

## COMUNICACIÓN

**Presencia de microcistinas en el agua de la red domiciliaria de la ciudad de Bahía Blanca: un estudio preliminar**García, Betina Noemi<sup>1@ib</sup>, Fernández, Carolina<sup>2,3@ib</sup>, Oliva, Ana Laura<sup>1,4@ib</sup>, Parodi, Elisa Rosalia<sup>2@ib</sup> y López, Gustavo Hugo<sup>1@ib</sup>

1 Universidad Nacional del Sur, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. Bahía Blanca, Argentina.

2 Instituto de Investigaciones Bioquímicas de Bahía Blanca, Universidad Nacional del Sur - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Bahía Blanca, Argentina.

3 Universidad Provincial del Sudoeste, Centro de Emprendedorismo y Desarrollo Territorial Sostenible. Bahía Blanca, Argentina.

4 Instituto Argentino de Oceanografía, Universidad Nacional del Sur - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Bahía Blanca, Argentina.

@ benoga76@gmail.com

Recibido: 16/05/2025

Aceptado: 28/06/2025

**Resumen.** Ante la problemática de disponer de agua potable segura para unos 400.000 habitantes de Bahía Blanca y alrededores (Buenos Aires, Argentina) se planteó como objetivo de este estudio evaluar si la presencia de microcistinas (MCs) en el Embalse Paso de las Piedras afecta toxicológicamente la calidad sanitaria del agua de la red de distribución domiciliaria. Se determinó la concentración de células de *Microcystis aeruginosa* (microscopía óptica), de clorofila a (espectroscopía) y se cuantificaron las variantes MC-RR, MC-YR y MC-LR (HPLC-UV). En los sitios de muestreo del Embalse, durante una proliferación masiva de cianobacterias en marzo del 2024, los recuentos celulares de *M. aeruginosa* y las concentraciones de MC-YR y MC-LR excedieron los límites de seguridad recomendados por la OMS. En abril, del mismo año, los niveles de estos parámetros disminuyeron, el cambio de factores climáticos podría haber sido clave en la dispersión de las colonias y la variación de las toxinas. La detección de MCs en el agua de red domiciliaria durante la proliferación masiva alcanzó valores de MC-YR entre 0,06 y 2,46  $\mu\text{g L}^{-1}$  y de MC-LR entre 0,24 y 3,25  $\mu\text{g L}^{-1}$ , en varios puntos de la red de distribución. Incluso después de la desaparición de la proliferación, se detectó un valor de 4,16  $\mu\text{g L}^{-1}$  de MC-YR en uno de los sitios muestreados de la red domiciliaria. La presencia de MCs en el agua de red, por encima del límite máximo recomendado de 1  $\mu\text{g L}^{-1}$  por la OMS, podría ser consecuencia de la estabilidad de estas toxinas a los procesos comúnmente utilizados para la potabilización y/o de la potencial acumulación de MCs en los reservorios domiciliarios. Estos hallazgos resaltan la necesidad de iniciar un estudio sistemático programado para diagnosticar el origen, concentración e identidad de las MCs en la red de distribución y los reservorios domiciliarios.

**Palabras clave:** cianobacterias; cianotoxinas; clorofila a; HPLC.

**Abstract. Presence of microcystins in the domestic water network of Bahía Blanca city: a preliminary study.** In light of the difficulty in securing safe drinking water for approximately 400.000 residents in Bahía Blanca and surrounding areas (Buenos Aires, Argentina), this study aimed to evaluate whether the presence of microcystins (MCs) in the reservoir toxicologically affects the sanitary quality of the water in the domestic distribution network. In this study, the concentration of *Microcystis aeruginosa* cells was determined (using optical microscopy) and chlorophyll-a concentration (using spectroscopy), and quantified MC-RR, MC-YR, and MC-LR variants (using HPLC-UV). At the reservoir sampling sites, during a massive cyanobacterial bloom in March 2024, *M. aeruginosa* cell counts and MC-YR and MC-LR concentrations exceeded the safety limits recommended by the WHO. In April of the same year, the levels of these parameters decreased, the changes in climatic factors could have been key to the dispersal of the colonies and the variation of the toxins. The detection of MCs in the domestic network water during the massive bloom reached MC-YR values between 0,06 and 2,46  $\mu\text{g L}^{-1}$  and MC-LR values between 0,24 and 3,25  $\mu\text{g L}^{-1}$  at several points in the distribution network. Even after the bloom disappeared, a value of 4,16  $\mu\text{g L}^{-1}$  of MC-YR was detected at one of the domestic network sampling sites. The presence of MCs in the network water, above the WHO's recommended maximum limit of 1  $\mu\text{g L}^{-1}$ , could be a consequence of the stability of these toxins during commonly used water purification processes and/or the potential accumulation of MCs in domestic water storage tanks. These findings highlight the need to initiate a programmed systematic study to diagnose the origin, concentration, and identity of MCs in the distribution network and domestic storage tanks.

**Key words:** cyanobacteria; cyanotoxins; chlorophyll a; HPLC.

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el agua se ha convertido en una preocupación de gran relevancia, ya que la demanda de agua potable aumentó de manera considerable, mientras que

**Cómo citar este trabajo:**García, B. N., Fernández, C., Oliva, A. L., Parodi, E. R. y López, G. H. (2025). Presencia de microcistinas en el agua de la red domiciliaria de la ciudad de Bahía Blanca: un estudio preliminar. *Semiárida*, 35(Supl.), 133-143

su disponibilidad disminuye progresivamente debido al deterioro de su calidad (UNESCO, 2021).

