

CYANOBACTERIAS EN UN EMBALSE SUBTROPICAL DE LA PROVINCIA DE SALTA (ARGENTINA)

ANDREA VIDAURRE, FLORENCIA S. ALVAREZ DALINGER, LILIANA B. MORAÑA y
MARÍA M. SALUSSO*

Summary: Cyanobacteria in a subtropical reservoir of the province of Salta (Argentina). The Limón reservoir has become the main source of drinking water for 80% of the population of the north of the province of Salta (22° 05' 47.90" S - 63° 44' 19.48" W). At present, there is no systematized information on phytoplankton algae present in this dam. We analyzed 19 samples from the period 2013-2015, in both phases of the hydrological cycle, according to standardized techniques, in order to evaluate the representativeness of potentially toxic Cyanobacteria in Limón and their relative importance in phytoplankton. There was a predominance of Cyanobacteria, with a significant interannual increase, these being more abundant during dry season, with an average of 110,160 cells/ml in 2015, with a predominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Raphidiopsis mediterranea* (75,027 and 170,000 cells/ml respectively). Among the species with toxic potential, *Anabaenopsis elenkinii*, *Aphanizomenon gracile*, *Aphanocapsa annulata*, *Coelomoron tropicale*, *Chroococcus dispersus*, *C. raciborskii*, *Microcystis flos-aquae*, *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena limnetica*, *R. mediterranea* and *R. curvata* were notable for their densities. The representativeness of this group within the phytoplankton was greater than 70%. It is concluded that the body of water is an environment of risk and must be monitored permanently for its use for water for human consumption.

Key words: Limón, environmental risk, phytoplankton, algae, potabilization water.

Resumen: El embalse Limón se ha convertido en la principal fuente de agua potable para el 80% de la población del norte de la provincia de Salta (22° 05'47,90"S-63° 44' 19,48" W). Al presente, no existe información sistematizada de las algas del fitoplancton presentes en esta presa. Se analizaron 19 muestras del período 2013-2015 en ambas fases del ciclo hidrológico, según técnicas estandarizadas, con el objeto de evaluar la representatividad de cianobacterias potencialmente tóxicas en Limón y su importancia relativa en el fitoplancton. Existió un predominio de cianobacterias, con un incremento interanual significativo, siendo éstas más abundantes en los estiajes, con un promedio de 110.160 células en 2015, con predominio de *Cylindrospermopsis raciborskii* y *Raphidiopsis mediterranea* (75.027 y 170.000 células/ml). Entre las especies con potencial toxicogénico se destacaron por sus densidades *Anabaenopsis elenkinii*, *Aphanizomenon gracile*, *Aphanocapsa annulata*, *Coelomoron tropicale*, *Chroococcus dispersus*, *C. raciborskii*, *Microcystis flos-aquae*, *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena limnetica*, *R. mediterranea* y *R. curvata*. La representatividad del grupo dentro del fitoplancton fue superior al 70%. Se concluye que el cuerpo de agua es un ambiente de riesgo y debe ser monitoreado permanentemente para su empleo para agua de consumo humano.

Palabras clave: Limón, riesgo ambiental, fitoplancton, algas, agua potabilización.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización de los cuerpos de agua por las actividades agrícolas e industriales es en parte responsable de la proliferación de las algas, acentuada por el cambio climático. Las floraciones

de cianobacterias son una problemática a nivel mundial, que afecta especialmente a ambientes lénticos y dulceacuícolas (Chorus & Bartram, 1999). El incremento de la temperatura global y en la distribución de las precipitaciones favorecen su desarrollo (Markensten *et al.*, 2010). Dado que estas

1 Facultad Ciencias Naturales. Universidad Nacional Salta. Avenida Bolivia 5150, 4400, Salta.
*mmsalusso@gmail.com

algas también proliferan en ambientes oligotróficos con altas temperaturas, este factor favorecería más la producción de biomasa que el enriquecimiento con nutrientes (Paerl & Paul, 2012). A nivel mundial las floraciones de cianobacterias no sólo son cada vez más frecuentes, sino también más intensas, y se espera que lleguen a abarcar áreas que a la fecha no presentan esta problemática (Reichwaldt & Ghadouani, 2012; Cheung *et al.*, 2013).

