

Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales

Fernando Cobo*

Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Universidad de Santiago de Compostela, Castroagudín, Cea, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.

* Autor responsable de la correspondencia: fernando.cobo@usc.es

Recibido: 21/01/2014

Aceptado: 05/05/2014

ABSTRACT

Methods to control cyanobacteria blooms in inland waters

Blooms of phytoplankton organisms, especially cyanobacteria represent an important economic and ecological problem in the management of water and aquatic ecosystems. The biomass increment, besides causing aesthetic problems, such as the appearance of foams and odors, alters the taste of drinking water and causes deoxygenation and water chemistry changes when it decomposes compromising the survival of aquatic organisms. However, blooms of cyanobacteria are the most studied and known as these organisms produce bioactive metabolites (cyanotoxins) that constitute a serious environmental problem with serious implications on human and animal health. Therefore, the need to resolve the problems associated with cyanobacteria has led to the use of multiple techniques to alleviate their uncontrolled development and improve water quality.

This paper is a review of methods for cyanobacterial blooms control in inland waters. All these techniques are related to the factors that regulate the primary production. Thus, the reduction of the external phosphorus loading is sought through the control of inputs in the watershed (agriculture, sanitation, industry, etc.), but also by acting directly on the water body. Moreover, within this intervention strategy on the primary factors controlling the growth of autotrophs, techniques to limit the incident light have also been developed. Mechanical control has been addressed by physical removal of the biomass of cyanobacteria, application of ultrasounds, etc. For the chemical controls a variety of compounds with very different effects, ranging from the application of algacides or herbicides to oxidants and other substances such as Cu, MnO₄K₂, H₂O₂, etc. have been used. Simultaneously, a large number of agents for biological control have been tested with varying success (e.g. viruses, bacteria, protozoa, fungi, aquatic plants, fish) and plant materials in aerobic decomposition have been widely used.

Key words: Cyanobacteria blooms, bioremediation, cyanotoxins, inland waters.

RESUMEN

Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales

Las proliferaciones masivas, o floraciones, de organismos del fitoplancton, y entre ellos de las cianobacterias, representan un importante problema económico y ecológico en la gestión del agua y de los ecosistemas acuáticos. El incremento de biomasa, además de ocasionar problemas estéticos como la aparición de espumas y olores desagradables, altera el sabor del agua de consumo y, al descomponerse, causa desoxigenación modificando la química del agua, cambios que influyen en la supervivencia de los organismos acuáticos. Sin embargo, las floraciones de cianobacterias son las más estudiadas y conocidas porque estos organismos pueden producir metabolitos bioactivos (cianotoxinas) que constituyen un serio problema ambiental con graves repercusiones sobre la salud humana y animal. Por ello, la necesidad de resolver los problemas ligados a las cianobacterias ha conducido al empleo de múltiples técnicas para paliar su desarrollo descontrolado y mejorar la calidad del agua.

En este trabajo se realiza una revisión de los métodos para el control de las floraciones en aguas continentales. En todas las metodologías de control de las floraciones se desarrollan técnicas que están relacionadas con los factores que regulan la producción primaria. Así, se busca la disminución de la entrada de nutrientes (del fósforo, principalmente) a través del control de entradas en la cuenca (agricultura, saneamiento, industria, etc.), pero también actuando directamente sobre la masa de agua. Además, dentro de esta estrategia de intervención sobre los factores primarios de control del crecimiento de los autótrofos, se han desarrollado técnicas que persiguen la limitación de la luz incidente. El control mecánico se ha abordado

mediante la eliminación física de la biomasa de cianobacterias, la aplicación de ultrasonidos, etc. Por otro lado, para el control químico se ha utilizado una gran variedad de compuestos con efectos muy dispares que van desde la aplicación de alguicidas o herbicidas hasta oxidantes y otras sustancias como el Cu, MnO_4K_2 , H_2O_2 , etc. Simultáneamente, se ha probado un gran número de agentes para el control biológico con mayor o menor éxito (virus, bacterias, protozoos, hongos, plantas acuáticas, peces...) y de manera muy extendida se han utilizado materiales vegetales en descomposición aerobia.

Palabras clave: Cianobacterias, blooms, biorremediación, cianotoxinas, aguas continentales.

INTRODUCCIÓN

Como el nuevo Jano de la investigación hidrobiológica, las cianobacterias se nos presentan con dos caras opuestas: sus floraciones desmesuradas pueden representar un importante problema económico y ecológico en la gestión del agua y de los ecosistemas acuáticos (Brabrand *et al.*, 1983; Chorus & Mur, 1999), pero también encierran un gran interés científico e industrial, puesto que son productores primarios muy importantes en las redes tróficas acuáticas (Drenner *et al.*, 1996) y unas excelentes fuentes de recursos, pues el desarrollo de determinadas líneas de investigación aplicada ha posibilitado su utilización como suministro de proteínas, fertilizantes, agentes de biorremediación e incluso en la producción de biocombustibles (Zarull *et al.*, 2002).

La aparición de proliferaciones masivas, o floraciones, de organismos del fitoplancton, y entre ellos de las cianobacterias (fig. S1, disponible como material suplementario en www.limnetica.net/internet) se relaciona con los procesos de eutrofización (Smith & Schindler, 2009). El incremento de biomasa, además de ocasionar problemas estéticos como la aparición de espumas y olores desagradables, altera el sabor del agua de consumo y, al descomponerse, causa desoxigenación modificando la química del agua, cambios que influyen en la supervivencia de los animales acuáticos. Las floraciones de cianobacterias son las más estudiadas y conocidas porque estos organismos pueden producir metabolitos bioactivos (cianotoxinas) que constituyen un serio problema ambiental con graves repercusiones sobre la salud humana y animal (Chorus & Bartram, 1999). Por ello, la necesidad de resolver los problemas ligados a las cianobacterias ha conducido al empleo de múltiples técnicas para paliar su desarro-

llo descontrolado y mejorar la calidad del agua (Cobo *et al.*, 2012).

En todas las metodologías de control de las floraciones se desarrollan técnicas que están relacionadas con los factores que regulan la producción primaria (Hosper & Meijer, 1986; Jørgensen *et al.*, 2005). Así, se busca la disminución de la entrada de nutrientes (del fósforo, principalmente) a través del control de entradas en la cuenca (agricultura, saneamiento, industria, etc.), pero también actuando directamente sobre la masa de agua (Pearl & Otten, 2013). Además, dentro de esta estrategia de intervención sobre los factores primarios de control del crecimiento de los autótrofos, se han desarrollado técnicas que persiguen la limitación de la luz incidente. Por otro lado, para el control químico se ha utilizado una gran variedad de compuestos con efectos muy dispares, que van desde la aplicación de alguicidas o herbicidas hasta oxidantes y otras sustancias como Cu, MnO_4K_2 , H_2O_2 , etc (Lam *et al.*, 1995). Simultáneamente, se ha probado un gran número de agentes para el control biológico con mayor o menor éxito.

A continuación se presenta una revisión crítica de los métodos de control más empleados agrupados, por simplicidad expositiva, en cuatro tipos básicos: control de nutrientes, métodos mecánicos, métodos químicos y métodos biológicos (Fig. 1) (Tabla 1).

MÉTODOS DE CONTROL

Control de nutrientes

La reducción de nutrientes es sin duda la mejor estrategia para limitar la incidencia de las floraciones de cianobacterias (Dokulil & Teubner,

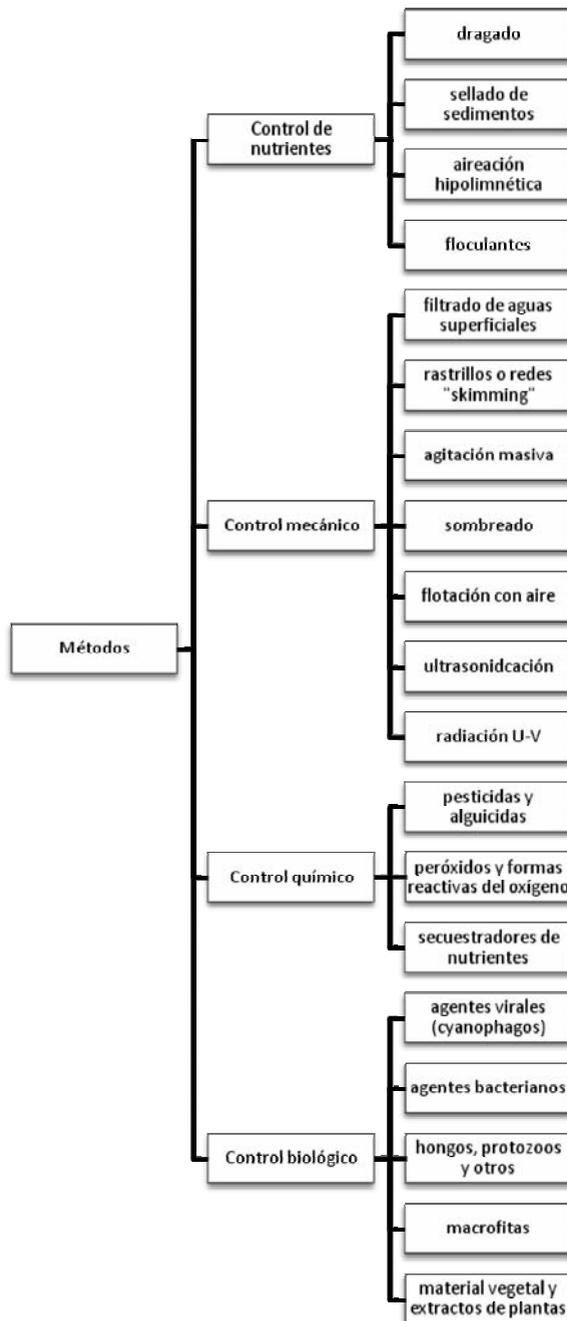


Figura 1. Diagrama de las metodologías más utilizadas para el control de floraciones de cianobacterias. *Diagram with the most common methodologies for the cyanobacteria bloom control.*

aplicado varios métodos para reducir la carga de fósforo interna y mitigar las floraciones de cianobacterias mediante su reducción a través de mecanismos de adsorción/precipitación, el dragado o sellado del sedimento; o bien limitando la disponibilidad de nutrientes con técnicas de lagunaje, forzando la rotura de la estratificación (Verner, 1994; Visser *et al.*, 1996; Jungo *et al.*, 2001) o reduciendo el tiempo de residencia (Δ tasa de renovación) (Hosper & Meijer, 1986; Ahlgren, 1989; Jagtman *et al.* 1992). Algunos de estos métodos también se dirigen a impedir las condiciones favorables para la supervivencia de cianobacterias en los sedimentos.

La retirada controlada de sedimentos o la eliminación de las capas superiores suelen ser métodos muy eficaces para reducir el contenido de nutrientes en lagos o embalses y además eliminar la mayor parte del "inóculo" de cianobacterias (Zarull *et al.*, 2002; Cooke *et al.*, 2005). Sin embargo, los problemas asociados no sólo con la cantidad de sedimentos y su distribución en el lecho, sino con el contenido en sustancias tóxicas, la destrucción de la fauna bentónica, la disponibilidad de zonas de vertido y tratamiento y los elevados costes de la técnica hacen que frecuentemente se plantee el manejo de los sedimentos en la propia masa de agua (Cooke *et al.*, 2005). Así, el sellado que se usa especialmente para el tratamiento de sedimentos contaminados por metales u otras sustancias tóxicas persistentes, puede ser utilizado para reducir la removilización de nutrientes a disposición de las cianobacterias. La manera más simple de aislamiento del sedimento consiste en cubrirlos con una capa de arena o grava con un grosor que evite la bioturbación y la suspensión del sedimento original por la formación de gases. Más frecuentemente se emplean sistemas de barreras activas: geotextiles o productos geoquímicos capaces inmovilizar los nutrientes y contaminantes. Se han empleado diversas formas de calcita, mezclas de sales de aluminio, zeolitas, arcillas modificadas y caolín (Jacobs & Forstner, 1999; Hart *et al.*, 2003).

