



El Colegio de la Frontera Sur Université de Sherbrooke

Comparación de la proliferación de cianobacterias y sus
métodos de gestión en lagos templados y tropicales del
continente americano

TESINA

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional

por

Minoshka Cristina Vega Aguilar

2017

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a ECOSUR y la Université de Sherbrooke por haberme permitido ser parte del programa de Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional. Por buscar hacer de nosotros buenos profesionistas, capaces de contribuir a la sociedad de manera ética y dedicada.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por brindarnos el apoyo económico para que eso no sea una limitante que nos impida realizar nuestras metas profesionales y confiar en el interés que tenemos los estudiantes por adquirir herramientas que nos permitan mejorar nuestro país.

A la doctora Teresa Álvarez Legorreta, mi tutora durante las prácticas en el extranjero y en la realización de la presente tesina, quien me ha orientado con la mayor disposición del mundo, con profesionalismo y responsabilidad. Gracias por ser una docente que se interese en los estudiantes para que cada día seamos mejores y aprendamos a trabajar con calidad.

A mis compañeros de generación, quienes estuvieron presentes tanto en los mejores momentos como en los más difíciles de la carrera.

A mi familia, porque sin ellos nada de esto hubiera sido posible, su amor y apoyo incondicional es lo que me motiva a luchar día con día.

RESUMEN

Las floraciones descontroladas de cianobacterias son un problema mundial cada vez más frecuentes debido a que son indicadoras del deterioro de los cuerpos de agua asociado al exceso de nutrientes y contaminantes que llegan a los sistemas acuáticos, productos del desarrollo urbano, así como del aumento de las actividades agrícola e industriales. Las cianobacterias responden a diferentes factores limitantes como son el fósforo, el nitrógeno, la temperatura e intensidad de la luz. Además de las características hídricas del cuerpo de agua, se debe considerar la estabilidad de la columna de agua, el pH, así como los macro y micronutrientes. Estos últimos pueden variar en la escala de tiempo ya sea diarios, en las regiones cálidas, o estacionales, en los lagos templados e inclusive durante largos periodos de tiempo. Las cianobacterias que proliferan en lagos templados tienen una dinámica muy diferente a aquellas que lo hacen en lagos tropicales. Es por ello que para lograr una correcta gestión de los cuerpos de agua eutróficos con recurrentes proliferaciones de cianobacterias es indispensable conocer los procesos que detonan dichas proliferaciones. Esto es posible si se establecen normativas, métodos de gestión y las técnicas de control adecuadas adaptadas según las características de cada ambiente acuático. Desafortunadamente aún no se ha logrado establecer suficientes parámetros ni valores que traten por separado los lagos templados de los tropicales en los diferentes países del continente americano. La mayoría de los estudios se han realizado en los Estados Unidos y Canadá, donde las condiciones climáticas hacen que la mayoría de los trabajos se desarrollen en lagos templados, produciendo poco conocimiento para los lagos tropicales. Sin embargo, ante la necesidad de recuperar la calidad de los cuerpos de agua tropicales, países de América Latina están comenzando a poner mayor interés en el tema.

Palabras clave: eutrofización, daños a la salud, pérdidas económicas, normativas, control.

RÉSUMÉ

La prolifération des fleurs de cyanobactéries est un problème majeur à l'échelle mondiale. Cette prolifération est très importante puisqu'elle sert aussi d'indicateur du niveau de détérioration des cours d'eau par des surplus des nutriments et/ou des polluants. Cela est due principalement au développement anthropiques, soit une conséquence des activités urbaines, agricoles ou industrielles. De plus, les cyanobactéries utilisent de différents nutriments tels que le phosphore, l'azote, la température et l'intensité lumineuse pour régler leur croissance. En plus des caractéristiques hydrologiques propres du cours d'eau, la stabilité de la colonne d'eau, le pH, les macro et micronutriments jouent un rôle important, car elles peuvent varier en fonction des échelles de temps. Par exemple, dans les régions tropicales où la température est plus chaude, telles variations peuvent être journalières, tandis que dans les régions tempérées elles peuvent être saisonnières. Cela signifie que la dynamique du développement de cyanobactéries dans les lacs tempérés est très différents de celles des lacs tropicaux. Une gestion efficace des risques environnementaux est donc de mise pour améliorer la qualité de l'eau et empêcher leurs proliférations. Pour que cela soit possible il est nécessaire d'établir des normes, des méthodes et des techniques pour contrôler les fleurs de cyanobactéries selon les caractéristiques propre à chaque système aquatique. Malheureusement, pour la plupart des pays du continent américain, il n'y a pas encore assez de paramètres d'évaluation ou de réglementations fédérales pour mesurer séparément les lacs tropicaux des tempérés, même si est bien connu que c'est un facteur décisif pour l'obtention des bons résultats. Aussi, la plupart des études ont été réalisées aux États-Unis et au Canada, endroits où les conditions climatiques sont tempérées. La pertinence de telles recherches pour les lacs tropicaux est donc très limitée puisqu'elles sont effectuées dans un contexte climatique totalement différent. Toutefois, étant donné la nécessité d'améliorer la qualité des eaux tropicales, les pays d'Amérique latine commencent à avoir un plus grand intérêt dans le sujet.

Mots clés: eutrophisation, risques, pertes économiques, normatives, contrôle.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	ii
RESUMEN	iii
RÉSUMÉ	iv
GLOSARIO	viii
ABREVIACIONES Y ACRÓNIMOS	xi
INTRODUCCIÓN	1
Capítulo I. Características generales de las cianobacterias	3
1.1. Dinámica de la proliferación de cianobacterias	4
1.1.1 Distribución	7
1.1.2 Frecuencia	8
1.1.3 Abundancia	10
1.2. Factores causantes de la proliferación de las cianobacterias en los cuerpos de agua	11
1.3. Problemas de salud asociados a la proliferación de las cianobacterias ...	13
Capítulo II. La eutrofización de los cuerpos de agua y su relación con la proliferación de cianobacterias.	17
2.1. Factores naturales de eutrofización	18
2.2. Influencia de las actividades antrópicas en la eutrofización	19
2.2.1 Fuentes puntuales de eutrofización	20
2.2.2 Fuentes difusas de eutrofización	21
2.3. La eutrofización de los cuerpos de agua en regiones tropicales	24
2.4. La eutrofización de los cuerpos de agua en regiones templadas	25
2.5. Especies de cianobacterias reportadas para lagos de climas tropicales ...	26
2.6. Especies de cianobacterias reportadas para lagos de climas templados ...	30
2.7. Impactos económicos de la proliferación de cianobacterias	35
Capítulo III. Métodos de gestión para el control de las cianobacterias en cuerpos de agua de regiones tropicales y templadas	39
3.1 Gestión para el control de las floraciones cianobacterias	40
3.2 Normas y niveles de alerta para cianobacterias en cuerpos de agua tropicales y templados	41
3.2.1 Valores guía para cianobacterias en agua de consumo humano y recreativas propuestas por la OMS	42

3.2.2 Valores guía para cianotoxinas en agua de consumo y recreativas de la OMS	46
3.2.3 Valores guía nacionales para cianobacterias y cianotoxinas	48
3.3 Clasificación del estado trófico de lagos tropicales y templados	59
3.4 Métodos de remoción de cianobacterias	64
3.4.1 Métodos físicos	65
3.4.1.1 Aireación.....	65
3.4.1.2 Ultrasonido	65
3.4.1.3 Filtración inducida.....	66
3.4.1.4 Remoción de sedimentos.....	67
3.4.1.5 Remoción mecánica de natas o espumas de cianobacterias	68
3.4.2 Métodos químicos	69
3.4.2.1 Coagulantes	69
3.4.2.2 Alguicidas.....	69
3.4.2.3 Oxidación de los sedimentos (RIPLOX)	70
3.4.3 Métodos biológicos.....	71
3.4.3.1 Biomanipulación.....	71
3.4.3.2 Organismos microbianos	72
CONCLUSIONES	73
BIBLIOGRAFÍA.....	77
ANEXOS	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Especies de cianobacterias más comunes en lagos a nivel mundial	3
Figura 1.2. Floración de cianobacterias visibles a simple vista en el embalse Dique San Roque, Argentina.....	4
Figura 1.3. Estratificación térmica y mezclado de las aguas.	5
Figura 1.4. Ciclo térmico anual en un lago templado.	6
Figura 1.5. Factores medioambientales que influyen en la dinámica de la proliferación de las cianobacterias y sus efectos directos e indirectos del cambio climático en combinación con los aportes externos de nutrientes.	13
Figura 2.1. Ejemplos de cianobacterias reportadas en lagos tropicales.	28
Figura 2.2. Proliferaciones de cianobacterias en Brasil.	30
Figura 2.3. Ejemplos de cianobacterias reportadas en lagos templados.	32
Figura 3.1. Método del árbol de decisiones desarrollado para cuerpos de agua de Canadá con fines de consumo y de recreo.	53

Figura 3.2. Representación del uso del SIG para la evaluación del estado trófico de los cuerpos de agua de una cuenca.....	64
---	----

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.1. Enfermedades asociadas a la cianotoxina microcistina producida por Microcystis	15
Cuadro 2.1. Principales fuentes de contaminación difusa	22
Cuadro 2.2. Especies de cianobacterias en reportadas en algunos cuerpos de agua tropicales y templados.....	33
Cuadro 2.3. Costos de tratamiento de aguas residuales en algunos estados de los Estados Unidos.....	38
Cuadro 3.1. Valores guía de la OMS para cianobacterias en fuentes de abastecimiento de agua potable.	42
Cuadro 3.2. Valores guía de la OMS para práctica segura en el manejo de agua de recreo que contengan cianobacterias.....	44
Cuadro 3.3. Cianobacterias productoras de cianotoxinas.	46
Cuadro 3.4. Valor guía para cianobacterias productoras de cianotoxinas en aguas de recreo de la OMS.....	47
Cuadro 3.5. Valores guía para cianobacterias en agua de consumo en Brasil	48
Cuadro 3.6. Valores guía para cianotoxinas en agua potable en Brasil.....	49
Cuadro 3.7. Criterios ecológicos para presencia de cianobacterias en abastecimientos de agua potable de la Comisión Nacional del Agua(CNA) en México	50
Cuadro 3.8. Valores guía para cianotoxinas en agua potable para Canadá.....	52
Cuadro 3.9. Valores guía provisionales para cianotoxinas en aguas de consumo humano en Estados Unidos..	55
Cuadro 3.10. Valores guía estatales para cianotoxinas en agua de consumo humano.	55
Cuadro 3.11. Valores guía estatales para cianobacterias y/o cianotoxinas en aguas de recreo.	56
Cuadro 3.12. Principales métodos para la detección de microcistinas	57
Cuadro 3.13. Clasificación del estado trófico de la OCDE 1982.	60
Cuadro 3.14. Clasificación del estado trófico TSI.....	61
Cuadro 3.15. Clasificación del estado trófico de la CEPIS.....	62

GLOSARIO

Acinetos	Células especializadas que producen algunas cianobacterias como respuesta a condiciones desfavorables.
Adsorción	Adhesión de líquidos por la atracción de las moléculas de una sustancia en la superficie de otra.
Agua cruda	Agua que no ha recibido ningún tratamiento.
Anatoxina-a	Cianotoxina secundaria con neurotoxicidad aguda.
Organoléptico	Características físicas que pueden percibir los sentidos, como el olor, sabor y color.
Cepas toxigénicas	Microorganismos de una sola especie descendiente de una única célula que producen toxinas.
Nocivo	Que es dañino para la salud y el ecosistema.
Cianotoxinas	Toxinas producidas por un grupo de bacterias denominadas cianobacterias.
Clorofila-a	Pigmento de color verde presente en las algas (cianobacterias) y plantas, que interviene en la fotosíntesis.
Cometabolismo	Transformación de un compuesto orgánico por microorganismos incapaces de usar el sustrato como fuente de energía.
Cylindrospermosina	Cianotoxina producida por una variedad de cianobacterias del género <i>Cylindrospermopsis</i> .
Dragado	Extracción de arena, piedras y otros materiales del fondo de un río o lago.
Elemento traza	Compuesto químico que es necesario en cantidades mínimas para el crecimiento, desarrollo y fisiología de un organismo.
Epilimnion	Capa superficial del agua de un lago, en la cual la temperatura es más elevada en verano y más rica en organismos.
Escorrentia	Flujo de agua que circula libremente sobre la superficie terrestre.
Estado trófico	Relación entre el estado de nutrientes en un lago y el crecimiento de la materia orgánica del mismo.

Estratificación	Fenómeno que se produce como consecuencia de la distinta densidad que adquieren las diferentes capas del agua de un lago en función al gradiente de temperatura o salinidad.
Eutrofización cultural	Aceleración del proceso de eutrofización natural por causas antropogénicas.
Eutrofización	Proceso natural de envejecimiento de los ecosistemas acuáticos por aumento en la carga de nutrientes.
Fitoplacton	Conjunto de organismos acuáticos autótrofos de origen vegetal que forman parte del plancton.
Floculante	Sustancia química que aglutina los sólidos en suspensión provocando su precipitación.
Fluctuación	Variación temporal en los niveles del agua con referencia a sus valores normales.
Geosmina	Compuesto químico volátil producto del metabolismo cianobacteriano y que produce olor a hierba y sabor a tierra en el agua.
Hipolimnion	Capa de la zona más profunda del agua de un lago, la cual se extiende hasta el fondo.
Hipoxia	Disminución en la cantidad de oxígeno suministrado por la sangre a los órganos.
Irrigación	Riego de un terreno.
Lixiviado	Líquido resultante de un proceso de percolación de un fluido a través de un sólido.
Metilisoborneol	Compuesto químico volátil producto del metabolismo cianobacteriano y que produce olor terro-mohoso.
Microcistina	Toxina producida por las floraciones de cianobacterias tóxicas en aguas superficiales.
Mineralización	Proceso biológico que ocurre mediante la conversión de la materia orgánica a un estado inorgánico, a través de la acción de microorganismos.
Nutrimiento limitante	Elemento que controla el crecimiento o la biomasa de organismos en una población.

Ortofosfato	Forma hidratada de la sal de fosfato.
Oxígeno disuelto	Oxígeno disponible libremente en el agua.
Periodo estival	Época del año en el cual las temperaturas son más cálidas.
Red trófica	Conjunto de cadenas alimentarias de un ecosistema, interconectadas entre sí mediante relaciones de alimentación.
Resiliencia	Capacidad de los ecosistemas de soportar perturbaciones sin alterar significativamente sus características estructurales y funcionales.
Río tributario	Río que desemboca en otro río o lago mayor.
Saxitoxina	Neurotoxina paralizante producida por algunas cianobacterias.
Somero	Poco profundo.
Termoclina	Capa dentro de un cuerpo de agua donde la temperatura cambia rápidamente con la profundidad.
Zooplancton	Fracción del plancton constituida por organismos microscópicos que flotan libremente en los sistemas acuáticos.

ABREVIACIONES Y ACRÓNIMOS

CEPIS	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente
CCL	Contaminant Candidate List (Lista de Candidatos Contaminantes)
Chl-a	Clorofila-a
COFEPRIS	Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios
COGESAF	Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la Rivière Saint-François. (Consejo de Gobernanza de las Aguas de la Cuenca Hidrológica del Rio Saint-François)
DIMAR-CCCP	Dirección General Marítima-Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente)
FI	Filtración Inducida
FPT	Comité Federal Provincial Territorial de Agua Potable Canadá
HESD	Health Effect Support Documents (Documentos de Apoyo sobre los Efectos de Salud)
INSPQ	Institut National de Santé Publique du Québec (Instituto Nacional de Saludo Pública de Quebec)
NPLD	Net Pen Liver Disease (enfermedad hepática)
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
OMS	Organización Mundial de la Salud
OPS	Organización Panamericana de la Salud
PHI-LAC	Programa Hidrológico Internacional Para América Latina y el Caribe
PT/Ptot	Fósforo total
RAPAL	Red de Acción de Plaguicidas y sus Alternativas para América Latina
SIG	Sistema de Información Geográfica
TDI	Tolerable Daily Intake (Ingesta Diaria Tolerable)
TSI	Trophic State Index (Índice del Estado Trófico)

INTRODUCCIÓN

Con el paso de los años, las poblaciones humanas, en su búsqueda por satisfacer las necesidades básicas, han inducido grandes cambios en su entorno. Dichas modificaciones atentan contra el equilibrio de la naturaleza y amenazan la existencia de numerosas especies biológicas. Uno de los ecosistemas más susceptibles al desarrollo antropogénico son los sistemas acuáticos superficiales. El mayor problema que sufren los cuerpos de agua es la saturación de la capacidad de carga, la cual les impide eliminar los nutrimentos y contaminantes que recibe por fuentes externas. Como consecuencia, ocurre el deterioro de la calidad de sus aguas, pasando a niveles de eutrofia a una mayor velocidad (Torres-Orozco y Pérez-Hernández, 2009 en Figueroa *et al.*, 2014).

Un cuerpo de agua eutrófico trae como consecuencia la proliferación de ciertos grupos fitoplanctónicos, entre ellos el grupo de las cianobacterias (Scholten *et al.*, 2005 en Figueroa *et al.*, 2014). Las proliferaciones descontroladas de cianobacterias son cada vez más frecuentes y están asociadas principalmente, al exceso de nutrientes que recibe un cuerpo de agua por las constantes descargas provenientes del desarrollo urbano, y las actividades agrícola e industrial. Además de factores indirectos como el embalsado de ríos, la modificación de la vegetación ribereña y cambios en el patrón de precipitaciones y temperaturas que traen también como consecuencia condiciones óptimas para su proliferación (Paerl y Huisman, 2009 en Alcántara *et al.*, 2014).

Si bien es cierto que, la dinámica en la proliferación de las cianobacterias, depende en gran medida de las condiciones físico-químicas de su medio y la capacidad de los propios organismos por adaptarse a las condiciones adversas, los cambios en las condiciones climáticas globales, como el aumento en la temperatura del agua en muchas regiones templadas o las sequías y disminución de precipitaciones en zonas tropicales les facilita el trabajo.

La preocupación que surge en lagos con cianobacterias es que, no solo afectan la calidad de sus aguas por la variación de color, turbidez, olor y sabor, sino también porque en una concentración de 0-5 mg/L de Oxígeno disuelto causa hipoxia, provocando incluso la muerte de la fauna ictiológica y especies sensibles (Goyenola, 2007). Por si fuera poco,

algunas especies son capaces de producir y liberar cianotoxinas que pone en riesgo la salud de los seres humanos y animales que entran en contacto con ellas. Además de las pérdidas de recursos económicos en actividades como la pesca, el turismo y los costos de su gestión, entre otros.

Sin importar la región del mundo que sea objeto de estudio, las actividades humanas siempre tienen un impacto negativo para el medio ambiente. Sin embargo, algunos países cuentan con mayores recursos económicos que otros para poder invertir en diferentes métodos de control y promover leyes para el cuidado de ecosistemas acuáticos y que el impacto ambiental sea menor o prolongado a más tiempo.

En la actualidad no se cuenta con conocimientos suficientes sobre la regulación de florecimientos de cianobacterias en cuerpos de agua tropicales y parciales en lagos templados. A pesar que la mayoría de métodos para su control han sido desarrollados y probados en cuerpos de agua templados y donde el tema se ha estudiado desde hace décadas aún queda mucho por estudiar al respecto (Macek *et al.*, 2014).

En los últimos años han surgido una serie de normas y metodologías para controlar la proliferación de cianobacterias y lograr mejorar el estado trófico de los lagos, sin embargo, como se mencionó anteriormente, estas se han enfocado en su mayoría a sistemas acuáticos que pertenecen a cuerpos de agua de zonas templadas (Shapiro *et al.*, 1975; Jeppesen, 1998 en Figueroa *et al.*, 2014) los cuales presentan una serie de características físico-químicas y biológicas totalmente diferentes a las que se presentan en sistemas acuáticos de regiones tropicales. Además, muchas veces los costos en las tecnologías que se deben aplicar son muy elevados para ciertos países que no cuentan con la economía necesaria para el cuidado de sus recursos naturales (Figueroa *et al.*, 2014).

Es por ello que el presente trabajo, pretende analizar los procesos que detonan las proliferaciones de cianobacterias en lagos de climas tropicales y templados de algunos países del continente americano, a fin de comparar las causas de su proliferación, su dinámica, las normativas y los métodos de gestión que se aplican para su control en las dos diferentes regiones climáticas.

Capítulo I. Características generales de las cianobacterias

En términos generales podemos considerar a las cianobacterias como una unión entre procariotas y eucariotas fotosintéticos con la capacidad para poder sintetizar clorofila (Pérez *et al.*, 2008). Para su crecimiento, las cianobacterias emplean oxígeno, dióxido de carbono, nutrientes como el fósforo y nitrógeno principalmente (Mercado *et al.*, 2008), además de elementos traza como el hierro, zinc, magnesio, cobre, cobalto, silicio (PHI-LAC, 2009). Existen especies unicelulares o filamentosas que a su vez pueden presentar ramificaciones; individuales o formadoras de colonias (Figura 1.1).

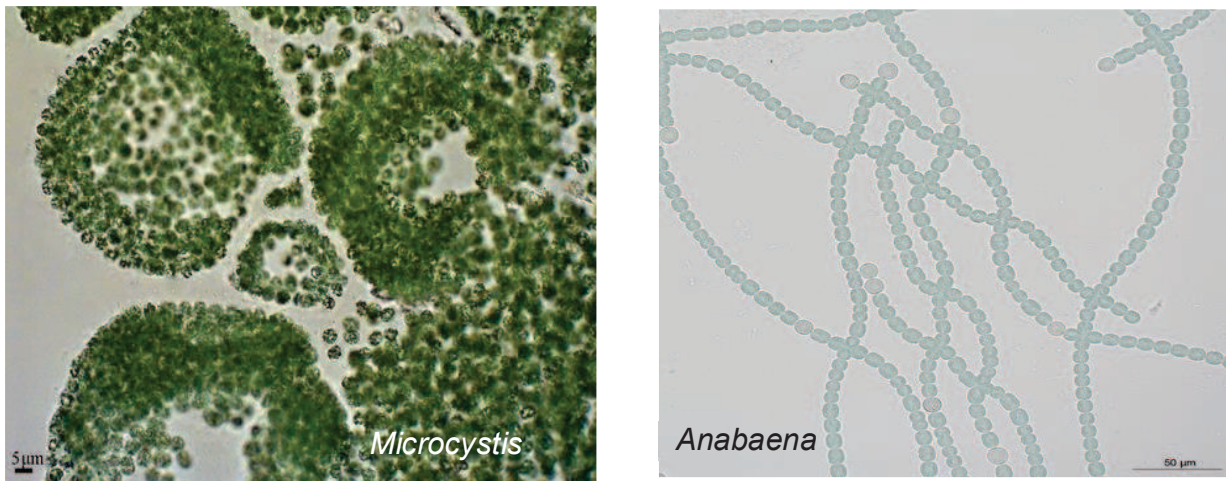


Figura 1.1. Especies de cianobacterias más comunes en lagos a nivel mundial. Fuente: Fuente: <http://cyanobacteria.myspecies.info/node/2>

Al formar dichas colonias, estas pueden apreciarse a simple vista en forma de manchas sobre la superficie del cuerpo de agua (Figura 1.2), de color verde-azuladas, pardas o negras. También pueden vivir flotando libremente en cualquier tipo de medio acuático (Pérez *et al.*, 2008). Son organismos móviles, cuya velocidad y dirección de movimiento dependen de la iluminación y de la temperatura en la que se encuentren (Ramírez *et al.*, 2004). La característica más notable por su impacto en el medio ambiente y salud pública, es que algunas de ellas tienen la capacidad de producir toxinas, llamadas cianotoxinas e incluso compuestos volátiles como la geosmina y el metilisorborneol, los cuales suelen contribuir a cambios en las características organolépticas del agua, como su sabor, olor, color, entre otras; así como el de los organismos acuáticos que viven en el cuerpo de agua, haciendo que la calidad del agua en el que proliferan se deteriore (Pérez *et al.*,

2008). Es por ello el interés constante por parte de los investigadores y diferentes organizaciones para desarrollar medidas de manejo para lograr su control.