Las floraciones de algas son responsables de una gran cantidad de efectos negativos, entre los que podemos destacar los cambios en la estructura fitoplanctónica, disminución de la biodiversidad y por supuesto, afectación de la calidad del agua y sus potenciales usos (Thomas & Litchman, 2015). Además, en muchas ocasiones estas floraciones contienen cepas capaces de liberar al medio cianotoxinas.

La información acerca de la presencia de cianobacterias y cianotoxinas en los ríos y embalses de nuestro país sigue siendo escasa, y por lo general, referida a eventos únicos (Giannuzzi *et al.*, 2012). Las regiones identificadas con mayor presencia de cianobacterias corresponden al centro y noreste del país, siendo los embalses los cuerpos de agua que presentan los mayores registros de toxicidad (Aguilera *et al.*, 2017). Los géneros más frecuentes en agua dulce en el norte del país son *Microcystis*, *Dolichospermum* y *Cylindrospermopsis* (Otaño *et al.*, 2012).

En América del Sur, Brasil y Uruguay han tomado como pautas para el monitoreo de las cianobacterias y cianotoxinas los valores propuestos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para aguas de consumo y recreativas (Chorus & Bartram, 1999). A diferencia de estos países, en la actualidad, la legislación argentina no contempla el control de toxinas presentes en el agua potable. Muy pocas plantas potabilizadoras realizan el recuento de algas y la identificación de las toxinas que estas generan, aunque suelen centrarse únicamente en microcistinas (Otaño & Bogarin, 2014). El aumento de las floraciones registrado en las últimas décadas genera la necesidad de incorporar el control de algas y de cianotoxinas a los monitoreos de calidad de agua para consumo.

La situación de los embalses merece especial atención, ya que en muchos casos sus aguas son utilizadas para abastecimiento de poblaciones y recreación, como en el caso del embalse Limón en la provincia de Salta. Al presente no se dispone de

información sistematizada acerca de la condición de dicho embalse. El objetivo del trabajo fue evaluar la representatividad de cianobacterias potencialmente tóxicas en la toma de agua para potabilización de la presa Limón y su importancia relativa en el total del fitoplancton durante ambas fases de los ciclos hidrológicos en el período 2013-2015.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Al norte de la provincia de Salta, se encuentra el departamento Gral. San Martín, cuyas principales actividades económicas se relacionan con la actividad maderera, agrícola y de extracción gasífera y petrolera. Según datos del último censo el departamento tiene una población de 156.910 habitantes, siendo entonces el tercero en importancia de la provincia. Del total de hogares, el 32.6 % carecían hasta el año 2010 de provisión de agua potable (INDEC, 2010).

El 80% del agua para consumo de la población se extrae principalmente de las presas Itiyuro y Limón, y el resto se extrae de pozos subterráneos y del río Tartagal. Originalmente el dique Itiyuro era la única fuente de abastecimiento, pero debido a su colmatación por sedimentos su volumen se redujo de 70 Hm³ a solo 2 Hm³ (Paoli *et al.*, 2011). La población de la región aumentó en un 45% en un período de 20 años (INDEC, 2010). El aumento en la demanda del recurso determinó que a partir del 2009 se complementara el abastecimiento con agua proveniente del Limón, siendo en la actualidad la principal fuente de agua potable para 100.000 personas. Su capacidad es de 0,88 Hm³ con una profundidad máxima de 5 m a una cota de 586,7 msnm, que en períodos de estiaje puede disminuir a menos de 4 m. La región experimenta una precipitación media anual de 914 mm, concentradas de octubre a mayo y las temperaturas promedian 24,4°C, variando desde una mínima de 8,8 °C a una máxima de 33,1°C.