Dentro del gran abanico de problemáticas relacionadas con la disponibilidad de agua segura, en la región de Bahía Blanca y sus alrededores (Buenos Aires, Argentina), sobresalen aquellas asociadas con las proliferaciones masivas recurrentes de algas y/o cianobacterias, así como la potencial toxicidad derivada de estas últimas. Desde fines del siglo XX, se han registrado estas proliferaciones en el Embalse Paso de las Piedras, el cual abastece de agua a la planta potabilizadora que provee al menos a 400.000 habitantes de las localidades de Bahía Blanca, Ingeniero White, Punta Alta y General Daniel Cerri (Aguilera et al., 2018; Echenique et al., 2003, 2006; Estrada, 2008; Fernández, 2010; Fernández et al., 2015; Guerrero, 1989; Parodi et al., 2005, 2017). En la actualidad, este fenómeno se ha transformado en un problema ambiental y sanitario relevante debido a su creciente frecuencia y a la producción comprobada de cianotoxinas, las cuales afectan la eficiencia del proceso de potabilización y, en consecuencia, la calidad sanitaria del agua de consumo (Fritz et al., 2022).

Sin embargo, las proliferaciones de cianobacterias no siempre están asociadas a la presencia de toxinas, dado que no todas las cepas son tóxicas e incluso aquellas cepas con capacidad de generar toxinas, no siempre las producen. Varias de ellas pueden tener la capacidad de activar o desactivar ciertos genes en respuesta a las condiciones ambientales (Köker et al., 2017; Merel et al., 2013; Wiegand & Pflugmacher, 2005).

Entre las distintas clases de cianotoxinas, las microcistinas (MCs) constituyen el grupo más extendido y estudiado. Su nombre deriva del género *Microcystis*, el primer asociado a su biosíntesis. Una de las especies de cianobacterias más ampliamente distribuida y productora de estas toxinas es *Microcystis aeruginosa*, aunque también pueden hacerlo otros géneros tales como *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Anabaena*, *Dolichospermum* y *Anabaenopsis* (Kaebnick & Neilan, 2001).

Las MCs están presentes en el interior de las células de las cianobacterias y se liberan en el agua circundante después de su muerte como producto de la lisis celular. Si bien se han identificado varios factores ambientales y genéticos que influyen en su producción, los mecanismos precisos y el papel ecológico de estas toxinas siguen siendo un área activa de investigación (Preece et al., 2017).

Las MCs han inducido hepatotoxicosis aguda en numerosas especies, lo que ha motivado la realización de diversos estudios sobre su toxicidad (Andrinolo y Caneo, 2009; Pérez et al., 2008; Rajpoot et al., 2025); esto llevó a la Organización Mundial de la Salud a establecer un límite máximo de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  de MC-LR en agua potable (OMS, 2018).

Las MCs son heptapéptidos cíclicos de los cuales se han identificado más de 80 variantes (Jungblut et al., 2006). Las más frecuentes son: MC-RR, MC-YR y MC-LR (Ramírez García et al., 2004). En aguas ambientales presentan carácter neutro o aniónico y son relativamente polares, aunque contienen algunas partes más hidrofóbicas (Moreno et al., 2003; Orr et al., 2001). La toxicidad de las microcistinas varía según los aminoácidos presentes en su estructura, ordenándose de la siguiente manera: MC-LR > MC-YR >> MC-RR (Moreno et al., 2003). Son extremadamente estables y no son destruidas por los oxidantes utilizados comúnmente en los procesos de purificación (Ramírez García et al., 2004). Además, la presencia de cepas tóxicas no implica necesariamente que la toxina esté siendo sintetizada. Otros estudios han intentado correlacionar la síntesis de toxina con diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos (Merel et al., 2013). Sin embargo, no se ha establecido hasta el momento una relación concluyente.

La seguridad del agua de consumo es una prioridad constante, especialmente en sistemas que dependen de reservorios superficiales, como el Embalse Paso de las Piedras. A pesar de los análisis convencionales, y los sistemas de alerta implementados por la Autoridad del Agua de la provincia de Buenos Aires (ADA), existe una preocupación crítica sobre la transferencia toxicológica de MCs hacia la red de distribución de agua potable y los reservorios domésticos. Estas toxinas son conocidas por su resistencia a los tratamientos de potabilización (Izaguirre et al., 2009), lo que plantea interrogantes sobre su presencia y concentración en el punto final de consumo. A esta incertidumbre se añade el riesgo potencial de acumulación de MCs en los reservorios domiciliarios,

lo que podría intensificar la exposición de la población. Por ello, es imperativo verificar la calidad del agua directamente en la red. En este contexto, la presente investigación se diseñó para obtener una evaluación integral del riesgo de exposición. Los objetivos de este trabajo fueron: determinar la concentración de biomasa cianobacteriana (*Microcystis aeruginosa* y clorofila a) y la presencia de las toxinas MC-RR, MC-YR en el Embalse Paso de las Piedras; cuantificar la presencia de estas MCs en muestras de agua potabilizada obtenidas en puntos aleatorios de la red doméstica de Bahía Blanca. Este enfoque permitió relacionar la carga de MCs en el Embalse con los niveles detectados en el agua de la red, durante el pico de un evento de floración y en el período posterior a su disipación

## METODOLOGÍA

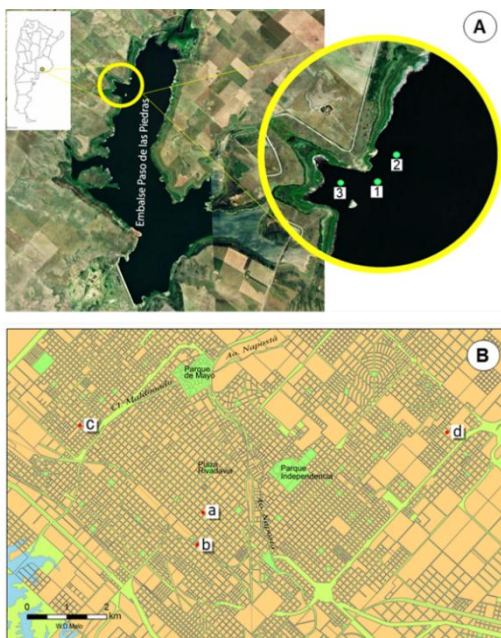
### Recolección de las muestras

En el año 2024 se recolectaron muestras de agua destinadas al análisis y cuantificación de cianobacterias, clorofila a y MCs en: a) Embalse Paso de las Piedras, Buenos Aires, Argentina y b) agua de red domiciliaria para determinar MCs en distintos puntos de la ciudad de Bahía Blanca.

a) Se realizaron dos campañas de muestreo en tres sitios del Embalse de libre acceso entre las 10.30 y 11.30 hs. am. La primera fue el 15 de marzo, durante una importante proliferación masiva de cianobacterias que generó una alerta naranja por parte de la provincia de Buenos Aires y la segunda, el 19 de abril ya finalizado el período de alerta naranja (Figura 1A).

b) Los muestreos en agua de la red domiciliaria se realizaron el 18 de marzo y 22 de abril (Figura 1B).