Figura 1.2. Floración de cianobacterias visibles a simple vista en el embalse Dique San Roque, Argentina. Fuente: <http://www.funeat.org.ar/art%C3%ADculoscarlosproperi.html>

1.1. Dinámica de la proliferación de cianobacterias

Las cianobacterias son generalmente comunes en los diferentes sistemas acuáticos alrededor de todo el mundo y más frecuentemente en el rango de las regiones tropicales a templadas donde la mayoría de las especies encuentran fácilmente las condiciones óptimas para su desarrollo. Sin embargo, se ha observado que se presentan diferencias en la densidad de las células, la composición de especies, su distribución vertical y la longevidad de la población, dependiendo del tipo de ecosistema en el que habitan. Lo anterior se puede explicar por el grado de estratificación y mezclado del cuerpo de agua (Figura 1.3), características que están determinadas por las condiciones climáticas de cada región. Influyen también el tamaño y profundidad de la cuenca, sus lagos y ríos. Así como, la disponibilidad de nutrientes esenciales para su desarrollo que pueden llegar al medio por vía natural o artificial según las actividades antrópicas que se llevan a cabo alrededor del cuerpo de agua. (Ramírez *et al.*, 2004). Además, ciertas condiciones

favorecen su desarrollo, por ejemplo, está comprobado que las aguas alcalinas o neutras con un pH de entre 6 y 9 y altas concentraciones de fósforo total ($P_{tot} > 40\mu/L$), así como una alta relación nitrógeno/fósforo ($N/P < 16$) son factores constantes cuando ocurren las proliferaciones de cianobacterias (Chorus y Bartram, 1999).

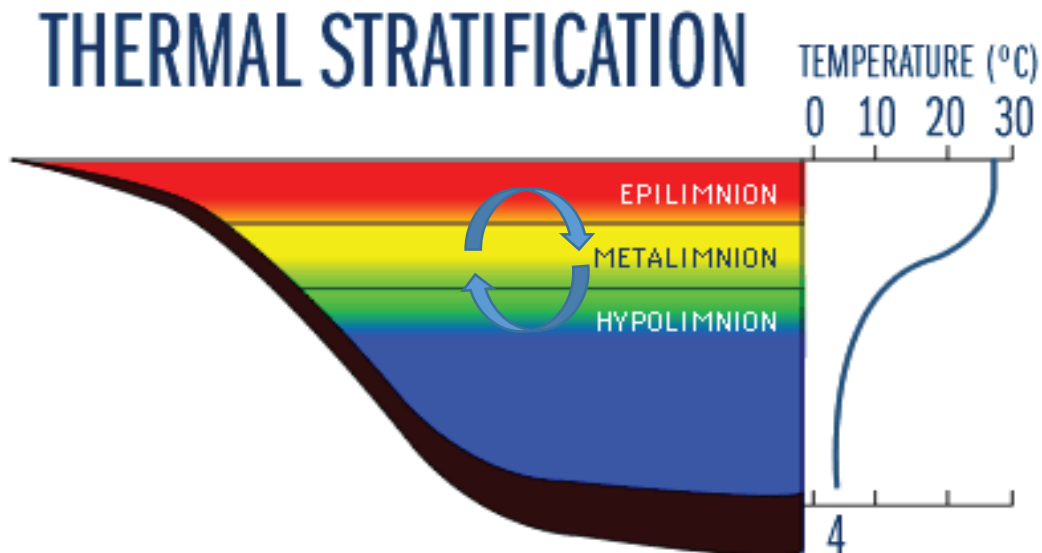


Figura 1.3. Estratificación térmica y mezclado de las aguas.
Fuente: <http://www.lakeaccess.org/ecology/lakeecologyprim4.html>

Se sabe también que la intensidad de luz que recibe el cuerpo de agua durante el día tiene íntima relación con la temperatura en el agua y ello es un factor medioambiental que influencia fuertemente la composición y biomasa de las cianobacterias (Chen *et al.*, 2003), esto ha sido observado con mayor claridad en las regiones templadas, donde la dinámica de los florecimientos de una especie o grupo de especies está limitada por los ciclos anuales de temperatura del agua (Figura 1.4). Estudios demuestran que las temperaturas entre 15 y 30 °C son las óptimas para su proliferación con una intensidad lumínica alta pero no excesiva, ya que un exceso de luz puede degradar su aparato fotosintético causando el decrecimiento de las floraciones. Además, condiciones como el poco viento o aguas de escasa corriente son un factor que determina su distribución espacial (Elías, 2007). En regiones templadas, dicho rango de temperatura se presenta al final de la primavera, durante todo el verano y a principios del otoño. Mientras que en

las regiones tropicales estas temperaturas se presentan prácticamente durante todo el año, haciendo que sus aguas sufran constantes floraciones de cianobacterias (Wiedner *et al.*, 2007). Incluso se tienen registros de diferentes lagos donde las floraciones se han establecido de forma perenne (Moura *et al.*, 2011).

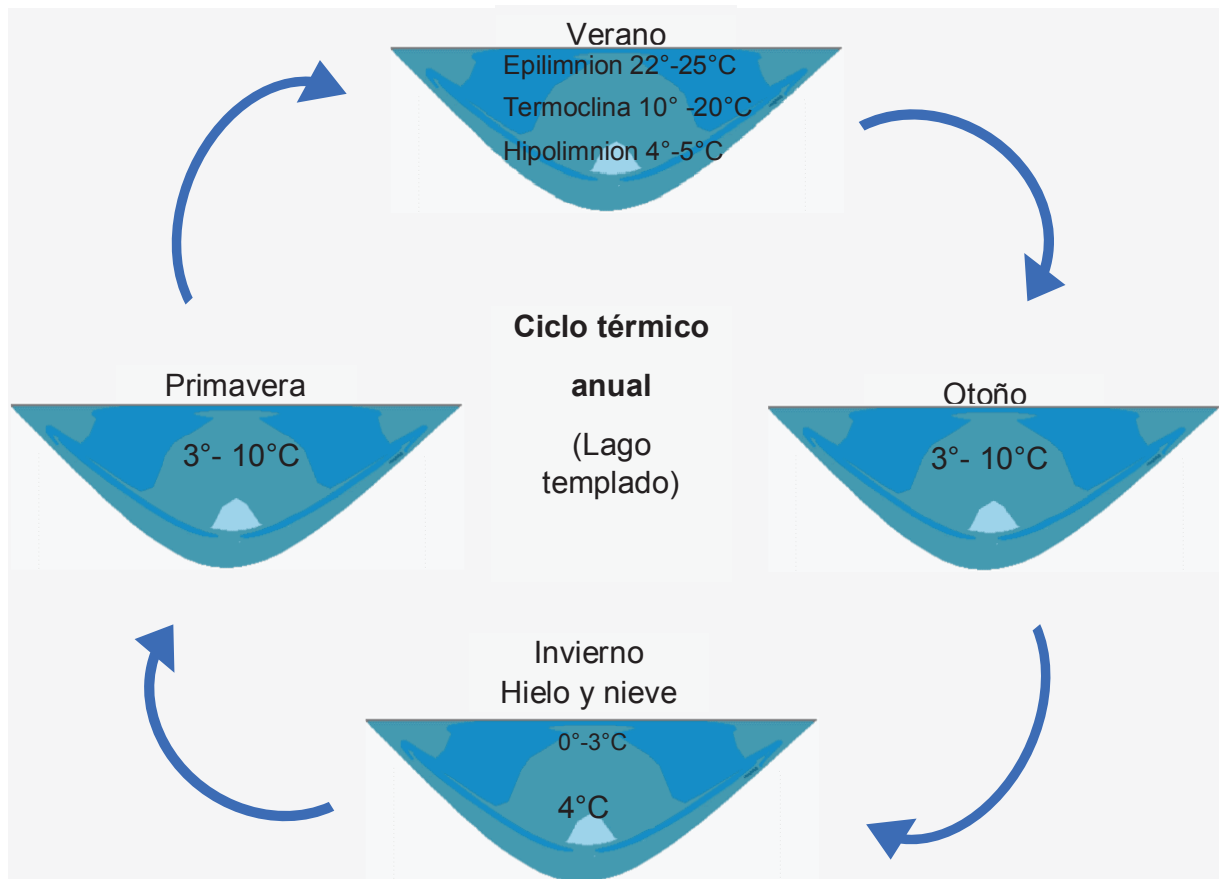


Figura 1.4. Ciclo térmico anual en un lago templado. Fuente: MDDEP, 2007

La diferencia del ciclo térmico entre regiones templadas y tropicales, es que en las primeras a medida que la temperatura del agua disminuye en el otoño, la fotosíntesis se vuelve más rápida que la respiración, es decir, los carbohidratos no se consumen. Las colonias descienden al fondo del cuerpo de agua donde pueden sobrevivir el invierno, consumiendo gradualmente sus almacenes de carbohidratos producto de su respiración o fermentación (Mur *et al.*, 1999). Además, ciertas especies cuentan con acinetos, las cuales les ayudan a sobrevivir largos periodos de latencia ante condiciones desfavorables. Esta habilidad para formar acinetos, no está presente en las

cianobacterias típicas de regiones tropicales (Mehnert *et al.*, 2014). Cabe mencionar que, aunque haya suficiente fósforo y nitrógeno disponible en el agua, la luz es el principal factor limitante de las cianobacterias durante el invierno en las regiones templadas. A medida que la intensidad de la luz aumenta, en la primavera o cuando el agua se vuelve más clara, las cianobacterias comienzan a multiplicarse e incorporar nuevamente el nitrógeno y fosforo disponibles (Chorus y Bertman, 1999).

Los estudios sobre la dinámica poblacional y la sucesión ecológica han demostrado que un entorno fluctuante da lugar a comunidades de cianobacterias que comprenden diferentes especies en las diferentes épocas climáticas a lo largo del año (Figueredo y Giani, 2009). Esto se puede observar incluso en las regiones tropicales donde las variaciones de luz y temperatura no son muy marcadas. Se espera que el aumento general de las temperaturas del agua en las latitudes más elevadas, aumente también la frecuencia en la proliferación de cianobacterias en lagos templados, así mismo puede haber un cambio en la composición de sus comunidades. Es por ello que, para poder predecir su dinámica, es importante comprender cómo estas especies responden a los cambios que se van presentando en los cuerpos de agua a lo largo del tiempo (Carpenter *et al.*, 1998; Cobo, 2014).

1.1.1 Distribución

Las condiciones ecológicas en las que aparecen las floraciones de cianobacterias pueden ser muy variadas si comparamos los ambientes tropicales y templados; sin embargo, son organismos cuya distribución se extiende a nivel mundial. En regiones tropicales, las cianobacterias pueden presentarse a lo largo de todo el año, mientras que en las zonas templadas su florecimiento puede verse restringido solamente a ciertos periodos del año donde las temperaturas y la intensidad lumínica son óptimas (Briand *et al.*, 2004). Es decir, en los lagos templados, la sucesión del fitoplancton cianobacteriano y los límites de su distribución están determinados en gran parte por los ciclos estacionales de factores físicos, químicos y biológicos, cuya importancia relativa varía con los diferentes periodos del año. Por lo que, la distribución espacial de las cianobacterias en estas regiones es altamente heterogénea (Çelik y Sevindik 2016). Mientras que, en las regiones

tropicales, es la disponibilidad de los nutrientes lo que determinan su proliferación y distribución espacial, ya que los rangos de temperatura en las que florecen son frecuentemente óptimos y no representa una limitante.

Las cianobacterias con distribución a nivel mundial y comúnmente registradas en los cuerpos de agua dulce superficiales eutrofizados son *Anabaena circinalis* y *Microcystis* sp. Ambas potencialmente tóxicas (Mercado *et al.*, 2008 y Pérez *et al.*, 2008).

Desde un punto de vista localizado, estudios demuestran que, cuando la biomasa de cianobacterias en un lago decrece, en la mayoría de los casos, ocurre desde la orilla del lago hacia el centro del mismo; sin embargo, factores como la dirección del viento y la corriente e inclinación de los sedimentos del cuerpo de agua también tienen que ver con su distribución horizontal (Chen *et al.*, 2003).

En cuanto a su distribución vertical, estudios realizados en lagos templados (Reynolds *et al.*, 1987; Cabal, 2014) muestran que el periodo de estratificación que ocurre durante el verano es el lapso donde la distribución vertical de las cianobacterias es más heterogénea. Los periodos de mezcla, que ocurren en primavera y otoño representarían la destrucción periódica de la heterogeneidad espacial, así como el momento en que su biomasa es menos abundante. Sin embargo, la capacidad de adaptación que han tenido las cianobacterias a lo largo del tiempo ha provocado que algunas especies sean más abundantes en los periodos de estratificación mientras que otras lo son durante los periodos de mezcla de las aguas (Reynolds *et al.*, 1987). En los lagos tropicales con altas temperaturas, predominan las floraciones de cianobacterias perennes, las cuales pueden pertenecer a múltiples especies y algunas de ellas son incluso capaces de regular su posición a lo largo de toda la columna de agua (Moura *et al.*, 2011).

1.1.2 Frecuencia

Como se ha explicado anteriormente, las cianobacterias se reproducen con más rapidez en ciertas épocas del año que en otras. El aumento excesivo de sus floraciones, ocurre mayormente en el periodo estival para las regiones templadas, donde su frecuencia depende de los cambios de temperatura, mientras que en las regiones tropicales pueden

ocurrir en cualquier época del año y extenderse desde una semana hasta largos periodos de tiempo (Pérez *et al.*, 2008; Figueredo y Giani, 2009). En dos estudios realizados en diferentes regiones geográficas, uno perteneciente a lagos templados del Altiplano chileno y el otro a un lago tropical, el lago Huetzalin en México, revelaron que, durante las estaciones más calurosas del año (primavera y verano para el caso de los lagos del Altiplano chileno y más de 25.5°C para el lago Huetzalin), la familia Cyanophyceae fue la más recurrente y abundante entre toda la biota acuática analizada. (Márquez-García *et al.*, 2009; García *et al.*, 2009). Otro estudio realizado en el lago Brompton en Canadá muestra que la proliferación de cianobacterias ocurre cada verano desde el 2006 con una frecuencia que aumenta exponencialmente cada año del 2008 al 2014 (Planas, 2014). Sin embargo, aún es difícil determinar si existe una relación en la frecuencia de cianobacterias según regiones templadas o tropicales, ya que se debe considerar que esta cambia significativamente dependiendo de los factores ambientales y carga de nutrientes, las cuales pueden variar de un año a otro. Lo que se puede determinar gracias a los estudios que se han hecho de monitoreo de cianobacterias a lo largo del tiempo, es que la proliferación de cianobacterias será más frecuente en lagos eutróficos que tengan un rango de temperatura de entre 15 a 30°C (Elías, 2007; Paerl y Otten 2013). Es decir, eventualmente los lagos tropicales eutróficos que tengan rangos de dichas temperaturas presentarán una mayor frecuencia en la proliferación de cianobacterias durante todo el año, mientras que los lagos templados eutróficos presentaran una mayor frecuencia de cianobacterias solamente en los periodos dónde las aguas alcancen dichas temperaturas.

Investigaciones estadísticas predicen que el aumento de las temperaturas favorecerá las floraciones de cianobacterias en lagos templados. Estudios realizados en diferentes lagos templados han demostrado que existe una relación significativa entre el aumento de la temperatura y una mayor frecuencia en la aparición de cianobacterias. En los últimos años, a medida que las temperaturas en el agua han aumentado, las cianobacterias aparecen a más tempranas épocas del año y permanecen largos periodos de tiempo (Dong *et al.*, 2015; Thomas y Litchman, 2015). Los registros históricos pueden ser una herramienta útil que permite avalar este hecho, un ejemplo de ello son los registros

térmicos efectuados en los lagos andinos donde ha habido un aumento de entre 2.1 y 0.9 °C durante el periodo de 1972 a 2011 (Ministerio del Ambiente Perú, 2013).

1.1.3 Abundancia

Las floraciones de cianobacterias pueden presentarse desde unas horas, hasta varios días dependiendo de la disponibilidad de nutrientes y las condiciones medioambientales óptimas para su multiplicación (Pérez *et al.*, 2008). El tiempo de duplicación promedio varía entre 21 horas y 14.7 días y el tiempo promedio de formación de un florecimiento es de 2 días, bajo condiciones óptimas, con periodos de duración de 5 a 7 días, con concentraciones de $\geq 250,000$ células/ml de agua (Svrcek y Smith, 2004 en Elías, 2007).

Diferentes especies de cianobacterias pueden estar presentes y proliferar al mismo tiempo en un lago, sin embargo, normalmente estas se distribuyen a lo largo de la columna de agua o se van reemplazando conforme las condiciones físico-químicas del lago cambian, inclusive ante cambios muy pequeños, pudiendo haber siempre una abundancia de cianobacterias, pero no siempre con las mismas especies dominando el fitoplancton (Chen *et al.*, 2003). En estudios realizados por Reynolds (1987), concluye que en la mayoría de los lagos templados superficiales eutróficos abundan las poblaciones de *Oscillatoria agardhii* y *Oscillatoria redekei*, y en lagos tropicales superficiales lo hacen los géneros *Spirulina* y *Lyngya spp.* Por otra parte, en lagos templados profundos es abundante la especie *Oscillatoria rubescens* y en sistemas subtropicales profundos las especies del género *Microcystis*. Cabe destacar que *Microcystis* es un género con distribución mundial, por lo que también cuenta con registros en lagos templados, sin embargo, se ha demostrado que, lo que las hace más abundantes en lagos tropicales es la estratificación térmica y los periodos de mezcla típicos de dichos sistemas (Reynolds *et al.*, 1987).

Como se explicó anteriormente, en lagos templados las poblaciones de cianobacterias son aparentemente menos abundantes, si se hace una revisión anual comparándola con las regiones tropicales, pero esto no quiere decir que el problema sea menor, ya que algunas especies pueden sobrevivir durante el invierno. En tales situaciones, las poblaciones que se forman en la primavera comienzan su crecimiento con una densidad

poblacional relativamente alta. Al causar turbidez en el agua, las cianobacterias tienen una ventaja competitiva con respecto a las otras especies del fitoplancton. Así, la siguiente población de verano se establece casi sin ninguna sucesión estacional entre diferentes especies. Esta alta estabilidad en la abundancia de sus poblaciones impide cualquier redistribución de fósforo y nitrógeno a otros componentes del ecosistema y esto puede causar un efecto de resiliencia (Mur *et al.*, 1999).

En las zonas de climas templados, los cuerpos de agua que son dominados por el género *Microcystis* normalmente exhiben floraciones estacionales de 3-5 meses mientras que, en la mayoría de los lagos tropicales de Sudamérica, por ejemplo, este género puede tener floraciones abundantes de 6-10 meses (Chorus y Bartram, 1999).

Se ha podido demostrar que los cambios en la temperatura del agua durante los ciclos climáticos anuales juegan un rol muy importante promoviendo las floraciones de cianobacterias, ya que esto representa una notable ventaja competitiva sobre los otros grupos del fitoplancton a altas temperaturas.

1.2. Factores causantes de la proliferación de las cianobacterias en los cuerpos de agua

El crecimiento de cianobacterias en los ambientes acuáticos depende del equilibrio entre la oferta y la demanda de recursos, así como de su capacidad para utilizar los recursos disponibles y minimizar las pérdidas de biomasa (Aguilera y Echenique, 2011).

Las cianobacterias responden a diferentes factores limitantes como son el fósforo principalmente, el nitrógeno, la temperatura e intensidad de la luz. Además de las características hídricas del cuerpo de agua, la estabilidad de la columna de agua, el pH, los macro y micronutrientes, los cuales pueden variar en escalas de tiempo diferentes, pudiendo ser diarios, estacionales o durante largos periodos de tiempo. Dichos factores pueden ser debido a causas naturales por las condiciones edáficas del medio o por actividades antropogénicas (Rosso y Giannuzzi, 2011). Es probable que en cualquier momento estos factores limiten la cantidad de cianobacterias haciendo aumentar o disminuir su biomasa. También es posible que el recurso limitante pueda cambiar

estacionalmente, por ejemplo, en latitudes altas, cambia la relación entre la altura angular del sol y la duración del día, según la época del año, mientras que, en regiones tropicales los cambios estacionales están en relación a la turbidez causada por el régimen de flujo. En las regiones templadas, durante el invierno la luz es el principal factor limitante de crecimiento de cianobacterias, aunque los demás nutrientes esenciales estén presentes en cantidades suficientes para promover un aumento en su biomasa (Chorus y Bartman, 1999).

Entre los principales factores de origen antrópico que determinan las floraciones de cianobacterias tenemos los aportes puntuales como, las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, o por aportes difusos como las escorrentías de suelos de uso agrícola y ganadero que llegan al agua en la temporada de precipitaciones (Pérez *et al.*, 2008).

De manera general, se puede decir que, aunque las cianobacterias están típicamente asociadas con el enriquecimiento de nutrientes, a medida que avanzan los estudios, su aparición se ha relacionado también con varios factores como a las condiciones lumínicas, la temperaturas, las precipitaciones y las condiciones propias del medio como el tiempo de retención del agua, el pH, el CO₂, además de factores bióticos como el nivel de herbivoría que desempeñan un papel importante en la abundancia de las cianobacterias (Figura 1.5) (Pearl y Huisman, 2009; Srifa *et al.*, 2016).

Recientemente se ha demostrado que también la reducción en las precipitaciones y el aumento en los periodos de sequía (Srifa *et al.*, 2016), provocan la reducción en el nivel del agua, así como a un menor flujo de corriente que resulta a menudo en una mayor concentración de los nutrientes y a una mayor biomasa de cianobacterias (Ministerio del Ambiente Perú, 2013). Sin embargo, en comparación con las regiones templadas, aún se sabe muy poco sobre el grado de importancia que tienen las fluctuaciones del nivel del agua en lagos del trópico. Lo que sí está claro, es que, según estudios realizados en Brasil, la poca renovación del agua, vinculada a un evento de sequía, ha sido el principal determinante tanto de las condiciones de eutrofia como de la dominancia de las cianobacterias en sus cuerpos de agua poco profundos (Jeppensen *et al.*, 2014). Por lo que a medida que avancen los conocimientos al respecto, podrá determinarse con mayor

exactitud la dinámica de las floraciones de cianobacterias y cómo puede ir cambiando la composición de sus comunidades dependiendo de los factores que intervienen.