2000; Conley *et al.*, 2009; Smith & Schindler, 2009) y, por ello, dentro de los procedimientos clásicos de control de la eutrofización, se han

En lagos y embalses estratificados relativamente pequeños con altas concentraciones de fósforo en el hipolimnion y una intensa liberación de fósforo de los sedimentos en condiciones

anóxicas, se han efectuado bombeos o descargas selectivas de agua hipolimnética (Cook *et al.*, 2005). Sin embargo, pueden producirse serios efectos negativos aguas abajo debido a la descarga de agua con una temperatura más baja, nutrientes, amoníaco, sulfuro de hidrógeno y otros compuestos tóxicos (Chorus & Mur, 1999).

En ocasiones se fuerza la aireación y oxigenación hipolimnética con la intención de mantener el oxígeno en el fondo del lago, de manera que el hierro permanezca precipitado y se reduzca la liberación de fósforo (McComas & Stuckert, 2011). La aireación se consigue introduciendo aire comprimido en el fondo a través de tubos perforados. Sin embargo, este método puede romper las condiciones de estratificación de la masa de agua y producir un aumento de nutrientes en el epilimnion, lo que puede contribuir al crecimiento de las cianobacterias (Steinberg & Arzet, 1984). Por lo tanto, la aireación hipolimnética debe estar diseñada para aumentar el contenido de oxígeno en el hipolimnion sin romper la estratificación, combinándola con métodos para no elevar la temperatura del hipolimnion (Cooke *et al.*, 2005). Aunque contribuye a la mejora de la calidad del agua en sistemas de abastecimiento (McComas, 2002), este método puede ser costoso y requiere unas especiales condiciones de profundidad y estratificación de la masa de agua; además la sobresaturación de N₂ puede provocar la muerte de los peces por embolia gaseosa (Kortmann *et al.*, 1994).

Otros tipos de control de nutrientes tienen su fundamento en el secuestro del fósforo por adhesión y precipitación (Wolter, 1994; Sondergaard *et al.*, 2002; McComas, 2002; Jørgensen *et al.*, 2005). Hay disponible una amplia gama de compuestos que se pueden utilizar como coagulantes o floculantes: alumbre, sales de aluminio, hierro y calcio o sus combinaciones y algunos materiales de arcilla (Holz & Hoagland, 1998; Rydin & Welch, 1998; Kang *et al.*, 2003; Reitzel *et al.*, 2005). En general, estos métodos llevan emparejada cierta toxicidad o un elevado riesgo de acumulación en el sedimento de concentraciones peligrosas de nutrientes que pueden ser liberados en un período posterior (Mason, 2002; Sondergaard *et al.*, 2002).

Métodos de control mecánico

Los métodos de control mecánico incluyen tanto la retirada directa de las cianobacterias como el control de su crecimiento por reducción de la luz o la muerte celular por medios físicos. Frecuentemente se ha intentado el filtrado de aguas superficiales o la eliminación en superficie de especies filamentosas mediante rastrillos o redes (*skimming*) (Barrett, 1994; McComas & Stuckert, 2011). Se ha ensayado, también, la restricción de la disponibilidad de luz (p. e. mediante el sombreado con láminas de plástico) afectando a la actividad metabólica y, por lo tanto, a la tasa de crecimiento (Murray, 2009).

Dependiendo de las características de la masa de agua se ha procedido a la agitación masiva mediante bombas o rotores que provocan la mezcla del agua evitando la estabilización de las cianobacterias cerca de la superficie y consiguiendo la reducción del crecimiento por limitación de la luz (Visser *et al.*, 1996; Huisman *et al.*, 2004; Verspagen *et al.*, 2006; Mitrovic *et al.*, 2011) a la adición de floculantes que producen la aglomeración de las células y su sedimentación (Robb *et al.*, 2003; Van Oosterhoutand & Lürling, 2011) o, por contraposición, a la flotación con aire que también provoca la aglomeración, en este caso, en la superficie, de manera que se pueden extraer mediante *skimming* (Henderson *et al.*, 2008).

En los últimos años se han propuesto nuevas técnicas como la ultrasonificación (McComas & Stuckert, 2011). Muchas especies formadoras de blooms pueden regular su flotación y su posición en la columna de agua mediante vacuolas de gas, lo que representa una ventaja competitiva frente a otras especies del fitoplancton. La aplicación de los ultrasonidos (3 segundos, potencia de entrada 120 W, 28 kHz) rompe las vesículas de gas y facilita la sedimentación de las células de cianobacterias sin que se produzca la lisis celular, por lo que no se aumenta la liberación de microcistinas, aunque la ultrasonificación también altera la actividad fotosintética (Lee *et al.*, 2001). Sin embargo, las vesículas se regeneran en un tiempo relativamente corto después de que cese la aplicación de ultrasonidos (Walsby, 1992; Ahn *et al.*, 2003a). Existe, no obstante, una importante falta

de información sobre los efectos del ultrasonido en los organismos y en los ecosistemas acuáticos.

Más raramente se han intentado controlar las floraciones de cianobacterias con la aplicación de radiación UV (75mW/scm²) directamente sobre el agua (Kolmakov, 2006). De hecho, este tipo de metodologías tiene un elevado coste frente a los escasos resultados obtenidos, ya que reducen el problema sólo durante un corto periodo de tiempo. Además, son poco específicos, pues afectan a la totalidad del fitoplancton.

Métodos de control químico

Las técnicas que utilizan un control de tipo químico producen un efecto directo mediante la utilización de compuestos como el ozono (Rositano *et al.*, 1998) y diferentes pesticidas y alguicidas (Kenefick *et al.*, 1993; Lam *et al.*, 1995; Peterson *et al.*, 1997; Pratt *et al.*, 1997; CEH, 2004; Griffiths & Saker, 2003). Los pesticidas más conocidos para el control de cianobacterias son el diquat, la terbutrina y la atrazina. Mientras que los dos primeros no son selectivos y afectan a cualquier tipo de organismo, la atrazina inhibe el flujo de electrones al fotosistema II (Kolmakov, 2006) afectando selectivamente a los organismos autótrofos.

Desde hace tiempo se conoce el efecto altamente tóxico para las cianobacterias de las quinonas (Fitzgerald *et al.*, 1952) y más recientemente han aparecido publicaciones sobre derivados de quinonas para eliminar selectivamente a las cianobacterias o inhibir su crecimiento (Schrader, 2003; Schrader *et al.*, 2003).

La sustancia alguicida más utilizada es el sulfato de cobre (Van Hullebusch *et al.*, 2002; Griffiths & Saker, 2003), aunque se ha demostrado que las cianobacterias pueden desarrollar resistencia al cobre (Shavyrina *et al.*, 2001; García-Villada *et al.*, 2004).

En general, no se controla la persistencia en el medio de estas sustancias, son inespecíficas y pueden producir daños por bioacumulación o biomagnificación en otros organismos (Hanson & Stefan, 1984; Havens, 1994; Barrett, 1994; Murray-Gulde *et al.*, 2002; Cyrino de Oliveira *et al.*, 2004).

Más recientemente se han estudiado los efectos selectivos en las cianobacterias del peróxido de hidrógeno (H₂O₂) en disolución o en su forma sólida (carbonato de sodio peroxihidratado, 2Na₂CO₃·3H₂O₂), con dosis que varían desde 0.3 hasta 5 mg/l, dependiendo, entre otras condiciones, de la especie, la capacidad de formar colonias y la intensidad de la luz (Kay *et al.*, 1984; Cornish *et al.*, 2000; Drábková *et al.*, 2007; Barrington & Ghadouani, 2008; Barrington *et al.*, 2011; Matthijs *et al.*, 2012). El mismo efecto se puede lograr por otros tipos de peróxidos, por ejemplo peróxidos orgánicos, como el ácido peracético (Quimby *et al.*, 1988; Martin, 1992) y con formas reactivas del oxígeno que se forman a partir de varias moléculas fotosensibles tras la excitación por la luz. Las más comunes son: el superóxido (O₂⁻), el radical hidroxilo (OH⁻) y el ozono (O₃) (Hancock *et al.*, 2001). De este modo, la materia orgánica disuelta y especialmente las sustancias húmicas mantienen, por efecto fotocatalítico, bajos niveles de especies reactivas del oxígeno en aguas dulces (Steinberg, 2003).

Métodos de control biológico

Estos métodos implican la utilización tanto de organismos como de materiales y sustancias naturales derivadas de ellos. Se han considerado y estudiado una gran variedad de organismos acuáticos basándose en fenómenos de depredación, parasitismo o la liberación de metabolitos que suprimen el crecimiento de cianobacterias. El conocimiento en este ámbito se basa en su mayoría sólo en estudios de laboratorio y no hay aplicaciones directas exitosas en el campo, pues el cultivo a gran escala de muchos de estos organismos es problemático. Sin embargo, entre los intentos aplicados con compuestos o materiales naturales se encuentran las opciones más prometedoras en cuanto a eficiencia, rentabilidad y seguridad medioambiental.

Virus

Safferman & Morris (1964) llevaron a cabo los primeros estudios que condujeron al aislamiento y purificación parcial de un virus de cianobacte-

rias, al que se llamó LPP-1 porque lisaba especies de los géneros *Lyngbya*, *Plectonema* y *Phormidium*. Aunque Gons *et al.* (2002) describieron una repentina disminución de la biomasa de cianobacterias acompañada por la aparición de cianofagos, hay pocos estudios recientes que traten del posible control de floraciones de cianobacterias por virus (Tucker & Pollard, 2005; Yoshida *et al.*, 2006). Los principales obstáculos de la aplicación de este método residen en las propias características de los virus: su alto grado de especificidad, incluso para una cepa en particular, lo que supone que la cianobacteria afectada pueda ser fácilmente sustituida por otras especies de cianobacterias (Van Hannen *et al.*, 1999); la aparición de cepas resistentes (Padan & Shilo, 1973) y la influencia de los factores ambientales (Sigee *et al.*, 1999). Además, la interacción de los cianofagos con las cianobacterias en el medio natural es imprevisible, lo que complica su aplicación efectiva como agentes de control en lagos y embalses.

Bacterias

En la utilización de agentes bacterianos como alternativa para el control de floraciones, la literatura existente no disipa la duda de si se trata realmente de bacterias patógenas de las cianobacterias, o si las especies seleccionadas actúan como saprofitos que se alimentan de la materia en descomposición procedente de cianobacterias muertas, como consecuencia de procesos letales diferentes. A pesar de ello, en un buen número de casos, las bacterias lisan a las cianobacterias actuando de forma diferente en función de los niveles de población, de los nutrientes y del estado del agua (Sallal, 1994; Sigee *et al.*, 1999; Manage *et al.*, 2000; Rashidan & Bird, 2001). Así, pueden producir la lisis por contacto (adhesión bacteriana), mediante la formación de compuestos extracelulares, o lisar las células por endobiosis (Imamura *et al.*, 2000, 2001; Ahn *et al.*, 2003b; Nakamura *et al.*, 2003; Choi *et al.*, 2005; Shi *et al.*, 2006; Gumbo *et al.*, 2008).

Los requisitos de estos agentes bacterianos para el control biológico deben incluir la capacidad de actuar en un amplio espectro y tener

una elevada capacidad de respuesta frente a los cambios fisiológicos y ecológicos de las especies de cianobacterias y sus mutaciones (p. e. en las proteínas de su superficie). También es necesario que posean una alta tasa de supervivencia y una adecuada tasa de reproducción, incluso en presencia de un bajo número de células cianobacterianas. Además, las bacterias empleadas para el control de floraciones han de tener una buena capacidad de adaptación ante amplias variaciones en las condiciones físicas (Daft *et al.*, 1985). Estas características se presentan aceptablemente en algunas especies del género de Mixobacterias: *Myxococcus* (orden Myxococcales). Estas bacterias, depredadoras o saprofitas, que pueden moverse activamente desplazándose en colonias autoorganizadas de tipo biopelícula, que se denominan “enjambres”, fueron propuestas, en ocasiones, para el control de cianobacterias (Gumbo *et al.*, 2008).