El embalse presenta estratificación en el estiaje, interrumpida por el ingreso de agua con las precipitaciones a comienzos de octubre o noviembre de cada año. En el período comprendido entre 2013 y 2015 se colectaron un total de 19 muestras en la toma del embalse Limón (22° 05'47,90" S-63° 44' 19,48" W), en ambos períodos del ciclo hidrológico: tres en estiaje y tres en fase de crecidas (excepto

en 2013 en el que se tomaron cuatro muestras en estiaje). Las muestras se colectaron con muestreador Van Dorn entre 0.5 y 1 m de profundidad. Para el análisis cualitativo del fitoplancton, fueron filtradas por red de 30 micras de tamaño de poro y fijadas con formol a concentración final del 4%. Las muestras para el análisis cuantitativo fueron fijadas con lugol acidificado y conservadas a 4° C hasta su análisis. Los recuentos del fitoplancton se efectuaron previa sedimentación por 24 hs en cámaras combinadas empleando microscopio invertido marca Zeiss L, utilizando la técnica de Utermöhl (1958). Se contaron un total de campos que permitieron en cada caso, obtener al menos 100 individuos de la especie más frecuente. Los resultados se expresaron en células/ml. La determinación del número de células de los filamentos se realizó dividiendo el largo total del filamento por el largo promedio de la célula (n=20). No se consideraron en el conteo los materiales vacíos sin contenido celular. La identificación de especies se realizó por captura de imágenes mediante cámara digital Axio Cam1Cc3, y empleando trabajos especializados: Patrick & Reimer (1966), Komárek & Anagnostidis (1999, 2005), Komárek & Komárková-Legnerová (2007); Komárek *et al.*, 2014, Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1991), entre otros.

Los resultados fueron analizados utilizando el programa Info-Stat (Di Rienzo, 2013). En el caso que los datos no presentaron distribución normal para la comparación entre años y períodos muestreados, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (H). El test reemplaza al ANOVA, cuando los supuestos de normalidad de la distribución y/o homogeneidad de las varianzas (Test de Bartlett) no se cumplen. Para comparación entre ambas fases del ciclo hidrológico se utilizó el test de Mann-Whitney. Se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Weaver, $H' = -\sum p_i \log p_i$, $p_i = n_i / N$; número de organismos de la especie *i* / número total de organismos. n_i = número de organismos de la especie *i* y N = número total de organismos, expresados en bits ind⁻¹. El Índice de Pielou (J) se usó para determinar la homogeneidad en la distribución de abundancias entre las poblaciones, siendo la ecuación $J' = H'/H_{max}$ donde H_{max} es la máxima diversidad que ocurre cuando las abundancias de las especies es la misma. La equitatividad asume valores entre 0 y 1, y considera bajos valores menores a 0,5 y altos mayores a 0,7 (Magurran, 1988).

RESULTADOS

La densidad promedio del fitoplancton fue de $57,06 \times 10^3$ células/ml, y no presentó diferencias significativas entre los años muestreados, aunque tendió a elevarse en forma sostenida alcanzando valores máximos en 2015 (Tabla 1).

Si bien no existieron diferencias significativas entre fases del ciclo hidrológico, la abundancia del fitoplancton fue más elevada en los estiajes de los respectivos años (Fig.1), con el máximo valor de $1,57 \times 10^5$ células/ml en 2015, cuando las precipitaciones promedio (20,6 mm) difirieron significativamente del período de lluvias (141,8 mm). Los bajos niveles y la estabilidad de la columna de agua del embalse favorecieron la proliferación y acumulación del fitoplancton sobre todo en esta región caracterizada por temperaturas medias elevadas (22,08°C).

La cantidad total de especies del fitoplancton identificadas en el período de muestreo fue 92 spp. y en promedio 16 spp., con los valores extremos de 33 spp. en noviembre de 2015 a inicios del período de precipitaciones, y un mínimo de 8 en noviembre de 2013 en coincidencia con el máximo estiaje. La diversidad promedio fue de 2,33 bits ind⁻¹, variando en el rango de 3,57 a 1,34 bits ind⁻¹. En el último caso en respuesta al ingreso de agua después de una sequía prolongada en 2013. El rango de variación de J fue de 0,27 en fase de aguas altas en 2015 y de 0,86 en estiaje de 2013, con un valor medio de 0,60. De los atributos ecológicos del fitoplancton, sólo la cantidad de especies se diferenció entre fases del ciclo hidrológico, con un promedio de 20 especies en crecidas y 14 en estiaje (H= 6,90; p= 0,05).

