimiento sobre las floraciones de cyanobacteria en América Latina sigue siendo limitado y fragmentado, siendo especialmente escaso en Perú. Durante el periodo 2018-2023 se llevó a cabo el presente estudio en dos embalses altoandinos situados en la región de Arequipa, Perú, con el objetivo de evaluar la presencia de cyanobacteria en ecosistemas acuáticos continentales utilizados como fuentes de agua para el abastecimiento poblacional. En ambos embalses los valores de biovolumen de cyanobacteria y las concentraciones de microcistinas totales presentaron valores máximos de 4.11 mm³ L⁻¹ y 67.20 µg L⁻¹ en el embalse El Paño y 4.09 mm³ L⁻¹ y 4.68 µg L⁻¹ en el embalse Dique los Españoles, biovolumen y microcistinas totales, respectivamente. Los resultados sugieren que el uso del agua cruda de estos embalses durante los eventos de floraciones de cyanobacteria podrían comprometer su potabilización, lo que representaría un riesgo significativo para la salud pública si no se implementan las medidas de gestión y tratamiento adecuadas. La presente investigación evidencia la potencial amenaza que representan estos eventos para la población local y argumenta la necesidad y pertinencia de actualizar la reglamentación ambiental peruana sobre los peligros de las cianotoxinas y cyanobacteria, conforme a las recomendaciones dadas por la OMS.

Palabras clave: alta montaña, limnología; microcistinas; salud pública; sistemas altoandinos.

POTENTIALLY TOXIC CYANOBACTERIAL BLOOMS: AN EMERGING RISK IN PERUVIAN FRESHWATER ECOSYSTEMS: Potentially toxic cyanobacterial blooms generate harmful effects on public health, the economy, and aquatic ecosystems. The primary factor driving the increase in cyanobacteria biomass is

anthropogenic eutrophication, which is further intensified by climate change. In response to the risks of exposure to cyanotoxins associated with these events, the World Health Organization (WHO) has published guidelines for water quality assessment based on cyanobacteria biovolume and cyanotoxin concentrations. Knowledge about cyanobacteria blooms in Latin America remains limited and fragmented, with particularly scarce information available for Peru. This study was conducted between 2018 and 2023 in two high-Andean reservoirs located in the Arequipa region of southern Peru, with the aim of evaluating the presence of cyanobacteria in freshwater ecosystems used as drinking water sources. In both reservoirs, maximum cyanobacteria biovolume and total microcystin concentrations reached $4.11 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ and $67.20 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ in El Pañe reservoir, and $4.09 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ and $4.68 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ in Dique Los Españoles reservoir, respectively. The results suggest that the use of untreated water from these reservoirs during cyanobacteria bloom events could compromise drinking water production, posing a significant public health risk if appropriate management and treatment measures are not implemented. This research highlights the potential threat these events represent for the local population and underscores the need to update Peruvian environmental regulations regarding the risks associated with cyanobacteria and cyanotoxins, in accordance with WHO recommendations.

Keywords: high mountain; limnology; microcystins; public health; high Andean systems.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua en ecosistemas acuáticos continentales se ve afectada por el enriquecimiento de nutrientes, especialmente fósforo y nitrógeno, asociado a actividades antrópicas (Wurtsbaugh *et al.* 2019). Por citar, en numerosas ciudades de América Latina, la limitada regulación ambiental y las deficiencias en los sistemas de saneamiento permiten que apenas el 10 % de las aguas residuales reciban un tratamiento adecuado (Mercer & Mayrand 2017). Esta situación favorece el vertido directo de efluentes en cuerpos de agua destinados a múltiples usos, incluido el abastecimiento poblacional, lo que contribuye al proceso de eutrofización.

Una de las consecuencias de la eutrofización, es el aumento y la proliferación del grupo cyanobacteria, promoviendo la aparición de eventos denominados floraciones o “*blooms*” de cyanobacteria (Paerl *et al.* 2018). Asimismo, diversos estudios muestran que el proceso referido al cambio climático podría catalizar este escenario, aumentando el número de ocurrencias, intensidad y expansión geográfica de estos eventos, principalmente debido al aumento de la temperatura y los cambios hidrológicos (O’Neil *et al.* 2012, Chapra *et al.* 2017).

En Latinoamérica, la atención a las floraciones de cyanobacteria aún enfrenta desafíos significativos en términos de monitoreo, criterios de definición y regulación, lo que limita la evaluación comparativa de riesgos y dificulta el desarrollo de políticas

ambientales coherentes a nivel regional (Aguilera *et al.* 2023).

Las floraciones de cyanobacteria son generalmente dominadas por organismos potencialmente tóxicos (productores de cianotoxinas), siendo los más frecuentes: *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix* y *Raphidiopsis* (anteriormente *Cylindrospermopsis*) (Soares *et al.* 2013, Haakonsson *et al.* 2017, Huisman *et al.* 2018, O’Farrell *et al.* 2019). Entre las cianotoxinas más frecuentemente detectadas durante las floraciones de cyanobacteria a nivel mundial, destacan las microcistinas (MC), un grupo de hepatopéptidos que actúan inhibiendo las proteínas fosfatasa y que han sido principalmente asociadas con intoxicaciones hepáticas en mamíferos. Las variantes de MCs más comunes son la MC-LR, MC-RR y MC-YR, siendo la MC-LR la más tóxica (Li *et al.* 2017). En diversos países, se han registrado casos de intoxicación por estas cianotoxinas (véase la guía de la OMS, 2021, publicado por Chorus & Welker 2021), siendo el episodio más grave documentado el ocurrido en la ciudad de Caruaru (Brasil) en 1996, cuando aproximadamente 60 pacientes con insuficiencia renal crónica fallecieron a causa de una intoxicación aguda por microcistinas presentes en el agua utilizada para tratamientos de diálisis (Jochimsen *et al.* 1998, Azevedo *et al.* 2002). Algunas especies de cyanobacteria también son capaces de producir neurotoxinas (anatoxina-a, guanitoxina y variantes del grupo de las saxitoxinas (STX, NeoSTX, GTXs y

CTXs) (Chorus & Welker 2021). En América del Sur la especie que ha sido frecuentemente documentada como productora de STXs es *Raphidiopsis raciborskii* (previamente denominada como *Cylindrospermopsis raciborskii*) (Piccini *et al.* 2011, Antunes *et al.* 2015).

La proliferación del grupo cyanobacteria ocasiona impactos negativos en los ecosistemas acuáticos, como el agotamiento de oxígeno disuelto, la reducción de la claridad del agua, afectando el desarrollo de macrófitas y hábitats de peces e invertebrados (Paerl & Otten 2013). También pueden generar alteraciones organolépticas, modificando el olor y sabor del agua (Polyak & Sukharevich 2020), lo que compromete la sostenibilidad de los suministros de agua potable y su uso recreacional (Coffer *et al.* 2021).

El crecimiento excesivo de cyanobacteria en ambientes acuáticos responde a una interacción compleja de factores, siendo la disponibilidad de nutrientes (aportes desde fuentes puntuales y difusas) uno de los más determinantes. Por tanto, su control requiere un enfoque integral a nivel de cuenca, complementado con medidas sostenidas y acciones específicas según las características de cada sistema. Entre las principales fuentes de aportes de nutrientes se encuentran las descargas de aguas residuales, las actividades agrícolas e industriales no reguladas, así como las intervenciones directas en el cuerpo de agua, como la acuicultura, que podría favorecer al enriquecimiento por nutrientes y su consecuente eutrofización (Chorus & Welker 2021). En sistemas tropicales, la técnica '*floc and sink*', que combina coagulantes con balastos minerales, ha mostrado eficacia en la remoción de fósforo y en la reducción de la biomasa de cyanobacteria en ambientes eutrofizados, sin evidencias de liberación de cianotoxinas. Si bien el control de floraciones requiere enfoques integrales a largo plazo, esta técnica representa una medida complementaria para su potencial mitigación (de Magalhães *et al.* 2017, Lucena-Silva *et al.* 2019, Arruda *et al.* 2021).

Es importante señalar que la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda que los niveles de alerta para la vigilancia de cyanobacteria se definan considerando las particularidades ambientales y socioeconómicas de cada territorio o nación. En esa misma línea, la guía técnica elaborada por Chorus & Welker (2021), respaldada por la OMS, propone un esquema de umbrales de alerta basado en la biomasa de cyanobacteria

(biovolumen) en fuentes de abastecimiento de agua (Tabla 1), como herramienta orientativa para estimar el riesgo potencial de exposición a cianotoxinas. Este esquema puede ser adaptado a cada contexto regional. De acuerdo con la guía técnica indicada, se establecen los siguientes umbrales: **vigilancia inicial**, >10 colonias o 50 filamentos mL⁻¹ indica un posible aumento de biomasa de cyanobacteria; **umbral en Alerta 1**, $\geq 0.3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ señala un mayor riesgo de producción de cianotoxinas y **umbral en Alerta 2**, $\geq 4.0 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ sugiere el establecimiento de una floración de cyanobacteria potencialmente tóxica.

En Perú, el parámetro microcistina-LR es considerado dentro de la normativa referida a la evaluación de recursos hídricos crudos y tratados, pero específicamente las concentraciones de cyanobacteria aún no han sido incorporadas de forma explícita en los instrumentos de política ambiental relacionados con la gestión de la calidad del agua. En América Latina se han documentado investigaciones que advierten sobre el alto riesgo de exposición a poblaciones tóxicas de cyanobacteria, sobre todo en Brasil (Azevedo *et al.* 2002, Barros *et al.* 2019, Silva *et al.* 2019), Uruguay (Bonilla *et al.* 2015, Kruk *et al.* 2023) y Argentina (Otaño *et al.* 2012, Aguilera *et al.* 2018).