Hongos (y Actinobacterias)

El género de Actinomicetos *Streptomyces* (Actinobacterias) es muy común en aguas dulces y suele aparecer en el sedimento o a lo largo de la costa asociado a la vegetación, a las propias cianobacterias o a algas verdes. Se cree que los actinomicetos pueden actuar de forma directa produciendo factores antibióticos y agentes líticos, o estar indirectamente involucrados como agentes de control biológico en la inhibición de las cianobacterias cuando se utiliza paja de cebada, donde serían parte de una amplia gama de microorganismos que producen sustancias antimicrobianas (Newman & Barrett, 1993). *Streptomyces exfoliatus* causa el 50 % de la mortalidad de *Anabaena*, *Microcystis* y *Oscillatoria* (Sigee *et al.*, 1999).

Suscitaron interés hongos patógenos como *Acremonium* (= *Cephalosporium*), y *Emerizolopsis* (Sordariomicetos) cuya capacidad para lisar células de cianobacterias se asoció a la formación de factores extracelulares estables que se difunden a lo largo del tiempo (Redhead & Wright, 1978), o también la especie *Rhizophidium planktonicum* (Chytridiales) (Canter & Lund, 1951). El problema de su utilización para un posible control son las dificultades de

su cultivo a gran escala (Daft *et al.*, 1985) y que los factores extracelulares sólo afectan a las cianobacterias si se encuentran muy próximas a los hongos y además, en aguas para consumo, estas sustancias extracelulares pueden ser tóxicas por ingestión (tricoteceno) y originar náuseas o diarrea.

Protozoos

Las cianobacterias constituyen un alimento frecuente en muchos grupos de protozoos, entre otros los géneros de ciliados *Nassula*, *Obertrumia*, el flagelado *Ochromonas* y los rizópodos *Acanthamoeba*, *Mayorella* y *Nuclearia* (Brand *et al.*, 1983; Canter *et al.*, 1990; Fialkowska & Pajdak-Stos, 2002). No obstante, la eficacia de los protozoos como agentes de control biológico de cianobacterias depende de varios factores: de su propia tasa de crecimiento, de la tasa de pastoreo que posean, de la depredación específica que ejerzan, de la tasa de crecimiento de las cianobacterias y de las relaciones con sus propios depredadores (Sigeo *et al.*, 1999).

Macrófitas

En lagos someros y humedales se ha promovido el crecimiento de plantas acuáticas que consiguen frenar el desarrollo del fitoplancton porque absorben nutrientes del agua y del sedimento, compitiendo con el fitoplancton y limitando la disponibilidad de luz para él. Además las macrófitas reducen la resuspensión de sedimentos y nutrientes causada por el viento, lo que limita la turbidez, y sirven como refugio al zooplancton durante sus migraciones diurnas horizontales, permitiendo que la depredación sobre el fitoplancton se mantenga (McComas, 2002; Cooke *et al.*, 2005).

Algunas especies liberan sustancias alelopáticas para disminuir el crecimiento del epifiton que podrían limitar colateralmente el crecimiento de las cianobacterias o producir cambios en la biomasa o en la composición del fitoplancton (Wium-Andersen *et al.*, 1982; Körner & Nicklisch, 2002; Glomski *et al.*, 2002). Se han publicado trabajos sobre los efectos inhibidores de *Miriophyllum* (Saito *et al.* 1989; Nakai *et al.*

1996), *Chara* (Berger & Schagerl, 2003), *Ceratophyllum* (Jasser, 1994), *Stratiotes* (Mulderij *et al.*, 2005), *Typha* (Aliota *et al.*, 1990) y *Elo-dea* (Erhard & Gross, 2006). La introducción de *Miriophyllum spicatum* causa la inhibición del crecimiento de *Microcystis aeruginosa* por alelopatía mediante la acción sinérgica de los compuestos polifenólicos que libera (ácidos elágico, gálico y pirogálico, además de (+) catecol y ácido conostático) (Gross *et al.*, 1996; Nakai *et al.*, 2000, 2005; Kolmakov, 2006). A pesar de ello, se necesita una investigación adicional en la naturaleza para evaluar la eficacia de la inhibición del crecimiento de cianobacterias y obtener más información sobre la relevancia ecológica de la introducción de macrófitas.

Ictiofauna

Basándose en el conocimiento de las interacciones tróficas en cascada de los ecosistemas lenticos, se han desarrollado técnicas de “biomanipulación” consistentes en manipular los niveles tróficos con el fin de lograr una disminución en la biomasa del fitoplancton. Existe una amplia bibliografía al respecto (Threlkeld, 1988; Benndorf, 1990; De Melo *et al.*, 1992; Hosper & Meijer, 1993; Drenner *et al.*, 1996; Benndorf *et al.*, 2002; Mehner *et al.*, 2002; entre otros) y ha pasado a convertirse en una tecnología frecuente de conservación y recuperación de ecosistemas acuáticos (Gulati *et al.*, 1990; Moss *et al.*, 1996; Perrow *et al.*, 1997; Drenner & Hambright 1999).

Paralelamente, los intentos de reducir el desarrollo de floraciones de cianobacterias por pastoreo directo por peces herbívoros constataron que la actividad metabólica del fitoplancton después del paso por el intestino no se ve afectada o incluso aumenta (Kolmakov & Gladyshev, 2003; Gavel *et al.*, 2004; Friedland *et al.*, 2005). Sin embargo, más del 95 % de las colonias de *Microcystis* no son viables después del paso por el tubo digestivo de la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*), que tiene en su estómago un pH extremadamente bajo (Getachew, 1989; Jančula *et al.*, 2008). Con la introducción de peces fitófagos pueden producirse fenómenos de ictioeutrofización en el sentido de Opuszynski (1978) y efec-

Tabla 1. Resumen de las características de los métodos para el control de las floraciones en aguas continentales. *Summary of the main features of the methods for cyanobacterial bloom control in inland waters.*

Método	Finalidad	Condiciones de aplicación	Ventajas	Inconvenientes	Efectividad
Dragado	Reducir la carga de fósforo interna e impedir las condiciones favorables para la supervivencia de cianobacterias en el sedimento	Riesgos de contaminación por resuspensión de metales pesados o de tóxicos secuestrados en el sedimento	Elimina la mayor parte del "inóculo" de cianobacterias	Elevados costes. Escasas zonas de vertido dónde depositar los sedimentos. Contenido en sustancias tóxicas del sedimento. Destrucción de la fauna bentónica.	Eficaz para reducir el contenido de nutrientes en lagos o embalses
Sellado de sedimentos	Cubrir los sedimentos con una capa de arena, grava o barreras activas que eviten la bioturbación y la suspensión del sedimento original.	Dificultades técnicas según la profundidad y extensión del fondo.	Reduce la removilización de contaminantes y de nutrientes a disposición de las cianobacterias	Elevados costes.	Limitada. El sedimento vuelve a depositarse sobre el sellado, si no se evita la entrada de nutrientes.
Aireación hipolimnética	Evitar la hipoxia del hipolimnion y la liberación del fósforo adsorbido	Requiere aguas poco profundas pero estratificadas. No se debe romper la estratificación.	Mejora de la calidad del agua destinada al abastecimiento	Costoso. Efectos negativos aguas debajo de embalses. Puede romper las condiciones de estratificación y producir un aumento de nutrientes en el epilimnion. La sobresaturación de aire puede provocar la muerte de los peces por embolia gaseosa.	Limitada
Floculantes	Secuestro del fósforo por adhesión y precipitación	Control de la dosificación y el tipo de floculante.	Aumento de la transparencia del agua.	Cierta toxicidad. Elevado riesgo de acumulación de nutrientes en el sedimento que pueden ser liberados en un período posterior.	Limitada. Más efectiva en masas de agua de pequeño tamaño.
Filtrado de aguas superficiales	Retirada directa de las cianobacterias	Requiere bombas de aspiración. Tratamiento de las cianobacterias como residuos tóxicos o peligrosos	Fácil aplicación	Bajo coste. Durante el filtrado se pueden romper las células y liberar las toxinas al medio	Eficaz en masas de agua de pequeño volumen.
Rastrillos o redes <i>skimming</i>	Retirada directa de las cianobacterias	Es necesario que se haya formado espuma de cianobacterias. Deben tratarse como residuos tóxicos o peligrosos.	Fácil aplicación y bajo coste	Sólo se recogen las aglomeraciones en superficie. Debe controlarse su transporte y almacenamiento	Muy limitada.
Agitación masiva	Evitar la estabilización de las cianobacterias cerca de la superficie y conseguir la reducción del crecimiento por limitación de la luz			Costoso. De difícil aplicación en grandes masas de agua. Interfiere en todos los procesos ecológicos.	Limitada

(Cont.)

Control de nutrientes

Control mecánico

Tabla 1. (cont.) Resumen de las características de los métodos para el control de las floraciones en aguas continentales. *Summary of the main features of the methods for cyanobacterial bloom control in inland waters.*

Método	Finalidad	Condiciones de aplicación	Ventajas	Inconvenientes	Efectividad
Sombreado	Restricción de la disponibilidad de luz afectando a la actividad metabólica y, por tanto, a la tasa de crecimiento de cianobacterias	Lámina de agua de pequeñas dimensiones	Fácil aplicación y bajo coste	Altera el funcionamiento del ecosistema	Depende de la reducción de la intensidad de la luz alcanzada.
Flotación con aire					
Ultrasonificación	Producir la aglomeración de las células en superficie, de manera que se puedan extraer mediante <i>skimming</i> Romper las vesículas de gas y facilitar la sedimentación de las cianobacterias. Altera la actividad fotosintética	Masas de agua artificiales.	No se produce lisis celular por lo que no se aumenta la liberación de microcistinas,	Costoso. Las vesículas regeneran poco tiempo después del cese de los ultrasonidos. Falta de información sobre sus efectos en otros organismos y en los ecosistemas acuáticos.	Limitada
Radiación U-V	Detener el crecimiento de las cianobacterias	Masas de agua artificiales de pequeño tamaño.	Después de la muerte celular se produce liberación de microcistinas	Elevado coste frente a escasos resultados. Eficaz durante un corto periodo de tiempo. Poco específico y afecta a la práctica totalidad de organismos presentes.	Muy limitada
Pesticidas y alguicidas	Matar o evitar el crecimiento de las células.	Exige estricta seguridad ambiental.	Efectos rápidos	Tóxicos para otros organismos. Persistencia en el medio. Efectos de bioacumulación o biomagnificación en otros organismos. Las cianobacterias pueden desarrollar resistencia al cobre.	Alta
Peróxidos y formas reactivas de oxígeno	Evitar el crecimiento de cianobacterias de forma selectiva.	Las dosis varían dependiendo, entre otras condiciones, de la especie, la capacidad de formar colonias y la intensidad de la luz.	El coste es bajo. Selectivo. No conduce a la acumulación de residuos tóxicos.	Efectos de corta duración. Se desconoce el modo en que afecta a otros organismos.	Limitada
Secuestradores de nutrientes	Producir la aglomeración de las células y su sedimentación con floculantes.			Cierta toxicidad. Elevado riesgo de acumulación de nutrientes en el sedimento que pueden ser liberados en un período posterior	Limitada

(Cont.)