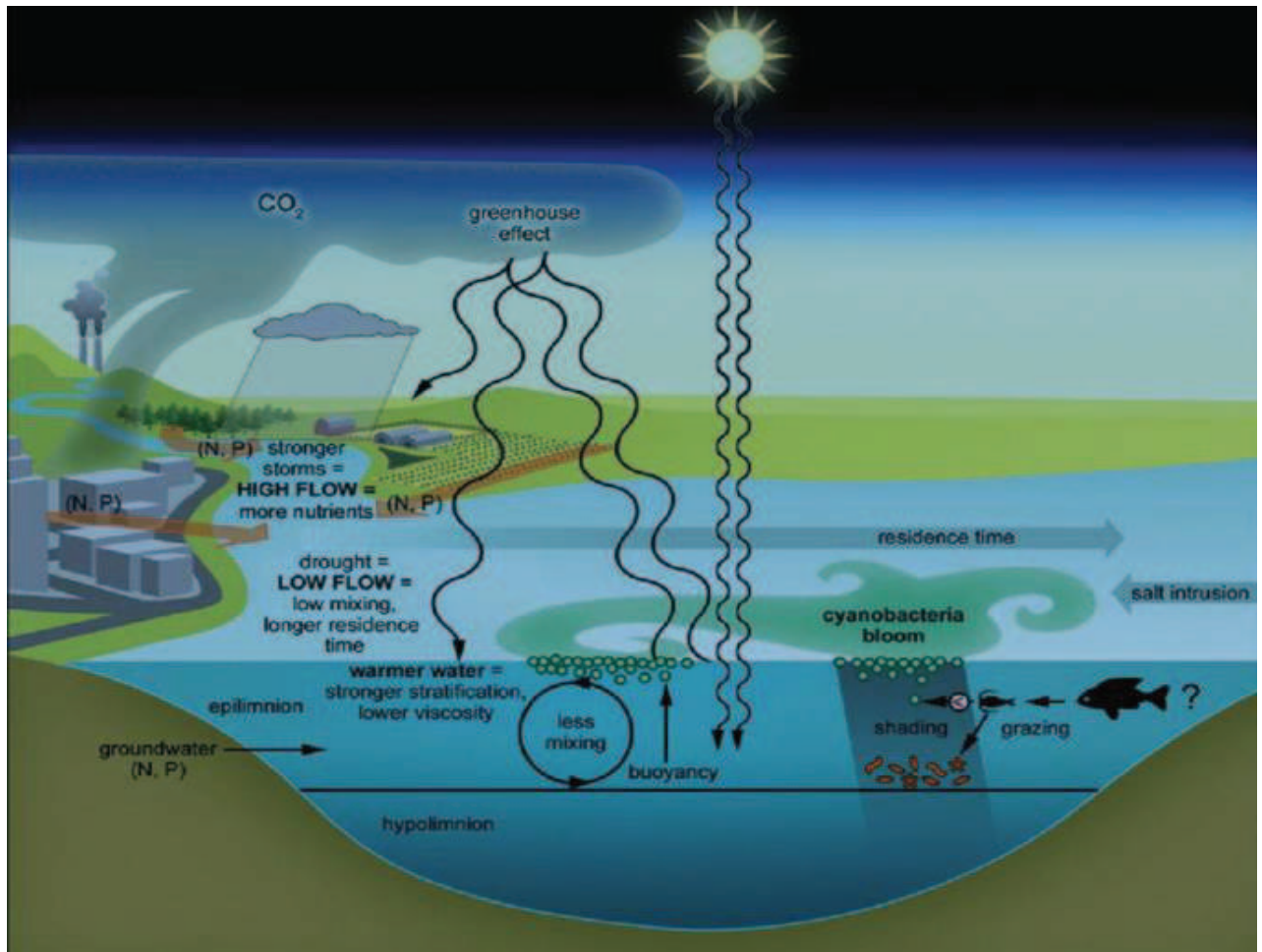


Figura 1.5. Factores medioambientales que influyen en la dinámica de la proliferación de las cianobacterias y sus efectos directos e indirectos del cambio climático en combinación con los aportes externos de nutrientes. Fuente: Pearl y Huisman, 2009

1.3. Problemas de salud asociados a la proliferación de las cianobacterias

Hasta la fecha, existe un número no confirmado de reportes sobre problemas a la salud causados principalmente por cianotoxinas. Sin embargo, algunos estudios epidemiológicos, gastroenterológicos y de hepatitis en humanos y animales relacionados con cianobacterias han sido realizados tanto en lagos templados de Norteamérica, como

en los tropicales de América del sur y el Caribe (Aurazo 2004). Los mayores reportes de daños a la salud provienen de las regiones tropicales. En regiones templadas los casos ocurren, frecuentemente, durante el periodo de verano.

Las posibles maneras en las que un organismo entra en contacto con las cianobacterias o sus cianotoxinas, pueden ser por medio del contacto directo con cualquier parte externa del cuerpo o por la ingesta de agua contaminada. Recientemente se han reportado casos de personas con daños renales asociados al consumo de agua con presencia de cianotoxinas. Las toxinas de las cianobacterias pueden ser dañinas dependiendo de su concentración y su capacidad para originar efectos agudos y crónicos en el hombre, animales y en vegetales (Ramírez *et al.*, 2004).

El florecimiento de las poblaciones de cianobacterias representa un problema para los cuerpos de agua tanto de uso industrial como de recreo, debido principalmente al incremento en la producción de metabolitos tóxicos, los cuales tienen un efecto letal sobre los diversos organismos habitantes de dichos cuerpos, inclusive en agua para uso doméstico, cuando no se logra un correcto saneamiento durante el proceso de purificación. El que estos florecimientos generen sustancias tóxicas plantea un importante problema ambiental con repercusiones sobre la salud general para otros seres vivos (Ramírez *et al.*, 2004).

La cianotoxina más frecuente es la microcistina, que en los seres humanos puede causar dolor abdominal, vómitos y diarrea, inflamación del hígado y hemorragia, neumonía, dermatitis y el potencial de estimular el crecimiento de un tumor (Cuadro 1.1) (Chorus y Bartram, 1999). Las microcistinas son liberadas por lisis celular causando que el agua se contamine y su consumo sea nocivo. En México no se tienen casos documentados de intoxicación por cianobacterias de género *Microcystis* en humanos, aunque es un género que se encuentra reportados para varios lagos del país. Por ejemplo, el lago Zirahuén en Michoacán tiene registros de *Microcystis* desde 1994 (Hernández-Morales, *et al.*, 2016) y más recientemente en los lagos Teremendo (Hernández-Morales, *et al.*, 2011) y Pátzcuaro (Tomasini-Ortíz *et al.*, 2012) del mismo estado.

Cuadro 1.1. Enfermedades asociadas a la cianotoxina microcistina producida por *Microcystis*. Fuente: Hernández-Morales et al., 2016.

Enfermedad causada por la cianotoxina microcistina	Especie de cianobacteria del género <i>Microcystis</i>
Hepatitis aguda tipo A	<i>M. aeruginosa</i> <i>M. ichthyoblabe</i> <i>M. smithii</i>
Cuadros diarreicos agudos	<i>M. aeruginosa</i> <i>M. ichthyoblabe</i> <i>M. flos-aquae</i>
Incidencias gastrointestinales leves	<i>M. flos-aquae</i>
Otitis media aguda	<i>M. aeruginosa</i> <i>M. ichthyoblabe</i> <i>M. smithii</i> <i>M. flos-aquae</i>
Incidencias gastrointestinales agudas	<i>M. flos-aquae</i>

En países de regiones templadas uno de los principales problemas asociados a las cianobacterias de los que se tienen registros, son las enfermedades cutáneas causadas durante las actividades turísticas de recreo que son frecuentes en el verano (Chorus y Bartram, 1999). Por ejemplo, entre 2005 y 2012, al menos 16 personas fueron víctimas de enfermedades causadas por las cianobacterias en lagos de Quebec, en Canadá (INSPQ, 2014).

Por otro lado, en lagos de países tropicales como Costa Rica y México por ejemplo, los reportes de intoxicaciones provienen en su mayoría, por el consumo de aguas contaminadas con cianotoxinas, esto se debe a que una gran cantidad de habitantes de países tropicales subdesarrollados no disponen de agua para el consumo humano, por lo que la exposición a las intoxicaciones por cianobacterias está ligada a la necesidad de consumo del recurso desde otras fuentes o debido a que los métodos de saneamiento no están bien regulados (Rivera, 2008).

Un caso grave se presentó en 1996 en Brasil, donde un grupo de 116 personas que recibían hemodiálisis sufrieron de insuficiencia hepática debido a que el agua utilizada para su tratamiento estaba contaminada con microcistinas dejando un total de 52

fallecidos. A partir de dicho incidente, Brasil ha incluido a los reservorios que proporcionan agua para hemodiálisis entre sus guías para cianotoxinas (Chorus y Bartman, 1999; Otaño, 2012; Mowe *et al.*, 2015).

Por otro lado, y desde una perspectiva de los daños que producen las floraciones de cianobacterias a nivel ecológico, sucede que, al haber un exceso de su biomasa en la superficie de un cuerpo de agua, estas impiden el paso de la luz solar a las partes más profundas de la columna de agua, por lo que la zona fótica disminuye y la flora acuática fotosintética se ve afectada. Como consecuencia, los niveles de oxígeno disuelto se reducen y con ello la fauna acuática. En casos graves, el cuerpo de agua se vuelve anóxico en sus partes más profundas (Chorus y Bartram, 1999) y ocurre la muerte masiva de peces (Pérez *et al.*, 2008).

Como se puede apreciar a lo largo de todo el capítulo, las floraciones de las cianobacterias, y en especial de aquellas que producen cianotoxinas, son un grave problema en todos los ecosistemas acuáticos a nivel mundial, pero con mayor impacto en las regiones tropicales y templadas donde, con el paso del tiempo, el aumento en las actividades antropogénicas y los cambios climáticos están favoreciendo una mayor proliferación y dominancia de sus especies, con respecto a los otros organismos que componen el fitoplancton. Sin embargo, su composición va a depender siempre de las características que puedan ser un factor limitante para su proliferación, por lo que es de gran importancia hacer estudios en ambas regiones geográficas para conocer la dinámica original de las cianobacterias y cómo esta va modificándose a medida que se adaptan a nuevas condiciones ambientales con el paso del tiempo.

El conocimiento de la dinámica poblacional de las cianobacterias según las características propias de la región o el medio, determina el primer paso para su adecuado control, ya que está comprobado que la manera en que se gestiona el control de las cianobacterias en los cuerpos de agua templados no siempre resulta efectiva para las regiones tropicales.

Capítulo II. La eutrofización de los cuerpos de agua y su relación con la proliferación de cianobacterias.

La eutrofización consiste en un incremento en el suministro y la disponibilidad de nutrientes que llegan al agua, estos son principalmente el fósforo y nitrógeno, aunque también pueden intervenir, en menor cantidad, otros minerales como el silicio, potasio, calcio, hierro o manganeso (PHI-LAC, 2009; RAPAL, 2010).

En términos generales, la eutrofización es un proceso natural, resultado de la descarga normal de nutrientes, sedimentos y otros materiales que llegan lentamente a los sistemas acuáticos. Durante dicho proceso, el lago recibe los aportes de nutrientes que, con el paso del tiempo se transforma en un pantano o humedal y al consolidarse se convierte en un sistema terrestre (RAPAL, 2010). Este proceso tiene lugar en cientos de miles de años, es irreversible y ocurre tanto en los cuerpos de agua de regiones templadas como tropicales, siendo más lento en los ambientes templados (considerando características similares del lago), debido a que en las regiones tropicales el factor evaporación y los periodos de sequía puede ser una determinante natural. Sin embargo, actualmente se habla del término “Eutrofización cultural”, la cual hace referencia a la intervención del ser humano en actividades que directa o indirectamente aportan un exceso de contaminantes y nutrientes en los cuerpos de agua (Silvério, 2006 en RAPAL, 2010). La eutrofización cultural es considerada una de las principales y más importantes causas del incremento de las floraciones algales nocivas a nivel mundial (Aguilera y Echenique, 2011). En dicha situación, el medio acuático, donde su estado de equilibrio es alterado, reacciona modificando su funcionamiento, acelerando procesos indeseables para los seres humanos y con repercusiones para la flora y fauna propios del ecosistema (RAPAL, 2010).

El reconocimiento de los fenómenos de eutrofización como un problema asociado a la contaminación se inició aproximadamente en la década de 1950 y gracias a los estudios de caso, mayormente efectuados en ecosistemas acuáticos de climas templados, se encontró que existe además una fuerte relación entre la eutrofización y la proliferación masiva de cianobacterias planctónicas como principales indicadoras de contaminación del agua (Aguilera y Echenique, 2011). Se sabe que en determinadas épocas del año

(como en primavera y verano) cuando las condiciones de temperatura ($>15-30^{\circ}\text{C}$), pH (6-9) y concentración de nutrientes (fosforo de 0.01 mg/l y nitrógeno de 0.1 mg/l) son favorables, se presenta un aumento excesivo de cianobacterias y esto deteriora la calidad del agua debido a que ellas provocan alteraciones físicas como, variación en la coloración, turbidez, olor y sabor del agua (Hammer, 1996 en Mercado *et al.*, 2008).

2.1. Factores naturales de eutrofización

El cambio del estado trófico consiste en un principio en el aumento de la concentración de nutrientes en el agua, lo que a su vez favorece la proliferación de las cianobacterias; esto trae como consecuencia que las aguas se tornen turbias, lo que impide que los rayos solares puedan llegar a zonas profundas y la vegetación acuática bentónica disminuye (Moreno *et al.*, 2010). Además, cuando en un cuerpo de agua empiezan a reproducirse las cianobacterias de forma excesiva, estas causan de manera indirecta el agotamiento del oxígeno contenido en las aguas naturales, produciendo como efecto primario la eutrofización y como efecto secundario la muerte paulatina de los organismos acuáticos (Hammer, 1996 en Mercado *et al.*, 2008). Factores como el cambio climático, la sucesión de las especies vegetales y la acumulación de los sedimentos están altamente relacionados a la eutrofización de los cuerpos de agua alrededor del mundo (Moreno *et al.*, 2010).

Años de investigación han demostrado que la eutrofización natural de lagos tropicales y templados está relacionada a características geológicas como el tipo de suelo, el cual determina los aportes de nutrientes que llegan al cuerpo de agua por escorrentía o que interfieren negativamente en la producción primaria por limitación lumínica, como es el caso de suelos arcillosos. A su vez, los ciclos de precipitaciones controlan la entrada de nutrientes por escurrimiento, así como el régimen de caudal de los ríos tributarios y el volumen del agua del lago. Además, el clima que puede controlar la productividad primaria al modificar la entrada de energía solar al sistema (PHI-LAC, 2009 y Vammen *et al.*, 2013).

La morfología del sistema y el tiempo de residencia del agua son otros aspectos a tener en cuenta, ya que los lagos someros y pequeños son más susceptibles a la eutrofización

por su escaso volumen y capacidad de procesamiento del exceso de materia orgánica. Por su parte, los ecosistemas con bajas tasas de renovación del agua facilitan la acumulación del material en exceso (PHI-LAC, 2009).

Cabe remarcar que bajo condiciones naturales, en un lago somero de clima tropical puede tardar menos años el proceso de eutrofización debido a factores propios como la evaporación y la duración de la luz solar que son más prolongados que en las regiones templadas (Silvério, 2006 en RAPAL, 2010; Mama, 2010).

2.2. Influencia de las actividades antrópicas en la eutrofización

En la mayoría de los casos, las actividades antropogénicas tienen lugar alrededor de una cuenca hidrográfica ya que dependemos en gran medida de dicho recurso. Los cambios en el uso del suelo, pueden activar una aceleración de la eutrofización, debido a un aumento en la exportación de nutrientes que llegan al agua por las fuentes puntuales y difusas (Ryding, 1989 en Vammen, 2005). Los humanos no solo utilizamos los cuerpos de agua para obtener materia prima, sino también para tirar y diluir diferentes tipos de desechos y contaminantes. Con el crecimiento de la población y el incremento de la producción y consumo, se ha comenzado a sobrecargar la capacidad de depuración de las aguas del planeta, haciendo cada vez más frecuente las proliferaciones de cianobacterias (Carpenter *et al.*, 1998).

Sin importar la región climática que se trate, los grandes asentamientos humanos generan descargas puntuales de desechos orgánicos domésticos y urbanos. Además, muchos procesos industriales generan residuos que incrementan la carga de nutrientes, así como las actividades agrícola-ganaderas generan aportes difusos por escorrentía o las actividades industriales que vierten gases al medio ambiente y llegan hasta los sistemas acuáticos por acción del viento y la lluvia (Aguilera y Echenique, 2011).

El cambio climático por su parte, ocasiona modificaciones en las estaciones del año, alargando los periodos de verano o registrando un aumento de la temperatura en el agua de regiones templadas, así como periodos de sequías más prolongadas o de lo contrario frecuentes inundaciones en las regiones tropicales (Srifa *et al.*, 2016). Todos los cambios anteriormente mencionados favorecen el desarrollo de cianobacterias incluso en lagos

donde antes no había registros de su proliferación (Carpenter *et al.*, 1998). El calentamiento del lago puede estimular el crecimiento no sólo de las especies nativas sino también de las cianobacterias invasivas (Thomas y Litchman, 2015). Un claro efecto de este fenómeno es el de la cianobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* originaria de ambientes tropicales, pero que en las últimas décadas se ha ido expandiendo a zonas templadas. Una de las explicaciones de su extensión biogeográfica está estrechamente relacionada al aumento de la temperatura de las aguas, asociado al cambio climático y a su vez, al deterioro del estado trófico de los lagos (Weidner *et al.*, 2007)

2.2.1 Fuentes puntuales de eutrofización

Entre las principales fuentes puntuales de ingreso de nutrientes al medio acuático se encuentran las provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) o por los desechos de las fábricas. También las escorrentías desde las minas o campos petroleros causan daños a los sistemas acuáticos. Estas descargas se caracterizan por ser continuas y con poca variabilidad, por lo que pueden ser más fáciles de monitorear y regular (Carpenter *et al.*, 1998 y Mama, 2010).

Muchos países se han enfocado en tratar a las fuentes puntuales como el principal problema de eutrofización del agua, y hasta cierto punto puede llegar a serlo, esto dependerá en gran medida del control que se le exija a cada una de las industrias que vierten constantemente sus desechos al medio acuático. En algunos países de América latina y el Caribe, no hay un adecuado control de las descargas provenientes de las PTARs y ellas se convierten en un buen ejemplo del impacto que tiene las fuentes puntuales. Pero en los últimos años, gracias al avance en las investigaciones, se sabe que las fuentes difusas contribuyen estrechamente a la eutrofización de los cuerpos de agua, en algunas regiones, incluso más que las fuentes puntuales.

Esto se puede confirmar con estudios realizados en la cuenca hidrológica del Rio Saint-François, donde desde 2006 ha habido brotes de cianobacterias y la mayoría de sus lagos principales tienen la clasificación de meso-eutróficos. En busca de hacer frente a dicha problemática los ministerios encargados de la calidad del agua de los lagos, han puesto su mayor esfuerzo en emitir regulaciones estrictas en la cantidad de nutrientes y

contaminantes que se descargan de las fuentes puntuales, Sin embargo, el problema aún sigue presentándose y expandiéndose. Por lo que se han empezado a tomar medidas para evaluar la importancia que están generando las fuentes difusas sobre la calidad de las aguas ya que se estima que son ellas y no las fuentes puntuales, las que provocan el mayor deterioro de sus lagos (COGESAF, 2014).

2.2.2 Fuentes difusas de eutrofización

Las fuentes difusas o no puntuales, a menudo aumentan debido a la variada gama de actividades que producen cambios en el paisaje y a la entrada de materiales que reciben las aguas afectando los diferentes estratos de un cuerpo de agua. Por ejemplo, los contaminantes que llegan por el flujo superficial o a través de la atmósfera contaminan en primer lugar al epilimnion y los que llegan por las filtraciones del suelo afectan el hipolimnion. Consecuentemente, las fuentes no puntuales son difíciles de medir y regular. Según un estudio realizado en 86 ríos tropicales de Estados Unidos, las fuentes no puntuales fueron responsables de más del 90% de los ingresos de nitrógeno en más de la mitad de los ríos analizados y de 90% del fósforo en un tercio de los ríos (Carpenter *et al.*, 1998).

Entre las actividades antrópicas que causan la eutrofización por fuentes difusas se encuentran: la agricultura, debido al uso de fertilizantes ricos en fósforo y nitrógeno. A su vez, estos nutrientes se mueven en el suelo hasta llegar a los pastos de consumo para el ganado. El estiércol del ganado, que contiene restos de fósforo se reutiliza como abono orgánico, haciendo un ciclo de contaminación por dicho elemento, el cual por las escorrentías termina llegando a los cuerpos de agua. Las escorrentías urbanas son también una de las más importantes causas de eutrofización de cuerpos de agua, estas en su mayoría, provienen de la deforestación. Otra causa es la erosión del suelo que hace que las arcillas lleven nutrientes a los cuerpos de agua, además de generar sedimentación y turbidez del agua. Finalmente, la contaminación atmosférica que se crea a partir de la quema de madera para carbón y de combustibles fósiles, libera gases al medio y por acción de las precipitaciones llega a los cuerpos de agua (Carpenter *et al.*, 1998).

Todos los aportes externos de fosforo y nitrógeno que lleguen al sistema acuático, sea por fuentes puntuales o difusas y tanto en zonas templadas como tropicales, tiene como resultado un aumento en la biomasa y frecuencia de cianobacterias. La diferencia en la proliferación de cianobacterias que puede ocurrir entre una región templada y tropical con similar carga externa de nutrientes (presión antrópica) va a depender de las condiciones físico-químicas propias del medio (Pinel-Alloul *et al.*, 1998). Así como de la sucesión de las especies que varía considerablemente a lo largo de las estaciones del año en zonas templadas y de su capacidad para producir toxinas (Figueredo y Giani, 2009).

El siguiente cuadro (Cuadro 2.1) muestra algunas de las fuentes de contaminación difusa más importantes. Siendo el fósforo, el nitrógeno, los sólidos suspendidos, los desechos orgánicos biodegradables y los pesticidas, los que están relacionados a las proliferaciones de cianobacterias, es decir más de la mitad de los nutrientes y contaminantes considerados como fuentes difusas son promotoras de las floraciones de cianobacterias.

Cuadro 2.1. Principales fuentes de contaminación difusa. Fuente: Campbell *et al.*, 2004 en Bravo-Inclán *et al.*, 2013.

Contaminante	Ejemplo de su origen	Problema ambiental
Fósforo	Erosión del suelo, fertilizantes agrícolas, contaminación de escorrentía urbana (detergentes y materiales orgánicos).	Eutrofización de las aguas dulces, degradación ecológica, incremento en el costo del tratamiento de agua potable, crecimientos cianobacterias.
Nitrógeno	Fertilizantes agrícolas, emisiones vehiculares.	Eutrofización de cuerpos de agua, contaminación de fuentes de agua potable, acidificación, crecimiento de cianobacterias
Sólidos suspendidos	Escorrentía de tierra de labrado, erosión en zonas altas, acumulación de	Sedimentación en estanques naturales, transportador de nutrientes y compuestos tóxicos.

	sólidos en superficies urbanas impermeables, construcción.	
Grasas y aceites e hidrocarburos	Mantenimiento vehicular, disposición de aceites al agua, derrames por almacenamiento y manejo, emisiones vehiculares y escorrentía de carreteras, emisiones industriales.	Toxicidad, contaminación de sedimentos de ríos urbanos, contaminación de agua subterránea, nocivo (en aguas superficiales), sabor (en aguas de abastecimiento humano).
Desechos orgánicos biodegradables	Desechos agrícolas, lodos residuales, disposición de efluentes en el suelo.	Demanda de oxígeno, enriquecimiento de nutrientes.
Pesticidas	Aplicación municipal para controlar las malezas cercanas a las carreteras, agricultura, mantenimiento privado de pastos.	Toxicidad; contaminación a las fuentes de agua potable; afectación de la biodiversidad en ríos, lagos y mares.
Microrganismos fecales	Falla en sistemas de tanques sépticos, heces animales en pueblos y ciudades, conexiones cruzadas ilegales de sistemas separados de alcantarillado.	Riesgo a la salud, incumplimiento con los estándares para fines recreativos.
Metales pesados	Escorrentía urbana, aplicación en el suelo de agua y lodos residuales.	Toxicidad.

2.3. La eutrofización de los cuerpos de agua en regiones tropicales

Se sabe que el principal factor limitante de la producción primaria es la cantidad de nutrientes que el cuerpo de agua recibe, pero la intensidad lumínica también juega un rol importante (Talling *et al.*, 1973 en Vammen *et al.*, 2005). Esta está en estrecha relación con la temperatura del agua y la variación entre los altos niveles de evaporación, sequías o inundaciones (Srifa *et al.*, 2016). Un cuerpo de agua que recibe la luz solar durante la mayor parte del día, generalmente presentará temperaturas altas, que aseguran una elevada tasa de mineralización microbiana, así como una mayor degradación de sustancias orgánicas en la columna de agua. (Payne, 1986 en Vammen *et al.*, 2005). Es por ello que, en cuerpos de agua donde la variación de temperatura es más grande en su ciclo diario que por estación anual, las cianobacterias encuentran un medio óptimo para su desarrollo a lo largo de todo el año, lo que las posiciona como la principal problemática asociada a la eutrofización en lagos de dichas regiones (Mama, 2010).

