
LA FILTRACIÓN INDUCIDA COMO UNA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO DE AGUA PARA REMOVER CIANOBACTERIAS Y CIANOTOXINAS

MAURÍCIO L. SENS, BRUNO S. PIZZOLATTI, RENATA IZA MONDARDO
y LUIS G. ROMERO

RESUMEN

Para remover las cianobacterias, los sistemas de tratamiento de agua deben procurar la remoción de las células de forma intacta, evitando su rotura y posible aumento de concentración de cianotoxinas. Para conseguir la remoción efectiva de cianobacterias y cianotoxinas, normalmente deben utilizarse sistemas de varias etapas. La filtración inducida (FI) se presenta como una alternativa eficaz para eliminar o reducir esos contaminantes. La FI consiste en bombear agua de pozos y galerías de infiltración, localizados en la ribera o margen de las fuentes de agua. La FI puede funcionar como un único tratamiento o como un pretratamiento bastante efectivo. La forma y tamaño de las células, el tipo de material del fondo de la fuente de agua y del acuífero, y la distancia/tiempo de

recorrido del agua hasta los pozos, son algunos de los parámetros determinantes para la eliminación de cianobacterias y algas. La remoción de las cianotoxinas puede darse por mecanismos de adsorción o biodegradación; ambos mecanismos dependen del tipo de materiales del fondo del cuerpo de agua y del acuífero, así como de las características fisicoquímicas de las cianotoxinas. En general, para la aplicación exitosa de la FI se debe garantizar la conexión hidráulica entre el lecho de la fuente de agua y el agua subterránea local. Además, es necesario estudiar condiciones locales tales como temperatura, tipo y cantidad de materia orgánica en el agua, condiciones de óxido-reducción, y las variaciones de nivel en los ríos y lagos en condiciones extremas (época seca y lluviosa).

La descarga de aguas residuales domésticas, industriales y agroindustriales tratadas y sin tratar en cuerpos de agua superficial, conjuntamente con el uso de fertilizantes y el crecimiento demográfico, ha generado un aumento de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en los reservorios, ríos y lagos. El aumento de nutrientes puede favorecer el florecimiento de algas y cianobacterias. De acuerdo con Post *et al.* (2011) estos últimos microorganismos son bacterias fotosintéticas que pueden crecer como células individuales o formando colonias y filamentos (Figura 1). Las cianobacterias contribuyen con problemas organolépticos tales como color y olor de tierra y moho en el agua. Esto último debido a la liberación de

compuestos no tóxicos como geosmina y 2-metilisborneol (MIB). Un problema más grave lo constituye la eventual liberación de cianotoxinas por parte de algunas especies. Estas sustancias pueden presentar alto poder neurotóxico (anatoxina-a, anatoxinas, saxitoxinas), otras pueden ser perjudiciales para el hígado (microcistinas, nodularin y cilindrospermopsina), otro grupo (liposacáridos) pueden causar gastroenteritis (Bartram *et al.*, 1999; WHO, 2008) e irritaciones en la piel y alergias (aplisianotoxinas y lingbia-toxinas) (Westrick, 2003).

Las floraciones de algas y cianobacterias pueden comprometer el desempeño de las estaciones de tratamiento de agua (Di Bernardo *et al.*, 2010). La presencia de células, colonias o filamentos

puede causar, entre otros, interferencia en la formación de los flóculos en el proceso de coagulación-floculación y el rápido taponamiento de los filtros (Logsdon, 2008; Sens *et al.*, 2006). La remoción de las cianotoxinas y otras sustancias producidas por estos microorganismos en concentraciones generalmente bajas (microgramo o nanogramo por litro), exigen que los sistemas de tratamiento utilizados sean altamente eficientes. Por ejemplo, para el caso de la cianotoxina microcistina-LR, los procesos de tratamiento deben garantizar concentraciones menores de $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ para cumplir con los requisitos de la Organización Mundial de la Salud (OMS; WHO, 2008) y compuestos causantes de olor como el MIB deben ser removidos hasta concentra-

PALABRAS CLAVE / Cianobacterias / Cianotoxinas / Filtración Inducida / Tratamiento De Agua /

Recibido: 20/03/2012. Aceptado: 23/04/2013.

Maurício L. Sens. Doctor en Ingeniería Ambiental, Université de Rennes I, Francia. Profesor, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Brasil.

Bruno S. Pizzolatti. Máster en Ingeniería Sanitaria y Ambiental y estudiante de Doctorado en Ingeniería Ambiental, UFSC, Brasil.

Renata Iza Mondardo. Química, M.Sc. y Doctora en Ingeniería Ambiental, UFSC, Brasil. Estudiante de Posdoctorado en Ingeniería Ambiental, UFSC, Brasil.

Luis G. Romero. M.Sc. en Ciencia y Tecnología Ambiental, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Holanda. Estudiante de Doctorado en Ingeniería Ambiental, UFSC, Brasil. Profesor, Instituto Tecnológico de Costa Rica. Dirección: Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Química. Apartado 159-7050 Cartago, Costa Rica. e-mail: lromero@itcr.ac.cr

ciones por debajo del umbral de olor de 2 y $10\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$ (Metz *et al.*, 2006).

Una alternativa prometedora para el tratamiento de agua con problemas de cianobacterias y cianotoxinas, consiste en bombear agua de pozos o galerías de infiltración localizados en la ribera de fuentes de agua. El material del fondo del río o lago y el acuífero funcionan como medio filtrante y deben estar formados por materiales de aluviones u otra formación no consolidada, que permita la conexión hidráulica entre el agua superficial y el agua subterránea local (Figura 2). La filtración inducida (FI) ha sido utilizada por más de un siglo en Alemania (Eckert y Irmscher, 2006) y en Holanda (Stuyfzand *et al.*, 2006) y en los EEUU tiene cerca de 50 años de aplicación (Ray, 2008). En América Latina, la FI ha sido aplicada con éxito en forma de galerías filtrantes en el Río Parapetí en Bolivia, desde la década de los años 80 (Camacho, 2003). Otros lugares con potencial están localizados en el sur de Brasil (Sens *et al.*, 2006), en el Río Orinoco en Venezuela y en el Río Paraná/Paraguay en Paraguay y Argentina (Ray, 2008).