Cianobacterias fue el grupo taxonómico mejor representado, con porcentajes entre 73 y 96%, seguidas por Clorófitas y Bacillariófitas (Tabla 2), en ambos casos con porcentajes promedio del

Tabla 1. Densidades promedio del fitoplancton en los distintos años muestreados.

Año	N	Densidad (cels/ml)	CV	Valor mínimo	Valor máximo
2013	7	$2,93 \times 10^4$	115	$3,91 \times 10^2$	$9,80 \times 10^4$
2014	6	$5,82 \times 10^4$	110	$1,97 \times 10^3$	$15,70 \times 10^4$
2015	6	$8,92 \times 10^4$	62	$4,60 \times 10^4$	$18,58 \times 10^4$

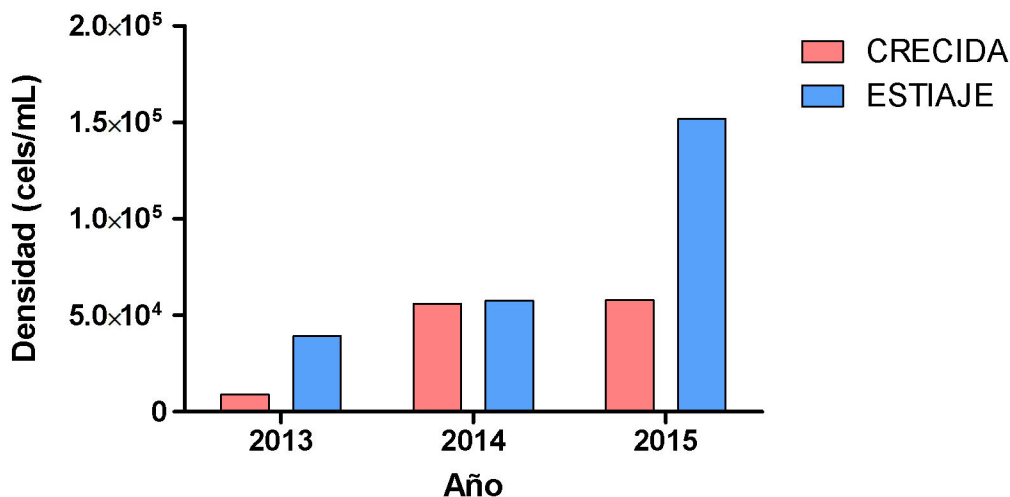


Fig. 1. Densidades promedio de fitoplancton en crecidas y estiajes en los distintos años de muestreo.

10 % y 4 %, respectivamente. Dinófitas (0,17 %), Cryptófitas (0,04%) y Euglenófitas (0,03%), y otros grupos menores (Xantófitas, Crisófitas y Charófitas) no superaron en conjunto el 0,04%.

Las Cianobacterias presentaron una media de $50,46 \times 10^3$ células/ml a lo largo de los tres años muestreados, alcanzando su pico máximo en primavera del 2015 con $18,17 \times 10^4$ células/ml y un mínimo de 148 células/ml en octubre de 2013. Las Clorófitas presentaron un promedio de $4,48 \times 10^3$ células/ml, con un máximo de $16,46 \times 10^3$ células/ml y un mínimo de 76 células/ml, ambos en 2014. En el caso de las diatomeas, el promedio en todo el período de muestreo fue de $1,39 \times 10^3$ células/ml. La variación interanual de las Cianobacterias mostró un incremento de densidad igual al 134% entre el primer y segundo año, y el subsecuente aumento del 60% en 2015.

Los distintos grupos del fitoplancton no presentaron diferencias significativas en las abundancias entre fases del ciclo hidrológico (Fig. 2), aunque tendieron

a presentar densidades más elevadas durante los estiajes de los respectivos años.