**Análisis del fitoplancton:** las muestras para el análisis cualitativo se tomaron a una profundidad de 0,5 m con red de plancton de 30 µm de apertura de malla y se fijaron con formaldehído al 4 %. Mientras que las muestras destinadas al análisis cuantitativo se tomaron con botella tipo Van Dorn y se fijaron con solución Lugol.



**Figura 1.** Ubicación de los sitios de muestreo. A: Embalse Paso de las Piedras. 1: 38,357425 S; 61,757223 O, 2: 38,355462 S; 61,756259 O, 3: 38,357008 S; 61,760454 O. (Tomado de Google Maps). B: Red domiciliaria de Bahía Blanca. a: Manzana 372. Thompson entre calles España y Villarino, b: Manzana 421C. 25 de Mayo entre calles French y Monteagudo. c: Manzana 236BE. Sixto Laspiur entre calles Di Sarli y Pablo Acosta, d: Manzana 157A. Huaura entre calles Bullrich y Spilimbergo. (Autor: Dr. Melo W. con uso de Base de Datos Cartográficos del IADO).

**Figure 1.** Location of sampling sites. A: Paso de las Piedras Reservoir. 1: 38.357425 S; 61.757223 W, 2: 38.355462 S; 61.756259 W, 3: 38.357008 S; 61.760454 W. (Source Google Maps). B: Bahía Blanca's domestic distribution network. a: Block 372. Thompson between España and Villarino streets, b: Block 421C. 25 de Mayo between French and Monteagudo streets. c: Block 236BE. Sixto Laspiur between Di Sarli and Pablo Acosta streets, d: Block 157A. Huaura between Bullrich and Spilimbergo streets. (Author: Dr. Melo W. using the IADO Cartographic Database).

**Determinación de la concentración de clorofila a:** las muestras se tomaron por triplicado con botella tipo Van Dorn y se transportaron refrigeradas y en oscuridad al laboratorio, donde se procesaron inmediatamente.

**Determinación de MCs:** las muestras se colectaron por duplicado en botellas de un litro, en cada uno de los sitios mencionados anteriormente. Se transportaron refrigeradas y en oscuridad al laboratorio, donde se almacenaron inmediatamente a -20 °C hasta el momento de su análisis.

#### **Análisis cualitativo de fitoplancton**

Las muestras fueron observadas y se tomaron microfotografías bajo microscopio óptico Nikon Eclipse TE 300 y Nikon Eclipse E100. Las cianobacterias se identificaron taxonómicamente siguiendo a Komárek & Anagnostidis (1999).

#### **Cuantificación del número de células de *M. aeruginosa***

Para la cuantificación se aplicó el método de Utermöhl (1958). Las muestras se agitaron suavemente 10 veces para su homogeneización y se colocaron en cilindros de sedimentación de 10 ml. Una vez lleno el cilindro se tapó la parte superior para evitar pérdida de material por la parte inferior debido a la presión hidrostática y se dejó sedimentar por un periodo de 12 - 24 horas. Transcurrido este tiempo se separó el cilindro de la base, se tapó la muestra que contenía el fitoplancton con un vidrio cuadrado y se descartó el sobrenadante.

Las muestras se contaron bajo un microscopio invertido Nikon Eclipse TE 300. Se empleó el sistema de conteo por campos ya que la densidad de células en las muestras fue siempre relativamente elevada, los campos se seleccionaron siguiendo transectas diametrales cruzadas, se contó un total de 40 campos; de este modo se aseguró que el error de recuento fuese inferior al 10 % con un nivel de significación del 95 % (Hasle, 1978; Villafañe & Reid, 1995).

Finalmente, los valores obtenidos en el conteo se extrapolaron a número de células por mililitro. Para cada muestra de agua se contaron tres submuestras y luego se promediaron los valores.

#### **Estimación de la biomasa fitoplanctónica mediante determinación de la concentración de clorofila a**

Se filtraron volúmenes variables de muestra, entre 0,5 y 2 litros, dependiendo de la concentración de fitoplancton y de la cantidad de sedimento, mediante el empleo de una bomba de vacío. Se utilizaron filtros Whatman GF/C, debido a que combinan la retención de partículas finas con un buen caudal. Es el filtro estándar en muchas partes del mundo para la recogida de sólidos suspendidos en el agua potable y las aguas naturales e industriales. Los filtros se envolvieron en papel de aluminio y fueron preservados a -80 °C en oscuridad hasta su procesamiento (dentro de los 30 días posteriores).

Para la extracción de los pigmentos fotosintéticos se utilizó acetona al 90 % como solvente. Los filtros se colocaron en tubos de centrifuga con 2 o 3 ml de acetona y se maceraron, luego se completó hasta 10 ml con acetona y se dejaron reposar durante aproximadamente 12 horas en heladera. Transcurrido este tiempo, se centrifugaron y se procedió a la lectura en un espectrofotómetro Beckman DU 530, donde se midió la absorbancia a 750 y 665 nm antes y después de la acidificación con 150 µL de HCL 0,1 N.