En Perú existen escasos estudios publicados que aborden eventos asociados a floraciones de cyanobacteria y sus posibles implicancias (Munoz *et al.* 2021, Salazar-Torres *et al.* 2023), lo que evidencia un claro desfase de conocimiento, especialmente en contextos altoandinos.

Un caso relativamente reciente ocurrió en el año 2014 en Arequipa, con alteraciones organolépticas en el agua potable vinculadas a cyanobacteria perteneciente al orden Nostocales (Salazar-Torres *et al.* 2023), subrayando la urgencia de estudios que aborden esta problemática.

El presente estudio tuvo como objetivo evidenciar la presencia de cyanobacteria y microcistinas totales en dos embalses altoandinos del sur peruano y mostrar el riesgo emergente que representan en estas fuentes de agua cruda utilizadas dentro de sus diversos usos, para el abastecimiento poblacional.

Tabla 1. Umbrales de alerta propuestos para el manejo y monitoreo de cyanobacteria presentes en fuentes de abastecimiento de agua destinadas a consumo poblacional acorde a las publicaciones avaladas por la Organización Mundial de la Salud.

Table 1. *Proposed alert thresholds for cyanobacteria management and monitoring in water supply sources intended for public consumption, in accordance with publications endorsed by the World Health Organization.*

Publicación	Chorus & Bartram 1999	Chorus & Welker 2021	Condición de cyanobacteria
	Referido a cyanobacteria	Referido a cyanobacteria	
Umbral			
Vigilancia inicial	1 colonia o ≥ 5 filamentos mL^{-1}	>10 colonias o 50 filamentos mL^{-1}	Potencial inicio de un aumento de biomasa de cyanobacteria
Alerta 1	≥ 2000 células mL^{-1}	$\geq 0.3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$	Aumentan los riesgos asociados a la producción de cianotoxinas
Alerta 2	>100000 células mL^{-1}	$\geq 4.0 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$	Una floración de cyanobacteria potencialmente tóxica se ha establecido en el cuerpo de agua

* Es importante señalar que la publicación más reciente avalada por la OMS (Chorus & Welker 2021) enfatiza en el uso de valores de biovolumen para la evaluación de cyanobacteria. Las métricas de las directrices anteriores (Chorus & Bartram 1999) se incluyen únicamente con fines informativos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los embalses Pañe (PA) y Dique los Españoles (DE) (Figura 1), son embalses que hacen parte del Sistema Hidráulico Chili Regulado, este sistema canaliza y abastece de aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable a toda la provincia de Arequipa, cuya capital homónima es la tercera ciudad más poblada del país, según el último censo realizado en 2017, la capital (zona altamente poblada), tiene una población estimada de 980221 habitantes.

Los embalses PA y DE, ubicados en la cuenca principal Camaná (superficie total de 17050 km²), son fundamentales para el abastecimiento de agua en la región Arequipa. El embalse PA, localizado a 4580 m s.n.m. (15°20'51" S, 71°2'19" O), tiene un volumen útil aproximado de 98.40 hm³ y un espejo de agua (área) de 14 km². El embalse PA, regula los recursos hídricos de la laguna homónima y una subcuenca

de 185 km², con una profundidad promedio de 7.07 m y una profundidad máxima de 23 m. El embalse DE, localizado a 4430 m s.n.m. (15°45'30" S, 71°2'43" O), tiene una capacidad de volumen útil aproximada de 9.09 hm³ y un espejo de agua (área) de 4.41 km², regula las filtraciones de la Laguna del Indio y los excedentes de una subcuenca de 276 km², con una profundidad promedio de 2.04 m y una profundidad máxima de 7.80 m (Proyecto Especial Majes Sigvas 2016). Las principales actividades humanas en las inmediaciones de los embalses estudiados incluyen la crianza de ganado auquénido y la presencia de piscigranjas flotantes dedicadas al cultivo de trucha arcoíris (acuicultura de *Oncorhynchus mykiss*).

El clima regional de ambos embalses pertenece al tipo Cwb (templado con invierno seco) en el sistema internacional Köppen (Peel *et al.* 2007). Las temperaturas ambientales y precipitaciones en las cuencas de los embalses examinados son variables, durante el periodo de lluvias (enero a marzo), se suelen registrar temperaturas ambientales que oscilan entre los -3.9 a 14.3 °C y las precipitaciones

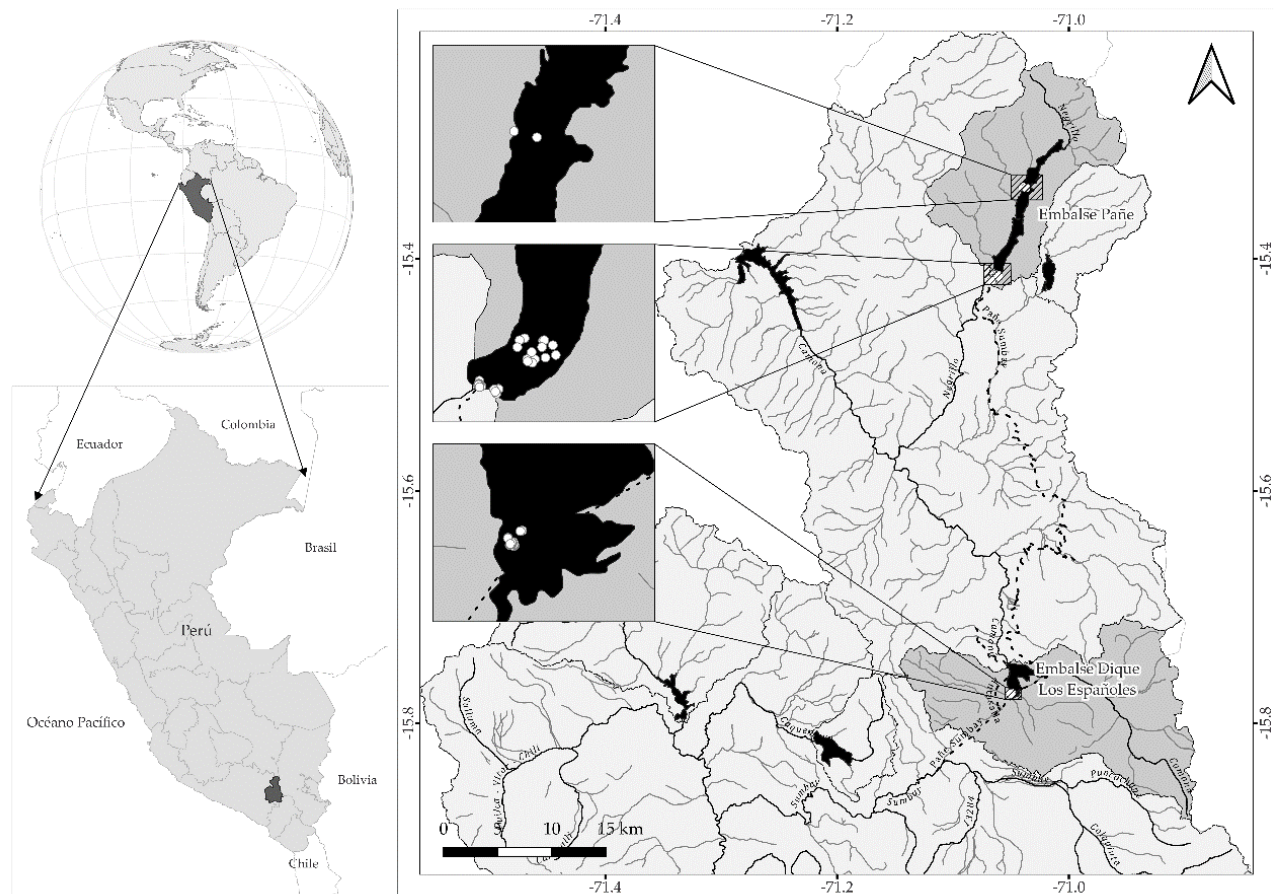


Figura 1. Ubicación geográfica y puntos de muestreo en los embalses El Pañe (PA) y Dique los Españoles (DE).

Figure 1. Geographical location and sampling points in El Pañe and Dique los Españoles reservoirs.

acumuladas registran promedios de 64 mm. Así también, durante el periodo de estiaje o temporada seca (abril a diciembre), se observan temperaturas ambientales que varían de -13.3 a 14.1 °C, las temperaturas mínimas durante este periodo son considerablemente más bajas y sin presencia de precipitaciones.