Además de contribuir en la reducción de cianobacterias y su problemática, la FI puede mejorar las características del agua en otros aspectos, tales como turbidez, color, sólidos suspendidos, materia orgánica natural (MON), nitrato, metales pesados, bacterias, protozoarios, virus y micro contaminantes orgánicos como pesticidas, compuestos farmacéuticos, compuestos desreguladores endocrinos, etc. (Sens *et al.*, 2006). Esta mejora es debida principalmente a procesos de biodegradación y sorción en dos zonas: una biológicamente activa en los primeros decímetros de infiltración (capa de *clogging* o 'colmatación') en el fondo de la fuente de agua, y otra que comprende el paso en el acuífero hasta el pozo de producción, donde las velocidades de degradación y sorción son menores (Hiscock y Grischek, 2002). Otros procesos importantes son la dispersión y la dilución

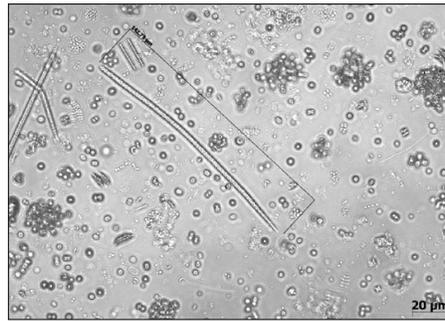


Figura 1: Ejemplos de formas de crecimiento de cianobacterias: *Aphanizomenon* (filamentosos), *Gomphosphaeria* (colonias) y *Synechococcus* (células individuales). Tomado de Bellinger y Sigeo (2010).

por la mezcla con el agua subterránea local, que disminuyen y equilibran las concentraciones de los constituyentes del agua de la fuente superficial (Hiscock y Grischek, 2002; Kuehn y Mueller, 2000).

El objetivo de este artículo es presentar la FI como una tecnología alternativa y eficiente para el tratamiento de agua con cianobacterias y cianotoxinas.

Legislación sobre Cianobacterias y Cianotoxinas

Considerando el riesgo del consumo de agua con cianobacterias y cianotoxinas, varios límites han sido establecidos. La OMS ha recomendado provisionalmente, como concentración máxima en las células y disuelta, el límite de $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ para microcistina-LR total, la cual es la variante de microcistina más frecuente y tóxica (WHO, 2008). Varios países han establecido límites iguales o semejantes a los sugeridos por la OMS (Chorus, 2005). En Polonia y Canadá el límite en agua potable es de 1 y $1,5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ respectivamente. En Francia es utilizado el valor recomendado por la OMS, sin embargo el análisis del agua es requerido cuando se observan proliferaciones de cianobacterias en el agua bruta. La legislación española determina $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ como

límite de 'microcistinas', sin especificar variantes. La legislación española debe ser revisada cada cinco años y son necesarios periodos de muestreo según la población abastecida. En Alemania, y similarmente en Finlandia, la legislación local exige agua exenta de sustancias en concentraciones perjudiciales para el ser humano, estableciendo el valor de la OMS para microcistina como referencia (Chorus, 2005).

En Brasil es obligatorio controlar mensualmente el número de células de cianobacterias en el punto de captación de la fuente de agua, y si la concentración supera las 10000 células/ml se debe realizar un control semanal. Para niveles superiores a 20000 células/ml, es necesario el análisis semanal de cianotoxinas en el punto de captación y a la salida del tratamiento. El valor límite de $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ fue establecido para la sumatoria de todas las variantes de microcistinas, $3,0\mu\text{g}$ equivalentes $\text{STX}\cdot\text{L}^{-1}$ para saxitoxinas y para el caso de las cilindrospermopsinas el valor máximo permitido es de $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Cuando sea detectada la presencia de géneros con potencial de producir anatoxina-a(s), es obligatorio el análisis semanal; sin embargo, la legislación no define un valor límite. Finalmente, en el caso de detectar cianotoxinas en la salida del sistema de tratamiento, es obligatoria la comunicación inmediata a las clínicas de hemodiálisis y a las industrias de medicamentos inyectables (Brasil, 2011).

Remoción de Cianobacterias y Cianotoxinas por Sistemas de Tratamiento de Agua

En general los sistemas de tratamiento de agua tienen como objetivo remover partículas (arcillas, patógenos, células de cianobacterias) y sustancias disueltas (contaminantes químicos, metales pesados, cianotoxinas). Para ello, dependiendo del tipo de problema, se realizan varias etapas que pueden incluir un pretratamiento, tratamiento, postratamiento y desinfección. El uso de una o varias de estas etapas serán referidas en este documento como sistema(s) de tratamiento.

En el caso específico de las cianobacterias y sus toxinas es importante remover las células intactas, evitando su rotura, que consecuentemente liberaría más toxinas al agua. Lo anterior se debe a que las cianotoxinas se encuentran principalmente de forma intracelular durante la etapa de crecimiento de las floraciones (Sivonen y Jones, 1999). La remoción o desactivación de esas sustancias representan grandes problemas por su elevada solubilidad, que hace necesaria la aplicación de otras técnicas de postratamiento. A continuación, se revisa la remoción de las células de cianobacterias y de cianotoxinas me-

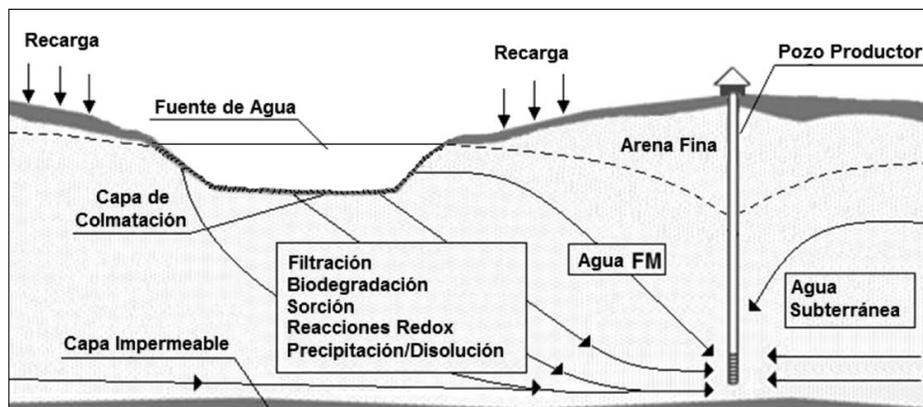


Figura 2: Diagrama esquemático de los procesos de filtración inducida que afectan la calidad del agua. Adaptado de Hiscock y Grischek (2002) y Sens *et al.* (2006).

dante algunas técnicas representativas comúnmente usadas. Para mayor detalle, véase las revisiones de Hrudey *et al.* (1999) y Westrick *et al.* (2010).