Finalmente, para calcular la concentración de clorofila a corregida por feopigmentos se aplicó la ecuación de Lorenzen (1967).

#### **Determinación de microcistinas**

**Reactivos y estándares:** se trabajó con una mezcla estándar de Microcystin-RR-YR-LR-solution OEKANAL, 5 µg ml<sup>-1</sup> de cada una de las toxinas en metanol, de Sigma-Aldrich, la pureza de las toxinas fue > 95 %, determinado por HPLC. Todos los solventes fueron de grado HPLC (acetónitrilo, metanol, agua y ácido trifluoroacético). Se utilizaron cartuchos de extracción en fase sólida (SPE) Phenomenex Strata C18-E, 500 mg 3ml<sup>-1</sup>, filtros de jeringa de Nylon 13 mm x 0,45 µm y filtros Whatman GF/C (Grado GF/C: 1,2 µm). Todos los demás productos químicos utilizados en el estudio fueron de grado analítico.

**Extracción y clean-up:** previo a la extracción, las muestras de agua se descongelaron y sonicaron para liberar las MCs intracelulares y medir la fracción total (Muñiz Ortea et al., 2004).

Una vez descongeladas y sonicadas, a las muestras de agua se les ajustó el pH en un rango entre 5 y 8 con ácido trifluoroacético (TFA) o hidróxido de amonio, según lo requiera el pH original.

Posteriormente se realizó la extracción en fase sólida, la columna de SPE fue acondicionada a un caudal menor o igual a 10 ml min<sup>-1</sup> con 4 mL de metanol y posteriormente 4 ml de agua. El procesamiento de la muestra se realizó con una cámara de extracción fabricada en nuestro laboratorio. Se pasaron 500 ml de la muestra por la columna, luego se lavó con 4 ml de una solución de metanol: agua (20:80 en volumen). La elución de las MCs se llevó a cabo con 2 ml de una solución de metanol: agua (90:10 en volumen), que contiene 0,1 % en volumen de TFA y el eluido se recogió en un tubo de vidrio. El volumen colectado se llevó a sequedad en un baño de agua bajo corriente de N<sub>2</sub> a una temperatura no mayor a 40 °C y se resuspendió en 500 µl de una solución metanol:agua (20:80 en volumen). Finalmente se inyectó 20 µl de muestra en el HPLC-UV.

Este procedimiento experimental se realizó sobre la base de la metodología IRAM (2015), las condiciones operativas se optimizaron en trabajos previos de nuestro laboratorio, incluyendo la velocidad de flujo en la SPE, y los parámetros del método cromatográfico de HPLC (Chialvo et al., 2019).

**Análisis por cromatografía líquida de alto rendimiento con detección ultravioleta (HPLC-UV):** se utilizó un equipo de HPLC Thermo Finnigan, bomba cuaternaria, horno para columna a 30°C, inyector con loop de 20 µL. La separación se llevó a cabo con una columna cromatográfica Apollo C-18 con partículas de 5 µm, diámetro interno de 4,6 mm y 150 mm de largo. Para la detección se fijó la longitud de onda a 238 nm. Las condiciones de corrida fueron las siguientes: fase móvil agua (A) y acetonitrilo (B), ambos con TFA al 0,05 % en volumen. El tiempo de análisis fue de 30 minutos, el flujo se mantuvo constante a 0,7 ml min<sup>-1</sup> y se utilizó un gradiente de elución (Tabla 1).

**Preparación de las curvas de calibrado:** para la evaluación del método, se investigó la linealidad en las condiciones de trabajo optimizadas. Para la cuantificación, se construyeron las tres curvas de calibración a 4 niveles de concentración que cubren un intervalo de 0,2 µg L<sup>-1</sup> hasta 3 µg L<sup>-1</sup>, de cada una de las MCs.

Tiempo en minutos	Fase móvil (B) ACN con 0,05% de TFA (%)	Fase móvil (A) H <sub>2</sub> O con 0,05% de TFA (%)
	30	70
10	35	65
23	50	50
28	100	0
30	100	0

**Tabla 1.** Composición de solventes del gradiente de la fase móvil del HPLC, optimizado para la separación de las MCs.

**Table 1.** Solvent composition of the HPLC mobile phase gradient, optimized for the separation of MCs.

**Ensayos de recuperación:** para la determinación de la recuperación se realizó el procedimiento de fortificación con la solución de la mezcla estándar de las tres MCs, el nivel de fortificación estuvo dentro del intervalo de calibración, en este caso se trabajó con muestras de agua destilada enriquecidas a 1µg L<sup>-1</sup> para cada MC.

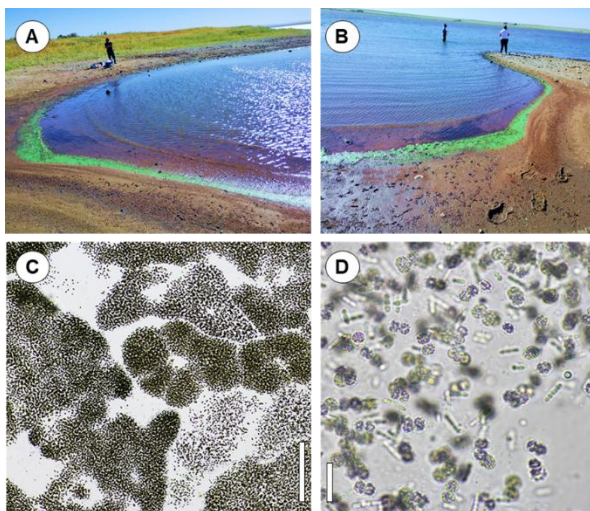
## RESULTADOS

Durante la primera campaña de recolección de muestras en el Embalse Paso de las Piedras se observó la presencia de zonas con sus márgenes cubiertos por una película color verde fosforescente debido a la acumulación de cianobacterias (Figuras 2 A y B).