Toma de muestras

Se tomaron muestras de agua integradas verticalmente con un tubo de PVC (110 cm de longitud y 5 cm de diámetro), la toma de muestras fue realizada por la Autoridad Autónoma de Majes, entidad gubernamental encargada de la operación y mantenimiento de los embalses evaluados, en cumplimiento de su responsabilidad técnica y operativa sobre estos sistemas hídricos, lo que le confiere un rol clave en el monitoreo y en la vigilancia de la calidad del agua embalsada. Los puntos de

muestreo estuvieron localizados en la zona lacustre (cercana a la compuerta de descarga) e intermedia de los embalses. La selección se fundamenta en la zonación funcional descrita por Jørgensen *et al.* (2012), donde los gradientes horizontales en la calidad del agua y la distribución del fitoplancton responden a las características hidrodinámicas y operativas del sistema, lo que hace de estas zonas áreas representativas para el monitoreo limnológico. Los monitoreos se realizaron en el periodo comprendido entre los años 2018-2023 en el embalse PA y entre los años 2019-2023 en el embalse DE. El monitoreo fue planificado de forma mensual; sin embargo, durante algunos meses no se logró concretar el muestreo por limitaciones climatológicas y logísticas. En total se cuenta con 43 meses monitoreados para el embalse PA y 31 meses para el embalse DE, totalizando 48 campañas de monitoreo para el embalse PA y 35 campañas para el embalse DE.

Se tomaron 500 mL de muestras de agua para el análisis cuantitativo de cyanobacteria y 500 mL para el análisis de microcistinas totales. Para el análisis de nutrientes totales, se recolectaron 250 mL (fósforo y nitrógeno total). También se midieron los parámetros fisicoquímicos *in situ*: temperatura del agua (°C), pH, turbiedad (UNT), conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y oxígeno disuelto (mg L^{-1}) utilizando una sonda multiparamétrica modelo Pro DSS (Yellow Springs Instruments, USA). Las muestras para la cuantificación de cyanobacteria se fijaron inmediatamente después de su colecta con una solución de lugol acético, las muestras para nutrientes totales (fósforo y nitrógeno total) se preservaron con ácido sulfúrico ($\text{pH} < 2$) y fueron refrigeradas ($< 4^\circ\text{C}$). Así mismo, las muestras para los ensayos de microcistinas totales se mantuvieron refrigeradas ($< 4^\circ\text{C}$) y fueron ensayadas de manera inmediata a la llegada al laboratorio gubernamental por metodología de ELISA de acuerdo con el protocolo del kit comercial ABRAXIS®.

Procesamientos de muestras

Las unidades de cyanobacteria y fitoplancton (células) se enumeraron en campos aleatorios (Uehlinger 1964), de acuerdo con la técnica de sedimentación (Utermöhl 1958), utilizando un microscopio invertido Nikon Eclipse Ts2 a 400 aumentos (Nikon, Japan). Las unidades (células) se enumeraron hasta al menos 400 ejemplares del organismo más común; el error de conteo fue del 10% (Lund *et al.* 1958). El biovolumen específico ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) se estimó a partir del producto de la población y el volumen medio de unidad de cada organismo registrado (Hillebrand *et al.* 1999). En general, el tamaño medio de las células de cyanobacteria y fitoplancton se determinaron a partir de al menos 30 mediciones. Las microalgas fueron identificadas hasta el nivel de género y clasificadas en clases taxonómicas según Van Den Hoek *et al.* (1995). La concentración de microcistinas totales (fracción particulada y disuelta) fue evaluada por la técnica de ELISA (ensayo de inmunoabsorción ligado a enzima) utilizando el kit comercial ABRAXIS® Microcystins/Nodularins (ADDA). El fósforo y nitrógeno total fueron ensayados siguiendo el protocolo establecido por el kit comercial de Merck Spectroquant® Prove 300, espectrofotómetro UV/VIS.

Análisis de datos

Para evaluar la normalidad de los datos de cada embalse estudiado, se utilizó la prueba de Shapiro-Wilk, en función de los resultados obtenidos en la prueba de normalidad, se seleccionó la prueba estadística adecuada para evaluar las diferencias significativas entre los embalses (PA y DE). Cuando los datos no mostraron una distribución normal, se aplicó la prueba de Mann-Whitney, mientras que, en aquellos casos donde los datos siguieron una distribución normal, se utilizó la prueba *t* de Student para muestras independientes. Así mismo, se aplicó la prueba de correlación de Spearman con el objetivo de identificar asociaciones entre variables fisicoquímicas y grupos fitoplanctónicos. Este método no paramétrico fue elegido por su robustez frente a datos no normales y su capacidad para detectar relaciones monótonas (no se exige relación lineal). Se consideraron significativas las correlaciones con $p < 0.05$.

Los datos fueron analizados utilizando el *software* libre R (R Core Team 2021). Para las pruebas estadísticas se utilizó el paquete “stats” (Kassambara 2021) y “Hmisc” (Harrell 2020) y para la visualización el paquete “ggpubr” (Kassambara 2023).

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas

Los parámetros de temperatura del agua, oxígeno disuelto y pH mostraron una distribución normal, mientras que los parámetros de conductividad eléctrica, turbiedad y nitrógeno total no siguieron una distribución normal. En términos de variables fisicoquímicas, se evidenciaron condiciones principalmente alcalinas en ambos sistemas acuáticos. Los valores de pH (Figura 2a; Tabla 2) difirieron significativamente entre los embalses evaluados, con promedios o medias (Me) más elevadas en el embalse DE (Me = 8.87, DS = 0.93) en comparación con el embalse PA (Me = 7.72, DS = 0.94), $t(80) = 5.48$, $p < 0.001$. Los valores de oxígeno disuelto (Figura 2b; Tabla 2) también presentaron diferencias significativas entre los embalses, con valores promedio mayores en el embalse DE (Me = 7.26 mg L^{-1} , DS = 0.86) respecto al embalse PA (Me = 6.51 mg L^{-1} , DS = 0.76), $t(79) = 4.10$, $p < 0.001$. En contraste, los valores de temperatura del agua

(Figura 2c; Tabla 2) no mostraron diferencias significativas entre los embalses analizados, con una media de 10.85 °C, DS = 1.80 en el embalse PA y de 10.36 °C, DS = 3.04 en el embalse DE, $t(80) = -0.93$, $p = 0.357$.

Los valores de conductividad eléctrica (Figura 2d; Tabla 2) difirieron significativamente entre los embalses analizados, con una mediana (Md) de 51.50 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el embalse PA y de 104.90 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el embalse DE ($U = 1547$, $p < 0.001$). De igual manera, se observaron diferencias significativas en la turbiedad (Figura 2e; Tabla 2), con una mediana de 2.32 UNT en el embalse PA y de 15.10 UNT en el embalse DE ($U = 1445$, $p < 0.001$). Asimismo, los valores de nitrógeno total (Figura 2f; Tabla 2) fueron significativamente mayores en el embalse DE (Md = 1.05 mg L^{-1}) en comparación con el embalse PA (Md = 0.60 mg L^{-1}), ($U = 634.5$, $p < 0.001$). Caso particular fue el parámetro de fósforo total (Figura 2g; Tabla 2), los datos del embalse DE siguieron una distribución normal ($p = 0.76$), mientras que los datos del embalse PA no siguieron una distribución normal ($p = 0.03$). Debido a la diferencia de estas distribuciones, se utilizó la prueba de Mann-Whitney para comparar ambos grupos. Los valores de fósforo total presentaron diferencias significativas entre los embalses, con una mediana de 75 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el embalse PA y de 111 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el embalse DE ($U = 895.5$, $p = 0.001$).

Cyanobacteria, microcistinas totales y fitoplancton

Frente a las pruebas de Shapiro-Wilk los datos de cyanobacteria (cya), microcistinas totales y fitoplancton dominante siguieron una distribución no normal. Los resultados en relación con el grupo cyanobacteria obtenidos mediante la prueba de Mann-Whitney no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los embalses evaluados ($U = 838.5$; $p = 0.993$) (Figura 3a, Figura 4). De manera análoga, las concentraciones de microcistinas totales (Figura 3b) no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los cuerpos de agua examinados ($U = 101$; $p = 0.083$); sin embargo, el valor de p cercano al umbral convencional sugiere una posible tendencia hacia la diferenciación. Asimismo, las criptofíceas (cry) presentaron valores significativamente más elevados en el embalse PA en comparación con DE (Figura

3c, Figura 4) ($U = 373$; $p < 0.001$). Por otro lado, los resultados mostraron una mayor abundancia de diatomeas (diato) en el embalse DE ($U = 1248$; $p < 0.001$) (Figura 3d, Figura 4).

Finalmente, con respecto a la correlación de Spearman, se observaron algunas asociaciones significativas entre las variables fisicoquímicas y los grupos fitoplanctónicos. Se encontró una asociación significativa de magnitud moderada-alta entre la turbiedad y las concentraciones de diatomeas ($\rho = 0.643$, $p = 0.0003$). Además, se evidenció una asociación significativa de magnitud moderada negativa entre la turbiedad y las criptofíceas ($\rho = -0.504$, $p = 0.0073$). El pH mostró una asociación significativa de magnitud moderada positiva con el grupo cyanobacteria ($\rho = 0.479$, $p = 0.0115$) y las diatomeas ($\rho = 0.435$, $p = 0.0235$). Además, la conductividad también mostró una asociación significativa de magnitud moderada positiva con las diatomeas ($\rho = 0.430$, $p = 0.0254$).