Las Cianobacterias en los estiajes fueron más abundantes con un promedio de $59,82 \times 10^3$ células/ml, aunque también el grupo presentó valores elevados en aguas altas ($36,13 \times 10^3$ células/ml). Diversas especies presentaron floraciones, en especial durante los estiajes, destacándose *Planktothrix agardhii* con 10×10^4 y 51×10^3 células/ml en mayo y julio de 2014. *Raphidiopsis mediterranea* con 17×10^4 células/ml y *Cylindrospermopsis raciborskii* con 75×10^3 células/ml en setiembre y noviembre de 2015, respectivamente. A lo largo del muestreo también *Aphanizomenon* spp. presentó varios picos de floraciones, con un máximo de 33×10^3 células/ml en otoño de 2014.

Las Clorófitas en aguas bajas en los dos primeros años secundaron a las cianobacterias (Fig. 2), y luego fueron reemplazadas por otros miembros del fitoplancton.

Tabla 2. Distribución promedio de las densidades según los grupos de algas en los distintos años muestreados.

Año	Bacill.	Clorof.	Cianobac.	Euglenof.	Dinofitas	Cryptof.	Otros
2013	$21,10 \times 10^2$	$55,00 \times 10^2$	$21,43 \times 10^3$	10	45	$1,76 \times 10^2$	4
2014	$11,00 \times 10^2$	$56,80 \times 10^2$	$50,17 \times 10^3$	10	73	$2,29 \times 10^2$	45
2015	$7,61 \times 10^2$	$20,89 \times 10^2$	$84,62 \times 10^3$	32	$1,95 \times 10^2$	$7,40 \times 10^2$	15

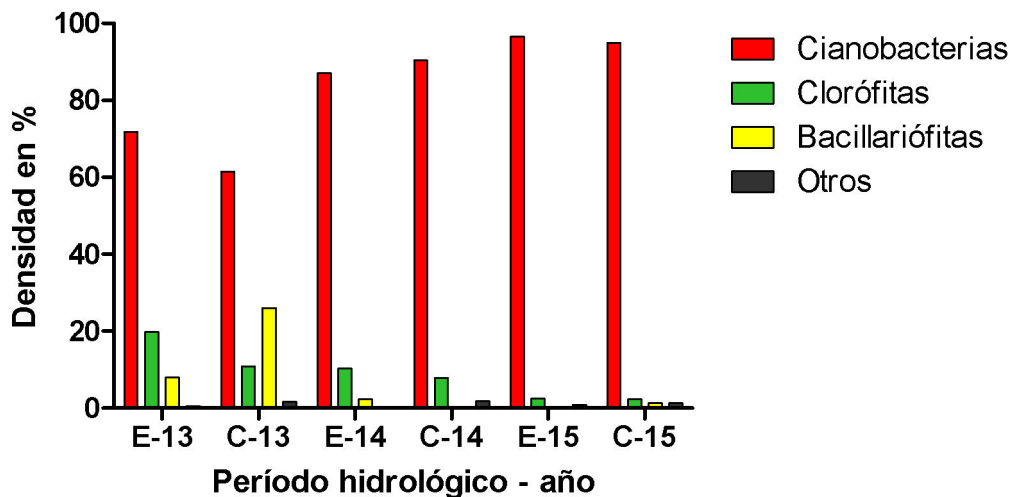


Fig. 2. Abundancias relativas de los principales grupos del fitoplancton en crecidas (C) (n=9) y estiajes (E) (n=10) en los tres años muestreados.

El número total de especies de cianobacterias identificadas (24 spp.), en su mayor parte pertenecieron al Orden Synechococcales (16 spp.), seguido de Oscillatoriales (9 spp.), Chroococcales (8 spp.) y Nostocales (7 spp.).

Entre las especies con potencialidad toxicogénica se destacaron por sus abundancias *Anabaenopsis elenkinii*, *Aph. gracile*, *Aphanocapsa annulata*, *Coelomoron tropicale*, *Chroococcus dispersus*, *C. raciborskii*, *Microcystis flos-aquae*, *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena limnetica* y *R. mediterranea* + *R. curvata*.