Los resultados de diferentes estudios muestran que en lagos de regiones tropicales, el periodo de productividad máxima se produce dos o tres meses después de la temporada de precipitaciones (Mama, 2010). Esto también sirve como prueba de que las escorrentías provenientes de fuentes difusas son un factor importante que determina la eutrofización de los cuerpos de agua.

Diferentes investigaciones mencionan que los aportes externos causantes de la eutrofización de lagos en regiones tropicales son el nitrógeno solo o en combinación con el fósforo, a diferencia de los lagos templados, en donde fósforo es considerado como el único elemento detonante de la eutrofización. Entonces, a mayor carga de nutrientes en el agua, mayor producción orgánica y más rápido el proceso de eutrofización (Pinel-Alloul *et al.*, 1998; Lazzaro *et al.*, 2010).

Los lagos tropicales poco profundos son los más susceptibles a la eutrofización debido a la alta tasa de evaporación, además que estos son los más utilizados para las actividades antropogénicas como la pesca, irrigación, acuicultura, entre otros, haciendo que sus aguas sean rápidamente inutilizables (Lazzaro *et al.*, 2010). Paradójicamente, este tipo de lagos son los menos estudiados hasta la fecha y es donde menos medidas de gestión se aplican, por lo que convendría enfocar las investigaciones hacia los cuerpos de agua

tropicales con fuerte presión humana, con el fin de lograr mejores medidas de reducción de la eutrofización y un mayor control de las cianobacterias.

2.4. La eutrofización de los cuerpos de agua en regiones templadas

En los cuerpos de agua donde las condiciones climáticas se ven reguladas por ciclos cálidos y fríos en periodos anuales, la presencia de cianobacterias es considerada como un indicador de la eutrofización del agua (Hill y Coetzee, 2008 en Mama, 2010). Cuando un lago presenta signos de eutrofia, las proliferaciones de cianobacterias se pueden observar durante las estaciones de primavera y verano, donde las condiciones climáticas son más favorables para ellas, sin embargo, esto no quiere decir que desaparezcan por completo durante el otoño e invierno, ya que está demostrado que las cianobacterias pueden soportar bajas temperaturas o moverse a lo largo de la columna del agua, encontrándose en las partes más profundas durante las estaciones frías y moverse hacia la superficie cuando las condiciones superficiales les sean nuevamente óptimas (Mama, 2010). Por el contrario, en climas tropicales las cianobacterias pueden estar presentes de manera natural durante todo el año (en concentraciones bajas) y es el exceso en su abundancia, la duración de sus floraciones y su capacidad para producir cianotoxinas lo que sirve como indicador de eutrofización del agua y no solo su presencia (Hill y Coetzee, 2008 en Mama, 2010).

Como se ha explicado anteriormente, el fósforo y el nitrógeno son los principales elementos limitantes para la producción primaria en los cuerpos de agua y estos regulan las especies que se desarrollan (Chorus y Bartman, 1999). Existe también una relación clorofila-a (Chl-a) / fósforo total (Pt), presente en el proceso biológico fundamental de productividad de los lagos. En los lagos templados esta relación se ve influenciada por el régimen térmico (estratificación) y la estructura de la red alimenticia. Por una parte, la concentración de clorofila-a por unidad de fósforo se ve disminuida en lagos templados con presencia de herbívoros planctónicos, lo que atrasa el proceso de eutrofización, ya que las cianobacterias son constantemente consumidas, es decir, existe un equilibrio trófico. Por otra parte, se ha demostrado que los lagos de regiones templadas la relación Chl-a / Pt es más fuerte en los lagos no estratificados que en los que sí lo son. En lagos

templados se da la estratificación durante el invierno. Esto también es un factor que explica por qué la proliferación de las cianobacterias tiene lugar durante el verano (Hernández *et al.*, 2011).

Estudios afirman que una medida a considerar al momento de evaluar la eutrofización de los lagos, es la diferencia que existe entre los nutrientes que funcionan como limitantes de las floraciones de cianobacterias. Por ejemplo, el aporte externo de fósforo es el principal factor responsable de la eutrofización en lagos de zonas templadas; mientras que, el nitrógeno solo o combinado con fósforo es el causante de la eutrofización en los lagos tropicales (Pinel-Alloul *et al.*, 1998; Lazzaro *et al.*, 2010). Ambos son detonadores de la proliferación de cianobacterias, pero dependiendo del nutriente presente en el agua se puede determinar qué tipo de especies van a ser dominantes y de qué forma se podrá lograr su mejor control. Sin embargo, aún faltan más estudios que puedan confirmar que esto sea una constante.

2.5. Especies de cianobacterias reportadas para lagos de climas tropicales

Diferentes países han realizado monitoreos desde hace ya varias décadas, cuando la proliferación de las cianobacterias empezó a ser reconocido como causa de la eutrofización de los cuerpos de agua. Uno de los países que ha emitido reportes es Estados Unidos, aunque los problemas asociados a las cianobacterias tengan relativamente poco tiempo de haber empezado (desde 1998). El género más frecuente de los lagos tropicales de Estados Unidos ha sido *Lyngbia* con reportes en Florida, Carolina del Norte y Nuevo México (Chorus, 2005).

México también ha generado reportes de especies de cianobacterias, uno de ellos es el que se realizó en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, en los lagos Catemaco, Nixtamalapan, Chalchoapan, Encantada y Majahual. Los resultados muestran que la estructura de la comunidad del fitoplancton está dominada principalmente por las especies de cianobacterias *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Merismopedia punctata* y *Aphanotothece minutissima* (Mora *et al.*, 2014). También se ha encontrado en el lago Catemaco a *Plancktolynobia* como género dominante (Esquivel *et al.*, 2014).

En especial, la cianobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* es de gran interés debido a que presenta una alta potencialidad tóxica, ya que puede producir saxitoxina, neurotoxina paralizante que afecta a los peces que la consumen y cilindrospermopsina, cianotoxina que es dañina para el hígado y los tejidos del riñón, las cuales pueden ser perjudiciales para la salud humana al entrar en contacto con ellas. Además, esta cianobacteria es de origen tropical, sin embargo, existen reportes de su presencia en forma masiva en Estados Unidos y Canadá (Dávalos-Lind *et al.*, 2014). Varias hipótesis han sido planteadas para explicar el éxito en su dispersión y el comportamiento invasivo de esta especie (Komárek 2002). Estudios eco-fisiológicos han señalado que si bien *C. raciborskii* crece a temperaturas por encima de los 20 °C, se ha registrado su presencia en regiones subtropicales y templadas donde su crecimiento se limita al período estival (Hamilton *et al.* 2005 en HPI-LAC, 2009). Otros reportes indican diversos mecanismos fisiológicos que le confieren a *C. raciborskii* ventajas competitivas como: adaptación a bajas intensidades lumínicas, fijación de nitrógeno atmosférico, alta afinidad por el fósforo y presencia de células de resistencia (HPI-LAC, 2009). En las regiones tropicales las poblaciones de *C. raciborskii* pueden sobrevivir durante todo el año y ser la especie dominante del fitoplancton (Wiedner *et al.*, 2007). Un dato importante es que incluso si se compara dicha especie solo en lagos tropicales, se puede observar que las cepas neurotóxicas de *C. raciborskii* pueden ser nocivas en algunos lagos y no tóxicas en otros (Bernard *et al.*, 2003).

Otro estudio, realizado en el lago hipertrófico Tezozomoc en la ciudad de México, muestra que las especies de cianobacterias dominantes fueron los géneros *Microcystis* y *Tetraedron*, así como las especies *Merismopedia punctata*, *Selenastrum minutum* (Oliva *et al.*, 2008).

Para el caso de los lagos cálidos monomícticos conocido como la Alberca de Tacámbaro y la Alberca de Teremendo ubicados en una región subtropical de Michoacán, México; las cianobacterias representaron el tercer grupo más importante del fitoplancton. Los géneros representativos fueron: *Chroococcus*, *Aphanocapsa*, *Merimospedia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Gloeocapsiopsis*, la mayoría de ellas proliferan entre verano y otoño, cuando ocurre la mezcla del epilimnion e hipolimnion (Hernández-Morales *et al.*,

2011). En el anexo I se muestra la lista completa de las especies pertenecientes a los géneros mencionados anteriormente, para los lagos de Michoacán.

Así mismo, del 2009 al 2011 se realizaron monitoreos de la calidad del agua en el lago de Pátzcuaro en Michoacán, donde se observó dentro del plancton florecimientos de cianobacterias, siendo las más representativas: *Aphanizomenon gracile*, seguida de *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis pulvera* y *Anabaena affinis* (Tomasini-Ortíz *et al.*, 2012). La figura 2.1 muestra algunas de las cianobacterias frecuentes en lagos tropicales.

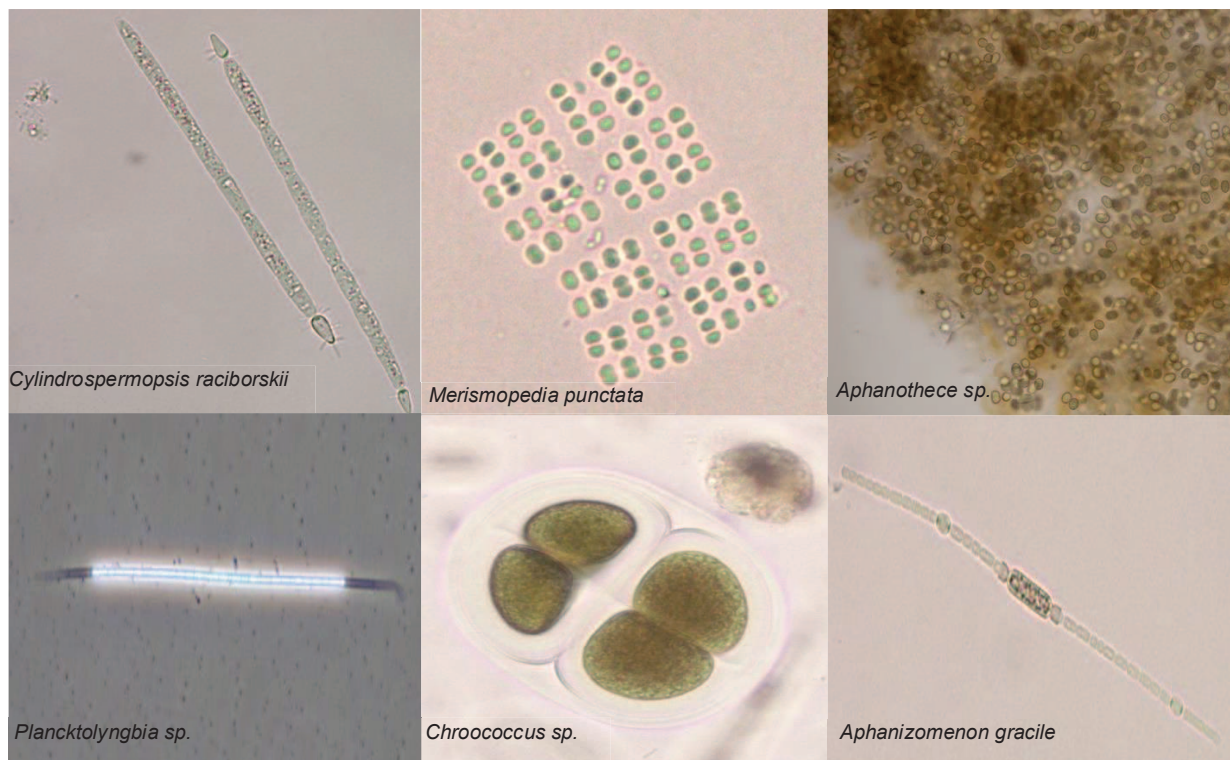


Figura 2.1. Ejemplos de cianobacterias reportadas en lagos tropicales.
Fuente <http://greenwaterlab.com/algal-id.html>

Los lagos del caribe mexicano han sido poco estudiados, sin embargo, uno de ellos fue realizado en el lago Lagartos en el estado de Quintana Roo, donde se reportó la presencia de cianobacterias de las especies *Chroococcus pulcherrimus*, *Coelosphaerium confertum*, *Cyanoduction iac*, *Phormidium pachydermaticum*, *Planktolyngbya contorta*, *Microcystis panniformis* y *Oscillatoria prínceps*, estas dos últimas fueron las más dominantes; la primera en noviembre, donde las concentraciones de fósforo y nitrógeno eran elevadas y la segunda en abril, donde se registraron altas

concentraciones de nitratos y bajas concentraciones de fósforo (Valadez *et al.*, 2013).

Otro estudio tuvo lugar en en los sistemas fluvio-lagunares de Campeche, en los cuales se determino a las especies *Pseudanabaena catenata*, *P. limnetica*, *Anabaenopsis circularis*, *A. elenkinii*, *Aphanizomenon cf. ovalisporum*, *Ap. schindleri* y *Dolichospermum circinalis* como formadoras de florecimientos algales causantes de la mortandad de peces, provocando mal olor y sabor desagradables en el agua, además de la disminución en la concentración de oxígeno disuelto debido a que varias de ellas son tóxicas (Muciño-Márquez *et al.*, 2015).

Cuba tambien cuenta con registros de cianobacterias. En un estudio de tres embalses de agua para consumo humano encontraron que las especies de cianobacterias más frecuentes fueron: *Microcystis spp.*, *Aphanizomenon minutissima* y *Oscillatoria chalybea* y con menor recurrencia se encontró a *Microcystis viridis*, *Oscillatoria chalybea*, *Oscillatoria limosa*, *Oscillatoria tenuissima*, *Anabaena torulosa*, *Planktothrix sp*, *Lyngbya sp* y *Synechococcus sp*, *Gomphosphaeria sp* (Gómez *et al.*, 2010).

En Guatemala se tiene registros del género *Lyngbya* con las especies *L. hieronymusii*, *L. birgei* y *L. robusta*, productoras de saxitoxinas y cilindrospermopsinas (Rejmánková *et al.*, 2011 en Mowe *et al.*, 2015).

Los reportes para algunos reservorios de Brasil indican la presencia de *Microcystis viridis*, *Radiocystis fernandoi*, *Coelomoron pusillum*, *Pseudanabaena galeata*, *Aphanocapsa elachista*, *Nostoc cf. tenuissima*, *Leptolyngbya cf. tenuissima* (Vieira *et al.*, 2005).

En ambos países se han presentado graves deterioros en la calidad del agua de sus embalses destinados al consumo humano, debido principalmente a la presencia de microcistinas, producidas por *Microcystis viridis*. Por lo que sus esfuerzos se enfocan a dicha especie (Vieira *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2010).

Las presencias de floraciones de cianobacterias en Brasil se han registrado en 11 de los 26 estados al oriente de su territorio. Esta problemática se produce principalmente en embalses, pero también hay registros en varios lagos y lagunas costeras. Los géneros más comunes han sido *Microcystis*, *Anabaena* y la especie *Cylindrospermopsis raciborskii*

(Bouvy *et al.*, 1999; Sant'Ann y Acevedo, 2000; Huszar *et al.*, 2000 en Chorus 2005). Los monitoreos que se han realizado en dicho país son muy interesantes ya que no solo han servido para conocer a las especies de cianobacterias ahí presentes, sino que además han podido confirmar cómo las actividades antropogénicas se relacionan con proliferación de cianobacterias, debido a que su distribución se restringe mayormente a los cuerpos de agua donde las actividades y asentamientos humanos son mayores (Figura 2.2).



Figura 2.2. Proliferaciones de cianobacterias en Brasil. Fuente: Chorus, 2005.

Diferentes estudios han podido determinar que en los lagos de las regiones tropicales de América, el 35% de las floraciones totales de cianobacterias han sido causadas por diferentes especies del género *Microcystis* (*M. aeruginosa*, *M. panniformis*, *M. protocystis*, *M. novacekii* y *M. viridis*), y 47 % por la especie *Cylindrospermopsis raciborskii* (Mowe *et al.*, 2015).

2.6. Especies de cianobacterias reportadas para lagos de climas templados

Estudios realizados en 2007 reportan que al final del verano e inicios de otoño se observaron proliferaciones importantes de cianobacterias en el lago Saint-Charles en Canadá, lo que llevó a un interés para su estudio e inventario. Los resultados mostraron

una dominancia de los géneros *Microcystis sp.* y *Anabaena sp.* Además, los monitoreos realizados en 2011 revelaron que la especie *Anabaena flos-aquae* era la más dominante. En ese mismo lago se ha estudiado el tipo de colonización de las cianobacterias y se determinó que *Plancktolynghya sp.* es característica de las zonas más profundas del lago, esta cianobacteria también muestra afinidad por las zonas mesotróficas (APEL, 2014).

Otro caso de estudio realizado en el lago Brompton en Canadá, además de dar a conocer las especies que ahí proliferan, mostró la dinámica temporal de las especies que van dominando a lo largo del año. *Anabaena flos-aquae* domina en primavera, *Planktothrix agardhii* en verano y *Aphanozymenon flos-aquae* en otoño. El crecimiento de las tres especies se distribuye de manera diferente a lo largo del lago. *An. flos-aquae* crece en el litoral y produce floraciones en primavera, *P. agardhii* crece en las aguas profundas del meta-hipolimnion ricas en fosforo (~ 20 a 50 P-PD $\mu\text{g L}^{-1}$) y a bajas intensidades de luz (> 3 %) formando densas capas (> 2 m de espesor; biomasa > 100 $\mu\text{g Chl L}^{-1}$). Esta masa de cianobacterias se mantiene por el aporte de fosforo del sedimento y persiste hasta el inicio del periodo de mezcla, *Ap. flos-aquae* empieza a crecer en el meta-hipolimnion hacia finales de verano y puede formar floraciones durante la mezcla de otoño (Planas, 2014). Además, otro estudio realizado en ese mismo lago también reporta a *Microcystis wesenbergii*, *Woronichinia naegeliana*, *Anabaena spiroides* y *Anabaena solitaria* entre las especies más abundantes (Planas et al., 2014).

Según registros de los géneros de cianobacterias en climas subárticos de América del norte, los géneros dominantes son *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Gloeocapsa*, *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Nostoc*, *Oscillatoria* (Przytuluska-Bartosiewicz, 2015). Además, en el norte de los Estados Unidos se cuenta con registros de presencia de *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis* (Chorus, 2005)

Para el caso de los lagos templados de Uruguay, existe un trabajo en el que se monitorea a las especies de cianobacterias presentes. Las especies con mayor densidad fueron *Gomphosphaeria aponina*, *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosa*, *Nodularia spumigena*, *Plancktolynghya limnetica*, *Gomphosphaeria aponina* y *Cylindrospermopsis raciborskii* (Acevedo, 2012). Un total de 18 especies fueron identificadas en este estudio (el listado completo se presenta en el anexo II).

Otros registros también de Uruguay reportaron las especies *Cylindrospermopsis raciborskii* y *Microcystis aeruginosa*, ambas asociadas tradicionalmente a elevadas temperaturas (Paerl y Huisman, 2009); sin embargo, en este caso, se encontraron a temperaturas comprendidas entre 11 y 12.4°C, esto refleja la tolerancia y posible adaptación de estos organismos a temperaturas fuera de su rango óptimo (Fabre *et al.*, 2010).

La especie *Cylindrospermopsis raciborskii* (cianobacteria de origen tropical) también se ha reportado en lagos templados de Estados Unidos y Canadá (Komárek 2002; Dávalos-Lind *et al.*, 2014). A pesar de que en las regiones templadas las poblaciones de esta cianobacteria están restringidas solamente al periodo estival, hasta el momento ninguna otra cianobacteria de agua dulce ha logrado una propagación tan rápida y exitosa de regiones tropicales a templadas en el mundo. Además, se ha observado que *C. raciborskii* tiene mayor ocurrencia en lagos eutróficos polimícticos (Weidner *et al.*, 2007). La figura 2.3 muestra algunas de las cianobacterias frecuentes en lagos templados.

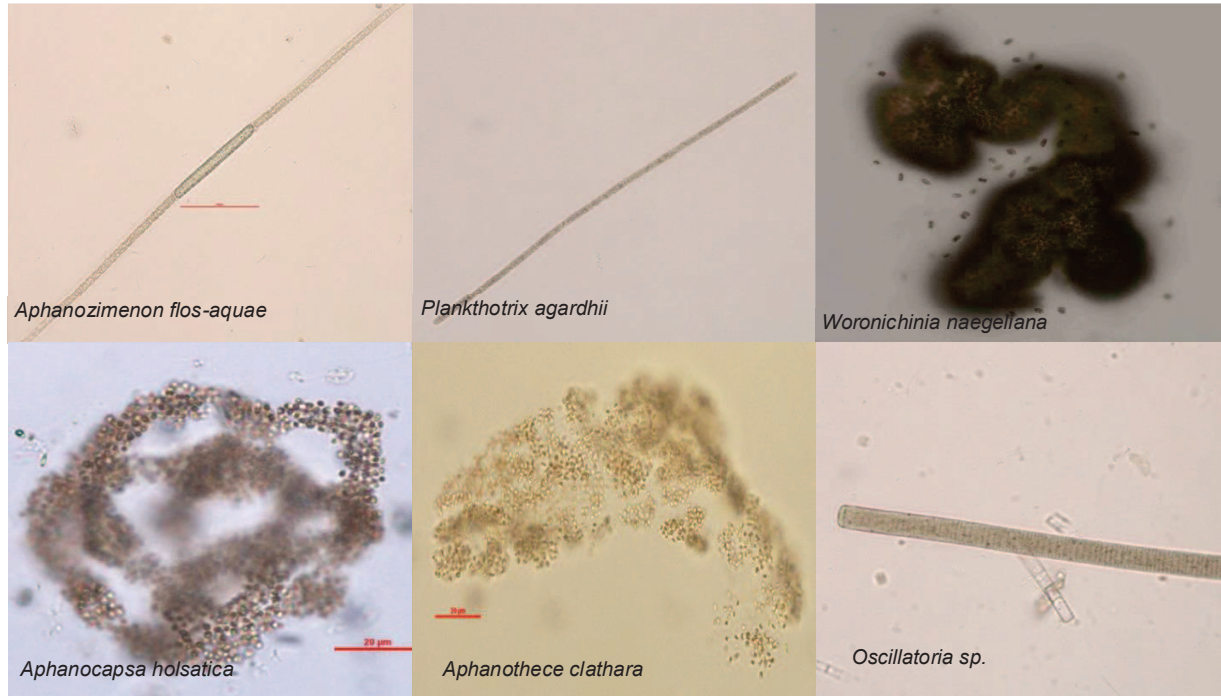


Figura 2.3. Ejemplos de cianobacterias reportadas en lagos templados.
Fuente: <http://greenwaterlab.com/algae-id.html>.

Cabe destacar que las poblaciones de cianobacterias que dominan un cuerpo de agua pueden estar conformadas por una sola especie o una variedad de ellas, así como combinarse entre especies tóxicas con las que no lo son. Además, debido al amplio rango de distribución que tienen algunas especies, estas pueden encontrarse tanto en regiones tropicales como templadas (Chorus y Bartman, 1999).

El cuadro 2.2 permite apreciar de una manera más clara las especies de cianobacterias que han sido reportadas en algunos cuerpos de agua en los países de regiones tropicales y templadas anteriormente descritos, así como aquellas especies que se han reportado en ambas regiones.

Cuadro 2.2. Especies de cianobacterias en reportadas en algunos cuerpos de agua tropicales y templados.