En los análisis de fitoplancton se identificó la cianobacteria *Microcystis aeruginosa* (Kützing), perteneciente a la Familia Microcystaceae dentro del Orden Chroococcales (Figuras 2 C y D).

Además, se registró la presencia de otras bacterias como bacilos y cocos en alta densidad (Figura 2 D).

En la Figura 3A, se muestra un cromatograma obtenido mediante HPLC, correspondiente a un punto de la curva de calibrado de la mezcla estándar de MCs a una concentración de  $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ . Esta concentración es de especial relevancia dado que coincide con el umbral regulatorio permitido para la presencia de MCs en el agua para consumo humano. Este perfil cromatográfico confirma la alta resolución observada entre las variantes de MC-RR, MC-YR y MC-LR, bajo las condiciones analíticas empleadas, lo que aseguró una adecuada identificación y cuantificación de cada pico.



**Figura 2.** A y B: Acumulación de cianobacterias en la orilla del Embalse Paso de las Piedras en el sitio 1 (márgenes color verde fosforescente). C y D: Microfotografías bajo microscopio óptico de colonias de *Microcystis aeruginosa*, bacilos y cocos. Barras escala: C =  $100 \mu\text{m}$  y D =  $10 \mu\text{m}$ .

**Figure 2.** A and B: Cyanobacteria accumulation on the shore of the Paso de las Piedras Reservoir at site 1 (phosphorescent green margins). C and D: Optical micrographs of *Microcystis aeruginosa* colonies, bacilli and cocci. Scale bars: C =  $100 \mu\text{m}$  and D =  $10 \mu\text{m}$ .

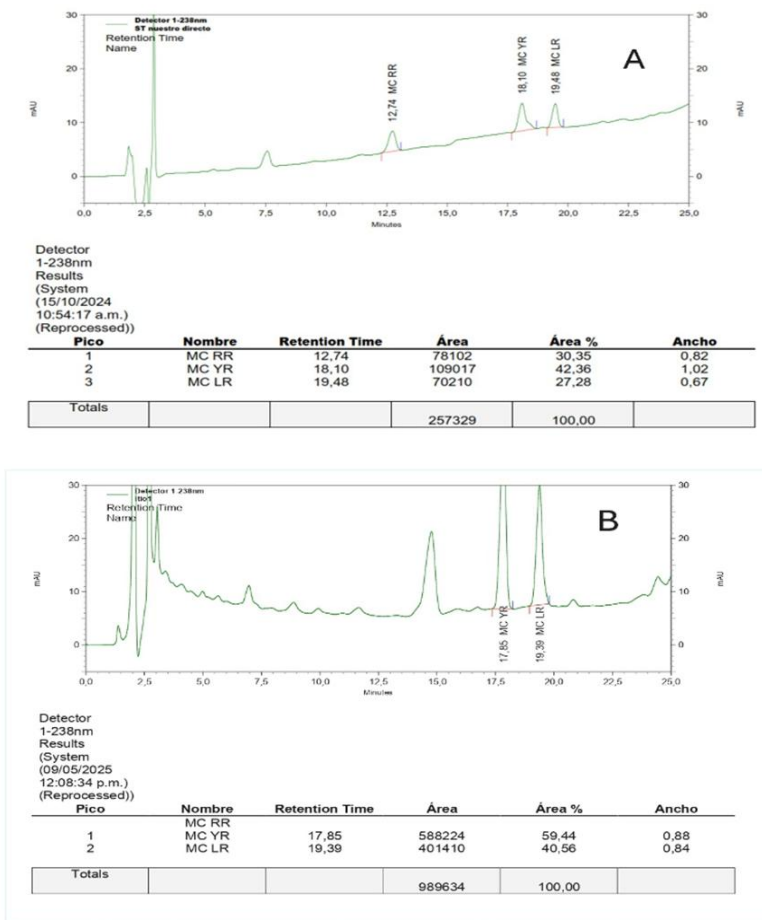
En la Figura 3B se observa un cromatograma obtenido por HPLC, representativo de una muestra de agua. Este resultado corresponde a una muestra recolectada durante la primera campaña, en el sitio 1 del Embalse. En este perfil cromatográfico, se evidencia claramente la presencia de dos picos mayoritarios que fueron identificados, según la correspondencia de sus tiempos de retención con los del estándar, como las variantes de MC-YR y MC-LR. Las concentraciones determinadas para estas variantes fueron de  $7,41$  y  $5,09 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Además, se puede observar otros picos minoritarios no identificados que sugieren la presencia de otros compuestos en la matriz de la muestra.

Se cuantificó la densidad celular de la cianobacteria *M. aeruginosa* en los distintos sitios del embalse (Tabla 2). Los valores registrados del recuento oscilaron en un rango entre  $8432,61$  y  $39.699,93$  células  $\text{ml}^{-1}$ . En el segundo muestreo, los recuentos de células de *M. aeruginosa* fueron en todos los sitios, inferiores a las  $300$  células  $\text{ml}^{-1}$ . La concentración de clorofila a, en las muestras del Embalse colectadas en la primera campaña, osciló entre  $16,09$  y  $55,74 \text{ mg m}^{-3}$  (Tabla 2).

Las concentraciones de MCs medidas en los diferentes sitios del Embalse se detallan en la Tabla 2. La primera campaña mostró los valores más altos y variables de las toxinas; la MC-YR osciló entre  $0,47$  y  $10,13 \mu\text{g L}^{-1}$  y la MC-LR entre  $0,92$  y  $9,29 \mu\text{g L}^{-1}$ . Posteriormente, en la segunda campaña, se registró una clara reducción en los valores obtenidos en los distintos sitios, con rangos de  $0,32$  a  $2,27 \mu\text{g L}^{-1}$  para MC-YR y de  $0,60$  a  $1,11 \mu\text{g L}^{-1}$  para MC-LR.