DISCUSIÓN

Las características del área de estudio con altas temperaturas, régimen hídrico con alternancia bien marcada entre períodos secos prolongados y períodos de precipitaciones y la estratificación del cuerpo de agua, son altamente favorables para el establecimiento de altas densidades de cianobacterias y la formación de floraciones (Dantas *et al.*, 2011, O' Neill *et al.*, 2012). Se ha documentado que la reducción drástica de nutrientes provenientes de escorrentía puede causar la disminución de floraciones en los embalses (Tromas *et al.*, 2016). En Limón en 2013 antes de las precipitaciones, se llegó a un valor crítico de cianobacterias (148 células/ml en octubre de 2013). A partir de allí, la normalización de las precipitaciones permitió la duplicación de la

biomasa de cianobacterias entre el primer y segundo año, y un subsecuente incremento del 60% en 2015. El año 2013 se caracterizó por ser muy seco con un total acumulado de 250,2 mm, en comparación con los registros de precipitaciones posteriores del 2014 (993,4 mm) y 2015 (882,1 mm) que presentaron menores diferencias con el valor histórico promedio (914,0 mm). La distribución de las precipitaciones fue irregular en el período muestreado, y no guardó correlación con la abundancia del fitoplancton y de cianobacterias. Después de un año muy seco, se produjo el primer valor elevado en marzo de 2014 en concomitancia con la acumulación de pluviosidad desde diciembre de 2014, en tanto que el valor máximo de densidad del fitoplancton del muestreo se dio en setiembre de 2015, en el estiaje tardío, cuando sólo se registró un acumulado de 35,8 mm. Esto podría ser evidencia de que además de los eventos de largo término como el cambio climático global, son los eventos puntuales de sequías y crecidas los mayores determinantes de la ocurrencia de floraciones en determinados años (Paerl & Paul, 2012).

Estudios previos realizados en embalses tropicales muestran similitudes con los resultados del presente trabajo, con representación preponderante de *Aph. gracile*, *Anabaena* spp., *C. raciborskii*, *M. flos-aquae*, *P. agardhii*, *Pseudanabaena* spp., *R. mediterranea* y *Dolichospermum* spp. (Harke *et al.*, 2016). Estos géneros han sido frecuentemente observados en Argentina, como así también, en reservorios del

centro y sur del Brasil (Echenique *et al.*, 2006), a pesar de las diferencias morfohidrológicas existentes entre los reservorios analizados (Sant'Anna *et al.*, 2007; Moschini *et al.*, 2009). Estas similitudes en los componentes de las comunidades de cianobacterias en función de las condiciones climáticas, indicarían una diseminación geográfica de las floraciones a nivel regional (Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2014), en especial de especies invasoras que han incrementado su rango actual de dispersión como *Cylindrospermopsis* (Cires & Ballot, 2016).

Cylindrospermopsis raciborskii merece especial atención porque se presenta en codominancia con otras especies de *Aphanizomenon*, *Mersimopedia* y Oscillatoriales (Carlotto Lopes *et al.*, 2015) y representa un gran riesgo para aguas de consumo porque no forma floraciones superficiales y su máxima densidad ocurre a 2-3 metros debajo de la superficie del agua (Saker & Griffiths, 2001).

Si bien no se determinaron cianotoxinas, varias especies abundantes en el embalse podrían producirlas, como cilindrospermopsinas por *C. raciborskii* y *R. mediterranea*, saxitoxinas y anatoxinas por *Aph. gracile* (Sant'Anna *et al.*, 2008, Niamien-Ebrotte *et al.*, 2015), lo que implica que el cuerpo de agua representa un ambiente de riesgo.

Debido a que no existe una normativa ambiental vigente, para el análisis de los datos obtenidos en este estudio, adoptamos los valores guías para sistemas acuáticos destinados a la potabilización propuestos por Chorus & Bartram (1999). Estos establecen un nivel guía de vigilancia (2×10^2 células/ml y $Cl a = 0,1 \mu g L^{-1}$), y dos niveles guías de alerta: N° 1 (2×10^2 células/ml y $Cl a = 1 \mu g L^{-1}$) y de alerta N° 2 (10×10^4 células/ml y $Cl a = 50 \mu g L^{-1}$). En el período de estudio se observó que, del total de muestras recolectadas, el 79 % de las mismas superaron el nivel de alerta N° 1, el 15 % superó el nivel N° 2, y sólo una muestra estuvo por debajo del nivel de vigilancia. Se infiere que deberán ajustarse las condiciones actuales de uso del agua del reservorio a este nivel.