Especies de cianobacterias reportadas en algunos cuerpos de agua tropicales	Especies de cianobacterias reportadas en algunos cuerpos de agua templados
<i>Anabaena affinis</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>
<i>Anabaena catenula</i>	<i>Anabaena solitaria</i>
<i>Anabaena torulosa</i>	<i>Anabaena spiroides</i>
<i>Aphanizomenon gracile</i>	<i>Aphanizomenon gracile</i> *
<i>Aphanocapsa elachista</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>
<i>Aphanocapsa incerta</i>	<i>Aphanozimenon flos-aquae</i>
<i>Aphanocapsa planctonica</i>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> *
<i>Aphantothece minutissima</i>	<i>Dolichospermum fc. spiroides</i>
<i>Arthrospira platensis</i>	<i>Dolichospermum planctonicum</i>
<i>Chroococcus dispersus</i>	<i>Gloeocapsa sp</i>
<i>Chroococcus limneticus</i>	<i>Gomphosphaeria aponina</i>
<i>Chroococcus minor</i>	<i>Leptolyngbya cf. thermalis</i>
<i>Chroococcus minutus</i>	<i>Limnothrix redekei</i>
<i>Coelomoron pusillum</i>	<i>Lyngbya sp</i> *
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>
<i>Gleocapsiopsis crepidinum</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> *
<i>Gloeocapsiopsis sp</i>	<i>Microcystis tenuissima</i>
<i>Gomphosphaeria sp</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i> *
<i>Homoeothrix juliana</i>	<i>Nodularia báltica-spumigena</i>
<i>Hydrococcus rivularis</i>	<i>Nodularia spumigena</i>
<i>Johanseninema constrictum</i>	<i>Nostoc sp</i>
<i>Komvoporon minutum</i>	<i>Oscillatoria sp</i>
<i>Leptolyngbya cf tenuissima</i>	<i>Plancktolynbya sp.</i> *
<i>Leptolyngbya lurida</i>	<i>Plankthotrix agardhii</i> *

<i>Limnothrix quasiperforata</i> <i>Lyngbya</i> sp <i>Merimospedia glauca</i> <i>Merismopedia punctata</i> <i>Merimospedia smithii</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis pulvera</i> <i>Microcystis viridis</i> <i>Microcystis wesenbergii</i> <i>Nostoc cf. tenuissima</i> <i>Oscillatoria chalybea</i> <i>Oscillatoria limosa</i> <i>Oscillatoria ornata</i> <i>Oscillatoria tenuissima</i> <i>Phormidium breve</i> <i>Phormidium corium</i> <i>Phormidium tergestinum</i> <i>PlancktoLyngbya</i> sp. <i>Planktothrix agardhii</i> <i>Pseudanabaena galeata</i> <i>Radiocystis fernandoi</i> <i>Selenastrum minutum</i> <i>Spirulina corakiana</i> <i>Synechococcus</i> sp, <i>Synechocystis minúscula</i> <i>Synechocystis pevalekii</i> <i>Tetraedron</i> sp.	<i>PlanktoLyngbya limnetica</i> <i>Pseudanabaena catenata</i> <i>Raphidiopsis mediterránea</i> <i>Rhabdoderma linere</i> <i>Woronichinia naegeliana</i>
*Especies presentes en regiones tropicales y templadas	

Como se puede observar, los géneros de cianobacterias *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Planktothrix*, y *Plancktolinbia* se han reportado en los cuerpos de agua tropicales y templados descritos en el presente trabajo. La mayoría debido a que son especies con amplia distribución geográfica, sin embargo, *C. raciborskii* por ejemplo, es una especie que está extendiendo su distribución debido al aumento en la temperatura del agua en latitudes elevadas. El monitoreo de las especies de cianobacterias y de su distribución es de gran importancia, primero para conocer las especies que pudieran estar causando riesgos a la salud por la producción de cianotoxinas, así como para la búsqueda y desarrollo de las mejores estrategias para su control (Márquez-García *et al.*, 2009; Cabal, 2014).

2.7. Impactos económicos de la proliferación de cianobacterias

El agua limpia es un recurso indispensable para cualquier actividad humana desde su consumo hasta en actividades económicas como la irrigación para las actividades agrícolas, la industria, el transporte, la pesca, como soporte de la biodiversidad y el disfrute estético en actividades recreativas (Carpenter *et al.*, 1998). Cuando los cuerpos de agua se ven afectados por la eutrofización, todos los servicios que este nos proporciona se ven igualmente afectados, no solo en términos de salud pública o ecológica, sino también en la pérdida de recursos económicos.

Cuando los signos de la eutrofización comienzan a ser visibles como en el caso de las proliferaciones excesivas de cianobacterias, ocurre la pérdida de los espacios de recreación (Aguilera y Echenique, 2011). En climas templados, el predominio de cianobacterias es sumamente pronunciado durante los meses de verano cuando la demanda de aguas para usos recreacionales es más alta, provocando la falta de ingresos provenientes actividades como la pesca deportiva, la natación, kayak, entre otras (Chorus y Bartram, 1999).

Se ha estimado que las pérdidas económicas atribuidas a los florecimientos de cianobacterias nocivas ascienden hasta los \$82 millones de dólares al año para los Estados Unidos (Burkholder, 1998; HARNNESS, 2005 en Mancera-Pineda *et al.*, 2013). Cerca de \$2,2 mil millones de dólares se han perdido debido a la suspensión de actividades recreativas, el tratamiento de agua para consumo humano y la recuperación de especies en peligro de extinción en lagos y ríos eutróficos con presencia de cianobacterias. Además de \$0,37 a 1,16 millones de dólares por la pérdida de valor de las propiedades construidas alrededor de dichos cuerpos de agua (Dodds *et al.*, 2009). Otro estudio estima una pérdida de \$1,16 billones de dólares anuales solo en actividades de recreo en los Estados Unidos (Sanseverino *et al.*, 2016).

Canadá es un país que trabaja por mantener una excelente calidad de sus aguas, no solo las destinadas para el consumo humano sino también las de todos sus cuerpos de agua. Aun así, hay ciertos lagos donde la presencia de cianobacterias provoca graves pérdidas económicas por la disminución de la industria del turismo (Mercier, 2015). Por ejemplo, en 2014 fue abierto al público una sección del lago Aylmer, al sureste de Quebec, para

destinarlo a actividades turísticas; sin embargo, en el verano de 2016 tuvo que ser cerrado debido a los brotes de cianobacterias que tuvieron lugar ese año, esto causó grandes pérdidas para la comunidad local del municipio al que pertenece dicha sección del lago (ARLA, 2014).

En cuanto a los recursos pesqueros y a los efectos de las cianotoxinas sobre peces, se han observado daños por microcistinas en el salmón atlántico en las aguas de British Columbia y Washington, EEUU. Los peces sufrieron degeneración hepática conocida como Net Pen Liver Disease (NPLD, por sus siglas en inglés), esto ha resultado en pérdidas económicas significativas para la industria (Chorus y Bartram, 1999). Si bien es cierto que las cianobacterias son un importante componente de la dieta de algunos peces como por ejemplo la tilapia, una especie tropical de gran interés económico en países como Costa Rica, la industria se ve afectada cuando junto con las especies no nocivas proliferan las cianobacterias tóxicas. Estudios de laboratorio indican que la tilapia se alimenta indistintamente de cepas toxigénicas y no toxigénicas de *Microcystis aeruginosa* afectando su producción por el envenenamiento de los peces y dejando grandes pérdidas económicas (Rivera, 2008).

Además, la eutrofización causa la modificación de las especies piscícolas provocando que los sitios cuyo recurso económico depende de la pesca se vean gravemente afectados (Chorus y Bartram, 1999).

Estudios demuestran que los compuestos tóxicos para el sistema nervioso y el hígado son liberados cuando los florecimientos de cianobacterias mueren o son ingeridos (Carpenter *et al.*, 1998). Los registros más frecuentes de intoxicación por cianotoxinas están relacionados con animales, el ganado es un caso frecuente y aunque no se tienen registros del monto económico que se pierde por esta causa, se sabe que el problema inicia cuando el ganado bebe el agua contaminada. Si las concentraciones son lo suficientemente elevadas, este puede llegar a morir, lo que implica un impacto en la economía de las regiones que dependen de la ganadería (Rivera, 2008), principalmente a nivel local donde a veces no se aplican medidas para su gestión. Es decir, al no haber un control de cianobacterias tóxicas, las pérdidas económicas serán cada vez más frecuentes haciendo que no sea un recurso sostenible para las personas que dependen

de ello. Como se ha dicho anteriormente, los desechos orgánicos del ganado que llegan por filtración a los cuerpos de agua aportan más nutrientes al medio, lo que constituye un ciclo constante de pérdidas económicas por el propio deterioro del recurso (Aguilera y Echenique, 2011).

No se deben dejar a un lado los costos destinados a la evaluación de cianotoxinas, las cuales pueden llegar hasta \$1 000 dólares por muestra dependiendo del tamaño de la muestra y de la tecnología con la que será evaluada (Steffensen, 2008).

Para el caso de las plantas de tratamiento de aguas residuales, a menor grado de depuración, mayor descarga de nutrientes y contaminantes son vertidos al cuerpo de agua, por lo que si la calidad del agua donde la planta descarga se ve degradada, se exigirá un mayor porcentaje de depuración, lo que significa un incremento en los costos de tratamiento (Reynolds, 2002; Aurazo, 2004). En regiones tropicales, principalmente las que pertenecen a países subdesarrollados, las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales es uno de los principales problemas causantes de la eutrofización de los cuerpos de agua debido a que hay un menor control de su tratamiento por el costo elevado de las tecnologías de depuración (Aguilera y Echenique, 2011). En México se estima una inversión de \$2,900 millones de dólares para proporcionar servicios de saneamiento a los habitantes de regiones urbanas (Reynolds, 2002). En 1995 el Banco Mundial estimó que era necesaria una inversión de \$12 mil millones de dólares anuales durante diez años para lograr un aumento en los estándares de abastecimiento del recurso en América latina y el Caribe; un aproximado de \$7 mil millones serían destinados a aguas residuales, \$4 mil millones para la recolección de aguas de alcantarillado y casi de \$2 mil millones para su tratamiento y el mejoramiento de las instalaciones existentes (Reynolds, 2002). Estas cifras son alarmantes considerando que la mayoría de los países latinoamericanos y del Caribe no siempre cuentan con suficientes recursos económicos para invertir a largo plazo en tecnologías costosas.

Estados Unidos también ha tenido pérdidas económicas relacionadas a la calidad del agua durante el proceso de tratamiento de aguas (Aurazo, 2004). El cuadro 2.3 es un ejemplo que muestra el reporte de los costos de tratamiento de agua para lagos con proliferaciones de cianobacterias en Estados Unidos.

Cuadro 2.3. Costos de tratamiento de aguas residuales en algunos estados de los Estados Unidos. Fuente: Aurazo, 2004.

Lago	Estado	Costo (millones de dólares)	Habitantes de la región
Charleston	Illinois	8.5	21,000
Mattoon	Illinois	15	19,000
Fairmont	Minnesota	31.8	11,000

Además de las pérdidas que causan las floraciones de cianobacterias afectando las actividades económicas que se desarrollan en el sitio, también se le debe sumar los costos de las medidas de protección contra cianobacterias que se elevan hasta \$50 mil dólares anuales en alguicidas y hasta un millón de dólares al año para el tratamiento de aguas contaminadas (Aurazo, 2004).

La disponibilidad del agua depende en gran parte de la calidad del recurso, el cual necesita inversiones constantes a medida que aumentan las actividades antrópicas y los asentamientos humanos. Por ejemplo, Canadá invierte cerca de \$807 millones de dólares canadienses en el funcionamiento y el adecuado mantenimiento de las plantas tratadoras de agua potable (STATCAN, 2011).

El problema que ocurre en los países en vías de desarrollo es que no siempre pueden solventar los costos económicos para el saneamiento de sus cuerpos de agua ni de los aspectos legales y técnicos que se suman, haciendo que los esfuerzos por reducir el nivel de eutrofia sean insuficientes. Como se ha mencionado anteriormente, los cuerpos de agua tropicales que pertenecen a países en vías de desarrollo son a los que se le da poca prioridad (incluso en la actualidad) aun sabiendo que es donde mayor riesgo de deterioro existe (Mowe *et al.*, 2015). Por ejemplo, la Laguna del Sauce en Uruguay es una laguna que abastece de agua para consumo a una población local y en 2008 tuvo lugar la proliferación masiva de cianobacterias deteriorando la calidad del agua, con pérdidas de más de \$4 millones de dólares y dejando a la población sin servicio de agua de consumo. Esto se debió principalmente a la falta de recursos económicos que provocó un inadecuado manejo en los procesos de saneamiento, con el vertido de cantidades

excesivas de nutrientes al agua, que generaron condiciones ideales para el florecimiento de las cianobacterias (Mazzeo *et al.*,2010).

Se debe considerar que países como México y Estados Unidos, que dentro de su territorio cuentan con cuerpos de agua tanto tropicales como templados, es muy importante que durante el desarrollo de los planes de gestión para la calidad de sus aguas, estos deben ajustarse a dichas características particulares, es decir, un mismo plan de acción no va a tener los mismos resultados en un cuerpo de agua templado que en uno tropical, lo que implica una mayor inversión económica si lo comparamos con países que manejan únicamente lagos templados o tropicales y no ambos.

Capítulo III. Métodos de gestión para el control de las cianobacterias en cuerpos de agua de regiones tropicales y templadas

Como se ha mencionado a lo largo del documento, las floraciones descontroladas de cianobacterias pueden representar un importante problema ecológico y económico, las cuales están directamente relacionadas a los procesos de eutrofización de los sistemas acuáticos a nivel mundial. Con el paso del tiempo, el aumento de las actividades antropogénicas y el cambio climático están provocando que la calidad del agua de lagos y ríos presente un deterioro acelerado. Además, las cianobacterias han ido expandiendo su distribución geográfica y la frecuencia en sus apariciones incluso en sitios dónde antes no habían sido reportadas o no representaban un problema para la salud de los seres vivos o del ecosistema (Cobo, 2014). Es por ello que implementar medidas de gestión para evitar o controlar la proliferación de cianobacterias, así como mejorar la calidad de los cuerpos de agua se vuelven cada vez más necesarios.

Para lograr el éxito en el manejo y la gestión de lagos eutróficos con recurrencias en las floraciones de cianobacterias, se deben de crear metodologías, guías y normas basadas en indicadores confiables que permitan establecer valores constantes para su evaluación, estos deben ser desarrollados según las características propias de la región como el clima, la geografía del sitio, el uso del suelo y las actividades industriales que puedan estar vertiendo nutrientes y contaminantes al medio, así como el grado de eutrofia del

cuerpo de agua (Rolz *et al.*, 2010). Por ejemplo, un método que ha sido desarrollado y probado únicamente en cuerpos de agua de regiones templadas (como ocurre en la mayoría de los casos) difícilmente tiene los mismos resultados en cuerpos de agua de regiones tropicales debido a que el clima, la hidrodinámica y las características del medio varían ampliamente (Lewis, 2000).

Es importante remarcar que para que la gestión se lleve a cabo correctamente, esta no solo debe ser tratada a nivel de un lago o río, sino de la cuenca completa (Bravo-Inclán *et al.*, 2013); por lo que en caso de que el lago comparta una división política (municipal, estatal, etc.), los acuerdos políticos comunes pueden marcar el éxito de la gestión. Además, un problema recurrente en estos casos es que ciertos países, generalmente pertenecientes a regiones tropicales de escasos recursos económicos, no cuentan con las medidas necesarias de saneamiento de sus aguas. A diferencia de América del Norte, en América del Sur la gestión y remediación de los cuerpos de agua son medidas casi inexistentes (PHI-LAC, 2009).

Por otra parte, las técnicas para el control de cianobacterias son desarrolladas en zonas templadas y generalmente con recursos económicos suficientes como para implementar tecnologías costosas. Sin embargo, el problema no solo se limita al costo de los métodos (inaccesibles para muchas regiones), sino también a que sea funcional dependiendo de la región a tratar. Por ejemplo, en los lagos templados es donde se desarrollan y prueban la mayoría de los métodos para mejorar la calidad del agua y el control de cianobacterias y estos mismos se utilizan en regiones tropicales, dando resultados que no siempre son los esperados (PHI-LAC, 2009). Afortunadamente, existen en la actualidad organizaciones que están trabajando en el desarrollo de estrategias para rehabilitar cuerpos de agua en las zonas tropicales, así como para el control de las cianobacterias, las cuales se describirán a lo largo de este capítulo.

3.1 Gestión para el control de las floraciones cianobacterias

Las floraciones de cianobacterias son impulsadas principalmente por la carga de nutrientes de un sistema acuático, por lo que la gestión de los cuerpos de agua necesita explorar las maneras de interrumpir las condiciones donde ellas se benefician con el fin

de controlar su proliferación (Mantzouki *et al.*, 2015). Sin importar la región de estudio, la correcta gestión de las floraciones de cianobacterias debe tomar en cuenta el monitoreo de las poblaciones de cianobacterias y sus cianotoxinas, el desarrollo de estrategias para los sistemas de vigilancia y planes de contingencia, así como la gestión integral de los cuerpos de agua (PHI-LAC 2009). Las más recientes metodologías para la gestión de las floraciones de cianobacterias involucran una serie de pruebas analíticas para cuantificar la biomasa de las cianobacterias presentes entre las demás especies que componen el fitoplancton, establecer la proporción que es tóxica, su grado de toxicidad y la cuantificación de las cianotoxina producida (Rolz *et al.*, 2010).

3.2 Normas y niveles de alerta para cianobacterias en cuerpos de agua tropicales y templados

Varios países han desarrollado normativas por medio de valores guía para cianobacterias y cianotoxinas en agua potable y en algunos casos también para aguas de uso recreativo (Chorus & Bartram, 1999; Burch, 2008 en PHI-LAC, 2009). Dichas normativas sirven para poder identificar y evaluar los riesgos potenciales para la salud humana, el deterioro ecológico de los sistemas acuáticos y las pérdidas económicas que las cianobacterias pueden estar provocando. Desafortunadamente, en algunos países de América Latina y el Caribe aun no existen normativas formales para cianobacterias y sus cianotoxinas ni criterios propios para la gestión de sus cuerpos de agua. Ante la indudable necesidad de proteger la salud pública, los gobiernos han adoptado las normativas propuestas por la OMS para agua potable y de recreo que contengan células de cianobacterias potencialmente tóxicas. Dichas normativas tienen aplicación a nivel internacional porque están basadas en valores límites de consumo diario de agua que contenga cianobacterias o cianotoxinas por un ser humano adulto sin que ocasione daños a su salud (Chorus y Bartman 1999; OMS, 2004).

3.2.1 Valores guía para cianobacterias en agua de consumo humano y recreativas propuestas por la OMS

Como se mencionó anteriormente, la OMS ha creado valores guía para cuerpos de agua y embalses que son utilizados para el consumo humano y para actividades de recreo. Los niveles de alerta dependen de la densidad celular de cianobacterias tóxicas y la concentración de clorofila-a como indicador de producción primaria (Cuadro 3.1) (OMS, 2004).

Cuadro 3.1. Valores guía de la OMS para cianobacterias en fuentes de abastecimiento de agua potable. Fuente: OMS, 2004.

Nivel de alerta	Densidad de células de cianobacterias (cél/mL)	Concentración de clorofila-a (µg/L)	Acciones
Vigilancia	200	-	Detectar cianobacterias en muestras de agua. Realizar monitoreos continuos semanalmente. No existen condiciones de floraciones por la poca densidad detectada.
1	2,000	1	Aplicar un tratamiento, ya que se observan tendencias a un incremento de cianobacterias o a mantener un número moderado. Hacer pruebas de toxinas en las fuentes de agua potable, particularmente si predominan las especies tóxicas. Contabilizar semanalmente la cantidad de cianobacterias y emitir informes al público. Existe un bajo riesgo de irritación en la piel o de

			enfermedades gastrointestinales, por contacto recreacional primario (nadar, esquí acuático, kayak, etc.).
2	100,000	50	Realizar pruebas de toxicidad semanalmente en todos los abastecimientos. Persiste un alto número de cianobacterias tóxicas en todos los recursos acuáticos, localizadas a simple vista, se forman películas y el agua sin tratamiento adecuado no es apta para beber. Efectuar conteos de cianobacterias semanalmente y de forma continua, ya que se incrementa el riesgo de efectos adversos para la salud de las personas que tengan contacto recreativo con las fuentes de abastecimiento. Aumentar la divulgación en los medios para alertar a la población acerca del riesgo que corren las fuentes de abastecimiento.

En el nivel de alerta clasificado como de vigilancia, sólo se considera el criterio de densidad de células con un valor bajo (200 cél/mL). En este nivel no se tiene riesgo a la salud causado por la presencia de cianobacterias. En los niveles de alerta 1 y 2 incrementa la cantidad de cél/mL y se considera también la concentración de clorofila-a, el nivel de riesgo incrementa significativamente, por lo tanto, las acciones están dirigidas a cuantificar y disminuir dicho riesgo. Además, cuando un cuerpo de agua que proporciona el servicio de consumo al ser humano se encuentra ya en el nivel 2 de alerta,

se debe suspender temporalmente su consumo hasta que los valores no generen riesgos para la salud (OMS, 2004).

Para evitar el riesgo a la salud por contacto con cianobacterias tóxicas durante las actividades recreativas, la OMS ha establecido valores guía basados en la densidad celular y presencia de espumas de cianobacterias, incluyendo también la clorofila-*a* y la Microcistina-LR. Debido a la variedad de posibles exposiciones a través de actividades recreativas (contacto, ingesta e inhalación) es necesario diferenciar entre los principales síntomas y efectos nocivos causados por las diferentes especies de cianobacterias y sus cianotoxinas, (Cuadro 3.2) (Chorus y Bartman, 1999; OMS, 2004).

Cuadro 3.2. Valores guía de la OMS para práctica segura en el manejo de agua de recreo que contengan cianobacterias. Fuente: OMS, 2004.

Nivel de alerta	Densidad de células de cianobacterias	Concentración de clorofila-<i>a</i> (µg/L)	Concentración de Microcistina-LR (µg/L)	Acciones
Bajo	<20,000 cél/mL ó <2.5 mm ³ /L	<10	<10	Monitoreos continuos
Moderado	20,000-100,000 cél/mL ó 2.5-12.5 mm ³ /L	10-50	10-50	Aplicar tratamientos para remoción de cianobacterias e informar a la población sobre el riesgo de efectos a la salud como irritación en piel y ojos. Mantener un monitoreo frecuente.
Alto	>100,000 cél/mL	>50	20-2,000	Realizar análisis de toxicidad.

	ó >12.5 mm ³ /L			Implementar técnicas de remoción de cianobacterias. Aumentar la frecuencia en los monitoreos y el análisis de la calidad del agua. Cancelar temporalmente las actividades recreo turísticas e informar a la población del riesgo de contraer enfermedades gastrointestinales y cutáneas después de un posible contacto o ingesta accidental.
--	-------------------------------	--	--	--

En el nivel de alerta clasificado como bajo, no existe ningún impedimento para continuar con las actividades recreacionales practicadas en la zona, ya que no hay riesgo de enfermedades por contacto accidental. En el nivel de alerta moderado, algunas actividades recreativas pueden seguir llevándose a cabo siempre y cuando existan tratamientos de control y monitoreo de cianobacteria realizándose en el sitio. En el nivel de alerta alto, el nivel de riesgo incrementa significativamente y comienza la formación de espuma o nata en áreas de contacto recreacional, en consecuencia, todas las actividades deben de ser suspendidas hasta lograr un control de su biomasa. En ambos niveles las acciones están dirigidas a cuantificar y disminuir dicho riesgo (OMS, 2004).

Cabe destacar que los valores de la OMS para cianobacterias en agua potable y de recreo no determinan el estado trófico de un cuerpo de agua ni el riesgo a la salud de la fauna acuática, ellas están desarrolladas según valores límites que prueban algún daño a la salud humana y exclusivamente para las cianobacterias que producen algún tipo de cianotoxina; pero si en el agua ya se observa la presencia de natas de cianobacterias, es evidente que el lago presenta algún grado de eutrofia, aunque las especies que proliferen no sean tóxicas. Es por esta razón que la calidad del agua debe evaluarse por medio de otros criterios como los niveles de nutrientes en el agua, el pH, la transparencia, etc. De esta forma se logra un trabajo más completo y seguramente con mejores resultados a largo plazo.