Sistemas de tratamiento de agua y remoción de cianobacterias

Una práctica común en el tratamiento de agua consiste en el uso de oxidantes (cloro, ozono, permanganato de potasio) al inicio del proceso, buscando reducir el crecimiento de bacterias en las tuberías, además de remover color, olor, hierro y manganeso, y mejorar el desempeño de las etapas siguientes. Según Westrick *et al.* (2010) el uso de cloro está limitado por la formación de subproductos tóxicos y el rompimiento de las células. Sin embargo, Zamyadi *et al.* (2010), en el caso de la especie *Anabaena cicinalis*, mostraron que controlando efectivamente el tiempo de contacto y la concentración de cloro es posible obtener primeramente la destrucción de células, seguida por la oxidación de las cianotoxinas (en este caso saxitoxinas) con una baja producción de subproductos clorados. Con el uso de ozono, Westrick *et al.* (2010) mencionan el rompimiento de las células de las especies *Microcystis aeruginosa* y *Oscillatoria tenuis* y la liberación de microcistinas y compuestos volátiles que imparten olor y sabor al agua. Los mismos autores indican varios estudios que demostraron la efectividad del permanganato de potasio en la desactivación y mejoramiento de la coagulación de células de *Cylindrospermopsis*, sin la liberación de cianotoxinas intracelulares (saxitoxinas) y otros compuestos causantes de olor y sabor.

En los sistemas de tratamiento reconocidos como convencionales, después del pretratamiento son agregados coagulantes y/o floculantes (normalmente sales de aluminio y/o hierro y/o polímeros, respectivamente) que ayudan en la aglomeración de materiales presentes en el agua facilitando su remoción por sedimentación o flotación, seguidas por la filtración en un medio granular como arena y/o antracita. Logsdon (2008) indica una mayor remoción de células por flotación por aire disuelto (FAD) que por sedimentación. En este último estudio, la reducción de especies de los géneros *Aphanizomenon*, *Microcystis* y *Chlorella* estuvo fue de 90-97% por FAD y mediante sedimentación entre 76 y 87%. En estos procesos, incluyendo la filtración, las células se comportan como materiales suspendidos; sin embargo, puede tener lugar la lisis celular, liberando cianotoxinas en el agua (Mesquita *et al.*, 2006). A pesar que el tratamiento convencional es considerado ampliamente efectivo en la remoción de

partículas, Hoeger *et al.* (2005) mencionan varios estudios donde fueron detectadas las cianobacterias después del tratamiento.

Según Westrick *et al.* (2010), en el caso de que las células de cianobacterias sobrepasen la etapa de filtración en arena en el sistema convencional, el uso de membranas de microfiltración y ultrafiltración (poro de 0,075-3,0µm y de 0,1-0,01µm, respectivamente) ha sido efectivo. Ambos tipos de membranas han demostrado su efectividad en la remoción de células intactas, tanto como sustituto de la etapa de filtración del sistema convencional o como único tratamiento.

Sistemas de tratamiento de agua y remoción de cianotoxinas

La falta de eficiencia en la remoción de cianotoxinas en las etapas de tratamiento convencional ha hecho necesaria la aplicación de otros tratamientos disponibles. Una práctica común es la aplicación directa de carbón activado en polvo o como filtros en forma granular. Viana-Veronezi *et al.* (2009) obtuvieron una reducción de ~68% de saxitoxinas (neo STX y STX) en la aplicación de carbón activado en polvo a escala de laboratorio. El uso de carbón activado granular ha dado también buenos resultados, con reducciones de ~70% de la toxicidad del agua contaminada con una mezcla de varias saxitoxinas (Newcombe y Nicholson, 2002).

Otra manera de eliminar las cianotoxinas consiste en aprovechar la capacidad de biodegradación de compuestos orgánicos de algunos microorganismos en filtros biológicamente activos. Ho *et al.* (2006) reportaron en estudios a nivel de laboratorio la remoción de microcistina-LR y microcistina-LA en filtros de carbono orgánico granular y filtros de arena biológicamente activos. La concentración de las cianotoxinas fue reducida de 10,0µg·l⁻¹ en el filtro de carbono y de 20,0µg·l⁻¹ en el filtro lento a valores menores de 0,025µg·l⁻¹ en ambos filtros. En otro estudio, Grützmacher *et al.* (2006) observaron una reducción de 100,0µg·l⁻¹ a menos de 1,0µg·l⁻¹ de microcistina utilizando filtros lentos de arena en escala real (profundidad 0,8m; área de filtración de 60m²). En el caso de las saxitoxinas, Kayal *et al.* (2008) estudiaron el comportamiento de cinco variantes de saxitoxinas en filtros de arena y antracita biológicamente activos, encontrando una reducción en la concentración de las variantes menos tóxicas y un aumento en la concentración de las más tóxicas.

En forma similar al caso de las células de cianobacterias, el uso de oxidantes como cloro y ozono, antes y después del tratamiento, también tiene implicaciones en la reducción de las cianotoxinas.

Rosinato *et al.* (2001) reportaron la destrucción de 100% de las cianotoxinas microcistina LR y LA y de anatoxina-a utilizando ozono, mientras que las saxitoxinas fueron resistentes a la oxidación. Por otro lado, la degradación de saxitoxinas fue efectiva utilizando cloro a un pH >8, mostrando una reducción en la toxicidad aguda en ensayos con ratones (Newcombe y Nicholson, 2002). Otros estudios indican la desactivación con cloro de algunas variantes de microcistina y cilindrospermopsina y la resistencia de la anatoxina-a (Westrick *et al.*, 2010). El uso de otros oxidantes como las cloraminas y el dióxido de cloro fue ineficaz en la oxidación de microcistina, cilindrospermopsina, anatoxina-a y saxitoxinas (Westrick *et al.*, 2010). Los mismos autores indican la efectividad del permanganato de potasio en la desactivación de microcistina y anatoxina, pero es ineficiente frente a la saxitoxina. Entre otros oxidantes alternativos, el ferrato (IV) de potasio (K₂FeO₄) ha sido reportado como eficiente en la destrucción de microcistinas (Luca *et al.*, 2010). En general, la eliminación de cianotoxinas por oxidación depende del tipo de toxina presente y del oxidante utilizado, mereciendo especial atención la formación de subproductos perjudiciales para la salud del consumidor.