Tal como señalado previamente, en la región altoandina, el régimen climático se caracteriza por la presencia de una estación lluviosa concentrada entre los meses de enero a marzo (verano lluvioso), mientras que el periodo seco o de estiaje (ausencia de precipitaciones) se extiende desde abril hasta diciembre. El análisis estacional (estación lluviosa vs. seca) no evidenció diferencias estadísticamente significativas entre los biovolúmenes fitoplanctónicos de los embalses analizados. En PA: cya ($U = 130$, $p = 0.234$), cry ($U = 161$, $p = 0.712$) y diato ($U = 191$, $p = 0.253$); en DE: cya ($U = 113$, $p = 0.666$), cry ($U = 169.5$, $p = 0.091$) y diato ($U = 109$, $p = 0.548$). Sin embargo, el análisis descriptivo estacional reveló tendencias contrastantes entre los sistemas evaluados. En el embalse DE, el promedio de cyanobacteria fue levemente más abundante en la estación seca ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.692 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} \pm 1.050 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) en comparación con la estación lluviosa ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.498 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} \pm 0.899 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$). Las criptofíceas dominaron en la estación lluviosa ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.790 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} \pm 1.296 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) en comparación con la temporada seca ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.145 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} \pm 0.396 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) mientras que las diatomeas tuvieron mayor representatividad durante la estación de estiaje ($\text{Me} \pm \text{DS} = 1.443 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} \pm 2.825 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) en comparación con el periodo de verano ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.864 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} \pm 1.585 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$). En el embalse PA, el grupo cyanobacteria dominó durante la estación seca ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.305 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} \pm 0.722 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) frente

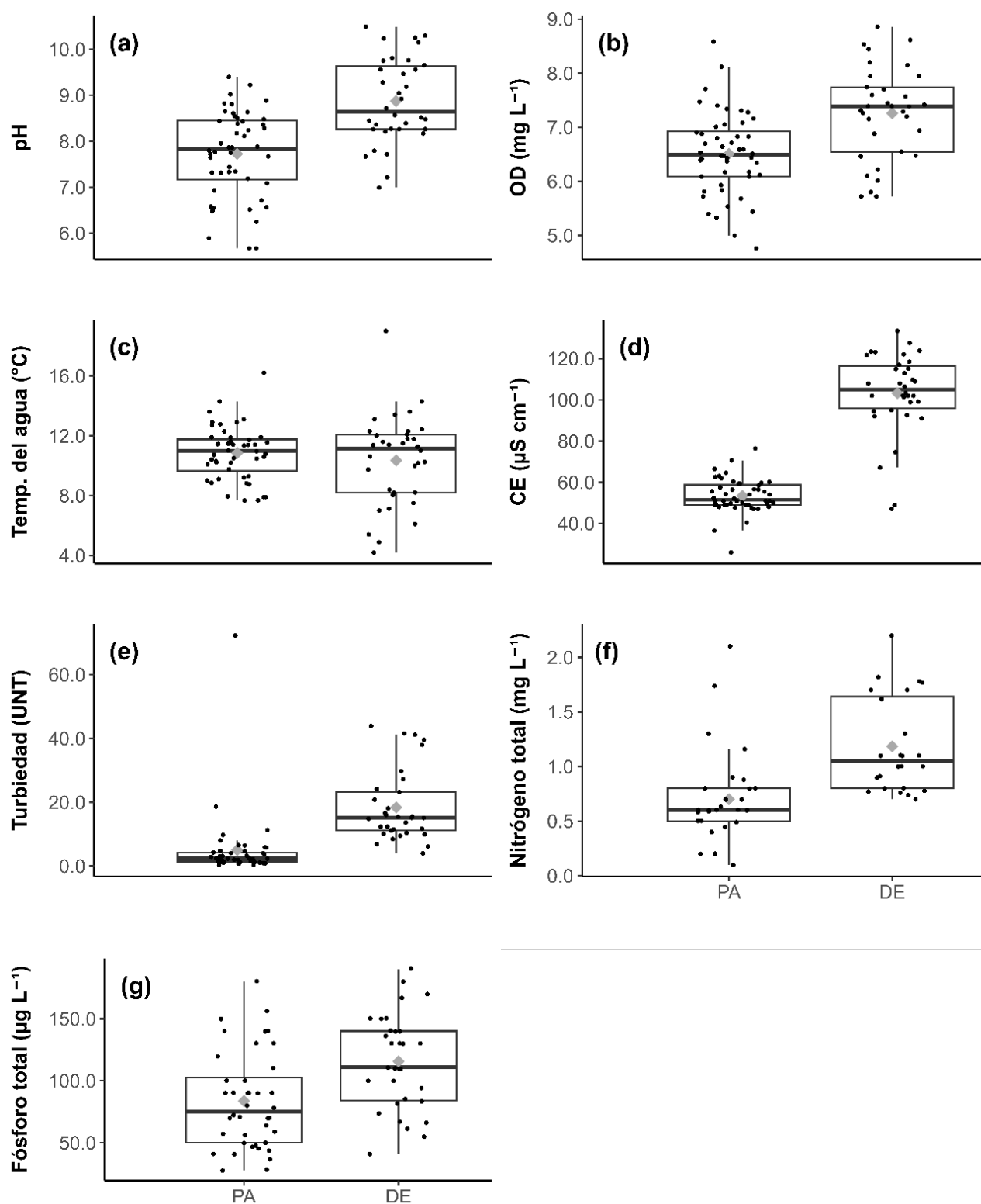


Figura 2. Diagrama de caja de bigotes (variables fisicoquímicas). (a) pH, (b) OD: Oxígeno disuelto, (c) Temperatura del agua, (d) CE: Conductividad eléctrica, (e) Turbiedad, (f) Nitrógeno total, (g) Fósforo total; la línea de cada caja representa la mediana y el punto gris el promedio o media, periodo de estudio, 2018-2023.

Figure 2. Box-whisker plot (physical and chemical variables). (a) pH, (b) DO: dissolved oxygen, (c) water temperature, (d) EC: electrical conductivity, (e) turbidity, (f) total nitrogen, (g) total phosphorus; the line in each box represents the median and the gray dot the average or mean, study period, 2018-2023.

Tabla 2. Promedio (o media), desviación estándar (DS), mediana y rango intercuartílico (RIC) asociados a los embalses El Pañe y Dique los Españoles, Otros grupos: dinofíceas + clorofíceas + zignemafíceas, periodo de estudio, 2018-2023.

Table 2. Mean, standard deviation (SD), median and interquartile range (IQR) associated with El Pañe and Dique los Españoles reservoirs, Other groups: dinophyceae + chlorophyceae + zyggnematophyceae, study period, 2018-2023.

Variable	Unidad	El Pañe				Dique los Españoles					
		n	Promedio	DS	Mediana	RIC	n	Promedio	DS	Mediana	RIC
Físicoquímicas											
Temperatura	(°C)	48	10.85	1.80	10.98	2.12	34	10.36	3.04	11.14	3.87
pH	pH	48	7.72	0.94	7.83	1.29	34	8.87	0.93	8.65	1.38
Conductividad	µS cm ⁻¹	48	53.42	8.35	51.55	9.78	34	103.21	19.99	104.90	20.58
O. disuelto	mg L ⁻¹	48	6.51	0.76	6.49	0.84	33	7.26	0.86	7.39	1.19
Turbiedad	UNT	45	4.95	10.80	2.32	2.80	34	22.04	24.22	15.10	12.75
Microcistinas	µg L ⁻¹	24	8.28	17.43	3.18	4.75	23	1.26	1.42	0.67	0.47
Fósforo total	µg L ⁻¹	40	83.50	38.85	75.0	52.50	31	115.52	38.66	111.0	56.0
Nitrógeno total	mg L ⁻¹	31	0.70	0.41	0.60	0.30	24	1.19	0.44	1.05	0.84
Biológicas											
Cyanobacteria	mm ³ L ⁻¹	48	0.26	0.66	0.04	0.19	35	0.64	1.00	0.03	0.89
Criptofíceas	mm ³ L ⁻¹	48	0.97	1.40	0.37	0.379	35	0.33	0.80	0.01	0.19
Diatomeas	mm ³ L ⁻¹	48	0.0001	0.001	0.00	0.00	35	1.28	2.52	0.01	1.30
Otros grupos	mm ³ L ⁻¹	48	0.01	0.02	0.001	0.003	35	0.10	0.29	0.01	0.02