Control mecánico

Control químico

Tabla 1. (cont.) Resumen de las características de los métodos para el control de las floraciones en aguas continentales. *Summary of the main features of the methods for cyanobacterial bloom control in inland waters.*

Método	Finalidad	Condiciones de aplicación	Ventajas	Inconvenientes	Efectividad
Agentes virales (cyanofagos)	Facilitar la reducción de la biomasa de cianobacterias por infección con cianofagos.			Interacciones de imprevisibles. Desarrollo de resistencia.	Limitada. Complicada aplicación efectiva como agentes de control en lagos y embalses.
Agentes bacterianos	Lisar las cianobacterias			Actúan de forma diferente en función de los niveles de población, de los nutrientes y del estado del agua. Liberación de microcistinas después de la lisis celular	Limitada. Complicada aplicación efectiva como agentes de control en lagos y embalses.
Hongos, protozoos y otros	Los hongos pueden actuar de forma directa produciendo factores antibióticos y agentes líticos. Pastoreo directo por protozoos o peces herbívoros.			Dificultades en el cultivo de hongos a gran escala. Los factores extracelulares sólo afectan a las cianobacterias que se encuentran muy próximas a ellos. Estas sustancias extracelulares pueden ser tóxicas por ingestión (tricoteceno). Pastoreo preferencial. Ictioeutrofización	Limitada
Macrófitas	Freinar el desarrollo del fitoplancton por competencia por los nutrientes y limitar la disponibilidad de luz. Reducir la resuspensión de sedimentos y nutrientes causada por el viento. Dar refugio al zooplancton, depredador de fitoplancton. Liberar sustancias alelopáticas.			Escasa información sobre la relevancia ecológica de la introducción de macrófitas.	Limitada. Se necesita una investigación adicional en la naturaleza para evaluar la eficacia de la inhibición del crecimiento de cianobacterias
Materiales vegetales y extractos	Varios: antibióticos, compuestos fenólicos, producción de peróxido de hidrógeno y fuente suplementaria de carbono.	Control de la dosificación.	Sin riesgo ambiental. Control del crecimiento a largo plazo.	Bajo coste.	Variable.

tos de pastoreo preferencial de algunas especies de cianobacterias que son desplazadas por otras, cambiando las dominancias.

Extractos de plantas

Los extractos acuosos y los aceites esenciales extraídos de varias plantas terrestres parecen tener efectos negativos sobre el desarrollo del fitoplancton. Por ello, un número significativo de investigadores ha estudiado la composición de una amplia gama de compuestos o extractos aislados de diferentes plantas –*Lavandula* sp. (lavanda), *Rosmarinus officinalis* (romero), *Laurus nobilis* (laurel), *Mentha suaveolens* (mastranzo), *Fraxinus angustifolia* (fresno), *Populus* sp. (chopo), *Sambucus nigra* (saúco), *Innula helenium* (énula), *Limonium myrianthum* (lavanda de mar)–, con la esperanza de que presenten propiedades cianotóxicas (Schrader *et al.*, 1998b; Ridge *et al.*, 1999; Schrader & Harries 2001; Schrader *et al.*, 2002; Schrader, 2003; Cantrell *et al.*, 2007; Barros *et al.*, 2010). Estos compuestos pertenecen a grupos de alcaloides, fenoles y polifenoles, quinonas, terpenos, ácidos orgánicos, etc. (Bourgaud *et al.*, 2001).

Descomposición aerobia de materia vegetal

Desde que en la década de 1970 unos agricultores señalaron por primera vez que su adición accidental en un lago había reducido el crecimiento de algas filamentosas (Welch *et al.*, 1990), se han ido acumulando pruebas de que la paja de cebada (*Hordeum vulgare*) puede ser empleada en el control de blooms (Everall & Lees, 1997; Martin & Ridge, 1999; Butler *et al.*, 2001; Hartz, 2004). Este tratamiento fue utilizado habitualmente en las Islas Británicas, en ecosistemas continentales de diversa índole como lagos de diferentes tamaños, depósitos de aguas potables, canales y aguas corrientes. Esta supresión de las floraciones no entraña ningún daño evidente a los organismos acuáticos, ni tampoco se constataron alteraciones en el sabor o en el olor en los suministros de agua potable tratados, sino que efectivamente esos problemas pueden ser reducidos al limitarse las floraciones. Aunque muchas cianobacterias y algunas algas como ciertas especies de

clorofíceas han sido suprimidas por la paja de cebada, otros grandes grupos de algas (p. e. las diatomeas) no presentan ninguna reducción en su desarrollo poblacional ante el efecto de la paja de cebada. El éxito constatado en Gran Bretaña en el control de los blooms de cianobacterias mediante el empleo de paja de cebada se contrapone con los resultados contradictorios encontrados en Estados Unidos. Se ha especulado con que el éxito del método depende de un número de factores que tienen que ser controlados, entre ellos la dosificación, la aireación y el momento de aplicación del tratamiento, pero, hasta ahora, existen pocos trabajos de campo que cumplan con todas las recomendaciones de una correcta planificación experimental (O' Huallacháin & Fenton, 2010).

La paja de arroz (*Oryza sativa*) fue propuesta como alternativa, pues presenta ciertos compuestos que inhiben la germinación o el crecimiento de las plantas vecinas, aunque para algunas especies pueda ocurrir lo contrario y estimular su crecimiento (Ebana *et al.*, 2001). Entre los compuestos liberados se encuentran los ácidos p-hidrozibenzoico, p-cumárico, ferúlico, vinílico, salicílico, siríngico y bezoico (Rice, 1984). El ácido salicílico inhibe el crecimiento de las cianobacterias a cualquier concentración, mientras que algunos de los otros seis compuestos ácidos estimulan débilmente el crecimiento de las cianobacterias en función de la concentración (Park *et al.*, 2006). Los compuestos fenólicos comunes, como el ácido ferúlico y el p-hidroxibenzoico, y los compuestos aromáticos de bajo peso molecular presentes realizan un papel crucial en la inhibición de las algas (Ridge & Pillinger, 1996). Park *et al.* (2006) certifican la actividad cianostática de la paja de arroz sobre *Microcystis aeruginosa* concluyendo que la inhibición se produce por el efecto sinérgico de los diversos compuestos liberados.

Así, existe una gran disparidad de hipótesis para explicar los mecanismos de inhibición de las floraciones que intervienen en la descomposición vegetal. En este contexto, algunos autores consideran que si los responsables de la actividad anticianobacteriana son los compuestos fenólicos oxidados, también se puede pensar que el efecto se produzca por la descomposición de la ligni-

na de una gran variedad de vegetales (Everall & Lees, 1997). Por ello se han propuesto diversos materiales con un alto contenido en lignina, a los que se les atribuye una cierta acción cianostática en los ecosistemas acuáticos. En estos estudios se ha tenido en cuenta que los contenidos en lignina, celulosa y hemicelulosa varían en función de varios factores como la especie, su hábitat y las partes del vegetal. Las hojas de roble (*Quercus robur*) se han utilizado de forma habitual en Europa contra *Microcystis aeruginosa*, observándose un efecto a corto plazo debido a los taninos liberados durante el inicio del proceso de descomposición y un efecto a largo plazo derivado de la descomposición oxidativa de la lignina (Ridge *et al.*, 1995, 1999; Kolmakov, 2006).

Ridge *et al.* (1999) propusieron diversas especies caducifolias y ensayaron con ellas el posible efecto alguiestático, pero enfocaron el estudio hacia organismos fotosintéticos que no son cianobacterias. De este modo, se utilizó la hojarasca de *Aesculus hippocastanum* (castaño de indias), *Acer campestre* (arce silvestre o arce menor), *Acer pseudoplatanus* (arce blanco o sicomoro, incluyendo individuos que presentaban una enfermedad fúngica en sus hojas e individuos sanos), *Quercus robur* (roble), *Populus tremula* (chopo o álamo temblón), *Fagus sylvatica* (haya común), *Malus sylvestris* (manzano silvestre), *Salix caprea* (sauce cabruno), *Pinus sylvestris* (pino silvestre), *Sorbus aucuparia* (serbal de los cazadores) y *Populus alba* (álamo blanco). Su efecto inmediato se atribuye a los taninos y a largo plazo a los compuestos fenólicos oxidados derivados de la descomposición de la hojarasca.

Por otro lado, Chen *et al.* (2004) realizaron un estudio con la piel, sin tratamiento previo, de los frutos de *Citrus reticulata* (mandarino) y *Musa cavendishii* (bananero enano). Estos autores concluyeron que la piel de la mandarina posee una mayor acción inhibitoria del crecimiento de *Microcystis aeruginosa* que la de la banana, por su contenido comparativamente mayor en fenoles totales y taninos.

Otra hipótesis muy extendida sobre el mecanismo regulador de las floraciones considera que la disminución del bloom se produce porque la materia vegetal es una fuente de carbono añadi-

da al sistema que estimula el desarrollo de microorganismos no cianobacterianos que se encargan de secuestrar el fósforo. Combinando ésta y la otra hipótesis de la liberación de taninos y fenoles, se han probado otros materiales con un alto contenido en celulosa y hemicelulosa (fuentes de carbono) y en lignina (fuente de compuestos fenólicos y taninos). En esta línea, se han estudiado especies como *Calluna vulgaris* (brezo) y las hojas de *Abies alba* (abeto común) (Rowland & Roberts, 1994).

Hipótesis sobre los mecanismos de inhibición de los principales agentes involucrados en la descomposición de materia vegetal sobre el crecimiento de las cianobacterias

Aún no está claro cómo la materia vegetal en descomposición suprime el crecimiento de las cianobacterias. Los tratamientos con estos materiales presentan una actividad más cianostática que cianocida. El mecanismo o los mecanismos por los cuales se inhibe el crecimiento de las cianobacterias son en gran parte desconocidos, y existen, como se ha ido apuntando anteriormente, varias hipótesis que tratan de explicarlos.

Antibióticos

Las primeras conjeturas responsabilizaban de la acción cianostática a los hongos que descomponen los materiales, aludiendo a la producción de antibióticos (Newman & Barrett, 1993; Barrett, 1994; Lembi, 2002). Por un lado, Welch *et al.* (1990) y Gibson *et al.* (1990) responsabilizaban a los hongos como agentes directos de la reducción del crecimiento de las cianobacterias, pues si se esterilizaba el material se podía interrumpir su capacidad alguistática. Sin embargo, Pillinger *et al.* (1994) determinaron que la presencia de hongos es importante pero no es la causa de la inhibición. Todavía no está claro si el compuesto químico inhibitorio se exuda de los materiales utilizados o si se trata de un metabolito de los hongos (Lembi, 2002; Hartz, 2004). Por tanto, aunque existen dudas sobre si estos hongos producen una acción directa, no se descarta que participen en el proceso inhibitorio global.

Compuestos fenólicos

La hipótesis más extendida en la literatura responsabiliza a los compuestos fenólicos (p. e. el ácido ferúlico y el ácido p-cumárico) procedentes de la degradación en condiciones aerobias de los vegetales utilizados (Pillinger *et al.*, 1994; Newman & Barrett, 1993; Barrett, 1994; Everall & Lees, 1996, 1997; Butler *et al.*, 2005; Geiger *et al.*, 2005; Holmes, 2010; O'Huallacháin & Fenton, 2010) y a los compuestos aromáticos de bajo peso molecular (Newman & Barrett, 1993; Ball *et al.*, 2001; Park *et al.*, 2006) procedentes de la descomposición incompleta de la lignina. En este sentido, el análisis químico de los extractos obtenidos mediante filtración y fraccionamiento de paja de cebada descompuesta mostró que el efecto inhibitorio deriva probablemente de productos químicos liberados de un fenol de un tamaño aproximado entre 100-3000 Da (Barrett, 1994). Lima *et al.* (2007) señalan a la lignina como fuente de este material fenólico.