Otro sistema de tratamiento efectivo en la remoción de cianotoxinas es el uso de sistemas de membranas, específicamente ósmosis reversa (0,0001-0,001µm) y nanofiltración (0,001-0,01µm). Estos sistemas separan los contaminantes por tamaño y carga. Westrick *et al.* (2010) mencionan varios estudios que evidencian remociones >80% para anatoxina-a y para ciertas variantes de microcistina. Los mismos autores, basados en el tamaño molecular, indican la posibilidad de remover cilindrospermopsina y saxitoxina por este tipo de sistema de ósmosis reversa y nanofiltración.

Consideraciones finales

En resumen, para el adecuado tratamiento de agua con cianobacterias y cianotoxinas es necesario evitar el rompimiento de las células y desarrollar sistemas de tratamiento basados en varias etapas (Hrudey *et al.*, 1999; Westrick *et al.*, 2010). Sistemas de tratamiento con la secuencia de coagulación química, clarificación y carbón activado o pre-ozonización, seguida de filtración lenta, son ejemplos de sistemas de remoción de microcistinas y cianobacterias que han sido utilizados con éxito en Finlandia (Lahti *et al.*, 2001).

La Filtración Inducida como Técnica para Remover Cianobacterias y Cianotoxinas

En la FI, durante el recorrido del agua desde la capa de colmatación

hasta los pozos de captación son removidos los contaminantes físicos, químicos y biológicos (Figura 2). Estos contaminantes pueden ser partículas tales como las células de cianobacterias o disueltos como las cianotoxinas. A continuación se presentan ejemplos de estudios de remoción de cianobacterias y sus toxinas por FI, buscando encontrar las principales condiciones que determinan su remoción.

La filtración inducida y la remoción de cianobacterias

De forma similar como son removidos otros microorganismos, tales como los patógenos; las células o filamentos de las cianobacterias son reducidas durante el paso del agua por la capa de colmatación y en el material que forma el acuífero (Figura 2). Durante este trayecto, los microorganismos pueden colisionar con los granos de material y quedar adheridos. La probabilidad de los microorganismos de chocar con el material del acuífero, aumenta cuando la velocidad del agua subterránea es menor. En acuíferos granulares porosos, el camino del agua es tortuoso, aumentando la posibilidad de los microorganismos de chocar con los granos. Cuando el agua se filtra con una velocidad suficientemente baja o cuando hay poco o ningún desprendimiento, los microorganismos son desactivados antes de llegar a los pozos de captación (Schijven *et al.*, 2002).

Estudios de reducción de cianobacterias utilizando columnas llenas de sedimentos de un lago y con suelo en Finlandia, mostraron una reducción del 98,4-99,9% de la biomasa de cianobacterias (Lahti *et al.*, 1998). Los mismos autores, en dos sistemas de FI en escala real localizados en un esker (sistema geológico constituido por arena y grava), encontraron ocasionalmente células individuales o filamentos de cianobacterias, inclusive en pozos de monitoreo y producción a 100m de la fuente.

La Lagoa do Peri en Santa Catarina, Sur de Brasil, es utilizada para abastecer con agua potable a ~60000 personas. En esa laguna la concentración de fitoplancton es de $\sim 10^5$ - 10^6 células/ml durante todo el año, siendo el 95% de cianobacterias, principalmente *Cylindrospermopsis raciborskii* (88%). En experimentos de columna en laboratorio, Rabelo (2006) verificó la remoción de ~99% del fitoplancton total y cianobacterias del agua, después de pasar por columnas de 30cm de altura llenas de sedimentos (arena fina de 0,10-0,20mm de diámetro) del fondo de la Lagoa do Peri. El análisis microscópico de los sedimentos después de seis meses de experimento mostró la retención de esos microorganismos principalmente en los primeros 5cm de la columna, y en el material a 20-30cm no

fueron detectadas células. En experimentos a escala piloto, en un pozo a 20m de la laguna y de 12m de profundidad, no fueron encontradas células individuales o filamentos en muestras analizadas mensualmente durante el año 2005 (Sens *et al.*, 2006).

La capacidad de las células de penetrar por un medio poroso ha sido estudiada con más detalle. Kloep y Röske (2004) estudiando la percolación en columnas con sedimentos del Río Elbe en Alemania mostraron que existe un incremento en la penetración de las células de algas conforme aumenta la permeabilidad del medio, definida como la capacidad de un fluido en pasar por un medio poroso. Por ejemplo, en el caso del esker en Finlandia referido antes, la presencia de grava (conductividad hidráulica entre 10^{-1} y 10^{-2} cm \cdot s $^{-1}$) puede ser la causa de que las células avanzaran hasta un pozo a 100m de distancia. Por el contrario, en el caso de la Lagoa do Peri en Brasil, el material arenoso con permeabilidad menor (conductividad hidráulica de 10^{-2} - 10^{-5} cm \cdot s $^{-1}$), los microorganismos fueron retenidos en los primeros centímetros de infiltración. Otras variables importantes que controlan el transporte de estos microorganismos en el subsuelo son el tamaño y la morfología de las células, donde las especies más pequeñas y esféricas se infiltran más fácilmente (Kloep y Röske, 2004). Por ejemplo, en estudios en columnas utilizando el mismo medio poroso, algas con las mismas dimensiones de algunas cianobacterias como *Chlorella* sp., semejantes a *Synchocistis* sp. (0,5-1,0 μ m) consiguieron atravesar una columna de 10cm de alto. Mientras tanto, *Pediastrum dúplex* con un tamaño similar a la *Oscillatoria* sp. (20-80 μ m) fue retenida totalmente (Kloep y Röske, 2004).