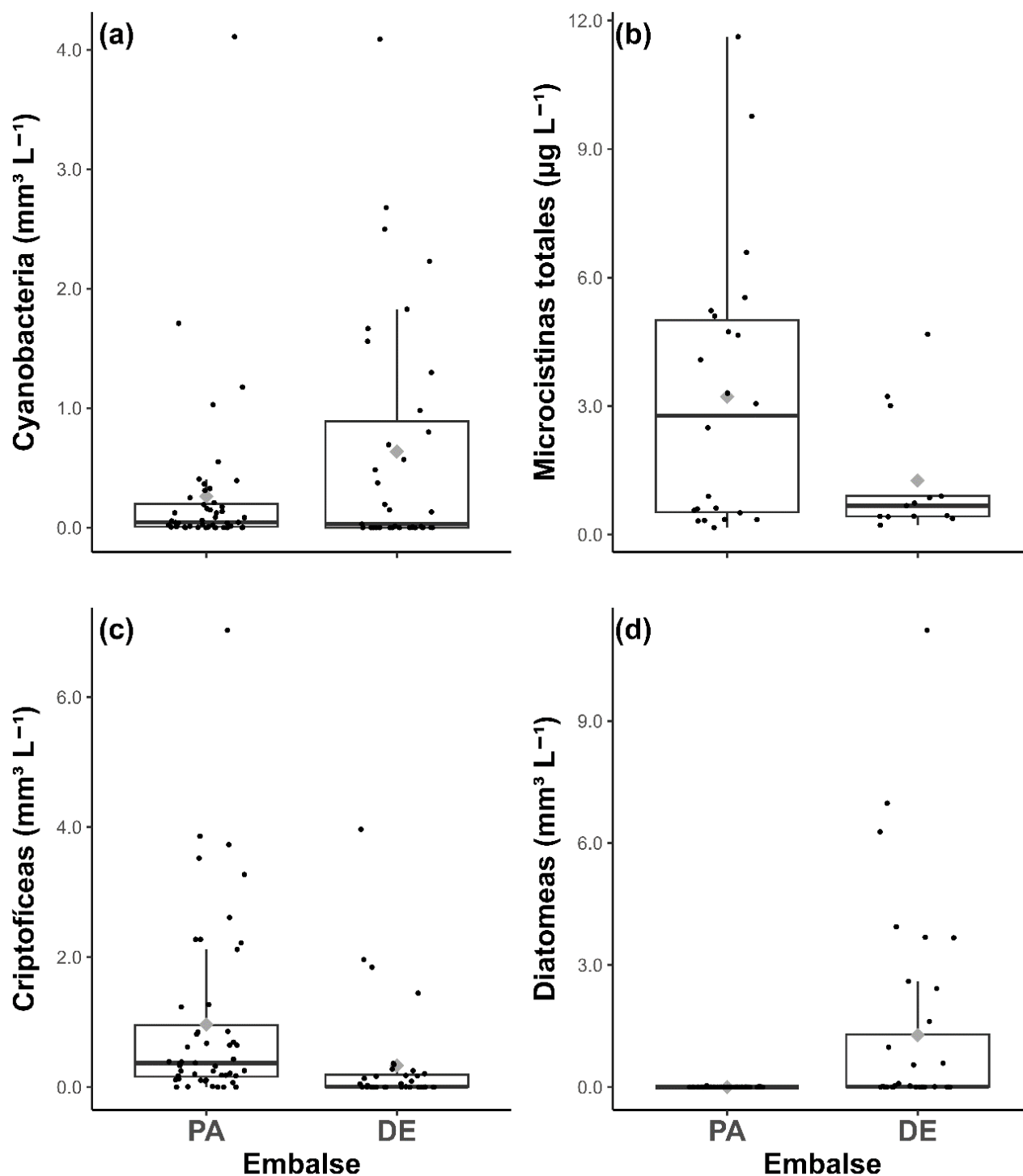


Figura 3. Diagrama de caja de bigotes (variables biológicas). (a) Cyanobacteria, (b) Microcistinas totales, (c) Criptofíceas, (d) Diatomeas; la línea de cada caja representa la mediana y el punto gris el promedio o media, periodo de estudio, 2018-2023. Solo con fines gráficos, se excluyó el valor máximo de microcistinas totales ($67.20 \mu\text{g L}^{-1}$, registrado en agosto de 2022 durante la estación seca en el embalse El Pañe), ya que distorsionaba de manera desproporcionada la representación visual de los datos.

Figure 3. Box-and-whisker plot (biological variables). (a) Cyanobacteria, (b) Total microcystins (c) Cryptophytes, (d) Diatoms; the line within each box represents the median, and the gray dot represents the mean, study period: 2018–2023. For graphical purposes only, the maximum value of total microcystins ($67.20 \mu\text{g L}^{-1}$, recorded in August 2022 during the dry season at El Pañe reservoir) was excluded, as it disproportionately skewed the visual representation of the data.

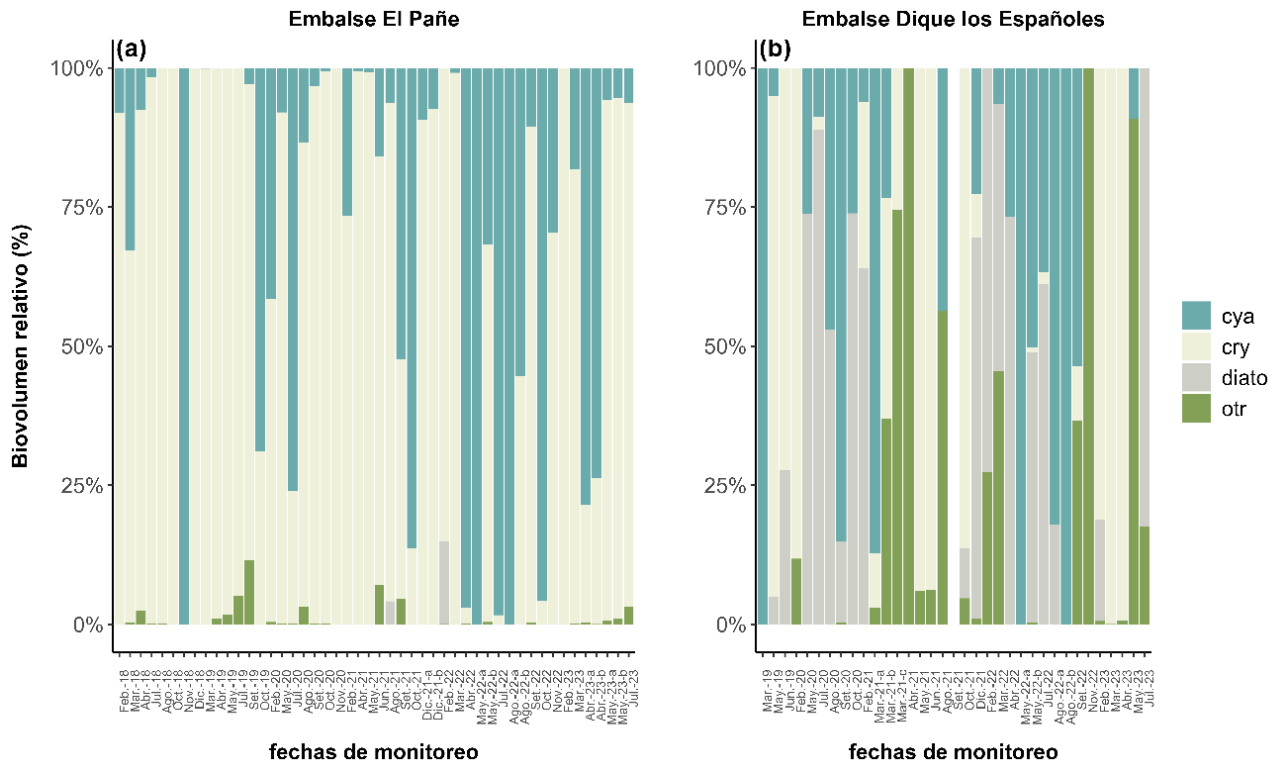


Figura 4. Contribución porcentual (%) del biovolumen ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de los grupos fitoplanctónicos, en los embalses El Pañe (PA) y Dique los Españoles (DE). cya: cyanobacteria, cry: criptofíceas, diato: diatomeas, otr (otros): dinofíceas + clorofíceas + zignemafíceas, periodo de estudio, 2018-2023.

Figure 4. Percentage contribution (%) of phytoplankton groups biovolume ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) in El Pañe (PA) and Dique Los Españoles (DE) reservoirs. cya: cyanobacteria, cry: cryptophytes, diato: diatoms, otr (others): dinoflagellates + chlorophytes + zygnematophytes, study period: 2018–2023.

al periodo lluvioso ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.068 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1} \pm 0.086 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$), así también, las criptofíceas fueron más abundantes en la estación de estiaje ($\text{Me} \pm \text{DS} = 1.055 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1} \pm 1.499 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$) en comparación con el periodo lluvioso ($\text{Me} \pm \text{DS} = 0.575 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1} \pm 0.794 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$), mientras que las diatomeas mantuvieron bajas concentraciones en ambos periodos.

Sobre el biovolumen de cyanobacteria, estos alcanzaron valores máximos de $4.11 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$ (Figura 5) (julio, 2022 - periodo de estiaje) y $4.09 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$ (Figura 5) (abril, 2022 – término del periodo lluvioso) en el embalse PA y DE respectivamente, superando el umbral de alerta 1 establecido por la guía publicada por Chorus & Welker (2021). Con respecto a las concentraciones de microcistinas totales, es importante destacar que en las muestras de agua del embalse PA se obtuvo un registro máximo de $67.20 \mu\text{g L}^{-1}$ (agosto, 2022 – periodo de estiaje), por otro lado, en el embalse DE se registró un valor máximo de $4.68 \mu\text{g L}^{-1}$ (marzo, 2021 – periodo lluvioso).

El género de cyanobacteria dominante en ambos embalses fue *Dolichospermum* (Rabenhorst ex Bornet & Flahault), Wacklin, Hoffmann & Komárek 2009, pudiendo ser identificada la especie *Dolichospermum circinale* (Rabenhorst ex Bornet and Flahault 1886) Wacklin *et al.* 2009, en el embalse DE.

DISCUSIÓN

Los ecosistemas acuáticos de la cordillera de los Andes son fundamentales para el abastecimiento de agua de aproximadamente 295 millones de personas, con usos que incluyen el abastecimiento poblacional (consumo humano), la agricultura y la generación de energía.

A pesar de su importancia, el conocimiento limnológico sobre las zonas altoandinas tropicales sigue siendo limitado, debido a condiciones de monitoreo adversas, la escasez de datos de largo plazo y la complejidad topográfica de estos entornos de gran altitud (Buytaert *et al.* 2006).