La lignina es difícil de romper, su descomposición es lenta (Ball *et al.*, 2001) y para que se degrade es necesaria la presencia de determinadas especies como los hongos de pudrición blanca (Granit *et al.*, 2007). A medida que se degrada, se produce la liberación de productos fenólicos. Estos productos en condiciones de pH alcalino y de una buena aireación sufren un proceso de oxidación que derivará en la producción de quininas y otros compuestos ecológicamente activos (óxidos fenólicos) y de mayor toxicidad para algunos organismos del fitoplancton a los que no afectan los compuestos fenólicos sin oxidar (Barrett, 1994; Pillinger *et al.*, 1994). Se supone que estas sustancias se difunden lentamente en el agua circulante. Esta mezcla compleja de sustancias procedentes de la descomposición hace suponer que la inhibición no es simplemente química y que pueden producirse sinergias e interacciones de todos los componentes inhibitorios del sistema (Newman & Barrett, 1993). Algunos autores se refieren a este tipo de acciones como alelopatías pero no es una descripción correcta de la situación, puesto que la alelopatía se define como cualquier efecto directo o indirecto, dañino o beneficioso, que una planta (inclu-

yendo microorganismos) ejerce sobre otra planta a través de la producción de compuestos químicos que se liberan en el medio (Rice, 1984) y en el caso que nos ocupa los compuestos se forman cuando el material comienza a degradarse en ciertas condiciones.

El problema es que sólo unos pocos de los compuestos liberados han sido identificados, y la posibilidad de la existencia de sinergias y el hecho de que los productos químicos puedan estar presentes en concentraciones mayores que las detectadas, a causa de la volatilidad, pueden conducir a la identificación de un compuesto como responsable no siéndolo. Entre estos compuestos liberados hay algunos de conocida toxicidad aguda o crónica para el conjunto del fitoplancton como los ácidos hexadecanoico, butanoico, hexanoico, benzoico y 2-metilbutanoico y otros compuestos como el fenol, β -cresol, benzeno-acetonitrilo, 1.1-bifenil-2-ol y octadecanol, entre otros (Everall & Lees, 1996; CEH, 2004). Los productos liberados se absorben rápidamente por las algas y cianobacterias y probablemente sean desactivados por los sedimentos; por tanto, si existe mucha turbidez en el agua será necesario aumentar las dosis para incrementar la liberación de estos compuestos (Butler *et al.*, 2001).

Producción de peróxido de hidrógeno

Los ácidos húmicos y fúlvicos resultantes de la actividad bacteriana y fúngica proporcionan un incremento de carbono orgánico en el agua (C.E.H., 2004). Si se suma este incremento de carbono orgánico con condiciones de una intensidad de luz óptima y un medio bien oxigenado se crea el entorno adecuado para la producción de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) (Cooper & Zika, 1983; Boylan, 2001; Butler *et al.*, 2005; Drábková *et al.*, 2007). El elevado peso molecular del "carbono orgánico disuelto" determina que absorba la energía de la luz solar y pueda transmitir esta energía a las moléculas de oxígeno que se encuentran disueltas en el medio; en este momento las moléculas de oxígeno se vuelven inestables y se descomponen en dos radicales libres de oxígeno, moléculas extremadamente reactivas que poseen una vida corta (1 μ s). Estos radicales

libres forman rápidamente radicales superóxido que, a su vez, forman el peróxido de hidrógeno, molécula más estable que puede persistir hasta unos días en el medio acuático. Así, la presencia de una fuente continua de las moléculas de carbono orgánico crea unas condiciones en las cuales el H_2O_2 y otros agentes oxidantes están produciéndose continuamente. Se ha observado que una concentración de 2 ppm de H_2O_2 es eficaz para inhibir el crecimiento del fitoplancton (C.E.H., 2004).

Haggard *et al.* (2013), combinando ensayos de laboratorio y un experimento en limnocorrales para evaluar la eficacia de diversas sustancias húmicas, determinaron que la aplicación de la paja de cebada o de macrófitas secas era eficaz en la supresión del crecimiento de *Anabaena flos-aquae* y que la mortalidad depende de la cantidad de sustancias liberadas como materia orgánica disuelta y de la luz ultravioleta incidente, por la producción de especies reactivas del oxígeno. Según esto, el cinturón de helófitos que bordean los humedales puede desempeñar un papel importante en la regulación de las floraciones de cianobacterias.

Fuente suplementaria de carbono

La otra alternativa aceptada consiste en considerar al material de tratamiento como una fuente de carbono añadida al sistema y no como un inhibidor químico (Geiger *et al.*, 2005; McComas, 2005a, 2005b; McComas & Anhorn, 2005; McComas & Stuckert, 2007, 2008, 2009a, 2009b, 2009c, 2010 y 2011). Tal hipótesis se constató al no detectarse compuestos fenólicos a una concentración suficientemente alta como para causar inhibición (McComas, 2005b; McComas & Stuckert, 2007, 2008; Cobo *et al.*, 2011).

En los lagos eutróficos, las cianobacterias representan una cantidad significativa de carbono orgánico no disponible para otros niveles de las redes tróficas debido posiblemente a que no suelen ser utilizadas por los consumidores del plancton (McComas, 2005a). Si el fósforo particulado que forma parte de la biomasa de cianobacterias pudiese destinarse a la producción heterotrófica, el fitoplancton se reduciría y el carbono orgánico

de los heterótrofos que se obtendría estaría disponible para circular por las redes tróficas. Las bacterias que pueden utilizar el fósforo para la producción heterotrófica se encuentran limitadas por carbono (Cotner & Wetzel, 1992). Estos materiales orgánicos que se utilizan en los tratamientos proporcionan la fuente de carbono para aumentar el crecimiento microbiano y estas bacterias competirán por el fósforo para utilizarlo en el bucle microbiano (Currie & Kalf, 1984). Por tanto, en condiciones de alta relación C:P, el nanoplancton acumula fósforo logrando aventajar a las cianobacterias en su consumo (McComas & Stuckert, 2011) y reduciéndolo en la columna de agua (McComas, 2005b). De manera que se produce un descenso del fósforo que antes estaba disponible para las cianobacterias, convirtiéndolo, por tanto, en un factor limitante. Esta hipótesis que relaciona el descenso del fósforo con el declive de la comunidad del fitoplancton fue propuesta originalmente por Wingfield *et al.* (1985) y comprobada experimentalmente por McComas (2005b).

En Galicia se llevó a cabo un estudio en limnocorrales (figuras S2 y S3, disponibles como material suplementario en www.limnetica.net/ internet), que tenía por objetivo evaluar los efectos de las distintas dosis de paja de cebada sobre las cianobacterias y las interacciones que tenían lugar en el seno de las comunidades del plancton (Cobo *et al.*, 2011). Se utilizaron tres materiales distintos: paja de cebada (*Hordeum vulgare*), y corteza y viruta de eucalipto (*Eucalyptus globulus*). Además también se utilizó paja de cebada autoclavada para comprobar si, como afirmaban Newman & Barrett (1993), el efecto inhibitorio de la paja de cebada desaparece si ésta se autoclava previamente. Se observó una disminución en la concentración de clorofilas y de microcistina-LR en los limnocorrales con tratamiento en relación con el control, lo que significa una reducción de organismos fotosintéticos y, entre ellos, especialmente de las cianobacterias productoras de toxinas. De igual modo, en los limnocorrales tratamiento se incrementó la dominancia de las cromofitas, especialmente diatomeas, mientras que disminuyeron las cianobacterias; lo cual podría indicar un cambio en las relaciones tróficas en la columna de agua. Coincidiendo con lo obser-

vado por McComas (2005b) y por McComas & Stuckert (2007 y 2008) tampoco se detectaron compuestos fenólicos.

CONCLUSIONES

De todo lo expuesto se deduce la necesidad de seguir trabajando en la identificación de los principios activos implicados en la inhibición y en el descubrimiento de cuáles son los aspectos del metabolismo de las cianobacterias que se ven implicados. En definitiva, este tipo de propuestas experimentales se pueden considerar alternativas ambientalmente aceptables debido a que proporcionan una mejora de la calidad de las aguas al menor coste posible y sin causar daños aparentes al ecosistema acuático (Tabla 1); ejercen un control del crecimiento de las cianobacterias a largo plazo y proporcionan las condiciones necesarias para el establecimiento de nuevos organismos beneficiando al estado del ecosistema (Butler *et al.*, 2005).

AGRADECIMIENTOS

El autor quiere expresar su agradecimiento por la ayuda prestada durante la realización de este trabajo a la Dra. Maria Angeles Puig (CEAB-CSIC, Blanes), a Dña. Lorena Lago Meijide y a Dña. Sandra Barca Bravo, investigadoras de la Estación de Hidrobiología de la Universidad de Santiago.

BIBLIOGRAFÍA

- AHLGREN, I. 1989. *Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations*. Academia Vlg. Richarz.
- AHN, C. Y., M. H. PARK, S. H. JOUNG, H. S. KIM, K. Y. JANG, & H. M. OH. 2003a. Growth Inhibition of Cyanobacteria by Ultrasonic Radiation: Laboratory and Enclosure Studies. *Environmental Science and Technology*, 37: 3031–3037.
- AHN, C. Y., S. H. JOUNG, J. W. H. S. JEONKIM, B. D. YOON & H. M. OH. 2003b. Selective Control of Cyanobacteria by Surfactin-Containing Culture Broth of *Bacillus subtilis* C1. *Biotechnology Letters*, 25: 1137–1142.
- ALIOTA, G., M. DELLAGRECA, P. MONACO, G. PINTO, A. POLLIO & L. PREVITERA. 1990. In-vitro Algal Growth-Inhibition by Phytotoxins of *Typha latifolia* L. *Journal of Chemical Ecology*, 16(9): 2637–2646.
- BALL, A. S., M. WILLIAMS, D. VINCENT & J. ROBINSON. 2001. Algal Growth Control by a Barley Straw Extract. *Bioresource Technology*, 77: 177–181.
- BARRETT, P. R. 1994. *Field and Laboratory Experiments on the Effects of Barley Straw on Algae*. BCPC Monograph no59. Comparing Glasshouse and Pesticide Performance II.
- BARRINGTON, D. J. & A. GHADOUANI. 2008. Application of Hydrogen Peroxide for the Removal of Toxic Cyanobacteria and Other Phytoplankton from Wastewater. *Environmental Science & Technology*, 42: 8916.
- BARRINGTON, D. J., A. GHADOUANI & G. N. IVEY. 2011. Environmental Factors and the Application of Hydrogen Peroxide for the Removal of Toxic Cyanobacteria from Waste Stabilization Ponds. *Journal of Environmental Engineering*, 137: 952.
- BARROS, S., A. M. GERALDES, A. RAMOS, V. GALHANO & C. FERNANDES. 2010. Avaliação do potencial alguicida e algistático de extractos vegetais em microalgas (Chlorophyta e Cyanophyta) AIL. *XV Congresso Ibérico de Limnologia*. 5–9 Julho, Ponta Delgada, Açores.
- BENNDORF, J. 1990. Conditions for Effective Bio-manipulation; Conclusions Derived from Whole-Lake Experiments in Europe. *Hydrobiologia*, 200/201: 187–203.
- BENNDORF, J., W. BÖING & I. NEUBAUER. 2002. Top-Down Control of Phytoplankton: The Role of Time Scale, Lake Depth and Trophic State. *Freshwater Biology*, 47: 2282–2295.
- BERGER, J. & M. SCHAGERL. 2003. Allelopathic Activity of *Chara aspera*. *Hydrobiologia*, 501(1–3): 109–115.
- BOURGAUD, F., A. GRAVOT, S. MILESI & E. GONTIER. 2001. Production of Plant Secondary Metabolites: A Historical Perspective. *Plant Science*, 161: 839–851.
- BOYLAN, J. 2001. *Advancements in Determining the Role of Barley Straw as an Algal Control Agent* – Notes. Iowa State University, Ames, I.A.