La filtración inducida y la remoción de las cianotoxinas

Las cianotoxinas se encuentran principalmente en las células de cianobacterias, y una vez que ocurre la rotura, lisis o senescencia celular, las cianotoxinas son liberadas al agua, en la cual son solubles en agua y por tanto, como en el caso de la FI, podrían llegar fácilmente a los pozos de producción. Sin embargo, existen mecanismos físicos, físico-químicos y biológicos que ayudan a evitarlo. Entre los procesos físicos están la advección, dispersión y difusión. La sorción, precipitación, intercambio iónico, coagulación y reacciones redox son ejemplos de procesos físico-químicos. Finalmente, dependiendo de las condiciones locales (disponibilidad de oxígeno, por ejemplo), tiempo de residencia hasta el pozo y tipo de cianotoxinas, se podría propiciar la degradación de las cianotoxinas por microorganismos.

Varios estudios a nivel de laboratorio han evaluado la capacidad de sorción y biodegradación de varias cianotoxinas. En ese tipo de experimentos se hace pasar disoluciones acuosas con la toxina a ser estudiada a través de columnas con suelo, sedimento o material del acuífero. En otros experimentos, pequeñas cantidades de estos materiales son dejadas en contacto y agitadas con disoluciones acuosas de la toxina de interés. Posteriormente, a diferentes intervalos de tiempo se mide la concentración residual de la cianotoxina en el agua y en algunos casos en el material de contacto. Los resultados de esos experimentos permiten determinar la potencial reducción o eliminación de las cianotoxinas y las variables que gobiernan su remoción.

Estudiando la remoción de microcistina en una concentración de 30 μ g \cdot l $^{-1}$ en el sistema de columnas de sedimentos y suelo, mencionado en la sección anterior, Lahti *et al.* (1998) obtuvieron una reducción de 98-99% después de un periodo de 9 días de adaptación. Una vez finalizado el experimento los autores analizaron el suelo y el sedimento, determinando que la biodegradación fue responsable del 75-98% de la reducción en la concentración de las cianotoxinas. El resto de la toxina fue removida por adsorción en las partículas del material contenido en la columna. Otros estudios de adsorción, utilizando las hepatotoxinas microcistina y nodularin, mostraron una baja capacidad de adsorción y hubo posterior desorción de las cianotoxinas (Miller *et al.*, 2001, 2005). La adsorción de esas cianotoxinas fue relacionada positivamente con el contenido de arcilla y silte (materiales finos de <0,062mm) en el suelo y negativamente con la cantidad de arena (<2mm). Los experimentos mencionados indican la biodegradación como el principal mecanismo de remoción de microcistina y nodularin, principalmente por ser sustancias muy solubles en agua, posibilitando su transporte hasta los microorganismos encargados de su biodegradación. Grützmacher *et al.* (2007) reportaron una mayor capacidad de reducción de microcistina en condiciones aeróbicas que anaeróbicas. De esa forma, 10 y 90 días de tiempo de residencia respectivamente, serían suficientes para reducir la concentración de la cianotoxina desde 100 hasta 1 μ g \cdot l $^{-1}$, el límite establecido por la OMS.

Otro grupo de cianotoxinas recientemente estudiadas a nivel de laboratorio son las saxitoxina, la cilindrospermopsina y la anatoxina-a. En el caso de las saxitoxinas, Burns *et al.* (2009) investigaron la adsorción de esa cianotoxina en suspensiones de sedimentos y suspensiones de arcillas (por ejemplo caolín y caolinita) encontrando una reducción >50% y posterior desorción del 18%. La adsorción fue relacio-

TABLA I
EJEMPLOS DE SISTEMAS DE FILTRACIÓN INDUCIDA EN ALGUNOS LUGARES DEL MUNDO

Localidad	Tipo de cianobacterias / cianotoxina	Cianotoxina agua bruta ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Cianotoxina pozo ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Referencia
Lago Kaukjarvi, Finlandia	<i>Anabaena flos-aquae</i> y <i>A. crassa</i> Toxina: microcistina	0,4-0,9	0,02-0,16	Lahti <i>et al.</i> (1998)
Lago Rehtjarvi, Finlandia	<i>Planktothrix agardhii</i> Toxina: microcistina	0,1-1,9	0,03-0,32 generalmente <0,1	Lahti <i>et al.</i> , 1998
Reservorio Radeburg, Dresden, Alemania	<i>Microcystis</i> spp. y <i>Aphanizomenon</i> spp. Toxina: microcistina	Max. intracelular 18,5 Max. disuelta 0,51	Max. 0,06	Chorus <i>et al.</i> , 2001
Lago Wannsee, Berlin, Alemania	<i>Microcystis aeruginosa</i> sp. Toxina: microcistina	Max. 20,0 no verano Inverno < 0,5	Trazas <0,1	Grutzmacher <i>et al.</i> , 2002
Laguna Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Toxinas: neo-saxitoxina y GTX4	GTX4 intracelular 10,0 y 9,72; disuelta <3,78 neo-Ssxitoxin intracelular <1,58; disuelta 4,10	GTX4 < 3,78 Neo-saxitoxin <1,58	Sens <i>et al.</i> , 2006

nada con la capacidad de intercambio catiónico del adsorbente, lo cual es esperado debido a la carga positiva en las moléculas de saxitoxina a pH <11 y a la carga negativa en las arcillas. Resultados similares fueron observados en el caso de anatoxina-a, con carga positiva a pH menor, de 9,6 (Klitzke *et al.*, 2011). La cilindrospermopsina (zwitterion con una carga positiva y otra negativa) presentó una menor adsorción que las otras toxinas, quedando disuelta en el agua y susceptible al ataque microbiano (Klitzke *et al.*, 2010). En esa forma la biodegradación de más del 92% fue el principal mecanismo de remoción de la cilindrospermopsina. Adicionalmente, la presencia de materia orgánica fácilmente degradable (carbohidratos y péptidos liberados por las células) disuelta en el agua compite con la degradación de las cianotoxinas. Así, la velocidad de degradación de la cilindrospermopsina es aumentada hasta en 10 veces después de que ese tipo de materia orgánica es consumida. En relación con la biodegradación y las condiciones redox (presencia o ausencia de oxígeno) los autores de este artículo no tienen conocimiento de investigaciones concluyentes en relación a los tres tipos de cianotoxinas aquí mencionadas.