La Tabla 3 resume la concentración de MCs obtenida del agua potabilizada en distintos puntos de la red domiciliaria. En la primera recolección, se determinó que los valores de MC-YR fluctuaron entre  $0,06$  y  $2,46 \mu\text{g L}^{-1}$ , mientras que la MC-LR varió entre  $0,24$  y  $3,25 \mu\text{g L}^{-1}$ . Sin embargo, en la

segunda recolección, se observó que la mayoría de los valores de MCs fueron inferiores a  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ , excepto en uno de los sitios, en donde se registró un valor de  $4,1 \mu\text{g L}^{-1}$  de MC-YR.



**Figura 3.** Cromatogramas obtenidos por HPLC, (A): Mezcla de estándares de MC-RR, MC-YR, MC-LR de concentración individual de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ . (B): Muestra de agua tomada en el sitio 1 del Embalse en la primera campaña de recolección

**Figure 3.** Chromatograms obtained by HPLC, (A): mixture of MC-RR, MC-YR, MC-LR standards at an individual concentration of  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ . (B): Water sample taken at site 1 of the reservoir during the first sampling.

Muestras de agua tomadas del Embalse							
Fechas de muestreos	Alerta	Sitios de muestreo	<i>M. aeruginosa</i> (cél ml <sup>-1</sup> ) media (sd)	Clorofila a (mg m <sup>-3</sup> )	Microcistinas (µg L <sup>-1</sup> ) media (sd)		
					RR	YR	LR
15/3/2024		1	29.379,29 (3845,92)	55,74	ND	6,95 (0,47)*	4,78 (0,32)*
		2	39.699,93 (23.359,26)	48,84	ND	10,13 (0,73)	9,29 (0,29)*
		3	8432,61 (450,79)	16,09	ND	0,47 (0,16)	0,92 (0,67)
19/4/2024		1	120,00 (56,57)	---	ND	0,32 (0,01)*	0,60 (0,37)*
		2	299,00 (340,83)	---	1,16	2,27 (1,89)	0,72 (0,48)*
		3	230,00 (212,13)	---	ND	1,37 (0,71)	1,11 (0,84)

**Tabla 2.** Datos obtenidos en muestras de agua de los tres sitios del Embalse Paso de Las Piedras, en las dos fechas de muestreo. Recuento de células ml<sup>-1</sup> de la cianobacteria *M. aeruginosa*, cuantificación en mg m<sup>-3</sup> de clorofila a y determinación en µg L<sup>-1</sup> de MC-RR, MC-YR y MC-LR. Para la comparación de los datos entre las dos fechas de muestreo se utilizó la prueba t de Student; \*p < 0,05.

**Table 2.** Data obtained from water samples on the two sampling dates from three sites in the Paso de Las Piedras reservoir. Cell counts ml<sup>-1</sup> of the cyanobacterium *M. aeruginosa*, determination of chlorophyll in mg m<sup>-3</sup>, determination of MC-RR, MC-YR, and MC-LR in µg L<sup>-1</sup>. Student's t-test was used to compare data between the two sampling dates; \*p < 0,05.

Muestras de agua tomadas de la red domiciliaria					
Fechas de muestreos	Alerta	Sitios de muestreo	Microcistinas (µg L <sup>-1</sup> ) media (sd)		
			RR	YR	LR
18/3/2024		a	ND	0,09 (0,03)	1,51 (0,01)
		b	ND	0,06	0,71 (0,04)
		c	ND	2,46 (0,47)	0,24 (0,02)
		d	ND	0,19 (0,01)*	3,25 (0,12)*
22/4/2024		a	ND	0,20 (0,00)	0,67 (0,40)
		b	ND	0,06	0,24
		c	ND	0,22	0,29
		d	ND	4,16 (0,05)*	0,40 (0,04)*

**Tabla 3.** Datos obtenidos en muestras de agua de cuatro sitios de la red domiciliaria, en las dos fechas de muestreo. Determinación en µg L<sup>-1</sup> de MC-RR, MC-YR y MC-LR. Para la comparación de los datos entre las dos fechas de muestreo se utilizó la prueba t de Student; \*p < 0,05.

**Table 3.** Data obtained from water samples taken from four sites in the domestic water network on two sampling dates. Determination in µg L<sup>-1</sup> of MC-RR, MC-YR, and MC-LR. Student's t-test was used to compare the data between the two sampling dates; \*p < 0,05.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El fenómeno de proliferación masiva de cianobacterias, en el Embalse Paso Piedras, fue registrado por primera vez en 1982 (Guerrero et al., 1989) y los numerosos estudios realizados posteriormente indican un aumento en la frecuencia de las proliferaciones e incremento en el número de células durante las mismas (Parodi et al., 2004; Pizzolon et al., 1999), llegando a alcanzar valores similares a los de este estudio (Echenique et al., 2014).

El Embalse Paso de las Piedras, junto a otros como El Cadillal, Rio Hondo y San Roque, fue clasificado de alto riesgo pocos años más tarde (Pizzolon et al., 1999). Esta evaluación se fundamentó en la biomasa de cianobacterias, la recurrencia de las proliferaciones y el número de individuos con exposición potencial.

La evaluación de los datos del primer muestreo, realizado en marzo de 2024 en el Embalse Paso de Las Piedras, proporcionó evidencia de una correlación positiva entre los indicadores de biomasa. El análisis de estos resultados reveló un incremento correspondiente entre el número de células de *M. aeruginosa* y la concentración de clorofila a. La asociación de estos valores confirmó la existencia de una proliferación masiva de la cianobacteria tóxica *M. aeruginosa* en el Embalse durante el periodo de estudio.

Como consecuencia del evento de floración de *M. aeruginosa*, se detectó la presencia de MCs en el agua del Embalse. Las concentraciones de las variantes MC-YR y MC-LR resultaron ser



significativamente superiores al umbral de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ , límite máximo recomendado por la OMS (2018) para el agua de consumo y las fuentes superficiales. Investigaciones previas ya habían documentado la presencia de MC-RR y MC-LR en muestras de agua del Embalse, aunque en concentraciones por debajo de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  (Fritz et al., 2022).