CONCLUSIÓN

El embalse Limón es al presente el ambiente acuático destinado a captación del agua para potabilización, de mayor riesgo de la provincia de Salta. Por las condiciones climáticas altamente favorables de la región, se facilita el desarrollo de floraciones de cianobacterias que no muestran

diferencias entre períodos del ciclo hidrológico, por ende, se requiere de un continuo monitoreo del sistema para procurar en tiempo real las medidas de corrección adecuadas.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUILERA, A., S. HAAKONSSON, M. V. MARTÍN, G.L. SALERNO & R. O. ECHENIQUE. 2017. Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologia* 69: 103-114.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., V. PICCIN-SANTOS, A. N. MOURA, N. K. C. ARAGAO-TAVARES & M. K. CORDEIRO-ARAUJO. 2014. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* 86: 297-310.
- CARLOTTO LOPES, I.K., M.U. GONCALEVES BARROS, C.J. PESTANA & J. CAPELO NETO. 2015. Prevalence of paralytic shellfish poison-producing *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii* in Brazilian semi-arid reservoir. *Acta Limnol. Brasiliensia* 27: 238-246.
- CHEUNG, M. Y., S. LIANG & J. LEE. 2013. Toxin-producing cyanobacteria in freshwater: a review of the problems, impact on drinking water safety, and efforts for protecting public health. *J. Microbiol.* 51: 1-10.
- CIRES, S. & A. BALLOT. 2016. A review of the phylogenetic, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. And related species within the Nostocales (Cyanobacteria). *Harmful Algae* 54: 21-43.
- CHORUS, I. & J. BARTRAM. 1999. *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon, London.
- DANTAS, E. W., A. N. MOURA & M. C. BITTENCOURT-OLIVEIRA. 2011. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* 83: 1327-1338.
- DI RIENZO, J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALEZ, M. TABLADA & C.W. ROBLEDO. 2013. Info Stat. [Online] Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>. (Acceso: August 12, 2013).
- ECHENIQUE, R., L. GIANNUZZI & L. FERRARI, L. 2006. Drinking water: problems related to water supply in Bahía Blanca, Argentina. *Acta Toxicol. Argent.* 14: 23-30.
- GIANNUZZI, L., G. CARVAJAL, M. G. CORRADINI, C. ARAUJO ANDRADE, R. ECHENIQUE & D. ANDRINOLO. 2012. Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in Rio de la Plata estuary, Argentina: field study and data analysis. *J. Toxicol.* [http:// dx.doi.org/10.1155/2012/373618](http://dx.doi.org/10.1155/2012/373618).