- BRABRAND, A., B. A. FAAFENG, T. KALLQVIST & J. P. NILSSEN. 1983. Biological Control of Undesirable Cyanobacteria in Culturally Eutrophic Lakes. *Oecologia*, 60: 1–5.
- BUTLER, B., D. TERLIZZI & D. FERRIER. 2001. *Barley Straw: A Potencial Method of Algae Control in Ponds*. Water Quality Workbook Series. Maryland Cooperative Extension. University of Maryland Collage Park.
- BUTLER, B., S. REEDYK, S. MURRELL & B. MAH. 2005. *Use of Barley Straw for Algal Control in Prairie Dugouts*. Final Report Agriculture and Agri-Food Canada.
- CANNON, R. E., M. S. SHANE & J. M. WHITAKER. 1976. Interaction of *Plectonema Boryanum* (Cyanophyceae) and the LPP-Cyanophages in Continuous Culture. *Journal of Phycology*, 12: 418–421.
- CANTER, H. M. & J. W. G. LUND. 1951. Fungal Parasites of the Phytoplankton II. (Studies on British Chytrids XII). *Annals Botany*, XV (58): 129.
- CANTER, H. M., S. I. HEANEY & J. W. G. LUND. 1990. The Ecological Significance of Grazing on Planctonic Populations of Cyanobacteria by the Ciliate *Nassula*. *New Phytologist*, 114: 247–263.
- CANTRELL, L. K., R. N. MAMONOV, T. S. KUSTOVA, N. H. FISCHER & K. K. SCHRADER. 2007. Bioassay-Guided Isolation of Anti-Algal Constituents from *Inula helenium* and *Limonium myrianthum*. *Arkivoc*, 7: 65–75.
- C.E.H. 2004. *Information Sheet 1: Control of Algae with Barley Straw*. Wakingford, Crowmarsh Gifford, England: CAPM (Centre for Algae with Barley Straw).
- CHEN, J., Z. LIU, G. REN, P. LI & Y. JIANG. 2004. Technical Note: Control of *Microcystis aeruginosa* TH01109 with Batangas Mandarin Skin and Dwarf Banana Peel. *Water SA*, 30(2): 279–282.
- CHOI, H. J., B. H. KIM, J. D. KIM & M. S. KIMHAN. 2005. *Streptomyces Neyagawaensis* as a Control for the Hazardous Biomass of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in Eutrophic Freshwaters. *Biological Control*, 33(3): 335–343.
- CHORUS, I. & J. BARTRAM. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water*. E & FN SPON. Londres y Nueva York.
- CHORUS, I. & L. E. MUR. 1999. Preventative Measures. En: Chorus, I., Bartram, J. (edit.): *Toxic Cyanobacteria in Water*. E & FN SPON. Londres y Nueva York, 235–273.
- COBO, F., S. BARCA, M. J. SERVIA, R. VIEIRALANERO & L. LAGO. 2011. Potential Use of Eucalyptus Timber and Bark Wastes for the Inhibition of Cyanobacterial Growth in a Reservoir in NW Spain. 2nd IWA Symposium on Lake and Reservoir Management: Sustainable Approaches to Enhance Water Quality. Granada (España).
- COBO, F., L. LAGO, S. BARCA, R. VIEIRALANERO & M. J. SERVIA. 2012. *Cianobacterias y medioambiente. Aspectos ecotoxicológicos de sus floraciones en aguas continentales*. AGAIA Ed. Santiago de Compostela. España.
- CONLEY, D. J., H. W. PAERL, R. W. HOWARTH, D. F. BOESCH, S. P. SEITZINGER, K. E. HAVENS, C. LANCELOT & G. E. LIKENS. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 323(5917): 1014–1015.
- COOKE, G. D., E. B. WELCH, S. A. PETERSON & S. A. NICHOLS. 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 3rd edition. Editor-Cooke, G.D., Taylor and Francis, Boca Raton, Florida.
- COOPER, W. J. & R. G., ZIKA. 1983. Photochemical Formation of Hydrogen Peroxide in Surface and Ground Waters Exposed to Sunlight. *Science*, 220(4598): 711–712.
- CORNISH, B., L. A., LAWTON & P. K. J. ROBERTSON. 2000. Hydrogen Peroxide Enhanced Photocatalytic Oxidation of Microcystin-LR Using Titanium Dioxide. *Applied Catalysis B*, 21(1): 25–59.
- COTNER, J. B. & R. G. WETZEL. 1992. Uptake of Dissolved Inorganic and Organic Phosphorus Compounds by Phytoplankton and Bacterioplankton. *Limnology and Oceanography*, 37(2): 232–243.
- CURRIE, D. J. & J. KALFF. 1984. A Comparison of the Abilities of Freshwater Algae and Bacteria to Acquire and Retain Phosphorus. *Limnology and Oceanography*, 29(2): 298–310.
- CYRINO DE OLIVEIRA, E., R. LOPEZ & F. J. PAUMGARTEN. 2004. Comparative Study on the Susceptibility of Freshwater Species to Copper-Based Pesticides. *Chemosphere*, 56: 369–374.
- DAFT, M. J., J. C. BURNHAM & Y. YAMAMOTO. 1985. Algal Blooms: Consequences and Potential Cures. *Journal of Applied Microbiology*, 59(14): 175–186.
- DE MELO, R., R. L. FRANCE & D. J. McQUEEN. 1992. Biomanipulation: Hit or Myth? *Limnology and Oceanography*, 37: 197–207.

- DOKULIL, M. T. & K. TEUBNER. 2000. Cyanobacterial Dominance in Lakes. *Hydrobiologia*, 438 (1-3): 1-12.
- DRÁBKOVÁ, M., W. ADMIRAAL & B. MARSALEK. 2007. Combined Exposure to Hydrogen Peroxide and Light – Selective Effects on Cyanobacteria, Green Algae, and Diatoms. *Environmental Science & Technology*, 41: 309.
- DRENNER, R. W., J. D. SMITH & S. T. THRELKELD. 1996. Lake Trophic State and the Limnological Effects of Omnivorous. *Hydrobiologia*, 319: 213-223.
- DRENNER, R. W. & K. D. HAMBRIGHT. 1999. Biomanipulation of Fish Assemblages as a Lake Restoration Technique (Review). *Archiv für Hydrobiologie*, 146(2): 129-165.
- EBANA, K., W. YAN, R. H. DILDAY, H. NAMAI & K. OKUNO. 2001. Variation in the Allelopathic Effect of Rice with Water Soluble Extracts. *Agronomy Journal*, 93: 12-16.
- ERHARD, D. & E. M. GROSS. 2006. Allelopathic Activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* Against Epiphytes and Phytoplankton. *Aquatic Botany*, 85: 203-211.
- EVERALL, N. C. & D. R. LEES. 1996. The Use of Barley-Straw to Control General and Blue-Green Algal Growth in a Derbyshire Reservoir. *Water Research*, 30: 269-276.
- EVERALL, N. C. & D. R. LEES. 1997. The Identification and Significance of Chemicals Released from Decomposing Barley Straw During Reservoir Algal Control. *Water Research*, 31(3): 614-620.
- FIALKOWSKA, E. & A. PAJDAK-STOS. 2002. Dependence of Cyanobacteria Defense Mode on Grazer Pressure. *Aquatic Microbial Ecology*, 27: 149-157.
- FITZGERALD, G. P., G. C. GERLOFF & F. SKOOG. 1952. Studies on Chemicals with Selective Toxicity to Blue-Green Algae. *Sewage Industrial Wastes*, 24: 888-896.
- FRIEDLAND, K. D., D. W. AHRENHOLZ & L. W. HAAS. 2005. Viable Gut Passage of Cyanobacteria Through the Filter-Feeding Fish Atlantic Menhaden, *Brevoortia tyrannus*. *Journal of Plankton Research*, 27: 715-718.
- GARCÍA-VILLADA, L., M. RICO, M. ALTAMIRANO, L. SANCHEZ-MARTIN, V. LOPEZ-RODAS & E. COSTAS. 2004. Occurrence of Copper Resistant Mutants in the Toxic Cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: Characterization and Future Implications in the Use of Copper Sulphate as Algaecide. *Water research*, 38(8): 2207-2213.
- GAVEL, A., B. MARSALEK & Z. ADAMEK. 2004. Viability of Microcystins Colonies is not Damaged by Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) digestion. *Algological Studies*, 113: 189-194.
- GEIGER, S., E. HENRY, P. HAYES & K. HAGGARD. 2005. Barley Straw - Algae Control. *Literature Analysis*. 1-25.
- GETACHEW, T. 1989. Stomach pH, Feeding Rhythm and Ingestion Rate in *Oreochromis niloticus* L. (Pisces, Cichlidae) in Lake Awasa, Ethiopia. *Hydrobiologia*, 174: 43-48.
- GIBSON, M. T., I. M. WELCH, P. R. BARRETT & I. RIDGE. 1990. Barley Straw As an Inhibitor of Algal Growth II: Laboratory Studies. *Journal of Applied Phycology*, 2(3): 241-248.
- GLOMSKI, L. A. M., K. V. WOOD, R. L. NICHOLSON & C. A. LEMBI. 2002. The Search for Exudates from Eurasian Watermilfoil and *Hydrilla*. *Journal of Aquatic Plants Management*, 40: 17-22.
- GONS, H. J., J. EBERT, H. L. HOOGVELD, L. VAN DEN HOVE, R. PEL, W. TAKKENBERG & C. J. WOLDRINGH. 2002. Observations on Cyanobacterial Population Collapse in Eutrophic Lake Water. *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology*, 81: 319-326.
- GRANIT, T., Y. CHEN & Y. HADAR. 2007. Humic Acid Bleaching by White-Rot Fungi Isolated From Biosolids Compost. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 1040-1046.
- GRIFFITHS, D. J. & M. L. SAKER, 2003. The Palm Island Mystery Disease 20 Years On: A Review of Research on the Cyanotoxin Cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*, 18(2): 78-93.
- GROSS, E. M., H. MEYER & G. SCHILLING. 1996. Release and Ecological Impact of Algalicidal Hydrolyzable Polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. *Phytochemistry*, 41: 133-138.
- GULATI, R. D., E. H. R. R. LAMMERS, M. L. MEIJER & E. VAN DONK. 1990. Biomanipulation. Tool for Water Management. Preface. *Hydrobiologia*, 200: 9-10.
- GUMBO, R. J., G. ROSS & E. T. CLOETE. 2008. Biological Control of *Microcystis* Dominated Harmful Algal Blooms. *African Journal of Biotechnology*, 7(25): 4765-4773.