Tras la finalización del evento de floración, el segundo muestreo de abril de 2024 registró una clara reducción en la densidad celular de *M. aeruginosa*. De manera consistente, la concentración de las MC-YR y MC-LR también disminuyó por debajo de los valores detectados durante la proliferación.

A pesar del reducido diseño de muestreo en el Embalse (corto período de 1 hora y cercanía de los sitios 1, 2 y 3), se evidenció que las condiciones climáticas imperantes, con el viento como factor principal, afectaron la dinámica espacial de *M. aeruginosa*. Por otra parte, es fundamental considerar que otros factores ambientales, tales como la disponibilidad de nutrientes, la temperatura y la intensidad de la luz, son determinantes en la producción de toxinas. No obstante, la literatura aún no ha explorado completamente el papel de estos factores en la producción de toxinas (Davidović et al., 2023)

En función de la dinámica observada en el Embalse, se evaluó la concentración de MCs en las muestras de agua potabilizada, obtenidas directamente de la red de distribución.

Durante la floración, la concentración de MC-YR y MC-LR en el agua de red de la mayoría de los sitios muestreados superó el umbral recomendado de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ . Luego de finalizada la proliferación, la concentración de MCs en la red domiciliaria disminuyó, en general por debajo de ese umbral. No obstante, se observó, en uno de los sitios (D), que la concentración de MC-YR persistió por encima del límite recomendado como seguro (Tabla 3).

Estos hallazgos son consistentes con la primera detección documentada en el país de cianobacterias *M. aeruginosa* y *Dolichospermum circinalis* en el agua de red de la ciudad de Bahía Blanca, cuestionando la eficiencia del proceso de potabilización (Echenique et al., 2006).

La presencia de MCs que se observó en las muestras de agua, tomadas en la red domiciliaria, puede ser consecuencia de la extrema estabilidad de estas toxinas a los procesos comúnmente utilizados para la potabilización (Izaguirre et al., 2009; Ramírez García et al., 2004).

La detección de MC-YR y MC-LR en concentraciones variables en el agua de red, incluso tras la disipación de la floración masiva en el Embalse, hace indispensable la implementación inmediata de un programa riguroso de análisis diagnóstico. Este programa debe estar diseñado para determinar el origen, la concentración y la identidad específica de las MCs persistentes en la red de distribución y en los reservorios domiciliarios

Este análisis es clave para determinar si la presencia de MCs en el agua domiciliaria es un proceso intrínseco de la red, independiente de la situación bioecológica del Embalse y la eficiencia de la potabilización. En conclusión, es importante señalar que en este estudio preliminar se documentan los primeros registros de presencia de MCs en el agua de red de la Ciudad de Bahía Blanca.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio incluye actividades financiadas por los proyectos PIO CONICET-UNS 20720150100019CO “Evaluación de la calidad del agua para consumo urbano de las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta: Fuentes de agua superficial actuales directas e indirectas y agua de red” y PGI24/B324 UNS- SGCyT “El problema de los contaminantes en aguas dulces. Efectos indeseados de las cianobacterias: microcistinas y metabolitos secundarios de degradación y plaguicidas”.

Los autores agradecen al Dr. Walter Melo (UNS - CONICET) por su desinteresada colaboración en la confección de la Figura 1B.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilera, A., Haakonsson, S., Martín, M. V., Salerno, G. L., & Echenique, R. O. (2018). Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologia*, 69, 103-114. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.10.006>
- Andrinolo, D. y Caneo, M. (2009). Cap. 4: Efectos sobre la salud humana y animal de cianotoxinas. Mecanismos de acción tóxica. En L. Giannuzzi (Ed.), *Cianobacterias y Cianotoxinas - Identificación, Toxicología, Monitoreo y Evaluación de Riesgo* (pp. 67-78). Moglia SRL, Corrientes.
- Chialvo, C. M., García, B. N., Fernández, L. K. y López, G. H. (2019). Determinación de microcistinas en agua de fuentes superficiales. En Actas de las I Jornadas de Agua del Sudoeste Bonaerense (R. Albouy, M. Avena, S. Diaz, E. Parodi y C. Piccolo Eds.), Bahía Blanca, pp. 195-198.
- Davidović, P., Blagojević, D., Meriluoto, J., Simeunović, J. & Svirčev, Z. (2023). Biotests in Cyanobacterial Toxicity Assessment- Efficient Enough or Not?. *Biology*, 12(5), 711. <https://doi.org/10.3390/biology12050711>
- Echenique, R., Giannuzzi, L. Ferrari, L. y González, D. (2003). Estudio sobre la calidad del agua de red de la ciudad de Bahía Blanca, Argentina. Anales 13º Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, 30, 1-18.
- Echenique, R., Giannuzzi, L. & Ferrari, L. (2006) Drinking water: Problems related to water supply in Bahía Blanca, Argentina. *Acta Toxicológica Argentina*, 14 (2), 23-30.
- Echenique, R. O., Aguilera, A., & Giannuzzi, L. (2014). Problems on drinking water related to toxigenic Cyanobacteria: some cases studied in Argentina. *Advances in Limnology*, 65, 431-444. <https://doi.org/10.1127/1612-166X/2014/0065-0055>
- Estrada, V., Parodi, E. R., & Diaz, M. S. (2008). Developing a lake eutrophication model and determining biogeochemical parameters: a largescale parameter estimation problem. *Computer Aided Chemical Engineering*, 25, 1113-1118. [https://doi.org/10.1016/S1570-7946\(08\)80192-7](https://doi.org/10.1016/S1570-7946(08)80192-7)
- Fernández, C. (2010). Caracterización limnológica de un ambiente eutrófico: el Embalse Paso de las Piedras, Argentina. Bioecología del Fitoplancton [Tesis Doctoral] Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. <https://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/2192>
- Fernández, C., Estrada, V. & Parodi, E. R. (2015). Factors triggering cyanobacteria dominance and succession during blooms in a hypereutrophic drinking water supply reservoir. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(73). <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2290-5>
- Fritz, L., Estrada, V. G., Siniscalchi, A. y Diaz, M. S. (2022). Microcistinas en el Embalse Paso de las Piedras, Buenos Aires. En Libro de Resúmenes del VIII Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental, SETAC (Ceccheto et al., Eds.), Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, p. 88.
- Guerrero, J. M. (1989). Incidencia del fitoplancton y de los factores que lo condicionan en la calidad de agua del Embalse Paso de las Piedras. Informe inédito C.I.C. Prov. de Buenos Aires.
- Hasle, G. R. (1978). Some freshwater and brackish water species of the diatom genus *Thalassiosira* Cleve. *Phycologia*, 17(3), 263-292. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-17-3-263-1>
- Instituto Argentino de Normalización y Certificación, Norma IRAM 29036. (2015). Calidad ambiental–Calidad del agua. Determinación de microcistinas. Método de determinación por extracción en fase sólida (SPE) y cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) con detección en el ultravioleta (UV).
- Izaguirre, C., Roman, N. y Bogarin, C. G. (2009). Cap. 10. Tratamientos para disminuir la incidencia de cianobacterias y cianotoxinas en plantas potabilizadoras. En L. Giannuzzi (Ed.), *Cianobacterias y Cianotoxinas - Identificación, Toxicología, Monitoreo y Evaluación de Riesgo*. Moglia SRL.
- Jungblut, A. D., Hoeger, S. J., Mountfort, D., Hitzfeld, B. C., Dietrich, D. R. & Neilan, B. A. (2006). Characterization of microcystin production in an Antarctic cyanobacterial mat community. *Toxicon*, 47(3), 271-278. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2005.11.002>
- Kaebnick, M., & Neilan, B. A. (2001). Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiology Ecology*, 35(1), 1-9. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2001.tb00782.x>
- Köker, L., Akçaalan, R., Albay, M., & Neilan, B. A. (2017). Molecular detection of hepatotoxic cyanobacteria in inland water bodies of the Marmara Region, Turkey. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(1), 52-60. <https://doi.org/10.4081/aiol.2017.6394>
- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1999). Cyanoprokaryota 1. Teil: Chlorococcales En: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig and D. Mollenhauer (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (pp. 1-551). Gustav Fischer Verlag Jena, Germany.
- Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(2), 343-348. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E. & Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 59, 303-327. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- Moreno, I., Repetto, G. y Cameán, A. (2003). Interés toxicológico de las microcistinas. *Revista de Toxicología*, 20(2), 159-165.