A. Vidaurre *et al.* - Cianobacterias en un embalse subtropical de Salta

- HARKE, M. J., M. M. STEFFEN, C. J. GOBLER, T. G. OTTEN, S. W. WILHELM, S. A. WOOD & H. W. PAERL. 2016. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae* 54: 4-20.
- INDEC. 2010. *Publicación del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Censo del Bicentenario. Resultados definitivos*. Serie B N° 2, Argentina.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 1999. Cyanoprokaryota 1. Teil Chroococcales. En: Ettl, H., G. GÄRTNER, H. HEYNIG & D. MOLLENHAVER (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19/1.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Oscillatoriales. En: BÜDEL, B., L. KRIENITZ, G. GÄRTNER & M. SCHAGERL (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19/2.
- KOMÁREK, J. & J. KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ. 2007. Several rare freshwater planktic Cyanobacteria (Cyanoprokaryotes) from reservoirs in South America. *Hoehnea* 34: 49 - 58.
- KOMÁREK, J., J. KASTOVSKY, J. MARES & J. R. JOHANSEN. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia* 86: 295-335.
- KOMÁRKOVÁ, A. 2004. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Braz. J. Bot.* 27:213-227.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1986. Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. En: Ettl, H., J. GERLOFF, H. HEYNIG & D. MOLLENHAUER (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2, G. Fischer, Jena.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1991. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. En: Ettl, H., J. GERLOFF, H. HEYNIG & D. MOLLENHAUER (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/3, G. Fischer, Jena.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey. Princeton University Press.
- MARKENSTEN, H., MOORE K. & I. PERSSON. 2010. Simulated lake phytoplankton composition shifts toward cyanobacteria dominance in a future warmer climate. *Ecol. Appl.* 20: 752-767.
- MOSCHINI-CARLOS, V., S. BORTOLI, E. PINTO, P. Y. NISHIMURA, L. G. FREITAS, M. L. POMPÊO & F. DÖRR. 2009. Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings reservoir (São Paulo, SP, Brazil). *Limnetica* 28: 273-282.
- NIAMIEN-EBROTTIE, J. E., S. BHATTACHARYYA, P. R. DEEP & B. NAYAK. 2015. Cyanobacteria and cyanotoxins in the World: Review. *Int. J. Appl. Res.* 1: 563-569.
- O'NEIL, J. M., T. W. DAVIS, M. A. BURFORD & C. J. GOBLER. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313-334.
- OTAÑO, S., G. SALERNO, M. RUIZ, A. AGUILERA & R. ECHENIQUE. 2012. Argentina: cyanobacteria and cyanotoxins: identification, toxicology, monitoring and risk assessment. En: CHORUS, I. (ed.), *Current Approaches to Cyanotoxin Risk Assessment, Risk Management and Regulations in Different Countries*. Umweltbundesamt, Berlin.
- OTAÑO, S., & C. BOGARÍN. 2014. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria, Nostocales) productora de microcistinas en Corrientes, Argentina. *Acta Toxicol. Argent.* 22: 145-148.
- PAERL, H. W. & V. J. PAUL. 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Res.* 46: 1349-1363.
- PAOLI, H., H. ELENA, J. MOSCIARO, F. LEDESMA & Y. NOÉ. 2011. *Caracterización de las cuencas hídricas de las provincias de Salta y Jujuy*. INTA Salta.
- PATRICK, R. & C. W. REIMER. 1966. The diatoms of the United States (exclusive of Alaska and Hawaii). *Acad. Nat. Sci. Philadelphia Monogr.* 13.
- REICHWALDT, E. S. & A. GHADOUANI. 2012. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Res.* 46: 1372-1393.
- SANT'ANNA, C., S. M. SILVA, M. C. CARVALHO, M. C. P. GELMEGO & M. T. P. AZEVEDO. 2007. Planktic cyanobacteria from upper Tiete basin reservoir, SP, Brasil. *Rev. Bot.* 30: 1-17.
- SANT'ANNA, C.L., M.T.P., AZEVEDO, W.R., WERNER, C.R., DOGO, F.R., RIOS & L.R. CARVALHO. 2008. Review of toxic species of cyanobacteria in Brazil. *Algalological Studies*: 249-263.
- SAKER, M.L. & D.G. GRIFFITHS. 2000. The effect of temperature on growth and cylindrospermopsin content of seven isolates of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) from water bodies in northern Australia. *Phycologia* 39: 349-354.
- THOMAS, M. & E. LITCHMAN. 2015. Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria. *Hidrobiologia*: 763: 357-369.
- TROMAS, N., N. FORTIN, L. BEDRANI, Y. TERRAT, P. CARDOSO, D. BIRD, Ch. W. GREER & B. J. SHAPIRO. 2016. Characterizing and predicting cyanobacterial blooms in an 8-year amplicon sequencing time-course. *Bio. Rev.* 1-43. <http://dx.doi.org/10.1101/058289>.
- UTERMÖHL, H. 1958. On the perfecting of quantitative phytoplankton method. *Inter. Assoc. of Theor. and Appl. Limn. Proc.* 9: 1-38.

Recibido el 30 de mayo de 2018, aceptado el 12 de octubre de 2018. Editora: Luz Allende.