3.2.2 Valores guía para cianotoxinas en agua de consumo y recreativas de la OMS

Valores guía para algunas cianotoxinas también han sido implementados en la evaluación de ciertos lagos. Son de hecho las cianotoxinas la causa principal por la cual existe un riesgo para la salud de los seres vivos al entrar en contacto con ellas (no todas las especies de cianobacterias producen cianotoxinas). El cuadro 3.3 muestra algunas de las principales cianotoxinas más peligrosas, sin embargo, solo la microcistina-LR cuenta con un valor límite de referencia (Cuadro 3.4) (OMS, 2004). Los gobiernos aún siguen trabajando para establecer valores guía para las demás cianotoxinas que también representan un riesgo para la salud de los seres humanos y la fauna acuática (Chorus, 2005).

Cuadro 3.3. Cianobacterias productoras de cianotoxinas. Fuente: OMS, 2004; Chorus, 2005; Miguez, 2016.

Cianotoxina	Cianobacteria que la produce
Microcistina	<i>Microcystis</i> <i>Anabaena</i> , <i>Aphanocapsa</i> <i>Nostoc</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Planktothrix</i>
Microcistina-LR	<i>Microcystis</i> <i>Planktothrix</i>

	<i>Anabaena.</i>
Saxitoxina	<i>Anabaena</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Lyngbya.</i>
Cilindrospermopsina	<i>Aphanizomenon</i> <i>Cylindrospermopsis</i>

La Microcistina-LR se encuentra incluso en la mayoría de los valores guía nacionales para cianotoxinas por ser considerada la variante cianotóxica más peligrosa, con alto potencial cancerígeno (Chorus, 2005; Miguez, 2016).

Cuadro 3.4. Valor guía para cianobacterias productoras de cianotoxinas en aguas de recreo de la OMS. Fuente: OMS, 2004.

Cianotoxina	Concentración (µg/L)
Microcistina (MCY-LR)	1

Los valores para microcistinas se basan en la TDI (Ingesta Diaria Tolerable, por sus siglas en inglés) de la Organización Mundial de la Salud, pero varios países han hecho cambios en los métodos de detección para que se ajusten a las condiciones propias y dependiendo de las herramientas con las que cuentan. Así mismo, se han incluido otras cianotoxinas en sus criterios de evaluación, porque no siempre es la microcistina la cianotoxina que afecta a los cuerpos de agua (Miguez, 2016). Por ejemplo, en México, Guatemala y Brasil, la saxitoxina ha sido detectada en la mayoría de sus lagos cálidos (Mowe *et al.*, 2015).

Si los valores guía para las cianotoxinas exceden los límites, se debe informar inmediatamente a las autoridades sanitarias e iniciar diferentes medidas para su control. En caso de que los niveles no se logren reducir en los tiempos establecidos, se opta por poner en marcha los planes de contingencia que deben estar planeados con anterioridad, generalmente se usan las mismas acciones que las descritas anteriormente para biomasa de cianobacterias y clorofila-*a*.

Cabe destacar que aparte de la guía que propone la OMS, aun no hay un indicador claro de contenido de microcistina en cuerpos de agua específicos para los trópicos (Mowe, *et*

al., 2015), lo ideal sería que cada cuenca tenga sus propias guías para cianotoxinas ya que estas varían considerablemente según las condiciones propias de la región.

3.2.3 Valores guía nacionales para cianobacterias y cianotoxinas

Como se mencionó con anterioridad, la mayoría de los países de América utilizan las guías establecidas por la OMS, sin embargo, algunos países, sobre todo aquellos con proliferaciones frecuentes de cianobacterias o donde se han reportado daños a la salud humana, han adaptado valores nacionales para la gestión de aguas de consumo y recreo (Otaño, 2012). Un ejemplo de ello es Brasil, donde el Ministerio de Salud ha establecido sus propios valores guía cuyo criterio mide la abundancia de cianobacterias (Cuadro 3.5) y cianotoxinas (Cuadro 3.6) en aguas de consumo crudas y tratadas, así como del agua para recreo (Vieira *et al.*, 2005; Otaño, 2012).

Cuadro 3.5. Valores guía para cianobacterias en agua de consumo en Brasil. Fuente: Otaño, 2012.

Abundancia de cianobacterias productoras de toxinas (cél/mL)	Acción
<10,000 o hasta 1 mm ³ /L de biovolumen	Monitoreo mensual mediante el recuento de células.
>10,000 o >1 mm ³ /L - <2 mm ³ /L de biovolumen	Monitoreos semanales.
>20,000 o >2 mm ³ /L de biovolumen	Análisis semanal de cianotoxinas en agua tratada y agua para hemodiálisis* (exceptuando si los análisis no muestran toxicidad en el agua cruda). Análisis cuantitativos para cianotoxinas en el agua.

*En Brasil se han reportado casos de intoxicación por cianotoxinas en pacientes con tratamiento de hemodiálisis, es por ello que el Ministerio de Salud ha incluido el agua que se usa para dichos fines entre sus medidas de monitoreo y análisis (Chorus y Bartman, 1999; Otaño, 2012; Mowe, 2015).

Cuadro 3.6. Valores guía para cianotoxinas en agua potable en Brasil. Fuente: Chorus, 2005; Otaño, 2012.

Cianotoxina	Concentración (µg/L)
Microcistina	1 MCY-LR
Saxitoxina	3 STX-LR
Cilindrospermopsina	15

El interés por parte del gobierno brasileño por desarrollar sus propios valores guía para cianobacterias tóxicas es porque desde la década de 1980 han empezado los problemas relacionados con las cianobacterias, haciéndose más frecuentes en las zonas cálidas del oeste del país donde existe una fuerte presión antropogénica. En promedio, casi el 50% de sus cuerpos de agua están dominados por cianobacterias, parte de estas ocurrencias pueden considerarse como un hecho de origen natural, por las características ambientales, pero el número de lagos con cianobacterias como el principal grupo dominante entre las demás comunidades de fitoplancton ha aumentado considerablemente (Chorus, 2005).

México también es uno de los países que utiliza los valores guía de la OMS como criterios para la calidad de sus aguas de consumo y para fines recreo turísticos, sin embargo, la Comisión Nacional del Agua también ha establecido como medida adicional, la aplicación de criterios ecológicos con valores límite de características físicas y químicas para fuentes de abastecimiento de agua potable con indicadores indirectos que determinan la presencia de cianobacterias (Cuadro 3.7), que además pueden servir parcialmente como guías para determinar el estado trófico de los cuerpos de agua del país (Mercado, 2007).

Cuadro 3.7. Criterios ecológicos para presencia de cianobacterias en abastecimientos de agua potable de la Comisión Nacional del Agua(CNA) en México. Fuente: Mercado, 2007).

Características	Parámetros	Criterio ecológico/Valor límite
Físicas	Color	75 U Pt-Co
	Olor	Ausente
Químicas	Nitratos	5 mg/L
	Nitritos	0.05 mg/L
	Sólidos suspendidos totales	500 mg/L
	Ortofosfatos	0.1 mg/L
	Oxígeno disuelto	4 mg/L
	pH	5-9

Todos los parámetros aquí descritos son los que tienen relación directa o indirecta con la proliferación de las cianobacterias en el agua. Cuando es menor el valor del parámetro relativo al color, se tiene una mayor penetración de luz solar, que favorece la captación de la misma por las cianobacterias haciendo que en un corto periodo de tiempo el agua se ponga turbia por el exceso en su proliferación (Mercado, 2007). El olor puede indicar la presencia de metabolitos de cianobacterias como el 2-metilisoborneol y la geosmina, ambos causantes de problemas estéticos en el agua. Las concentraciones de nitritos, nitratos y fosfatos, se consideran indicadores de crecimiento algal, ya que estos parámetros son nutrientes para las cianobacterias (Msagati *et al.*, 2006 en Mercado, 2007). Los sólidos suspendidos totales son indicadores indirectos de la presencia de cianobacterias, debido a que la mayoría de estos microorganismos poseen un sistema de flotación que les permite mezclarse entre la demás materia suspendida. El oxígeno disuelto es también un indicador indirecto del estado trófico del agua, la concentración normal de oxígeno es de 12 o 13 mg/L; en un lago eutrófico, la concentración oscila entre 9 y 4 mg/L (Volterra y Bovalam, 2002 en Mercado, 2007). El pH, por su parte, en un intervalo de 6-9 favorece el desarrollo de cianobacterias (Mercado, 2007).

Estos criterios ecológicos permiten estimar la probabilidad de presencia de cianobacterias según las características físicas y químicas del medio y tomar las medidas

de control necesarias (Mercado, 2007). México es un caso especial a la hora de gestionar normas para sus ecosistemas, el hecho que se encuentre entre dos grandes regiones bióticas, neártica (clima templado) y neotropical (clima tropical), hacen que el desarrollo de un solo plan de acción no pueda ser aplicado en ambos sitios, por lo tanto, lo más recomendable sería trabajar de manera independiente cada región. En la actualidad, aún falta mucho por hacer en materia de normativas para que se tomen en cuenta todos los factores que determinan el éxito en la gestión de lagos eutróficos en zonas templadas y tropicales del país, por lo regular se adoptan criterios internacionales sin antes confirmar su adaptabilidad. Si bien es cierto que no siempre se cuenta con los fondos económicos suficientes, vale la pena invertir en metodologías que se adapten a las características propias de las regiones y aunque es posible que los resultados no se vean de inmediato, esto traerá grandes beneficios a futuro, antes de que los problemas sean irreversibles.

Algunos de los países que pertenecen a regiones templadas también han desarrollado sus propios valores guía para el cuidado de sus cuerpos de agua, especialmente para consumo y recreación, como en la mayoría de los casos. Canadá, por ejemplo, cuenta con un proyecto titulado “la provisión de agua segura”, el cual requiere de la participación del Comité Federal-Provincial-Territorial de Agua Potable (FPT por sus siglas en inglés), que es el organismo responsable de la calidad del agua canadiense (Otaño, 2012). Ellos han desarrollado niveles guía para microcistina-LR y para la Anatoxina-a (Cuadro 3.8). La anatoxina-a se solicitó como variable a cuantificar debido a que, en las provincias de Alberta, Saskatchewan y Manitoba, muchas fuentes rurales de agua utilizadas para fines domésticos y para el ganado han presentado repetidas floraciones de cianobacterias (productoras de dichas cianotoxinas), particularmente durante los meses calurosos del verano. Los géneros de cianobacterias conocidos por ocurrir en Canadá y más a menudo asociados con envenenamientos son *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* y *Nodularia*. Con excepción de *Nodularia* (que produce nodularinas), todos los demás géneros mencionados son capaces de producir diferentes cantidades de anatoxina-a. (Chorus, 2005).

Cuadro 3.8. Valores guía para cianotoxinas en agua potable para Canadá Fuente: Chorus, 2005; Otaño, 2012.

Cianotoxina	Concentración (µg/L)
Microcistina (MCY-LR)	1,5
Anatoxina-a (ATX-a)	3,7

A diferencia de la gestión que se lleva a cabo en las zonas tropicales, donde los monitoreos y medidas de prevención se realizan prácticamente durante todo el año, las guías para regiones templadas están diseñadas para evaluaciones que tienen lugar solamente durante la época estival.

Además, Canadá es ejemplo de uno de los países que utilizan el método de árbol de decisiones para representar sus valores guía para cianotoxinas y las acciones a tomar (Chorus y Bartman, 1999). Esta es una buena herramienta de gestión, ya que permite instrumentar medidas de acuerdo a cada situación en particular. A continuación, se muestra el diagrama de flujo canadiense que ilustra los factores que deben ser considerados por los proveedores de agua y las autoridades de salud y medio ambiente durante los eventos de floraciones de cianobacterias y las acciones que pueden considerarse ante cada problema (Figura 3.1).

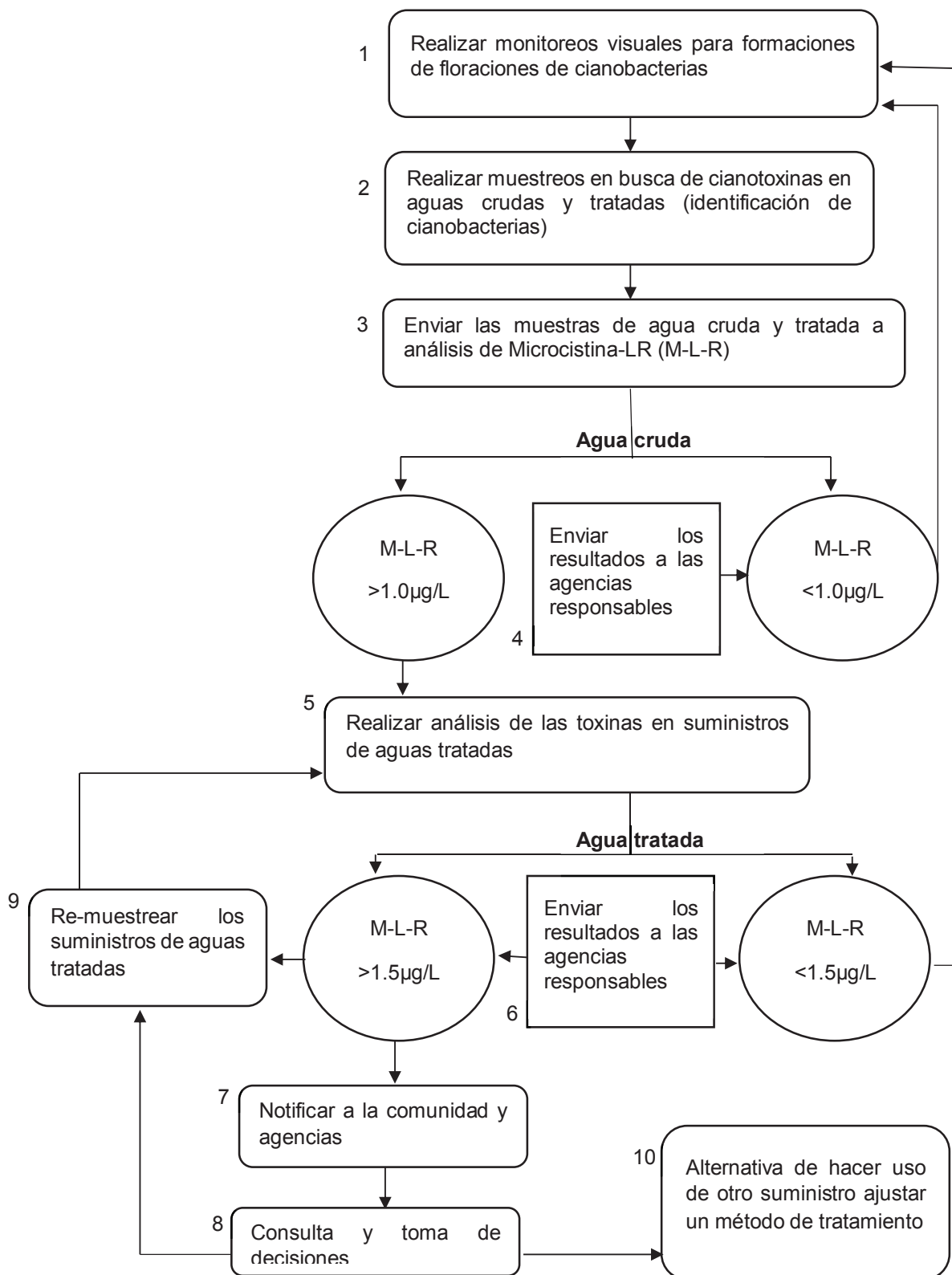


Figura 3.1. Método del árbol de decisiones desarrollado para cuerpos de agua de Canadá con fines de consumo y de recreo. Fuente: Chorus y Bartman, 1999.

La mayoría de los países con cuerpos de agua templados de América prefieren utilizar los valores guías de la OMS, y solamente algunos son los que establecen sus propios valores con fines locales. Como se ha mencionado anteriormente, esto depende principalmente de las especies de cianobacterias o cianotoxinas frecuentes en el sitio. Otros países no poseen regulaciones para cianobacterias ni cianotoxinas y como medida de gestión se les exigen análisis de rutina obligatoria a todas las industrias que vierten contaminantes puntuales (plantas de tratamiento de agua, industria del papel, etc.) aunque esto es controversial, ya que algunos países dudan que esto sea suficiente para mantener la salud de sus cuerpos de agua.

En Estados Unidos, las cianobacterias también representan un riesgo potencial para la mayoría de sus cuerpos de agua superficiales que brindan servicio de consumo, con fines recreativos e incluso para producción piscícola. Al igual que como ocurre en México, los Estados Unidos tiene sistemas acuáticos tropicales y templados. En las regiones geográficas meridionales del país (por ejemplo, Florida y Nuevo México) donde el clima es subtropical, ya hay registros de floración de cianobacterias que persisten durante todo el año; esto se debe al aumento en la eutrofización de lagos y ríos, las modificaciones hidrológicas significativas por actividades piscícolas lagunares y los cambios de uso del suelo, así como la continua urbanización alrededor de las cuencas vulnerables (Chorus, 2005). A pesar de que han sido documentados casos de floraciones de cianobacterias en aguas de consumo en su etapa de saneamiento final y en aguas de recreo a tal punto de llegar a suspenderse los servicios, hasta la fecha no existen directrices federales oficiales para las cianobacterias o sus cianotoxinas. Sin embargo, ya han sido incluidas en la Lista de Candidatos Contaminantes (CCL por sus siglas en inglés) de la EPA a la microcistina-LR, anatoxina-a, cilindrospermopsina y saxitoxina que se producen en cuerpos de agua de Estados Unidos para que se pueda llevar a cabo su regulación con valores oficiales (EPA, 2014).

La EPA ha desarrollado los Documentos de Apoyo sobre los Efectos de Salud (HESD, por sus siglas en inglés), en el que se incluyen las microcistinas y cilindrospermopsinas en agua de consumo (Cuadro 3.9). Los HESD sirven como guía técnica informal para ayudar a los funcionarios federales, estatales y locales, así como a los administradores

de sistemas de agua públicos o comunitarios a proteger la salud pública cuando ocurren derrames de emergencia o ante situaciones de contaminación. Estas normas no son de carácter oficial, pero se está trabajando por incluirlas en normas federales (EPA, 2014).

Cuadro 3.9. Valores guía provisionales para cianotoxinas en aguas de consumo humano en Estados Unidos. Fuente: EPA,2014.

Cianotoxina	Concentracion (µg/L)
Microcistina	1.6
Cylindrospermopsina	3

Afortunadamente, se han desarrollado también varias normativas estatales que establecen valores límites de cianobacterias y cianotoxinas para aguas de consumo (Cuadro 3.10) y recreativas (Cuadro 3.11) en diferentes estados de los Estados Unidos (Chorus, 2005; EPA, 2014).

Cuadro 3.10. Valores guía estatales para cianotoxinas en agua de consumo humano. Fuente: EPA, 2014.

Estado	Cianotoxina	Concentración (µg/L)
Minnesota	Microcistina-LR	0.1
	Anatoxina-a	0.1
Oregon	Microcistina-LR	1.6
	Anatoxina-a	3
	Cilindrospermopsina	3
	Saxitoxina	1.6
Vermont	Microcistina-LR	0.16
	Anatoxina-a	0.5
	Cilindrospermopsina	0.5
Washington	Microcistina-LR	6
	Anatoxina-a	1
	Cilindrospermopsina	4.5
	Saxitoxina	75

Illinois	Microcistina-LR	≥10
Iowa	Microcistina-LR	≥20
Texas	Microcistina	<u>20</u>
Ohio	Microcistina-LR	1.6
	Anatoxina-a	20
	Cilindrospermopsina	3.0
	Saxitoxina	0.2

Cuadro 3.11. Valores guía estatales para cianobacterias y/o cianotoxinas en aguas de recreo. Fuente: EPA, 2014.

Estado	Cianotoxina		Concentración (µg/L)
Ohio	Microcistina-LR		20
	Anatoxina-a		300
	Cilindrospermopsina		20
	Saxitoxina		3
Estado	Nivel de alerta	Cianotoxina	Concentración (µg/L)
California	Precaución	Microcistina	0.8
		Cilindrospermopsina	1
	1	Microcistina	6
		Anatoxina-a	20
		Cilindrospermopsina	4
	2	Microcistina	20
		Anatoxina-a	90
Cilindrospermopsina		17	
Indiana	1	Microcistina-LR	<4
	2	Microcistina-LR	4-20
	3	Microcistina-LR	>20
Estado	Densidad de cianobacterias (Cél/mL)		Género de cianobacteria
Idaho	≥100,000		<i>Anabaena</i>

			<i>Nostoc</i>
			<i>Coelosphaerium</i>
			<i>Anabaenopsis</i>
			<i>Aphanizomenom</i>
			<i>Gloeotrichia</i>
			<i>Woronichinia</i>
			<i>Oscillatoria</i>
			<i>Lyngbya</i>
			<i>Microcystis</i>
			<i>Planktothrix</i>
Virginia	NA 1	5,000-20,000	<i>Microcystis</i>
	NA 2	20-100,000	
	NA 3	>100,000 o 6 µg/L	
NA: Nivel de alerta			

Desafortunadamente no hay información disponible sobre los criterios que cada estado utiliza para asignar los valores de referencia, pero estos varían ampliamente dependiendo del cuerpo de agua muestreado y del método analítico utilizado. Sin embargo, se han descrito varios métodos analíticos para el análisis de las microcistinas en agua (Cuadro 3.12), utilizados dependiendo del tipo de análisis que se desee realizar (ZEULAB, 2016).

Cuadro 3.12. Principales métodos para la detección de microcistinas. Fuente: <http://www.zeulab.com/blog/microcistinas-y-su-deteccion-en-agua/>; FPT, 2016.

Método
Bioensayo
PPIA (Inhibición de la proteína fosfatasa)
LC (Cromatografía líquida)
HPLC (Cromatografía líquida de alta resolución)
HPLC-FLD (Cromatografía líquida de alta resolución con detección de fluorescencia)
ELISA (Ensayo inmune absorbente de enzima ligada)

MICROCYSTEST
Absorbancia UV
MS/MS (espectrometría de masas en tandem)

El FPT de Canadá recomienda el análisis de las microcistinas en un proceso que debe contemplar no sólo uno, sino varios de los métodos anteriormente mencionados; pudiendo empezar por los bioquímicos (ELISA o PPIA) y posteriormente con los físico-químicos (LC o MS/MS), esto permite obtener mejores resultados en un menor tiempo, así como entender la naturaleza de los florecimientos y los tratamientos adecuados (FPT, 2016).

México cuenta con una Norma Oficial basada en métodos estandarizados para la detección de toxinas (NOM-242-SSA1-2005 México) las cuales se basan en los métodos ELISA, HPLC-FLD, LC-MS y bioensayo en ratón para cianotoxinas (Band-Schmidt *et al.*, 2011). Específicamente, el uso de HPLC-FLD ofrece una mayor sensibilidad para la cuantificación y precisión, además de que es un método que puede ser automatizado.

En México cada estado costero cuenta con laboratorios supervisados por la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), encargados de los análisis toxicológicos de muestras de agua para la evaluación de su calidad (Band-Schmidt *et al.*, 2011).

Tanto en cuerpos de agua de regiones tropicales como templadas, las normas y criterios para cianobacterias, así como las técnicas de detección de cianotoxinas son de gran importancia, ya que éstas son la base de la gestión integral para tratar la eutrofización de los cuerpos de agua. Si bien, los valores guía de la OMS para cuerpos de agua de consumo y recreacional (utilizado por la mayoría de los países) pueden ser aplicados en ambas regiones, como se ha mencionado en los capítulos anteriores, los cuerpos de agua tienen características (dinámica del agua y biológica, usos y servicios que proveen) diferentes, por lo que adicionar criterios y normativas nacionales dirigidas a condiciones y características particulares podría ser una buena estrategia contra el problema de la eutrofización de los cuerpos de aguas y minimizar los riesgos a la salud por consumo o debido a las actividades recreo turísticas.