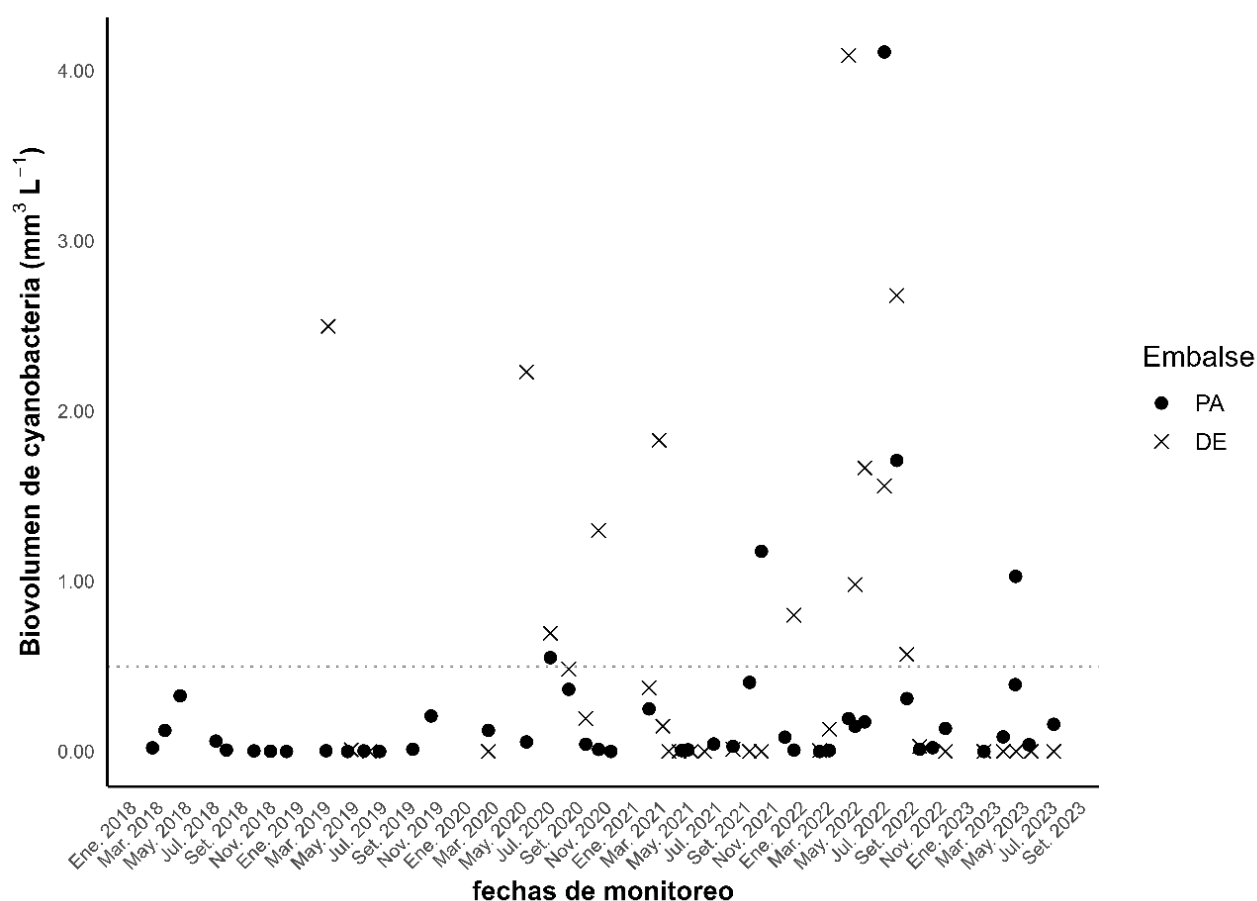


Figura 5. Biovolumen de cyanobacteria registrados durante el periodo de estudio (2018-2023), la línea punteada indica el umbral de $0.3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ (alerta 1) de cyanobacteria, propuesto por la publicación de Chorus & Welker (2021). PA = Embalse El Paño, DE = Embalse Dique los Españoles.

Figure 5. Cyanobacterial biovolume recorded during the study period (2018–2023). The dotted line indicates the threshold of $0.3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ (alert 1) of cyanobacteria, as proposed by Chorus & Welker (2021). PA = Paño reservoir, DE = Dique los Españoles reservoir.

Los embalses altoandinos se caracterizan por registrar bajas temperaturas del agua, una condición típica de los ecosistemas acuáticos altoandinos, como los localizados en Perú (Cartuche *et al.* 2019), Ecuador (Van Colen *et al.* 2017) y Colombia (Hakspiel-Segura *et al.* 2021). Por otro lado, es reconocido que el fósforo total, es un parámetro clave para evaluar el estado trófico o grado de eutrofización de los sistemas acuáticos. De acuerdo con la clasificación de Nürnberg (1996), los valores medios de fósforo total registrados en los embalses DE ($115.52 \mu\text{g L}^{-1}$) y PA ($83.50 \mu\text{g L}^{-1}$) los clasifican como sistemas acuáticos hipereutrófico y eutrófico respectivamente. Por otra parte, de acuerdo con la clasificación propuesta por Cunha *et al.* (2013), basada en las concentraciones de fósforo total en embalses de regiones tropicales

y subtropicales, ambos embalses analizados pueden ser considerados sistemas hipereutrófico ($\geq 77.7 \mu\text{g L}^{-1}$). Esta condición indicaría un alto potencial riesgo de desarrollo de floraciones de cyanobacteria en los cuerpos de agua evaluados. Además, nuestra investigación reveló una asociación positiva y significativa entre el pH y la abundancia de cyanobacteria, lo que sugiere un incremento de este grupo bajo condiciones ligeramente alcalinas, un patrón ampliamente documentado en la literatura científica (Verspagen *et al.* 2014). Las concentraciones de cyanobacteria rara vez alcanzan niveles que representen un riesgo para la salud pública cuando el pH del cuerpo de agua evaluado es inferior a 6 o 7 (Chorus & Welker 2021). En una investigación desarrollada en 464

lagos de América (Bonilla *et al.* 2023), se encontró que el pH se relacionó significativamente con la biomasa del grupo cyanobacteria, probablemente debido a una retroalimentación positiva mediada biológicamente bajo condiciones de alta disponibilidad de nutrientes, sugiriendo que la eutrofización y la relación de “causa-consecuencia” con un pH elevado parecen favorecer la proliferación de cyanobacteria y contribuir a su persistencia (Bonilla *et al.* 2023); estos resultados señalarían que las soluciones para controlar las floraciones cyanobacteria deberían centrarse en la reducción de los nutrientes, independientemente de los gradientes de temperatura.

Se ha demostrado ampliamente algunos géneros de cyanobacteria se ven favorecidos por temperaturas superiores a 20 °C (Ho & Michalak 2020). Sin embargo, en la presente investigación, las temperaturas promedio del agua no excedieron los 11°C, bajo estas condiciones las floraciones del género *Dolichospermum* encontraron condiciones adecuadas para su proliferación. Ha sido reportado que especies de este mismo género, así como otras especies de cyanobacteria, pueden incrementar su abundancia incluso a temperaturas inferiores a 15 °C (Almanza *et al.* 2016, Li *et al.* 2016, Reinl *et al.* 2023). Con relación al género *Dolichospermum*, es importante mencionar que pueden producir una gran variedad de toxinas, tales como microcistinas, anatoxinas, saxitoxinas y cilindrospermopsinas (Li *et al.* 2016), adicionalmente las floraciones de cyanobacteria pueden ocasionar alteraciones en el olor y el sabor del agua (Li *et al.* 2016, Polyak & Sukharevich 2020).

En la región latinoamericana persiste un elevado riesgo de exposición a cyanobacteria potencialmente tóxicas, mientras que los programas de monitoreo y los marcos regulatorios continúan siendo limitados o, en algunos países, inexistentes. En contraste, Argentina, Brasil y Uruguay han realizado estudios exhaustivos sobre la distribución de especies formadoras de floraciones, además cuentan con planes de monitoreo implementados por sus respectivos gobiernos (Aguilera *et al.* 2023). Es importante destacar que la OMS (Chorus & Welker 2021), estableció que el biovolumen ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) es el bioindicador más preciso asociado a la peligrosidad potencial de exposición a cianotoxinas, usado para establecer los niveles de alerta según el uso del agua (Aguilera *et al.* 2023). Algunos países de América

Latina, como Uruguay, ha establecido normativas ambientales que contemplan el monitoreo del biovolumen o la densidad celular de cyanobacteria (Aguilera *et al.* 2023). En Brasil, la normativa fue modificada en 2011 para simplificar el método, reemplazando el biovolumen por el recuento celular como único indicador (Bonilla & O’Farrell 2023). Esta modificación limita el valor informativo del monitoreo y contradice las recomendaciones más recientes de la OMS (Chorus & Welker, 2021).

Los niveles de microcistinas totales registrados en esta investigación obtuvieron valores máximos de $67.20 \mu\text{g L}^{-1}$ (embalse PA) y $4.68 \mu\text{g L}^{-1}$ (embalse DE), estos registros merecen atención, ya que las vías de exposición a las cianotoxinas en humanos son diversas e incluyen la ingestión, la inhalación y el contacto dérmico de manera accidental durante la práctica de actividades recreacionales (Stewart *et al.* 2011, French *et al.* 2023). Así también podría ocurrir por consumo de peces (Drobac Backović & Tokodi 2024, Garita-Alvarado *et al.* 2024).