- HAGGARD, K. G., N. S. GEIGER, P. M. HAYES & J. A. MILLIGAN. 2013. Suppression of Cyanobacterial Growth of *Aphanizomenon Flos-Aquae* by Vascular Plant Decomposition Products in Upper Klamath Lake. *Oregon, Lake and Reservoir Management*, 29(1): 13–22.
- HANCOCK, J. T., R. DESIKAN & S. J. NEILL. 2001. Role of Reactive Oxygen Species in Cell Signalling Pathways. *Biochemical Society Transactions*, 29: 345–350.
- HANSON, M. J. & H. G. STEFAN. 1984. Side Effects of 58 years of Copper Sulphate Treatment of the Fairmont Lakes. Minnesota. *Water Research Bulletin*, 20: 889–900.
- HARTZ, J. 2004. Barley Straw for Algae Control. *Aquafacts Winter*. 20–21.
- HART, B., S. ROBERTS, R. JAMES, J. TAYLOR, D. DONNERT & R. FURRER. 2003. Use of Active Barriers to Reduce Eutrophication Problems in Urban Lakes. *Water Science and Technology*, 47: 157–163.
- HAVENS, K. E. 1994. Structural and Functional Responses of a Fresh Water Plankton Community to Acute Copper Stress. *Environmental Pollution*, 86: 259–266.
- HENDERSON, R., M. CHIPS, N. CORNWELL, P. HITCHINS, B. HOLDEN, S. HURLEY, S. A. PARSONS, A. WETHERILL & B. JEFFERSON. 2008. Experiences of Algae in UK Waters: A Treatment Perspective. *Water and Environment Journal*, 22: 184–192.
- HOLMES, J. 2010. Barley Straw: A Natural Algae Inhibitor. *4th Annual WIOA NSW Water Industry Engineers & Operators Conference*. St. Stanislaus College, Bathurst. 20: 33–39.
- HOLZ, J. C. & K. D. HOAGLAND. 1998. Effects of Phosphorus Reduction on Water Quality: Comparison of Alum-Treated and Untreated Portions of a Hypereutrophic Lake. *Lake and Reservoir Management*, 15(1): 70–82.
- HOSPER, S. H. & M. L. MEIJER. 1986. Control of Phosphorus Loading and Flushing as Restoration Methods for Lake the Netherlands. *Hydrobiology Bulletin*, 20: 183–194.
- HOSPER, H. & M. L. MEIJER 1993. Biomanipulation, Will it Work for your Lake? *Ecological Engineering*, 2: 63–72.
- HUISMAN, J., J. SHARPLES, J. STROOM, P. M. VISSER, W. E. A. KARDINAAL, J. M. H. VERSPAGEN & B. SOMMEIJER. 2004. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85(11): 2960–2970.
- IMAMURA, N., I. MOTOIKE, M. NODA, K. ADACHI, A. KONNO & H. FUKAMI. 2000. Argimicin A, A Novel Anti-Cyanobacterial Compound Produced by an Algae-Lysing Bacterium. *Journal of Antibiotics*, 53: 1317–1319.
- IMAMURA, N., I. MOTOIKE, N. SHIMADA, M. NISHIKORI, H. MORISAKI & H. FUKAMI. 2001. An Efficient Screening Approach for Anti-*Microcystis* Compounds Based on Knowledge of Aquatic Microbial Ecosystem. *Journal of Antibiotics*, 54: 582–587.
- MURRAY, D. 2009. *The Potential of Barley Straw as an Algal and Cyanobacterial Growth Control*. PhD Phycology, Freshwater and Environmental Sciences Thesis. Canfields University. Bedfordshire, Inglaterra.
- JACOBS, P. H. & U. FORSTNER. 1999. Concept of Sub Aqueous Capping of Contaminated Sediments with Active Barrier Systems (ABS) Using Natural and Modified Zeolites. *Water Research*, 33: 2083–2087.
- JAGTMAN, E., D. T. VAN DER MOLEN & S. VERMIJ. 1992. The Influence of Flushing on Nutrient Dynamics, Composition and Desities of Algae and Transparency in Veluwemeer, The Netherlands. *Hydrobiologia*, 233: 187–196.
- JANČULA, D., M. DRÁBKOVÁ, Z. ADÁMEK & B. MARŠÁLEK. 2008. Changes in the Photosynthetic Activity of *Microcystis* Colonies after Gut Passage through Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). *Aquaculture Research*, 39(3): 311–314.
- JASSER, I., 1994. Influence of *Ceratophyllum Demersum* on Phytoplankton Community in Experimental Conditions. *Verhandlungen International Verein Limnology*, 25: 2291–2295.
- JØRGENSEN, S. E., H. LÖFFLER, W. RAST & M. STRAŠKRABA. 2005. *Lake and Reservoir Management*. Serie-Development in Water Science, 54. Elsevier.
- JUNGO, E., P. M. VISSER, J. STROOM & L. R. MUR. 2001. Artificial Mixing to Reduce Growth of the Blue-Green Alga *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, Amsterdam: An Evaluation of 7 Years Experience. *Water Science and Technology: Water Supply*, 1: 17–23.
- KANG, S. K., K. H. CHOO & K. H. LIM. 2003. Use of Iron Oxide Particles as Adsorbents to Enhance Phosphorus Removal from Secondary Wastewa-

- ter Effluent. *Separation Science and Technology*, 38(15): 3853–3874.
- KAY, S. H., P. C. QUIMBY & J. D. OUZTS. 1984. Photo-Enhancement of Hydrogen Peroxide Toxicity to Submersed Vascular Plants and Algae. *Journal of Aquatic Plant Management*, 22: 25–34.
- KENEFICK, S. L., S. E. HRUDEY, H. G. PETERSON & E. E. PREPAS. 1993. Toxin Release from *Microcystis aeruginosa* after Chemical Treatment. *Water Science & Technology*, 27(3–4), 433–440.
- KOLMAKOV, V. 2006. Methods for Prevention of Mass Development of the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* Kutz Emend. Elenk. Aquatic Systems. *Microbiology*, 75(2): 115–118.
- KOLMAKOV, V. I. & M. I. GLADYSHEV. 2003. Growth and Potential Photosynthesis of Cyanobacteria Are Stimulated by Viable Gut Passage in Crucian Carp. *Aquatic Ecology*, 37: 237–242.
- KÖRNER, S. & A. NICKLISCH. 2002. Allelopathic Growth Inhibition of Selected Phytoplankton Species by Selected Macrophytes. *Journal of Phycology*, 38: 862–871.
- KORTMANN, R. W., G. W. KNOECKLEIN & C. H. BONNELL. 1994. Aeration of Stratified Lakes: Theory and Practice. *Lake and Reservoir Management*, 8: 99–120.
- LAM, A. K. Y., E. E. PREPAS, D. SPINK & S. E. HRUDEY. 1995. Chemical Control of Hepatotoxic Phytoplankton Blooms - Implications for Human Health. *Water Research*, 29: 1845–1854.
- LEE, T. J., K. NAKANO & M. MATSUMURA. 2001. Ultrasonic Irradiation for Blue-Green Algae Bloom Control. *Environmental Technology*, 22: 383–390.
- LEMBI, C. 2002. *Aquatic Plant Management: Barley straw for Algae Control*. Purdue University Extension Fact Sheet APM-1-W.
- LIMA, D. L., A. C. DUARTE & V. I. ESTEVES. 2007. Optimization of Phenolic Compounds. Analysis by Capillary Electrophoresis. *Talanta*, 72: 1404–1409.
- MANAGE, P. M., Z. KAWABATA & S. NAKANO. 2000. Algucidal Effect of the Bacterium *Alcaligenes denitrificans* on *Microcystis* spp. *Aquatic Microbial Ecology*, 22: 111–117.
- MARTIN, J. F. 1992. The Use of Sodium Carbonate Peroxyhydrate to Treat off-flavor in Commercial Catfish Ponds. *Water Science & Technology*, 25(2): 315–321.
- MARTIN, D. & I. RIDGE. 1999. The Relative Sensitivity of Algae to Decomposing Barley Straw. *Journal of Applied Phycology*, 11: 285–291.
- MASON, C.F. 2002. *Biology of Freshwater Pollution*. Pearson Education. 4^a edición. Inglaterra
- MATTHIJS, H. C., P. M. VISSER, B. REEZE, J. MEEUSE, P. C. SLOT, G. WIJN, R. TALENS & J. HUISMAN. 2012. Selective Suppression of Harmful Cyanobacteria in an Entire Lake with Hydrogen Peroxide. *Water Research*, 46(5): 1460–1472.
- McCOMAS, S. 2002. *Lake and Pond Management Guidebook*. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida.
- McCOMAS, S. 2005a. *Updated Lake Management Plan for Round Lake, Eden Prairie, Minnesota*. Blue Water Science. St. Paul, Minnesota.
- McCOMAS, S. 2005b. *The Feasibility of Using Organic Carbon Amendments to Improve Water Clarity in Lake Volney, LeSueur County, Minnesota*. Blue Water Science. St. Paul, Minnesota.
- McCOMAS, S. & R. ANHORN. 2005. The Use of Barley Straw to Increase Water Clarity. In *Lakes and Ponds. Final Program and Book of Abstracts. Minnesota Water 2005 and Annual Water Resources*: 20. University of Minnesota.
- McCOMAS, S. & J. STUCKERT. 2007. *Using Organic Carbon Amendments to Improve Water Clarity in Valley Lake, Lakeville, Minnesota 2006*. St. Paul, Minnesota: Blue Water Science.
- McCOMAS, S. & J. STUCKERT. 2008. *Water Quality Conditions in Valley Lake, Lakeville, Minnesota, 2007*. St. Paul, Minnesota: Blue Water Science.
- McCOMAS, S. & J. STUCKERT. 2009a. *Barley Straw Installation and Water Quality Conditions in Lee Lake, Lakeville, Minnesota, 2008*. St. Paul, Minnesota : Blue Water Science.
- McCOMAS, S. & J. STUCKERT. 2009b. *Rice Lake Pond Water Quality Improvement Project Using Barley Straw*. St. Paul, Minnesota: Blue Water Science.
- McCOMAS, S. & J. STUCKERT. 2009c. *Barley Straw Installation and Water Quality Conditions in Valley Lake, Lakeville, Minnesota, 2008*. St. Paul, Minnesota: Blue Water Science.
- McCOMAS, S. & J. STUCKERT. 2010. *Water Quality and Aquatic Plant Conditions in 28 Lakes and Ponds in Bloomington, Minnesota*. St. Paul, Minnesota: Blue Water Science.
- McCOMAS, S. & J. STUCKERT. 2011. *Water Quality, Aquatic Plants, and Fish Conditions in*