Los estudios de laboratorio referidos en los dos párrafos anteriores indican una dependencia del tipo de cianotoxina, presencia de materia orgánica y la composición y tipo de material en el fondo de la fuente de agua y del acuífero. Si las cianotoxinas son fuertemente retenidas por el sedimento, la biodegradación queda comprometida. Las cianotoxinas libres podrían ser biodegradadas. Sin embargo, dependiendo del tiempo de vida media esas cianotoxinas podrían alcanzar los pozos de producción, siendo necesario estimar el tiempo que el agua debe estar en el subsuelo para garantizar la correcta biodegradación. Utilizando, entre otros, datos de los parámetros de adsorción y biodegradación, se puede

modelar y estimar el tiempo mínimo necesario para obtener agua libre de cianotoxinas. Otras variables importantes son el tipo y cantidad de materia orgánica disuelta en el agua, la temperatura y las condiciones de óxido-reducción.

En sistemas con FI a escala piloto y a gran escala, se han realizado estudios de monitoreo de la presencia de cianotoxinas en las fuentes de agua y en los pozos o galerías. Esos estudios demostraron el potencial de la FI para remover cianotoxinas (Tabla I). En los casos en Alemania y Finlandia la concentración de microcistina en el agua de los pozos de captación, fue inferior al valor recomendado por la OMS. Los estudios demostraron como principal mecanismo de remoción la adsorción y la biodegradación. En cuanto a la reducción de saxitoxinas en la Lagoa do Peri fueron analizadas las variantes GTX1, GTX2, GTX3, GTX4, saxitoxina y neo saxitoxina durante cuatro meses (una muestra por mes, entre junio y setiembre de 2005). Solamente las variantes neo saxitoxina (disuelta) y GTX4 (intracelular) fueron detectadas en las muestras de agua bruta. La neo saxitoxina fue detectada en una muestra ($4,1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; con límite de detección de $1,58\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) y la GTX4 fue encontrada dos veces ($9,79\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ y $10,00\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; con límite de detección de $3,78\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Los resultados de análisis en las muestras del pozo de producción, a 20m de la Lagoa do Peri fueron inferiores al límite de detección de todas las cianotoxinas estudiadas (Sens *et al.*, 2006).

Comparación entre FI y otros sistemas de tratamiento

Existen pocos estudios comparando la FI con los sistemas o plantas de tratamiento de agua en relación con la remoción de microorganismos. Clancy y Gollnitz (2003) compararon la reducción de microorganismos en seis sistemas de plan-

tas de tratamiento y seis sistemas de FI en los EEUU y Canadá. Cada sistema fue monitoreado regularmente durante por lo menos un año y hasta por 11 años, para un total de 1400 muestras analizadas. La concentración de algas y diatomeas en el agua superficial varió entre 10^2 hasta más de 10^9 por cada 100 galones. La reducción de actividad microbiana es expresada y medida como unidades logarítmicas (*log removals*) donde, por ejemplo, 2 log corresponden a un 99% de reducción (Rodríguez *et al.*, 2007). Así, la remoción de microorganismos en los sistemas de tratamiento varió desde la no reducción hasta 6 log (99,9999%). En los sistemas de FI la reducción siempre estuvo entre 4 log y 7 log. Cabe aclarar que todos esos sistemas de tratamiento evaluados, eran considerados adecuadamente operados.

En general podemos mencionar las siguientes ventajas de la FI en relación a los sistemas de tratamiento disponibles en cuanto a la remoción de cianobacterias y cianotoxinas:

- Las cianobacterias y el fitoplancton pueden ocasionar la colmatación o taponamiento de los filtros, generando la necesidad de detener el proceso de producción de agua para limpiarlos. Este procedimiento puede requerir el uso de equipos especiales, mano de obra especializada y/o el consumo de energía y agua tratada. Según Gunkel y Hoffmann (2009), en los sistemas de FI también puede ocurrir la colmatación y consecuente reducción de la tasa de infiltración. La colmatación del sistema puede ser debida a procesos mecánicos, químicos y biológicos, como por ejemplo la deposición de materiales finos (silte, arcilla, materia orgánica particulada), precipitación de sales insolubles (como el carbonato de calcio) y desarrollo de biomasa (algas, bacterias, sustancias poliméricas extracelulares), respectivamente. Sin embargo, en la FI el propio

flujo del río o el aumento del caudal durante épocas de lluvia realizan la limpieza natural del sistema. En el caso de lagos y otros reservorios, las olas y el movimiento generados por el viento permiten la resuspensión de los materiales finos. Inclusive, en los ríos y lagos el movimiento y migración de la meiofauna (organismos pequeños, pero no microscópicos, que habitan los sedimentos de ríos y lagos) abren los intersticios del sedimento. Además, estos organismos pueden consumir parte de la materia orgánica particulada presente en los poros del sistema.

- En relación a las cianotoxinas los sistemas de tratamiento generalmente deben contar con varias etapas para adsorber, biodegradar o desactivar/oxidar esos contaminantes. Estos sistemas normalmente requieren de mantenimiento, regeneración, adición de productos químicos y, en el peor de los casos, su sustitución periódica. En la FI la desactivación o degradación de esos contaminantes ocurre gracias a los fenómenos de sorción y biodegradación, siendo en algunos casos la biodegradación el proceso dominante. En algunos casos la dilución con el agua subterránea local de mayor calidad puede ser un proceso de limpieza importante (ver Figura 2).

- Contrariamente a los sistemas de tratamiento que requieren varias etapas, la FI puede ser utilizada como un pretratamiento bastante efectivo o como un único tratamiento. No obstante, la FI puede presentar efectos indeseables, como un aumento de dureza, amonio, hierro, manganeso y la formación de sulfuro de hidrogeno y otros compuestos sulfurados, responsables del mal olor en el agua (Hiscock y Grischek, 2002). Sin embargo, este tipo de problemas puede ser solucionado con sistemas de tratamiento reconocidos como oxidación y filtración.

Consideraciones Finales

La aplicación de la FI para remover cianobacterias y cianotoxinas depende de la forma y tamaño de las especies de cianobacterias, de las características físico-químicas de las cianotoxinas, de la granulometría y composición de los sedimentos del lecho del río/lago y del material que conforma el acuífero adyacente a la fuente de agua superficial.

Adicionalmente, otras condiciones importantes son la calidad del agua superficial y subterránea, la distancia/tiempo de residencia del agua hasta el pozo de captación y el grado de conexión entre el lecho de la fuente del agua y el acuífero.