Cabe resaltar que la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) es una especie común cultivada en la región andina. Es importante indicar que las cianotoxinas, especialmente las microcistinas, pueden acumularse en los tejidos de esta especie (Osswald *et al.* 2011, Shahmohammadloo *et al.*, 2021, 2022). La trucha arcoíris, es cultivada en los embalses PA y DE, las asociaciones que producen truchas en estos embalses son categorizadas productivamente en su mayoría como acuicultura de micro y mediana empresa; este aspecto debe ser evaluado por los gobiernos regionales y/o las autoridades competentes, de acuerdo con sus atribuciones y responsabilidades otorgadas.

En el Perú, la investigación sobre cyanobacteria y cianotoxinas aún no se encuentra adecuadamente integrada en las políticas ambientales relacionadas con los recursos hídricos. Esta situación resulta preocupante, ya que el uso del agua proveniente de embalses durante eventos de floraciones de cyanobacteria potencialmente tóxicas puede representar un riesgo significativo para la salud pública. Los resultados de este estudio realizado en dos embalses localizados en la Cordillera de los Andes, constituyen un instrumento pionero que invita a expandirse a todo el territorio peruano y países de la región, pone de manifiesto la necesidad urgente de incorporar los análisis y evaluaciones del grupo cyanobacteria y cianotoxinas a los parámetros

que se utilizan para evaluar la calidad del agua y regular sus posibles usos; esta medida, recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), es fundamental para mitigar la potencial amenaza que trae para los sistemas acuáticos continentales estas floraciones de cyanobacteria, especialmente aquellos destinados al abastecimiento y consumo poblacional. Se sugiere que futuras investigaciones incluyan estudios de largo plazo para evaluar la estacionalidad de las floraciones de cyanobacteria, así como la influencia de factores climáticos específicos en embalses y/o fuentes hídricas destinadas al consumo humano a lo largo del territorio nacional.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dra. Célia Leite Sant'Anna por la identificación morfológica de la especie presente en el embalse Dique los Españoles; a la Autoridad Autónoma de Majes por el mantenimiento de los monitoreos y acceso a los registros de los parámetros ambientales; así también al Sr. Sebastian Tapia por su contribución en el desarrollo del mapa del presente estudio.

REFERENCIAS

- Aguilera, A., Almanza, V., Haakonsson, S., Palacio, H., Benitez Rodas, G. A., Barros, M. U. G., Capelo-Neto, J., Urrutia, R., Aubriot, L., & Bonilla, S. 2023. Cyanobacterial bloom monitoring and assessment in Latin America. *Harmful Algae*, 125(102429), 102429. DOI: 10.1016/j.hal.2023.102429.
- Aguilera, A., Haakonsson, S., Martin, M. V., Salerno, G. L., & Echenique, R. O. 2018. Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologica*, 69, 103–114. DOI: 10.1016/j.limno.2017.10.006.
- Almanza, V., Parra, O., De Carlos Bicudo, C. E., Baeza, C., Beltran, J., Figueroa, R., & Urrutia, R. 2016. Occurrence of toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in a central Chilean (36° Lat. S) urban lake. *Revista Chilena de Historia Natural*, 89. DOI: 10.1186/s40693-016-0057-7.
- Antunes, J. T., Leão, P. N., & Vasconcelos, V. M. 2015. *Cylindrospermopsis raciborskii*: review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. *Frontiers in Microbiology*, 6(MAY). DOI: 10.3389/fmicb.2015.00473.
- Arruda, R. S., Noyma, N. P., de Magalhães, L., Mesquita, M. C. B., de Almeida, É. C., Pinto, E., Lüring, M., & Marinho, M. M. 2021. 'Floc and Sink' Technique Removes Cyanobacteria and Microcystins from Tropical Reservoir Water. *Toxins*, 13(6), 405. DOI: 10.3390/toxins13060405.
- Azevedo, S. M. F. O., Carmichael, W. W., Jochimsen, E. M., Rinehart, K. L., Lau, S., Shaw, G. R., & Eaglesham, G. K. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, 181–182, 441–446. DOI: 10.1016/S0300-483X(02)00491-2.
- Barros, M. U. G., Wilson, A. E., Leitão, J. I. R., Pereira, S. P., Buley, R. P., Fernandez-Figueroa, E. G., & Capelo-Neto, J. 2019. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, 86, 128–137. DOI: 10.1016/j.hal.2019.05.006.
- Bonilla, S., & O'Farrell, I. 2023. La importancia de usar el biovolumen en estudios de fitoplancton y monitoreo ambiental de cianobacterias. *Ecología Austral*, 33(2), 558–566. DOI: 10.25260/EA.23.33.2.0.2148.
- Bonilla, S., Aguilera, A., Aubriot, L., Huszar, V., Almanza, V., Haakonsson, S., Izaguirre, I., O'Farrell, I., Salazar, A., Becker, V., Cremella, B., Ferragut, C., Hernandez, E., Palacio, H., Rodrigues, L. C., Sampaio da Silva, L. H., Santana, L. M., Santos, J., Somma, A., Ortega, L., & Antoniades, D. 2023. Nutrients and not temperature are the key drivers for cyanobacterial biomass in the Americas. *Harmful Algae*, 121, 102367. DOI: 10.1016/J.HAL.2022.102367.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., León, L. De, Brena, B., Pérez, M., Piccini, C., Escalera, G. M. de la, Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., & Aubriot, L. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTEC*, 10(10 ene-dic), 9–22. DOI: 10.26461/10.01.
- Buytaert, W., Céleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., & Hofstede, R. 2006. Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1–2), 53–72. DOI: 10.1016/j.earscirev.2006.06.002.

- Cartuche, A., Guan, Z., Ibelings, B. W., & Venail, P. 2019. Phytoplankton Diversity Relates Negatively with Productivity in Tropical High-Altitude Lakes from Southern Ecuador. *Sustainability*, 11(19), 5235. DOI: 10.3390/su11195235.
- Chapra, S. C., Boehlert, B., Fant, C., Bierman, V. J., Henderson, J., Mills, D., Mas, D. M. L., Rennels, L., Jantarasami, L., Martinich, J., Strzepek, K. M., & Paerl, H. W. 2017. Climate Change Impacts on harmful Algal Blooms in U.S. Freshwaters: A Screening-Level Assessment. *Environmental Science & Technology*, 51(16), 8933–8943. DOI: 10.1021/acs.est.7b01498.
- Chorus, I., & Bartram, J. 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management. First edition First edition ed. London: CRC Press: p. 440.
- Chorus, I., & Welker, M. 2021. Toxic cyanobacteria in water. toxic cyanobacteria in water. Second edition Second edition ed. London: CRC Press: p. 858. DOI: 10.1201/9781003081449.
- Coffer, M. M., Schaeffer, B. A., Foreman, K., Porteous, A., Loftin, K. A., Stumpf, R. P., Werdell, P. J., Urquhart, E., Albert, R. J., & Darling, J. A. 2021. Assessing cyanobacterial frequency and abundance at surface waters near drinking water intakes across the United States. *Water Research*, 201, 117377. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117377.
- Cunha, D. G. F., Calijuri, M. do C., & Lamparelli, M. C. 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, 60, 126–134. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.07.058.
- de Magalhães, L., Noyma, N. P., Furtado, L. L., Mucci, M., van Oosterhout, F., Huszar, V. L. M., Marinho, M. M., & Lürling, M. 2017. Efficacy of coagulants and ballast compounds in removal of cyanobacteria (*Microcystis*) from water of the Tropical Lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). *Estuaries and Coasts*, 40(1), 121–133. DOI: 10.1007/s12237-016-0125-x.
- Drobac Backović, D., & Tokodi, N. 2024. Cyanotoxins in food: Exposure assessment and health impact. *Food Research International*, 184, 114271. DOI: 10.1016/j.foodres.2024.114271.
- French, B. W., Kaul, R., George, J., Haller, S. T., Kennedy, D. J., & Mukundan, D. 2023. A case series of potential pediatric cyanotoxin exposures associated with Harmful Algal Blooms in Northwest Ohio. *Infectious Disease Reports*, 15(6), 726–734. DOI: 10.3390/idr15060065.
- Garita-Alvarado, C. A., Bermúdez-González, M. P., Bojorge-García, M. G., & Cantoral Uriza, E. A. 2024. Cyanotoxins bioaccumulation by fish in an anthropized reservoir in Central Mexico | Bioacumulación de cianotoxinas en peces de una presa antropizada del centro de México. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 40, 215–230. DOI: 10.20937/RICA.54932.
- Haakonsson, S., Rodríguez-Gallego, L., Somma, A., & Bonilla, S. 2017. Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 609, 1132–1139. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.067.
- Hakspiel-Segura, C., Barrios-Galván, B. P., & Pinilla-Agudelo, G. 2021. Phytoplankton functional groups as environmental indicators at a high neotropical mountain reservoir in Colombia. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 45(176). DOI: 10.18257/raccefyn.1326.
- Harrell, F. E. 2020. Hmisc: Harrell miscellaneous. R Package Version 4.4-0.
- Hillebrand, H., Dürselen, C., Kirschtel, D., Pollinger, U., & Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35(2), 403–424. DOI: 10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x.
- Ho, J. C., & Michalak, A. M. 2020. Exploring temperature and precipitation impacts on harmful algal blooms across continental U.S. lakes. *Limnology and Oceanography*, 65(5), 992–1009. DOI: 10.1002/lno.11365.
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. H., & Visser, P. M. 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471–483. DOI: 10.1038/s41579-018-0040-1.
- Jochimsen, E. M., Carmichael, W. W., An, J., Cardo, D. M., Cookson, S. T., Holmes, C. E. M., Antunes, M. B., de Melo Filho, D. A., Lyra, T. M., Barreto, V. S. T., Azevedo, S. M. F. O., & Jarvis, W. R. 1998. Liver Failure and Death after Exposure to Microcystins at a Hemodialysis Center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338(13), 873–878. DOI: 10.1056/NEJM199803263381304.
- Jørgensen, S. E., Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. 2012. Handbook of Inland Aquatic Ecosystem Management. CRC Press. DOI: 10.1201/b13038.