Finalmente, es importante remarcar que dentro de una misma especie, pueden existir cepas tóxicas y no tóxicas dependiendo principalmente de los factores ambientales (ZEULAB, 2016). Además, no solo las cianobacterias productoras de cianotoxinas deben considerarse como importantes en términos medioambientales, ya que la reproducción masiva de cualquiera de sus especies va a causar una disminución en el oxígeno disuelto, mayor turbidez a lo largo de la columna de agua, formación de natas y por consecuencia, la eutrofización del agua (Hammer, 1996 en Mercado *et al.*, 2008; Ministerio de Salud de la Nación, 2011).

3.3 Clasificación del estado trófico de lagos tropicales y templados

Contar con valores que permitan determinar el estado trófico de un cuerpo de agua para saber cuándo iniciar medidas de control de cianobacterias es también uno de los pasos para desarrollar métodos de gestión de aguas con presencia de cianobacterias, para ello es de suma importancia conocer con anterioridad el estado trófico en el que se encuentra el cuerpo de agua de estudio. En otras palabras, la clasificación trófica permite establecer la probabilidad de cambio de un determinado estado trófico en un cuerpo de agua y así seleccionar las medidas de control más o menos restrictivas según el uso del recurso o el servicio que provee (Salas y Martino, 2001). Para ello, diferentes países han desarrollado valores para clasificar estado de salud de sus aguas y poder ejecutar medidas adecuadas de restauración en caso necesario.

Para evaluar el estado ambiental de un sistema acuático son utilizadas diferentes variables, algunas son de carácter biológico, relacionadas con los productores primarios. Una de las principales variables que puede determinar el estado trófico de un cuerpo de agua es la clorofila-*a*, ya que ésta es considerada una consecuencia directa del crecimiento masivo de las cianobacterias (indicadoras de eutrofización) debido a que la clorofila-*a* es su principal pigmento fotosintético (Hernández *et al.*, 2011). El fósforo y el nitrógeno por su parte, son los dos elementos detonantes de las floraciones de cianobacterias y llegan en gran cantidad a los cuerpos de agua, producto de las actividades antrópicas (RAPAL, 2010), por ello, también son de los índices a considerar para clasificar el estado trófico de un cuerpo de agua. Finalmente, la transparencia

(medida con disco de Secchi), la cual está relacionada a los sólidos suspendidos y sirven como indicadores indirectos de la presencia de cianobacterias debido a que éstas pueden extenderse a lo largo de toda la columna de agua gracias a su sistema de flotación (Mercado, 2007; Mama, 2010).

El programa para la Cooperación Internacional de Supervisión de Agua dulce de la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) ha establecido valores límites para la evaluación del estado trófico de los cuerpos de agua dulce tomando como índices la concentración de fósforo, la clorofila-a y la transparencia (Cuadro 3.13) (Mama, 2010). Sin embargo, se ha demostrado que dichos valores permiten determinar el estado trófico de numerosos lagos templados, pero ha resultado difícil considerarlo útil en cuerpos de agua de zonas tropicales (Parinet *et al.*, 2004).

Cuadro 3.13. Clasificación del estado trófico de la OCDE 1982. Fuente: Mama, 2010.

Estado trófico	Índices del estado trófico			
	Valor promedio de P _{tot} (mg/m ³)	Valor promedio de Clorofila-a (mg/m ³)	Valor máximo de clorofila-a (mg/m ³)	Transparencia (m)
Ultra-oligotrófico	< 4.0	<1.0	<2.5	>6
Oligotrófico	<10.0	<2.5	<8.0	6-3
Mesotrófico	10-30	2.5-8.0	8.0-25	3-1.5
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	1.5-0.7
Hipereutrófico	>100	>25	>75	<0,7

Otro sistema de clasificación del estado trófico es el Índice del Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés) de Carlson. Su valor, en una escala del 1 al 100, indica el grado de eutrofización que presenta una masa de agua, este se construye básicamente sobre un solo parámetro que es la profundidad del disco de Secchi y su correlación matemática con la concentración de fósforo total y de clorofila-a (Cuadro 3.14). Este sistema no se

encuentra validado metodológicamente en lagos tropicales porque fue desarrollado y calibrado en lagos del hemisferio norte. A pesar de ello, es ampliamente utilizado a nivel mundial (Carlson, 1977 en Villalobos, 2015; Moreno *et al.*, 2010).

Cuadro 3.14. Clasificación del estado trófico TSI. Fuente: Moreno *et al.*, 2010.

Estado trófico	Índice del estado trófico		
	Transparencia (m) (disco de Secchi)	Fósforo total (mg/m ³)	Clorofila-a (mg/m ³)
Oligotrófico (TSI <30)	64 - 8	0.75-6	0.04-0.94
Mesotrófico 30<TSI<60	4 - 1	12-48	2.6-20
Eutrófico 60<TSI<90	0.5 - 0.12	96-384	56-427
Hipereutrófico 90<TSI<100	0.06	768	1183

Ante la falta de utilidad que tiene la clasificación de la OCDE y el TSI en los cuerpos de agua tropicales, el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), por medio de la Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud (OPS/OMS) convocó en 1981 al análisis de diferentes metodologías para la evaluación del estado trófico de lagos del trópico. En dicho estudio se desarrolló un programa regional de metodologías simplificadas para la evaluación de la eutrofización del agua, donde se obtuvo el sistema de clasificación del estado trófico utilizando únicamente la clorofila-a y el fósforo total como un método eficiente en lagos cálidos tropicales (Cuadro 3.15) (Salas y Martino, 2001; Hernández *et al.*, 2011).

Este modelo fue probado en varios cuerpos de agua africanos y se comparó con clasificaciones anteriormente realizadas en los mismos lagos. La concordancia general de las categorías reportadas con aquellas estimadas por las curvas de probabilidad, confirman la universalidad del sistema del CEPIS y por lo tanto, su utilidad como una

herramienta de predicción para determinar el estado trófico de cualquier lago o embalse cálido tropical (Salas y Martino, 2001).

Cuadro 3.15. Clasificación del estado trófico de la CEPIS. Fuente: Salas y Martino, 2001.

Estado trófico	Índices del estado trófico (mg/m ³)	
	Valor promedio de P _{tot}	Valor promedio de Clorofila-a
Oligotrófico	21,3	3,56
Mesotrófico	39,6	6,67
Eutrófico	118,7	17,39

Anteriormente se ha mencionado que el nitrógeno es también uno de los detonantes de la proliferación de cianobacterias, así como de contribuir a la eutrofización de los cuerpos de agua tropicales. Sin embargo, la clasificación del estado trófico para cuerpos de agua dulce superficiales anteriormente mencionados, se basan en el principal nutriente que representa una limitación de la producción primaria, el fósforo; aunque sería importante estimar todas las variables que actúan como controladores de la biomasa de cianobacterias como el nitrógeno, solo o en combinación con el fósforo y poder desarrollar mejores estrategias para su control. Un buen ejemplo es el de los índices del estado trófico para aguas costeras, por ejemplo, el índice TRIX y el de Karydis, que toman en cuenta ambos elementos como nutrimentos limitantes de producción primaria (Moreno *et al.*, 2010; DIMAR-CCCP, 2012). Con ello se pueden desarrollar normativas orientadas a reducir los nutrientes que llegan a los cuerpos de agua por las fuentes externas.

En México, por ejemplo, se utiliza solamente el fósforo total como indicador del estado trófico en sus cuerpos de agua dulce. El criterio señala que una concentración mayor de 0.118 mg/L⁻¹ de P_{tot} en lagos tropicales y mayor de 0.035 mg/L⁻¹ en lagos templados, se consideran como lagos eutróficos (Sobrino-Figueroa, 2007 y Díaz-Zavaleta, 2007 en Flores *et al.*, 2009).

Aún se requieren más estudios para establecer valores según las características propias de los ecosistemas acuáticos que componen el país debido a que sus lagos presentan un mosaico de condiciones orográficas y geológicas que genera la presencia de muchos y diversos ecosistemas acuáticos y que reciben además diferentes nutrientes, por lo que los valores de los contaminantes pueden ser demasiado altos o bajos al criterio estándar (Flores *et al.*, 2009). El problema se genera principalmente cuando se le clasifica a un cuerpo de agua con un estado trófico más bajo al que su capacidad de carga puede soportar, ya que no se tomarán medidas de acción inmediatas y el lago se continuará su deterioro.

Un nuevo método que se está desarrollando y que vale la pena darle más interés, es el uso de modelos empíricos matemáticos de capacidad de carga a partir de datos del Sistemas de Información Geográfica (SIG). Primeramente, es necesario tener una base de datos con registros históricos de las proporciones del uso del suelo para cada actividad que tiene lugar en una cuenca hidrológica, así como de las características propias del territorio (tipo de suelo, inclinación, tiempo de retención del agua de sus lagos, etc.). También tienen que haber registros de los episodios de las floraciones de cianobacterias y reportes de la calidad del agua para finalmente, representar todos los datos cartográficamente. Esto permite conocer el estado trófico de un cuerpo de agua y atribuirle un promedio de impacto a cada actividad que se desarrolla en el sitio según la cantidad de nutrientes vertidos por causas naturales y antropogénicas (fuentes puntuales y difusas), además de poder relacionar los episodios de cianobacterias según la concentración de nutrientes presentes en el lago al momento de la proliferación. Se sabe que Canadá ya trabaja con este método de clasificación del estado trófico (Figura 3.2), pero aún se encuentra en la etapa de obtención de información para complementar sus bases de datos y en las adaptaciones del modelo matemático, ya que este tipo de estrategias es estrictamente dirigido a las características propias del lago a estudiar. En general, es una buena herramienta que permite incluso predecir la salud futura de un cuerpo de agua y poder tomar medidas de prevención. De contarse con la información necesaria o los medios de recolección de datos para cada cuenca de interés, este método puede aplicarse a cualquier región (COGESAF, 2014).

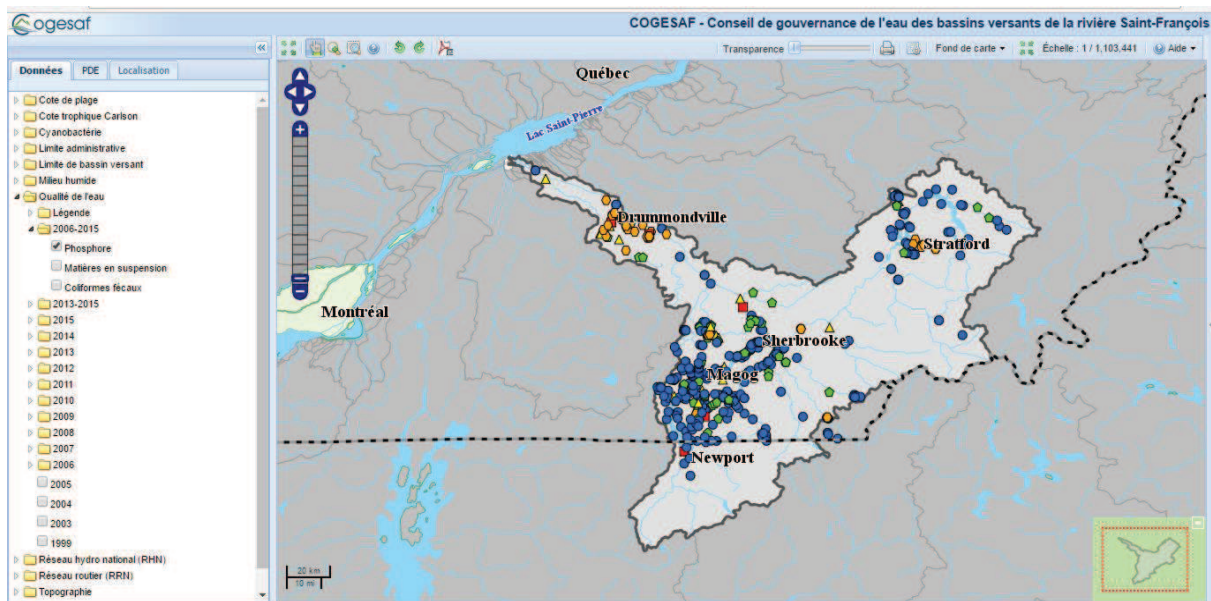


Figura 3.2. Representación del uso del SIG para la evaluación del estado trófico de los cuerpos de agua de una cuenca (Los colores y formas indican el estado trófico).
Fuente: <http://cogesaf.sigmont.org/cogesaf/cogesaf.php>.

Una vez conocida la abundancia de cianobacterias, la concentración de cianotoxinas y el estado trófico en el que se encuentra el cuerpo de agua, el siguiente paso es hacer monitoreos para la evaluación de las fuentes externas (puntuales o difusas) que aportan nutrientes o contaminantes que están deteriorando la calidad del agua, para enseguida, proceder a la aplicación de técnicas para el control de cianobacterias y reducción de nutrientes y/o contaminantes (Mama, 2010).

3.4 Métodos de remoción de cianobacterias

Las acciones clave de una adecuada gestión para la reducción de las floraciones de cianobacterias son las que consisten en abordar en etapas tempranas, la fuente del problema mediante el control y la reducción de la carga de nutrientes externos que se vierten al cuerpo de agua y así prevenir su eutrofización (Chorus y Bartman, 1999). Sin embargo, existen varios métodos físicos, químicos y biológicos que pueden ayudar a controlar las floraciones de cianobacterias cuando estas ya se encuentran afectando los cuerpos de agua. La eficacia de cada uno de ellos dependerá de su pronta aplicación y

en muchos casos, de las características del cuerpo de agua a tratar y las condiciones climáticas donde han sido desarrollados y probados los métodos (Mantzouki *et al.*, 2015).

3.4.1 Métodos físicos

3.4.1.1 Aireación

Es un método que se utiliza para aumentar el nivel de oxígeno en el fondo del lago, esto ayuda a la descomposición, por organismos aeróbicos, de la vegetación y otros nutrientes que se encuentran en el cuerpo de agua (Aguilera y Echenique, 2011). Consiste en el uso de aireadores que bombean aire a través de difusores que llevan las células a la superficie del agua (Miguez, 2016).

Este método ha sido utilizado tanto en lagos templados como tropicales. Sin embargo, en regiones templadas debe considerarse que su uso está limitado al periodo estival. Los aireadores suelen ponerse en circulación después de la primavera y funcionan toda la temporada hasta comienzos del otoño, mientras que, en las regiones tropicales los aireadores pueden funcionar durante todo el año o dependiendo de las veces en que hay mayor abundancia de fitoplancton (Aguilera y Echenique, 2011).

A modo de ejemplo, un estudio realizado en Guatemala demostró que la aireación contribuye al aumento de los niveles de oxígeno disuelto en el agua, además de una disminución del potencial de hidrógeno (pH), de la demanda química de oxígeno (DQO) y de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). En general, se observó un mejoramiento en la calidad del agua (Pérez, 2007). Una desventaja del uso de este método es que los costos del mantenimiento y uso de energía son elevados. Además, debido a que su función principal no consiste en matar directamente el fitoplancton, sino de proporcionar condiciones desfavorables su eficacia directa hacia la eliminación de las cianobacterias no está garantizada (Aguilera y Echenique, 2011).

3.4.1.2 Ultrasonido

La tecnología con ultrasonido consiste en un equipo de irradiación ultrasónica a diferentes frecuencias, con el fin de destruir la estructura celular interna de las cianobacterias

(Miguez, 2016). La aplicación del ultrasonido en varias repeticiones de 3 segundos a 120 Watts y 28 kHz, ha demostrado inducir la ruptura de las vesículas de gas de las cianobacterias y conduce a la precipitación de las células hacia el fondo del lago. Esta metodología ha sido probada en los géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* y *Woronichinia* con resultados exitosos (Aguilera y Echenique, 2011). Por otro lado, con una frecuencia de 640 kHz se logra la degradación de la cianotoxina Microcistina-LR (Rivera, 2008). Además, estudios de laboratorio han mostrado que a una frecuencia de 20 kHz, al cabo de 10 minutos de tratamiento con ultrasonido, *Raphidiopsis mediterranea* se redujo al 100% y después de 60 minutos, *Microcystis aeruginosa* se redujo en un 98% y *Dolichospermum spiroides* en un 99% (Kieffer *et al.*, 2015). Aun son necesarios más estudios sobre el terreno para confirmar dichos resultados y garantizar que otros organismos no se vean afectados.

Este método es útil en lagos o embalses pequeños y su efectividad depende principalmente de la geometría del cuerpo de agua y de las especies de cianobacterias presentes. Otra ventaja es que es una tecnología que se puede aplicar en cuerpos de agua de regiones tropicales y templados (Miguez, 2016). Además de ser capaz de destruir tanto a las cianobacterias como a sus cianotoxinas (Rivera, 2008).

3.4.1.3 Filtración inducida

Otro de los métodos de remoción de células cianobacteriales que ha reportado resultados eficientes es la filtración inducida (FI), este consiste en bombear agua de pozos o galerías de infiltración ubicados en la orilla de un cuerpo 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. El objetivo es de remover las células de forma intacta evitando su ruptura y la posible liberación de cianotoxinas. Para la su aplicación exitosa es necesario estudiar las condiciones locales tales como la temperatura, tipo y cantidad de materia orgánica en el agua, condiciones de óxido-reducción y las variaciones de nivel del agua (Sens *et al.*, 2013).

La filtración inducida en los Estados Unidos tiene cerca de 50 años de aplicación. En América Latina, 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) y más recientemente en el sur de Brasil, en el Río Orinoco en Venezuela, en el Río Paraná en Paraguay y en Argentina (Ray, 2008 en Sens *et al.*, 2013). Sin embargo, aún faltan más estudios en lagos tropicales, porque a pesar de haber mostrado buenos resultados en los lagos tropicales anteriormente mencionados, se sabe que la presencia de materia orgánica y las diferencias de temperatura podrían afectar las condiciones de óxido-reducción del sistema. Además, falta aún evaluar la posible competencia o cometabolismo de la materia orgánica local en la adsorción o degradación de las cianotoxinas que podrían dar falsos resultados al aplicar la FI (Sens *et al.*, 2013).

3.4.1.4 Remoción de sedimentos

La remoción de los sedimentos puede ser un método muy eficaz para disminuir el contenido de nutrientes en lagos o embalses. Consiste en la eliminación de las capas superiores de los sedimentos del lago y junto con esto, la mayoría de las cianobacterias y nutrientes sedimentados también se eliminan. Los sedimentos pueden ser eliminados o tratados en el lago, esto depende de muchas circunstancias como la cantidad y calidad de sedimentos, el contenido de nutrientes, el contenido de sustancias tóxicas y la disponibilidad de recursos económicos para el estudio limnológico (Aguilera y Echenique, 2011). En los pequeños lagos o estanques, el método más común de remoción es bajar el nivel del agua para luego eliminar los sedimentos por secado, este método muchas veces es imposible debido a la necesidad de la conservación de la vida acuática. Además de ser un proceso caro, no necesariamente produce efectos deseados, especialmente si la carga de nutrientes que se vierten al lago sigue siendo lo suficientemente alta para el desarrollo constante de las cianobacterias (Aguilera y Echenique, 2011). Por el contrario, cuando la carga externa de nutrientes ya está siendo controlada, la remoción de sedimentos si es una buena opción de tratamiento. Otra alternativa es mediante la succión del sedimento desde el fondo y su posterior deposición en una balsa flotante, donde el sedimento se debe depositar rápidamente mientras que el agua sobrante escurre directamente al lago, esta técnica se conoce como dragado húmedo. Existe

también el dragado seco, el cual consiste en la remoción del sedimento para posteriormente transportarlo a una planta de lavado donde el lixiviado se deposita en lagunas de sedimentación. Este método da mejores resultados que el dragado húmedo, sin embargo, su costo es más elevado (Salas y Martino 1996; Aguilera y Echenique, 2011).

El método de remoción de cianobacterias por remoción o tratamiento de los sedimentos ya ha sido probado tanto en lagos tropicales como templados y su efectividad depende del tamaño del lago, así como de poseer con los recursos económicos suficientes para realizar el tratamiento completo y contar con la maquinaria y mano de obra necesarios (Salas y Martino 1996; Chorus y Bartman, 1999).

3.4.1.5 Remoción mecánica de natas o espumas de cianobacterias

Para la remoción mecánica de la biomasa suelen usarse barreras que extraen las natas o espumas de cianobacterias de la superficie (Aguilera y Echenique, 2011; Miguez, 2016). Su utilidad no se restringe a un tipo de cuerpo de agua en específico, por lo que es un método que puede ser utilizado en lagos templados y tropicales. Sin embargo, sólo una parte pequeña de la población de cianobacterias en el lago se puede eliminar mediante este método debido a la presencia de las mismas a lo largo de toda la columna de agua y en los sedimentos (Aguilera y Echenique, 2011).

Para mejorar su eficacia, la remoción mecánica suele hacerse en combinación de un método químico como el uso de floculantes o coagulantes que sedimentan las células de cianobacterias en el fondo del cuerpo de agua (Miguez, 2016) y así lograr la eliminación de un mayor número de cianobacterias. Cabe destacar que, aunque los floculantes se utilizan frecuentemente en los estanques de las PTARs (Mercado, 2007), esta combinación de método ya ha sido probada con éxito en varios ríos y lagos templados y tropicales (Aguilera y Echenique, 2011).

3.4.2 Métodos químicos

3.4.2.1 Coagulantes

Este método consiste en la aplicación de compuestos como el sulfato de aluminio, el hierro, el carbonato de calcio o hidróxido de calcio y las arcillas (Chorus y Bartman, 1999) que forman flóculos en el agua, donde el fósforo es retenido y sedimentado. Esta es una buena técnica para remover el fósforo que se encuentra a lo largo de toda la columna de agua, convirtiéndolo en una forma no disponible para el fitoplancton. Su eficacia depende del tipo y dosis de coagulantes según las características del cuerpo del agua (Elías, 2007). Uno de los riesgos del uso de coagulantes es que estos pueden lisar las células y con ello, liberar cianotoxinas (Miguez, 2016), por lo que es importante incluir también el manejo de lodos y sedimentos (Elías, 2007). En un estudio realizado por Chow *et al.*, 1999, se demostró que el sulfato de aluminio y el cloruro férrico no causaron lisis en *M. aeruginosa* ni en *Anabaena circinallis*, además de una eficiencia de remoción entre 57 y 89% (Velzeboer *et al.*, 1995). Según diferentes pruebas ya realizadas en lagos, el momento ideal para la aplicación del coagulante es a finales de otoño y hasta principios de la primavera, cuando el fosfato libre está en su nivel máximo y antes de que sea incorporado a las cianobacterias. Por lo que su utilidad en lagos tropicales, puede ser deficiente. Pero aún no se han realizado estudios suficientes en lagos de regiones tropicales para establecer los mejores momentos para su aplicación (Aguilera y Echenique, 2011).

3.4.2.2 Alguicidas

El uso de los alguicidas es más bien un método de prevención o emergencia, ya que su eficacia depende de una pronta aplicación, es decir, cuando la concentración de cianobacterias aún es baja y antes de que proliferen de forma masiva debido a que este método tiene la desventaja de provocar lisis celular, haciendo que las cianobacterias liberen cianotoxinas. El alguicida más usado es el sulfato de cobre (Chorus y Bartman, 1999), la dosis recomendada varía entre 0.1 a 2 mg/L y se requiere un tratamiento posterior al agua para remover el cobre residual del agua (OMS, 2004), sin embargo, las

cianobacterias pueden hacerse resistentes a este compuesto. Un ejemplo de ello es el que ocurrió en un lago de California, en Estados Unidos, donde dominaba *Oscillatoria sp.* pero las dosis de alguicida tenían que ir aumentando con los años para lograr controlar su biomasa, al final el tratamiento condujo a la sustitución de *Oscillatoria sp.* por una cianobacteria resistente al cobre, *Phormidium sp.* (Izzaguire, 1992).