La FI ha sido aplicada principalmente en regiones templadas, lo que crea la necesidad de estudios en zonas tropi-

cales y subtropicales. En estas regiones, la presencia de materia orgánica y las diferencias de temperatura podrían afectar las condiciones de óxido-reducción del sistema, siendo necesario estudiar el potencial de degradación de las cianotoxinas en condiciones aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas. Además, es preciso evaluar la posible competencia o co-metabolismo de la materia orgánica local en la adsorción y/o degradación de las cianotoxinas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional para Investigaciones Científicas de Costa Rica, al Consejo de Desarrollo Científico y Tecnológico de Brasil, y al Instituto Tecnológico de Costa Rica por la beca de estudios de Doctorado otorgada a Luis G. Romero. A la Vicerrectoría de Investigación y Extensión del Instituto Tecnológico de Costa Rica por su contribución para la publicación de este documento. Finalmente, agradecemos a Timóteo H. S. Barros de la Universidad Federal Rural de Pernambuco por facilitar imagen de cianobacterias.

REFERENCIAS

Bartram J, Carmichael WW, Chorus I, Jones G, Skulberg OM (1999) Introduction. En Chorus I, Bartram J (Eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. Routledge. Londres, RU. pp. 12-24.

Brasil (2011). Portaria N° 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Diário Oficial da União, N° 239. pp. 30-46.

Burns JM, Hall S, Ferry JL (2009) The adsorption of saxitoxin to clays and sediments in fresh and saline waters. *Water Res.* 43: 1899-1904.

Camacho A (2003) Evaluation of the Existing Performance of Infiltration Galleries in Alluvial Deposits of the Parapeti River. En Melin G (Ed) *Riverbank Filtration: The Future Is Now!*. National Water Research Institute. Fountain Valley, CA, EEUU. pp. 207-213.

Chorus I. (2005) Editorial and Summary En Chorus I (Ed.) *Current Approaches to Cyanotoxin Risk Assessment, Risk Management and Regulations in Different Countries*. Agencia Federal del Ambiente. Dessau, Alemania. pp. 1-8.

Clancy JL, Gollnitz WD (2003) Using Microscopic Particulate Analysis for Riverbank Filtration. En Melin G (Ed) *Riverbank Filtration: The Future Is Now!*. National Water Research Institute. Fountain Valley, CA, EEUU. 111-113.

Di Bernardo L, Minillo A, Dantas AD (2010) *Florações de Algas e de Cianobactérias: Suas Influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. LDI/Be. São Carlos, Brasil. 513 pp.

Eckert P, Irmscher R (2006) Over 130 years of experience with Riverbank Filtration in Düsseldorf, Germany. *AQUA* 55: 283-291.

Grützmacher G, Wessel G, Chorus I, Bartel H (2006) Removal of cyanobacterial toxins (microcystins) during slow sand and bank filtration. En Gimbel R, Graham NJD, Collins MR (Eds.)

Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes. IWA. Londres, RU. pp. 171-177.

Grützmacher G, Bartel H, Chorus I (2007) Cyanobacterial toxins in bank filtrate. Under which conditions is their elimination reliable? *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 50: 345-353.

Gunkel G, Hoffmann A (2009) Bank filtration of rivers and lakes to improve the raw water quality for drinking water supply. En Gertsen N, Sønderby L (Eds.) *Water Purification*. Nova Science. Hapauge, NY, EEUU. pp. 137-169.

Hiscock KM, Grischek T (2002) Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J. Hydrol.* 266: 139-144.

Ho L, Hoefel D, Meyn T, Saint CP, Newcombe G (2006) Biofiltration of microcystin toxins: An Australian perspective. En Gimbel R, Graham NJD, Collins MR (Eds.) *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*. IWA. Londres, RU. pp. 162-170.

Hoeger SJ, Hitzfeld BCH, Dietrich DR (2005) Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 203: 231-242.

Hrudey S, Burch M, Drikas M, Gregory R (1999) Remedial measures. En Chorus I, Bartram J (Eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. Routledge. Londres, RU. pp. 267-301.

Kayal N, Newcombe G, Ho L (2008) Investigating the fate of saxitoxins in biologically active water treatment plant filters. *Env. Toxicol.* 23: 751-755.

Klitzke S, Apelt S, Weiler C, Fastner J, Chorus I (2010) Retention and degradation of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in sediments - The role of sediment preconditioning and DOM composition. *Toxicol.* 55: 999-1007.

Klitzke S, Beusch C, Fastner J (2011) Sorption of the cyanobacterial toxins cylindrospermopsin and anatoxin-a to sediments. *Water Res.* 45: 1338-1346.

Kloep F, Röske I (2004) Transport of algal cells in hyporheic sediments of the River Elbe (Germany). *Int. Rev. Hydrobiol.* 89: 88-101.

Kuehn W, Mueller U (2000) Riverbank filtration an overview. *J. Am. Water Works Assoc.* 92: 60-69.

Lahti K, Vaitomaa J, Kivimäki AL, Sivonen K (1998) Fate of cyanobacterial hepatotoxins in artificial recharge of groundwater and in bank filtration. En Peters JH et al. (eds) *Artificial Recharge of Groundwater*. Balkema. Rotterdam, Holanda. pp. 211-216.

Lahti K, Rapala J, Kivimäki AL, Kukkonen J, Niemelä M, Sivonen K (2001) Occurrence of microcystins in raw water source and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science and Technology*. 43: 225-228.

Logsdon G (2008) *Filtration Water Filtration Practice: Including Slow Sand Filters and Precoat Filtration*. AWAA. Denver, CO, EEUU. 295 pp.

Luca SJ, Pogorer MG, Luca MA (2010) Oxidação de microcistina L-R em águas pelo ion ferrato(VI). *Eng. Sanit. Amb.* 15: 5-10.

Mesquita E, Menaia J, Rosa MJ, Costa V (2006) Microcystin-LR removal by bench scale biologically-activated-carbon filter. En Gimbel R, Graham NJD, Collins MR (Eds.) *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*. IWA. Londres, RU. pp. 373-383.