- Kassambara, A. 2021. Pipe-friendly framework for basic statistical tests [R Package “rstatix” version 0.7. 0]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Kassambara, A. 2023. Package ‘ggpubr’ version 0.6.0. R Foundation for Statistical Computing.
- Kruk, C., Segura, A., Piñeiro, G., Baldassini, P., Pérez-Becoña, L., García-Rodríguez, F., Perera, G., & Piccini, C. 2023. Rise of toxic cyanobacterial blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. *Global Change Biology*, 29(7), 1774–1790. DOI: 10.1111/gcb.16587.
- Li, J., Li, R., & Li, J. 2017. Current research scenario for microcystins biodegradation – A review on fundamental knowledge, application prospects and challenges. *Science of The Total Environment*, 595, 615–632. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.285.
- Li, X., Dreher, T. W., & Li, R. 2016. An overview of diversity, occurrence, genetics and toxin production of bloom-forming *Dolichospermum* (*Anabaena*) species. *Harmful Algae*, 54, 54–68. DOI: 10.1016/j.hal.2015.10.015.
- Lucena-Silva, Daniely de, Molozzi, J., Severiano, J. dos S., Becker, V., & Lucena Barbosa, J. E. de. 2019. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. *Water Research*, 159, 262–273. DOI: 10.1016/j.watres.2019.04.057.
- Lund, J. W. G., Kipling, C., & Le Cren, E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11(2), 143–170. DOI: 10.1007/BF00007865.
- Mercer, M. C., & Mayrand, K. 2017. Drinking water and sanitation in Latin America and the Caribbean: A general assessment. In: *Beyond the Barricades: The Americas Trade and Sustainable Development Agenda*.
- Munoz, M., Cirés, S., de Pedro, Z. M., Colina, J. Á., Velásquez-Figueroa, Y., Carmona-Jiménez, J., Caro-Borrero, A., Salazar, A., Santa María Fuster, M.-C., Contreras, D., Perona, E.,
- Nürnberg, G. K. 1996. Trophic State of Clear and Colored, Soft- and Hardwater Lakes with Special Consideration of Nutrients, Anoxia, Phytoplankton and Fish. *Lake and Reservoir Management*, 12(4), 432–447. DOI: 10.1080/07438149609354283.
- O’Farrell, I., Motta, C., Forastier, M., Polla, W., Otaño, S., Meichtry, N., Devercelli, M., & Lombardo, R. 2019. Ecological meta-analysis of bloom-forming planktonic Cyanobacteria in Argentina. *Harmful Algae*, 83, 1–13. DOI: 10.1016/j.hal.2019.01.004.
- O’Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334. DOI: 10.1016/j.hal.2011.10.027.
- Osswald, J., Azevedo, J., Vasconcelos, V., & Guilhermino, L. 2011. Experimental determination of the bioconcentration factors for anatoxin-a in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 1(2).
- Otaño, S., Salerno, G., Ruiz, M., Aguilera, A., & Echenique, R. O. 2012. Argentina: cyanobacteria and cyanotoxins: identification, toxicology, monitoring and risk assessment. *Current Approaches to Cyanotoxin Risk Assessment, Risk Management and Regulations in Different Countries*. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Wörlitzer Platz, 1(06844), 16–20.
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. 2013. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995–1010. DOI: 10.1007/S00248-012-0159-Y/METRICS.
- Paerl, H. W., Otten, T. G., & Kudela, R. 2018. Mitigating the Expansion of Harmful Algal Blooms Across the Freshwater-to-Marine Continuum. *Environmental Science & Technology*, 52(10), 5519–5529. DOI: 10.1021/acs.est.7b05950.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633–1644. DOI: 10.5194/hess-11-1633-2007.
- Piccini, C., Aubriot, L., Fabre, A., Amaral, V., González-Piana, M., Giani, A., Figueredo, C. C., Vidal, L., Kruk, C., & Bonilla, S. 2011. Genetic and eco-physiological differences of South American *Cylindrospermopsis raciborskii* isolates support the hypothesis of multiple ecotypes. *Harmful Algae*, 10(6), 644–653. DOI: 10.1016/j.hal.2011.04.016.
- Polyak, Yu. M., & Sukharevich, V. I. 2020. Role of Cyanobacteria in Producing of the Odor

- Compounds and their Impact on Organoleptic Properties of Water. *Hydrobiological Journal*, 56(5), 51–62. DOI: 10.1615/HydrobJ.v56.i5.60.
- R Core Team. 2021. R core team (2021). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL [Http://Www. R-Project. Org](http://www.R-project.org).
- Reinl, K. L., Harris, T. D., North, R. L., Almela, P., Berger, S. A., Bizic, M., Burnet, S. H., Grossart, H., Ibelings, B. W., Jakobsson, E., Knoll, L. B., Lafrancois, B. M., McElarney, Y., Morales-Williams, A. M., Obertegger, U., Ogashawara, I., Paule-Mercado, M. C., Peierls, B. L., Rusak, J. A., Sarkar, S., Sharma, S., Trout-Haney, J. V., Urrutia-Cordero, P., Venkiteswaran, J. J., Wain, D. J., Warner, K., Weyhenmeyer, G. A., & Yokota, K. 2023. Blooms also like it cold. *Limnology and Oceanography Letters*, 8(4), 546–564. DOI: 10.1002/lol2.10316.
- Salazar-Torres, A., Robles, D., Reyes, A., Santa-Maria, M. C., & Venail, P. 2023. Evaluation of planktonic cyanobacteria in Peruvian freshwater lentic water bodies: prevalence and regulatory framework to aid policy making. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(7), 852. DOI: 10.1007/s10661-023-11487-0.
- Shahmohamadloo, R. S., Ortiz Almirall, X., Simmons, D. B. D., Lumsden, J. S., Bhavsar, S. P., Watson-Leung, T., Eyken, A. Vander, Hankins, G., Hubbs, K., Konopelko, P., Sarnacki, M., Strong, D., & Sibley, P. K. 2021. Cyanotoxins within and Outside of *Microcystis aeruginosa* Cause Adverse Effects in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Science & Technology*, 55(15), 10422–10431. DOI: 10.1021/acs.est.1c01501.
- Shahmohamadloo, R. S., Ortiz Almirall, X., Simmons, D. B. D., Poirier, D. G., Bhavsar, S. P., & Sibley, P. K. 2022. Fish tissue accumulation and proteomic response to microcystins is species-dependent. *Chemosphere*, 287, 132028. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132028.
- Silva, R. D. dos S., Severiano, J. S., Oliveira, D. A. de, Mendes, C. F., Barbosa, V. V., Chia, M. A., & Barbosa, J. E. de L. 2019. Spatio-temporal variation of cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs of the semi-arid region of Brazil. *Journal of Limnology*, 79(1), 13–29. DOI: 10.4081/jlimnol.2019.1893.
- Soares, M. C. S., Huszar, V. L. M., Miranda, M. N., Mello, M. M., Roland, F., & Lüring, M. 2013. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia*, 717(1), 1–12. DOI: 10.1007/s10750-013-1562-1.
- Stewart, I., Carmichael, W. W., Backer, L. C., Fleming, L. E., & Shaw, G. R. 2011. Recreational Exposure to Cyanobacteria. *Encyclopedia of Environmental Health*, Volume 1-5. Vol. 4p. V4-776-V4-788. DOI: 10.1016/B978-0-444-52272-6.00613-9.
- Uehlinger, V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Archive Des Sciences*, 17, 121–123.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilungen Der Internationalen Vereinigung Für Limnologie*, 9, 1–38.
- Van Colen, W. R., Mosquera, P., Vanderstukken, M., Goiris, K., Carrasco, M., Decaestecker, E., Alonso, M., León-Tamariz, F., & Muylaert, K. 2017. Limnology and trophic status of glacial lakes in the tropical Andes (Cajas National Park, Ecuador). *Freshwater Biology*, 62(3), 458–473. DOI: 10.1111/fwb.12878.
- Van Den Hoek, C., Mann, D. G., & Jahns, H. M. 1995. *Algae: an introduction to phycology*. Editorial. Cambridge University Press.
- Verspagen, J. M. H., Van de Waal, D. B., Finke, J. F., Visser, P. M., Van Donk, E., & Huisman, J. 2014. Rising CO₂ Levels Will Intensify Phytoplankton Blooms in Eutrophic and Hypertrophic Lakes. *PLoS ONE*, 9(8), e104325. DOI: 10.1371/journal.pone.0104325.
- Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W., & Dodds, W. K. 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *WIREs Water*, 6(5), e1373. DOI: 10.1002/wat2.1373.

Submitted: 05 November 2024

Accepted: 09 July 2025

Published online: 26 August 2025

Associate Editor: Juliana Silva Leal