- 26 Ponds in Bloomington, Minnesota in 2010. St. Paul, Minnesota: Blue Water Science.
- MEHNER, T., J. BENNDORF, W. F. KENNEY & R. KOSCHEL. 2002. Biomanipulation of Lake Ecosystems: Successful Applications and Expanding Complexity in the Underlying Science. *Freshwater Biology*, 47: 2453–2465.
- MITROVIC, S. M., L. HARDWICK & F. DORANI. 2011. Use of Flow Management to Mitigate Cyanobacterial Blooms in the Lower Darling River, Australia. *Journal of Plankton Research*, 33(2): 229–241.
- MOSS, B., J. MADGWICK & G. PHILLIPS. 1996. *A Guide to the Restoration of Nutrient-Enriched Shallow Lakes*. Broads Authority, Norwich, Norfolk, Reino Unido.
- MULDERIJ, G., W. M. MOOIJ, A. J. P. SMOLDERS & E. VAN DONK. 2005. Allelopathic Inhibition of Phytoplankton by Exudates from *Stratiotes aloides*. *Aquatic Botany*, 82(4): 284–296.
- MURRAY-GULDE, C. L., J. E. HEATLEY, A. L. SCHWARTZMAN & J. H. RODGERS. 2002. Alguicidal Effectiveness of Clearigate, Cutrine-Plus and Copper Sulphate and Margins of Safety Associated with Their Use. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 19–27.
- NAKAI, S., M. HOSOMI, M. OKADA & A. MURAKAMI. 1996. Control of Algal Growth by Macrophytes and Macrophyte-Extracted Bioactive Compounds. *Water Science and Technology*, 34: 227–235.
- NAKAI, S., Y. INOUE, M. HOSOMI & A. MURAKAMI. 2000. *Myriophyllum spicatum*-Released Allelopathic Polyphenols Inhibiting growth of Blue-Green Algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, 34: 3026–3032.
- NAKAI, S., S. YAMADA & M. HOSOMI. 2005. Anti-Cyanobacterial Fatty Acids Released from *Myriophyllum spicatum*. *Hydrobiologia*, 543: 71–78.
- NAKAMURA, N., K. NAKANO, N. SUGIURA & M. MATSUMURA. 2003. A Novel Cyanobacteriolytic Bacterium, *Bacillus cereus*, Isolated from a Eutrophic Lake. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(2): 179–184.
- NEWMAN, J. R. & P. R. F. BARRETT. 1993. Control of *Microcystis aeruginosa* by Decomposing Barley Straw. *Journal of Aquatic Plant Management*, 31: 203–206.
- O'HUALLACHÁIN, D. & O. FENTON. 2010. Barley (*Hordeum vulgare*) Induced Growth Inhibition of Algae: A Review. *Journal Applied Phycology*, 22: 651–658.
- OPUSZYNSKI, K. 1978. The Influence of Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) on Eutrophication of the Environment of Carp Ponds. VII, Recapitulation. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 99: 127–151.
- PADAN, E. & M. SHILO, 1973. Cyanophages-Viruses Attacking Blue-Green Algae. *Bacteriological Review*, 37 (3): 343–370.
- PARK, M. H.; M. S. HAN, C. I. AHN, H. S. KIM, B. D. YOON & H. M. OH. 2006. Growth Inhibition of Bloom-Forming Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* by Rice Straw Extract. *Letters in Applied Microbiology*, 43: 307–312.
- PEARL, H. W. & T. G. OTTEN. 2013. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, 65: 995–1010.
- PERROW, M., M. L. MEIJER, P. DAWIDOWICZ & H. COOPS. 1997. Biomanipulation in Shallow Lakes: State of the Art. *Hydrobiologia*, 342/343: 355–365.
- PETERSON, H. G., C. BOUTIN, K. E. FREEMARK & P. A. MARTIN. 1997. Toxicity of Hexazinone and Diquat to Green Algae, Diatoms, Cyanobacteria and Duckweed. *Aquatic Toxicology*, 39: 111–113.
- PILLINGER, J. M., J. A. COOPER & I. RIDGE. 1994. Role of Phenolic Compounds in the Antialgal Activity of Barley Straw. *Journal of Chemical Ecology*, 20(7): 1557–1569.
- PRATT, J. R., A. E. MELENDEZ, R. BARREIRO & N. J. BOWERS. 1997. Predicting the Ecological Effects of Herbicides. *Ecological Applications*, 7: 1117–1124.
- QUIMBY, P. C., S. H. KAY & J. D. OUZTS. 1988. Sodium Carbonate Peroxyhydrate as a Potential Algicide. *Journal of Aquatic Plant Management*, 26: 67–68.
- RASHIDAN, K. K. & D. F. BIRD. 2001. Role of Predatory Bacteria in the Termination of a Cyanobacterial Bloom. *Microbial Ecology*, 41: 97–105.
- REDHEAD, K. & S. J. L. WRIGHT. 1978. Isolation and Properties of Fungi that Lyse Blue-Green Algae. *Applied Environmental Microbiology*, 35: 962–969.
- REITZEL, K., J. HANSEN, F. O. ANDERSEN, K. S. HANSEN & H. S. JENSEN 2005. Lake Restoration by Dosing Aluminium Relative to Mobile Phosphorus in the Sediment. *Environmental Science & Technology*, 39(11): 4134–4140.

- RICE, E. 1984. *Allelopathy* (2nd ed.). Academic Press Orlando.
- RIDGE, I., PILLINGER, J. M. & J. WALTERS. 1995. Alleviating the Problems of Excessive Algal Growth. En: *The Ecological Basis for River Management*. Harper, D. M. & A. J. D. Ferguson (ed.): 211–218. John Wiley, Chichester.
- RIDGE, I. & J. M. PILLINGER. 1996. Towards Understanding the Nature of Algal Inhibitors from Barley Straw. *Hydrobiologia*, 340: 301–305.
- RIDGE, I., J. WALTERS & M. STREET, 1999. Algal Growth Control by Terrestrial Leaf Litter: A Realistic Tool? *Hydrobiologia*, 396: 173–180.
- ROBB, M., B. GREENOP, Z. GOSS, G. DOUGLAS & J. ADENEY, 2003. Application of Phoslock, an Innovative Phosphorus Binding Clay, to Two Western Australian Waterways: Preliminary Findings. *Hydrobiologia*, 494 (1–3): 237–243.
- ROSITANO, J., B. C. NICHOLSON & P. PIERONNE. 1998. Destruction of Cyanobacterial Toxins by Ozone. *Ozone Science & Engineering*, 20: 223.
- ROWLAND, A. P. & J. D. ROBERTS. 1994. Lignin and Cellulose Fractionation in Decomposition Studies Using Acid-Detergent Fibre Methods. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25 (3–4): 269–277.
- RYDIN, E. & E. B. WELCH. 1998. Dosage of Aluminium to Absorb Mobile Phosphate in Lake Sediments. *Water Research*, 32: 2969–2976.
- SAFFERMAN, R. S. & M. E. MORRIS. 1964. Control of Algae with Viruses. *Journal of American Water Works Association*, 56: 1217–1224.
- SAITO, K., M. MATSUMOTO, T. SEKINE, I. MURAKOSHI, N. MORISAKI & S. IWASAKI. 1989. Inhibitory Substances from *Myriophyllum brasiliense* on Growth of Blue-Green Algae. *Journal of Natural Products*, 52: 1221–1226.
- SALLAL, A. K. J. 1994. Lysis of Cyanobacteria with *Flexibacter* spp. Isolated from Domestic Sewage. *Microbios*, 77: 57–67.
- SCHRADER, K. K. 2003. Natural algicides for the Control of Cyanobacterial-Related Off-Flavor in Catfish Aquaculture. En: *ACS Symposium Series 848*. Rimando, A. M. & Schrader, K. K. (ed.): 195–208. American Chemical Society. Washington, DC.
- SCHRADER, K. K., M. Q. DE REGT, P. R. TIDWELL, C.S. TUCKER & S. O. DUKE. 1998b. Compounds with Selective Toxicity Towards the Off-Flavor Metabolite-Producing Cyanobacterium *Oscillatoria* cf. *chalybea*. *Aquaculture*, 163: 85–99.
- SCHRADER, K. K. & M. D. HARRIES. 2001. Compounds with Selective Toxicity Toward the Musty-Odor Cyanobacterium *Oscillatoria perornata*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66: 801–807.
- SCHRADER, K. K., A. M. RIMANDO & S. O. DUKE. 2002. Natural Compounds for the Management of Undesirable Freshwater Phytoplankton Blooms. *Studies in Natural Products Chemistry*, 26: 351–389.
- SCHRADER, K. K., N. P. D. NANAYAKKARA, C. S. TUCKER, A. M. RIMANDO, M. GANZERA & B. T. SCHANEBERG. 2003. Novel Derivatives of 9,10-Anthraquinone are Selective Algicides against the Musty-Odor Cyanobacterium *Oscillatoria perornata*. *Applied and Environmental Microbiology*, 69: 5319–5327.
- SHAVYRINA, O. B., L. D. GAPOCHKA, & A. I. AZOVSKII. 2001. Development of Tolerance for Copper in Cyanobacteria Repeatedly Exposed to its Toxic Effect. *Biology Bulletin*, 28(2): 183–187.
- SHI, S. Y., Y. D. LIU, Y. W. SHEN, G. B. LI & D. H. LI. 2006. Lysis of *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacterium) by a Bacterium *Bacillus cereus*. *Biological Control*, 39(3): 345–351.
- SIGEE, D. C., R. GLENN, M. J. ANDREWS, E. G. BELLINGER, R. D. BUTLER, H. A. S. EPTON & R. D. HENDRY. 1999. Biological Control of Cyanobacteria: Principles and Possibilities. *Hydrobiologia*, 396: 161–172.
- SMITH, V. H. & D. W. SCHINDLER. 2009. Eutrophication Science: Where do We Go from Here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4): 201–207.
- SONDERGAARD, M., K. D. WOLTER & W. RIPL. 2002. Chemical Treatment of Water and Sediments with Special Reference to Lakes. En: *Handbook of Ecological Restoration*, Volume 1. Perrow, M. R. & A. J. Davy (ed.): 184–205. Cambridge University Press.
- STEINBERG, C. & A. ARZET. 1984. Impact of Hypolimnetic Aeration on Abiotic and Biotic Conditions in a Small Kettle Lake. *Environmental Technological Letters*, 5: 151–162.
- STEINBERG, C. E. W. (ed.). 2003. *Ecology of Humic Substances in Freshwaters*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania.
- THRELKELD, S. T. 1988. Planktivory and Planktivore Biomass Effect on Zooplankton, Phytoplankton

- and the Trophic Cascade. *Limnology and Oceanography*, 33: 1364–1377.
- TUCKER, S. & P. POLLARD. 2005. Identification of Cyanophage Ma-LBP and Infection of the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* from an Australian Subtropical Lake by the Virus. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(2): 629–635.
- VAN HANNEN, E. J., G. ZWART, M. P. VAN AGTERVELD, H. J. GONS, J. EBERT & H. J. LAANBROEK. 1999. Changes in Bacterial and Eukaryotic Community Structure after Mass Lysis of Filamentous Cyanobacteria Associated with Viruses. *Applied and Environmental Microbiology*, 65: 795–801.
- VAN HULLEBUSCH, E., V. DELUCHAT, P.M. CHAZAL & M. BAUDU. 2002. Environmental Impact of Two Successive Chemical Treatments in a Small Shallow Eutrophied Lake: Part II. Case of Copper Sulfate. *Environmental Pollution*, 120: 627–634.
- VAN OOSTERHOUT, F. & M. LÜRLING. 2011. Effects of the Novel 'Flock & Lock' Lake Restoration Technique on Daphnia in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research*, 33(2): 255–263.
- VERNER, B. 1994. Aeration. En: *Restoration of Lake Ecosystems –A Holistic Approach*. Eiselová, M. (ed.): 69–74. International Waterfowl and Wetlands Research bureau, Slimbrodge, Gloucester, Reino Unido.
- VERSPAGEN, J. M. H., J. PASSARGE, K. D. JÖHNK, P. M. VISSER, L. PEPPERZAK, P. BOERS, H. J. LAANBROEK & J. HUISMAN. 2006. Water Management Strategies against Toxic *Microcystis* Blooms in the Dutch Delta. *Ecological Applications*, 16(1): 313–327.
- VISSER, P. M., B. W. IBELINGS, B. VAN DER VEER, J. KOEDOOD & L. R. MUR. 1996. Artificial Mixing Prevents Nuisance Blooms of the Cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Freshwater Biology*, 36: 435–450.
- WALSBY, A. E. 1992. The Control of Gas-Vacuolate Cyanobacteria. En: *Eutrophication: Research and application to water supply*. Sutcliffe, D. W. & J. G. Jones (ed.): 150–162. FBA, Ambleside.
- WELCH, I. M., P. R. F. BARRETT, M. T. GIBSON & I. RIDGE. 1990. Barley Straw as an Inhibitor of Algal Growth I: Studies in the Chesterfield Canal. *Journal of Applied Phycology*, 2 (3): 231–239.
- WINGFIELD, G. I., M. P. GREAVES, J. M. BEBB & M. SEAGER. 1985. Microbial Immobilization of Phosphorus as a Potential Means of Reducing Phosphorus Pollution of Water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 34(1): 587–596.
- WIUM-ANDERSEN, S., U. ANTHONI, C. CHRISTOPHERSEN & G. HOUEN. 1982. Allelopathic Effects on Phytoplankton by Substances Isolated from Aquatic Macrophytes (Charales). *Oikos*, 39: 187–190.
- WOLTER, K. D. 1994. Phosphorus Precipitation. En: *Restoration of Lake Ecosystems –A Holistic Approach*. Eiselová, M. (ed.): 63–68. International Waterfowl and Wetlands Research bureau, Slimbrodge, Gloucester, Reino Unido.
- YOSHIDA, T., Y. TAKASHIMA, Y. TOMARU, Y. SHIRAI, Y. TAKAO, S. HIROISHI & K. NAGASAKI. 2006. Isolation and Characterization of a Cyanophage Infecting the Toxic Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(2): 1239–1247.
- ZARULL, M. A., J. H. HARTIG & G. KRANTZBERG. 2002. Ecological Benefits of Contaminated Sediment Remediation. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 174: 1–18.