- Muñiz Ortea, P., Allis, O., Healy, B. M., Lehane, M., Ní Shuilleabháin, Á., Furey, A. & James, K. J. (2004). Determination of toxic cyclic heptapeptides by liquid chromatography with detection using ultra-violet, protein phosphatase assay and tandem mass spectrometry. *Chemosphere*, 55(10), 1395-1402. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.025>
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [UNESCO]. (2021). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021: el valor del agua. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000378890>
- Organización Mundial de la Salud (OMS) (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda* [Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating first addendum], Ginebra, Organización Mundial de la Salud. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/272403/9789243549958-spa.pdf>
- Orr, P. T., Jones, G. J., Hunter, R. A., Berger, K., De Paoli, D. A. & Orr, C. h. L. A. (2001). Ingestion of toxic *Microcystis aeruginosa* by dairy cattle and the implications for microcystin contamination of milk. *Toxicon*, 39(12), 1847-1854. [https://doi.org/10.1016/S0041-0101\(01\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0041-0101(01)00166-0)
- Parodi, E. R., Trobbiani, N., Estrada, V. y Argañaraz Bonini, G. (2005). Proliferaciones masivas de Cianofíceas en el Embalse Paso de las Piedras. *Gestión del Agua 2005*, 1-14.
- Parodi, E. R. (2017). Proliferaciones masivas de cianobacterias en el Embalse Paso de las Piedras: una historia interminable de más de 35 años. *Cianobacterias Toxígenas en Argentina VI Taller*:21.
- Parodi, E. R., Estrada, V., Trobbiani, N. y Argañaraz Bonini, G. (2004). Análisis del estado trófico del Embalse Paso de las Piedras. En Libro de Resúmenes de la XXI Reunión Argentina de Ecología: Ecología en tiempos de Cambio (p. 178). Mendoza, Argentina.
- Pérez, D., Soraci, A. y Tapia, M. (2008). Cianobacterias y cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Veterinaria*, 28(1), 48-56.
- Pizzolon, L., Tracanna, B., Prósperi, C. & Guerrero, J. M. (1999). Cyanobacterial blooms in Argentinean inland waters. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 4(3-4), 101-105.
- Preece, E. P., Hardy, F. J., Moore, B. C. & Bryan, M. (2017). A review of microcystin detections in Estuarine and Marine waters: Environmental implications and human health risk. *Harmful algae*, 61, 31-45. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.11.006>
- Rajpoot, R., Rajput, S. & Koiri, R. K. (2025). Microcystin-LR and its health impacts: Chemistry, transmission routes, mechanisms of toxicity and target organs. *Toxicology Reports*, 14, 101996. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2025.101996>
- Ramírez García, P., Martínez Romero, E., Martínez Salgado, M. D. y Eslava Campos, C. A. (2004). Cianobacterias, microorganismos del fitoplancton y su relación con la salud humana (pp.1-18). Instituto Nacional de Ecología, México.
- Utermohl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1-38.
- Villafañe, V. y Reid, F. (1995). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En K. Alveal, M. E. Ferreiro, E. C. Oliviera y M. A. Ferreiro (Eds.), *Manual de Métodos Ficológicos* (pp. 169-185). Universidad de Concepción, Chile.
- Wiegand, C., & Pflugmacher, S. (2005). Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicology and applied pharmacology*, 203(3), 201-218. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.11.002>