Metz DH, Pohlman RC, Vogt J, Summers RS (2006) Removal of MIB and geosmin by full-scale biological sand filter. En Gimbel R, Graham NJD, Collins MR (Eds.) *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Bio-*

- filtration Processes*. IWA. Londres, RU. pp. 352-359.
- Miller MJ, Critchley MM, Hutson J, Fallowfield, HJ (2001) The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins from water onto soil during batch experiments. *Water Res.* 35: 1461-1468.
- Miller MJ, Hutson J, Fallowfield HJ (2005) The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins as a function of soil properties. *J. Water Health* 3: 339-347.
- Newcombe G, Nicholson B (2002) Treatment options for the saxitoxins class of cyanotoxins. *Water Sci. Technol. Water Supply* 2: 271-275.
- Post GB, Atherholt TB, Perry DC (2011) Health and aesthetic aspects of drinking water. En Edzwald JK (Ed.) *Water Quality & Treatment. A Handbook of Drinking Water*. McGraw Hill. Nueva York, EEUU. pp. 2.1-2.99.
- Rabelo L (2006) *Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton*. Tesis de Maestría, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidad Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Brasil. pp 152.
- Ray C (2008) Worldwide potential of riverbank filtration. *Clean Technol. Env. Policy* 10: 223-225.
- Rodríguez MJ, Rodríguez G, Serodes J, Sadiq R (2007) Subproductos de la desinfección del agua potable: formación, aspectos sanitarios y reglamentación. *Interiencia* 32: 749-756.
- Rosinato J, Newcombe G, Nicholson BC, Sztajn bok P (2001) Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters. *Water Res.* 35: 23-32.
- Schijven J, Berger P, Miettinen I (2002) Removal of pathogens, surrogates, indicators, and toxins using riverbank filtration. En Ray C, Melin G, Linsky RB (Eds.) *Riverbank Filtration Improving Source-Water Quality*. Kluwer. Dordrecht, Holanda. pp. 73-116.
- Sens ML, Dalsasso RM, Mondardo RI, Melo Filho LC (2006) Filtração em margem. In *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico PROSAB. Edital. Rio de Janeiro, Brasil. pp. 173-236.
- Sivonen K, Jones G (1999) Cyanobacterial toxins En Chorus I, Bartram J (Eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. Routledge. Londres, RU. pp. 55-124.
- Stuyfzand PJ, Juhász-Holterman MHA, Lange WJ (2006) Riverbank filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions. En Hubbs SA (Ed.) *Riverbank Filtration Hydrology*. Springer. Dordrecht, Holanda. pp. 119-153.
- Viana-Veronezi M, Giani A, Melo CS, Gomes LL, Libânio M (2009) Avaliação da remoção de saxitoxinas por meio de técnicas de tratamento das águas de abastecimento. *Eng. Sanit. Amb.* 14: 193-204.
- Westrick JA (2003) Manager to manager -Everything a manager should know about algal toxins but was afraid to ask. *J. Am. Water Works Assoc.* 95: 26-34.
- Westrick JA, Szlag DC, Southwell BJ, Sinclair J (2010) A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. *Anal. Bioanal. Chem.* 10: 1705-1714.
- WHO (2008) *Guidelines for Drinking Water Quality: VI. Recommendations* World Health Organization. Ginebra, Suíça. 668 pp.
- Zamyadi A, Ho L, Newcombe G, Daly RI, Burch M, Baker P (2010) Release and oxidation of cell-bound saxitoxins during chlorination of *Anabaena circinalis* cells. *Env. Sci. Technol.* 39: 9055-9061.

BANK FILTRATION AS A WATER TREATMENT ALTERNATIVE FOR THE REMOVAL OF CYANOBACTERIA AND CYANOTOXINS

Maurício L. Sens, Bruno S. Pizzolatti, Renata Iza Mondardo and Luis G. Romero

SUMMARY

Removal of cyanobacteria from water requires the water treatment systems to prevent the breakage of the cells, so as to avoid the possible increase of cyanotoxin concentration. The effective removal of cyanobacteria and cyanotoxins normally requires systems with several stages. Bank filtration (BF) is presented as an effective alternative to eliminate or reduce those pollutants. BF involves pumping water from wells or infiltration galleries located on the banks of the superficial water bodies. It can operate as a sole treatment or as a rather effective pre-treatment. Some of the parameters that determine the removal of algae and cyanobacteria include the shape and size of the cells, the type of material from

the aquifer and the bottom of the water source, and the distance/travel time of the water to the wells. Removal of cyanotoxins can occur by adsorption and biodegradation mechanisms; both of them depend on the type of water body bottom and aquifer materials, and on the physicochemical characteristics of the cyanotoxins. In general, for the successful implementation of BF, a hydraulic connection between the bed of the water source and the local groundwater must exist. It is also necessary to study local conditions such as temperature, type and amount of organic matter in the water, redox conditions and changes in the level of rivers and lakes in extreme conditions (dry and rainy seasons).

A FILTRAÇÃO INDUZIDA COMO UMA ALTERNATIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA REMOVER CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

Maurício L. Sens, Bruno S. Pizzolatti, Renata Iza Mondardo e Luis G. Romero

RESUMO

Para remover as cianobactérias, os sistemas de tratamento de água devem procurar a remoção das células de forma intacta, evitando sua ruptura e possível aumento de concentração de cianotoxinas. Para conseguir a remoção efetiva de cianobactérias e cianotoxinas, normalmente devem utilizar-se sistemas de várias etapas. A filtração induzida (FI) se apresenta como uma alternativa eficaz para eliminar ou reduzir esses contaminantes. A FI consiste em bombear água de poços e galerias de infiltração, localizados nas bordas ou margem das fontes de água. A FI pode funcionar como um único tratamento ou como um pré-tratamento bastante efetivo. A forma e tamanho das células, o tipo de material do fundo da fonte de água e do aquífero, e a distância/tempo

de recorrido da água até os poços, são alguns dos parâmetros determinantes para a eliminação de cianobactérias e algas. A remoção das cianotoxinas pode dar-se por mecanismos de adsorção ou biodegradação; ambos os mecanismos dependem do tipo de materiais do fundo do corpo de água e do aquífero, assim como das características físico-químicas das cianotoxinas. Em geral, para a aplicação exitosa da FI se deve garantir a conexão hidráulica entre o leito da fonte de água e a água subterrânea local. Além disso, é necessário estudar condições locais tais como temperatura, tipo e quantidade de matéria orgânica na água, condições de oxido-redução, e as variações de nível nos rios e lagos em condições extremas (época seca e chuvosa).