Lo ideal es aplicar este método cuando se detecte la presencia de cianobacterias durante uno de los monitoreos regulares, incluso sin antes haber observado el florecimiento. Además, se debe aplicar solo por cortos periodos de tiempo (Chorus y Bartman, 1999). No existen reportes de que su uso esté restringido a lagos templados o tropicales, por lo que puede considerarse como efectivo para llevarse a cabo en ambas regiones. De hecho, es uno de los métodos de emergencia más usados a nivel mundial. Sin embargo, algunos restringen su uso, debiendo solicitar autorizaciones para aplicar ciertos alguicidas, por ejemplo, en Brasil se prohíbe su uso cuando la biomasa de cianobacterias es ya mayor a 20 mil cél/mL (Otaño, 2012). Una alternativa al uso de sulfato de cobre, es el uso de la paja de cebada. Según pruebas realizadas en Reino Unido, durante la fermentación de la paja, se producen sustancias alguicidas produciendo resultados positivos y con menor impacto para el resto de los organismos del cuerpo de agua, sin embargo, este método aún no ha sido probado en diferentes países, por lo que no se puede estimar su efectividad, pero valdría la pena buscar herramientas más amigables con el medio ambiente y así evitar los efectos secundarios de los productos químicos (Miguez, 2016).

3.4.2.3 Oxidación de los sedimentos (RIPLOX)

Este método tiene como objetivo disminuir la liberación de fósforo de los sedimentos mediante su oxidación. Los productos químicos que utiliza son el nitrato de calcio, el cloruro férrico y el carbonato de calcio, los cuales se aplican por inyección directa en la capa superior del sedimento, promoviendo la oxidación bioquímica de la materia orgánica, la desnitrificación por el metabolismo microbiano y la inactivación del fósforo sedimentado (Aguilera y Echenique, 2011). Este método ha sido descrito en el lago Superior de Minnesota, y aunque no mostró tener resultados significativos en el

mejoramiento de la calidad general del agua, sí dio resultados positivos para que el fósforo fuera inaccesible para las cianobacterias durante el tiempo que duró el tratamiento (Noonan, 2009). Al igual que en la mayoría de los métodos ya descritos, este solo se ha probado en lagos de zonas templadas, aunque por las características de la técnica y debido a que han sido probados a finales de la primavera, cuando las temperaturas son más elevadas, el método podría tener buenos resultados también en lagos tropicales, sin embargo, faltan más estudios en dichas regiones para poder confirmar su aplicabilidad (Aguilera y Echenique, 2011).

3.4.3 Métodos biológicos

3.4.3.1 Biomanipulación

Las técnicas de biomanipulación consisten en modificar la estructura de la trama trófica para alcanzar una respuesta considerada como deseable al haber una disminución en la biomasa del fitoplancton. Este método incluye la remoción de peces que consumen el plancton o la introducción del zooplancton para que estos se alimenten del fitoplancton (Miguez, 2016). Con décadas de aplicaciones exitosas en el hemisferio norte como un método para la restauración de los lagos, su popularidad está aumentando debido a su bajo costo y a la ausencia de maquinaria o productos químicos tóxicos (Sierp y Qin, 2009). Se ha demostrado que la biomanipulación es eficaz en cuerpos de agua poco profundos donde la concentración de fósforo total es superior a 100 mg/L^{-1} (Aguilera y Echenique, 2011). Es una técnica poco agresiva ambientalmente, en comparación con otras de tipo químico. Sin embargo, podría afectar la biodiversidad del cuerpo de agua, además de requerir monitoreo constante y podría necesitarse repetir el procedimiento para obtener efectos a largo plazo. Cabe destacar que este no es un método específico para cianobacterias sino para todo el fitoplancton (Miguez, 2016).

La introducción masiva de piscívoros y sus efectos en el mejoramiento de la calidad del agua ha sido demostrada principalmente en zonas templadas de América del Norte (Matveev, 1998). Debido al riesgo de la reproducción de especies exóticas, en todos los trabajos realizados, la existencia de cultivos dirigidos a la producción de juveniles y alevines de peces nativos han permitido la aplicación de esta técnica, por lo tanto, el

desarrollo de la acuicultura dedicada a la producción de piscívoros propios de la región constituye un elemento clave para la implementación de esta técnica (Berg *et al.* 1997; Meijer y Hosper, 1997; Prejs *et al.*, 1997).

Una alternativa es el uso de plantas flotantes que consumen los nutrientes excedentes en el agua (Miguez, 2016). Sin importar el organismo que se utilice para el control de las cianobacterias, siempre se deben considerar a las especies nativas de la región para que la biomanipulación ofrezca resultados significativos (Prejs *et al.*, 1997).

Cabe destacar que aun introduciendo especies nativas, la utilidad de la biomanipulación en los lagos tropicales es controversial en primer lugar porque no se han realizado suficientes estudios en dichas regiones y se desconocen las especies que podrían ser introducidas en la red trófica, así como la limnología de algunos lagos (Sierp y Qin, 2009). Además, se sabe que hay una mayor complejidad en las interacciones entre el fitoplancton y la presión de consumo por parte del zooplancton. Las tramas tróficas tropicales están en su mayoría dominadas por pequeños peces omnívoros-planctívoros, así como por una menor proporción de peces estrictamente piscívoros. En este contexto, la presión de consumo sobre el fitoplancton es débil debido a que las poblaciones de plancton (que consumen el fitoplancton) son generalmente controladas durante todo el año por los peces (Lazzaro, 1997; Pinel-Alloul *et al.* 1998).

3.4.3.2 Organismos microbianos

Este tipo de control biológico para cianobacterias dispone de una serie de microorganismos naturales como virus, bacterias, hongos, actinomicetos y protozoos que tienen la capacidad de destruir o limitar el crecimiento de las cianobacterias (Miguez, 2016). El desarrollo de estos organismos como agentes de control biológico implica su aislamiento por medio de muestras, la caracterización de la actividad anti-cianobacteria, el microcosmos y los experimentos de campo a gran escala, así como del desarrollo final de una estrategia de control biológico en los lagos. Por lo tanto, la eficacia de los agentes de control biológico en un sistema acuático depende de una serie de factores biológicos y fisicoquímicos del microorganismo limitante, de las especies de cianobacterias y su dinámica, así como del propio medio acuático (Prejs *et al.*, 1997; Miguez, 2016).

El control biológico de las cianobacterias tiene una serie de ventajas sobre el control químico al ser específico para el organismo objetivo sin la destrucción de otros organismos y sin la contaminación química que puede afectar el funcionamiento normal del sistema acuático. Las desventajas potenciales incluyen la destrucción limitada de las células de cianobacterias, la supervivencia limitada del agente o su eliminación por otros organismos (Sigee *et al.*, 1999.) Por ejemplos, su aplicabilidad en lagos templados donde las variaciones de temperatura son estacionales, se deben introducir organismos que tengan la capacidad de adaptación al medio o establecer fechas de introducción de los microorganismos, así como una duración estimada de efectividad. Esto puede implicar costos de investigación elevados y los resultados pueden variar de un cuerpo de agua a otro, es decir, existe la probabilidad que este método pueda ser muy efectivo para ciertos cuerpos de agua e ineficaz para otros (Prejs *et al.*, 1997; Miguez, 2016). A pesar de esto, vale la pena que se siga trabajando en la obtención del conocimiento para mejorar los métodos de biomanipulación y que se conviertan en una de las principales alternativas para el control de cianobacterias en lagos tropicales y templados.

En general, podemos decir que se necesita aún más información sobre el control de las floraciones de cianobacterias en lagos tropicales, ya que como se ha podido apreciar a lo largo del capítulo, la mayoría de los métodos son desarrollados y probados únicamente en lagos templados (Mama, 2010; Miguez, 2016). Además, es necesario tomar en cuenta aspectos clave como sus patrones de ocurrencias, la producción de sus toxinas y las causas de sus floraciones (Mowe *et al.*, 2015), así como mejorar las técnicas de detección enzimática y de cianotoxinas e incluir medidas de prevención, sin dejar a un lado el informar al público acerca de la problemática. Todos estos aspectos pueden influir positivamente en la mejora de las estrategias de gestión de los cuerpos de agua con presencia de cianobacterias.

CONCLUSIONES

Desde que las cianobacterias fueron reconocidas como indicadoras de eutrofización de los sistemas acuáticos, ha crecido el interés por parte de los investigadores y organismos encargados del cuidado del medioambiente para obtener la mayor información posible acerca de sus características, su dinámica y las causas que detonan su reproducción

descontrolada. Dos de las características más notables que han llamado la atención por su impacto en el medio ambiente y salud pública, son su capacidad de producir cianotoxinas y su extensa distribución geográfica, que afecta cuerpos de agua tanto de regiones templadas como tropicales. Sin embargo, los estudios han podido demostrar que entre las diferentes especies de cianobacterias, su dinámica y comportamiento es muy variado, unas dominan los cuerpos de agua templados, otras prefieren los cuerpos de agua tropicales e incluso están las que tienen la capacidad de tolerar grandes rangos de temperatura y dominar lagos templados y tropicales. Las condiciones climáticas también pueden determinar la frecuencia en la aparición de las floraciones de cianobacterias. Sin embargo, a pesar de que una misma especie puede ser capaz de proliferar en lagos templados y tropicales, estas presentan variaciones en su frecuencia y abundancia dependiendo de las condiciones climáticas. Con respecto a la temperatura, se ha establecido que las condiciones óptimas para la mayoría de las especies son entre 15°C y 30°C, por lo que queda claro todos los lagos tropicales alcanzan este valor varias veces a lo largo del año y la mayoría de lagos templados también lo hacen durante el verano, siendo el grado de eutrofia del cuerpo de agua lo que determina hasta cierto punto su abundancia.

Por otra parte, bajo condiciones óptimas de temperatura, a mayor concentración de nutrientes esenciales para las cianobacterias como son el fósforo y el nitrógeno principalmente, mayor será su proliferación. Por otra parte, a mayor concentración de nutrientes, mayor es el grado de eutrofia del cuerpo de agua, por lo que existe una relación muy estrecha entre la detonación de las floraciones de cianobacterias y la eutrofización de los lagos. Entre la toda la diversidad de lagos y ríos que componen los sistemas acuáticos, los lagos tropicales poco profundos son los más susceptibles a la eutrofización debido a la alta tasa de evaporación, además que estos son los más utilizados para las actividades antropogénicas. Desafortunadamente, también son los menos regulados hasta la fecha.

La gestión de los cuerpos de agua con recurrentes proliferaciones de cianobacterias aún no se encuentra bien reglamentada en muchos países. A excepción de Canadá (que cuenta con el FPT), en ningún otro país del continente americano existen leyes federales que las regulen y son los valores guía de la OMS los que se utilizan a nivel internacional.

Estos se basan en niveles límite de la ingesta diaria tolerable de cianobacterias y cianotoxinas en seres humanos y son válidas para cuerpos de agua tropicales y templados. Sin embargo, países como Estados Unidos, Canadá, México y Brasil ya están trabajando para desarrollar normativas estatales que permitan una mejor gestión.

Las más recientes metodologías para la gestión de cianobacterias involucran una serie de pruebas analíticas para cuantificar su biomasa y grado de toxicidad, pero se debe considerar a las demás especies que no producen cianotoxinas, pero que sí forman natas o espumas en la superficie del agua, ya que ellas, si bien no causan daño directo a la salud humana, sí causan daño ecológico y también son indicadoras de eutrofización del agua.

Otro paso de la gestión es la evaluación del estado trófico de los cuerpos de agua. La organización encargada de establecer los índices para evaluar el estado trófico en lagos templados es la OCDE, mientras que la CEPIS se encarga de los lagos tropicales. La CEPIS fue creada debido a que los valores de la OCDE no se ajustan a las características de los lagos tropicales, proporcionando resultados erróneos.

El paso final de una gestión llega al momento de tomar las decisiones acerca de qué método de control de cianobacterias o cianotoxinas será el más adecuado, esta decisión involucra la aplicación de métodos físicos, químicos o biológicos, solos o combinados. Los métodos químicos son los de mayor uso tanto en lagos templados como tropicales, sin embargo, sus efectos negativos al medio ambiente hacen que cada vez existan más prohibiciones para su aplicación. Los métodos biológicos ofrecen una gran ventaja, ya que no dañan a las demás especies acuáticas ni al ecosistema, pero desafortunadamente aún no se puede garantizar su eficacia en lagos tropicales; sin embargo, al ser probadas únicamente en lagos templados, la idea de su poca utilidad queda aún como una expectativa a verificar, y es que para que los métodos biológicos sean exitosos, independientemente de la región climática, estos deben de estar en función del uso correcto de las especies que servirán como controladoras de cianobacterias, las cuales deben ser nativas para no interferir con la red trófica propia del cuerpo de agua a restaurar.

La gestión para el control de las cianobacterias en los cuerpos de agua es un tema que no se puede tratar desde una perspectiva general, lagos tropicales y templados tienen características completamente diferentes haciendo que las cianobacterias respondan también de forma diferente ante las condiciones que se presentan en el agua. Desafortunadamente, el deterioro que ellas están causando es más acelerado que las soluciones hasta ahora desarrolladas, sin embargo, en algunos países ya se está registrando un aumento en el interés por parte de diferentes organizaciones para buscar y adaptar mejores herramientas para su control. Finalmente, es de gran importancia incluir a la población, es decir, informarles y concientizarlos de la importancia del cuidado del medio ambiente, un ecosistema sano depende de un esfuerzo en equipo y no solamente de un plan de gestión.

BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, V. 2012. *Floraciones de Cianobacterias en el Uruguay: Niveles Guía y Descriptores Ambientales*. Sección Limnología. Facultad de Ciencias. Universidad de la República Montevideo, Uruguay. 47pp.
- Aguilera, A., Echenique R. 2011. *Consideraciones generales de Cyanobacteria: aspectos ecológicos y taxonómicos*. En *Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud*. Departamento de Salud Ambiental. Ministerio de Salud. Cap.2. 21-40pp.
- Alcántara, I., Nogueira, L., Segura A., Piccini C., Kruk C. 2014. *Nueva aproximación metodológica para el monitoreo y estimación de biovolumen de colonias del complejo Microcystis aeruginosa*. VI congreso Nacional de Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Asociación Mexicana de Limnología, A.C. 202pp.
- Aurazo, M. 2004. Aspectos Biológicos de la Calidad del Agua. En *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I. Teoría. Tomo I*. Organización Panamericana de la Salud. Capítulo 2. 57-98pp.
- Band-Schmidt, C., Bustillis-Guzmán, J., López-Cortés, D., Nuñez-Vázquez, E., Hernández-Sandoval F. (2011). *El estado Actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México*. Hidrobiológica. 21 (3) 381-413pp.
- Berg, S., Jeppesen, E., Sondergaard, M. 1997. *Pike (Esox lucius L.) stocking as a biomanipulation tool. I. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark*. Hydrobiology 342 (343) 311-318pp.
- Bernard, C., Harvey, M., Briand, J., Biré, R., Krys, S., Fontaine, J. 2003. *Toxicological comparison of diverse Cylindrospermopsis raciborskii strains: evidence of liver damage caused by a French C. raciborskii strain*. Environmental of Toxicology. Vol. 18. 176-186pp.
- Bravo-Inclán, L., Saldaña-Fabela, P., Izurieta-Dávila J., Mijangos-Carro M. 2013. *La importancia de la contaminación difusa en México y en el mundo*. https://www.researchgate.net/publication/271830571_La_importancia_de_la_contaminacion_difusa_en_Mexico_y_en_el_mundo [Visitada el 09 de diciembre del 2016].
- Briand, J., Leboulanger, C., Humbert, J. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or*

- global warming?* Phycological Society of América. J.Phycal. 40, 231-238. <https://www.researchgate.net/publication/227523364> [Visitada el 16 de diciembre del 2016].
- Cabal, P. 2014. *Distribution spatio temporelle des cyanobactéries en fonction de la stabilité thermique d'un petit lac*. Tesis para obtener el título de maestría en biología. Université de Québec à Montréal. 73pp. <http://www.archipel.uqam.ca/6357/1/M13306.pdf> [Visitada el 21 de enero del 2017].
- Camacho, A. 2003. *Evaluation of the Existing Performance of Infiltration Galleries in Alluvial Deposits of the Parapeti River*. En The Future Is Now! National Water Research Institute. Fountain Valley, CA, EEUU. 207-213pp.
- Carpenter, S., Carranco, N., Correll, D., Howarth, R., Shapley, A., Smith, V. 1998. *Contaminación no puntual de aguas superficiales con fósforo y nitrógeno*. Tópicos en ecología. Sociedad Norteamericana de Ecología. 13pp.
- Çelik, K., Sevindik, T. 2016. *Seasonal Variations of Phytoplankton Community in relation to Some Physical and Chemical Parameter in a Temperate Eutrophic Reservoir, Turkey*. Jordan Journal of Biological Sciences. Vol 9. 249-260pp.
- Chen, Y., Qin, B., Teubner, K., Dokulil, M. 2003. *Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: Microcystis-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China*. Journal of plankton research. 25(4): 445-453pp.
- Chorus, I. 2005. *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulation in different countries*. Federal Environmental Agency. 119pp.
- Chorus, I., Bartram, J. 1999. *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring y management*. World Health Organization. 400pp.
- Cobo, F. 2014. *Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales*. Limnética. Asociación Ibérica de Limnología. 34 (1) 247-268pp.
- COGESAF (Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François). (2014) *Plan directeur de l'eau de la Zone de gestion intégrée de l'eau, Saint-François*. 51pp. <http://cogesaf.qc.ca/plan-directeur-de-leau/> [Visitada el 28 de febrero del 2017].

- Dávalos-Lind, L., Lind, O., Mora-Heredia, E., Hernández, D. 2014. *El lago de Catemaco: un lago dominado por cianobacterias*. VI congreso Nacional de Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Asociación Mexicana de Limnología, A.C. 12pp.
- DIMAR-CCCP (Dirección General Marítima-Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico. <http://www.cccp.org.co/index.php/component/content/article/90-impacto-actividades-antropicas/1050-dimar-cccp-analiza-los-indices-trofos-en-la-bahia-de-tumaco> [Visitada el 25 de marzo del 2017].
- Dodds, W., Bouska, W., Eitzmann, J., Pilger, T., Pitts, K., Riley, A., Scholesser, J., Thornbrugh, D. 2009. *Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages*. Environmental Sciences and Technology. Vol 43, No 1. 11-19pp.
- Dong, J., Zhou, W., Song, L., Li, G. 2015. *Responses of phytoplankton functional groups to simulated winter warming*. Journal of Limnology. 51, 199-210pp.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). 2014. *Cyanobacteria and Cyanotoxins: Information for Drinking Water Systems*. <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/guidelines-and-recommendations> [Visitada el 12 de febrero del 2017].
- Esquivel, A., Soto, R., Bulit, C. 2014. *Relación de los ciliados con la comunidad microbiana planctónica del lago Catemaco*. VI congreso Nacional de Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Asociación Mexicana de Limnología, A.C. 59pp.
- Fabre, A., Carballo, C., Hernández, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J., Aubriot, L., Bonilla, S., Kruk, C. 2010. *El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay*. Pan-American Journal of Aquatic Sciences. 5(1), 112-125pp.
- Figueredo, C., Giani, A. 2009. *Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent Bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii**. ELSEVIER. Limnológica 39, 264-272pp.
- Figuroa, M., Nandini, S., Sarma, S. 2014. *Importancia de la estructura de la comunidad del zooplancton y su uso como alternativa en el manejo de lagos y embalses en*

- México. VI congreso Nacional de Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Asociación Mexicana de Limnología, A.C. 340pp.
- Flores, H., Carrillo, R., Francisco, N., Hidalgo, C., Ruiz, J., Castañeda, A., Velazco, R. 2009. *Aportes de nitrógeno y fósforo de tres sistemas agrícolas de la cuenca hidrológica "El Jihuite" en Jalisco, México*. *Agrociencia*. SCIELO. 7 (43), 659-669pp.
- García, C., Nandini, S., Sarma, S. 2009. Seasonal dynamics of zooplankton in lake Huetzalin, Xochimilco, México. *Limnológica* 39(4), 283-291pp.
- Gómez, L., Álamo, B., Rodríguez, J. 2010. *Riesgo de contaminación con cianobacterias en tres embalses de agua de Santiago de Cuba*. *MEDISAN* 14 (2). http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S1029-30192010000200007&script=sci_arttext&lng=en [Visitada el 01 de marzo del 2017].
- Goyenola, G. (2007). *Guía para la utilización de las valijas viajeras: oxígenos disueltos*. Red MAPSA, Montevideo, Uruguay. http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf [Visitada el 07 de abril del 2017].
- Hamilton, D., Wood, S., Dietrich, D., Puddick, J. 2013. *Cost of harmful blooms of freshwater cyanobacteria*. En *Cyanobacteria: An Economic Perspective*. John Wiley & Sons. Capítulo 15. 245-256pp.
- Hernández-Morales, R., Ortega, M., Sánchez, J., Alvarado, R., Aguilera, M. 2011. *Distribución estacional del fitoplancton en un lago cálido monomíctico en Michoacán, México*. *Biológicas*. 13 (2), 21-28pp.
- Hernández-Morales R., Rojo G., Aguilera M., Ortega M., Gómez A. (2016) *Incidencia de cuadros patológicos asociados al género Microcystis en lago de Zirahuén*. *Biológicas*. 18 (2), 40-50pp.
- Hernández, E., Aguirre, N., Palacio, J. 2011. *Relación entre la determinación del pigmento Clorofila-a y el biovolumen geométrico algal en un lago de planicie de inundación (Ciénega de Ayapel, Córdoba-Colombia)*. *Revista Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia*. (60) 159-169. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-62302011000400016&lng=en&tlng=en. [Visitada el 11 de febrero del 2017].

- INSPQ (Institut National de Santé Publique du Québec). (2014) *Nombre d'éclosions de maladies d'origine hydrique*. Institut national de santé publique du Québec. Infocentre de santé publique. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qualite-eau-Effets-sur-vs.htm> [Visitada el 02 de febrero del 2017].
- Izzaguire, G. 1992. *A copper-tolerant phormidium species from Lake Mathews, California, that produces 2-methylisoborneol and geosmin*. Journal of Water Science and Technology. No. 25. 217-223pp.
- Jeppensen, E., Meerhoff, M., Davidson, T., Trolle, D., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Beliloglu, M., Bruce, S., Volta, P., Gonzalez, I., Nielsen, A. 2014. *Climate change impact in lake: an integred ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes*. Journal of Limnology Vol. 73. 88-111pp.
- Kieffer, L., de la Sierra, P., Devercelli, M., Luna, J., Claret, M., Leiz, E. 2015. *Ensayo en laboratorio para el control de las floraciones algales mediante ultrasonido*. Ciencia, docencia y tecnología. SCIELO. No.50. 224-246pp.
- Komárek, J. 2002. Proceedings of Freshwater Harmful algal blooms: health risk and control management. Istituto Superiore di Sanità. Rapporti ISTISAN 02/9. 103 pp.
- Lazzaro, X. 1997. *Do trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lake and reservoir?* Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie No. 26. 719-730pp.
- Lazzaro, X., Pagano, M., Corbin, D., Carré, C., Bassirou, D., El Hadji, N. 2010. Eutrophisation, cyanobactéries et biomanipulations: approches expérimentales en lacs tropicaux peu profonds. Horizon. Institut de recherche pour le développement. France. 133-147pp.
- Lewis, W. 2000. *Basis for the protection and management of tropical lakes*. En Lake and Reservoirs. Research and Management. Vol. 5. 35-48pp.
- Macek, M., Montiel, J., Flores, A., Bautista, F. 2014. *Destino de las picocianobacterias en lago Alchichica: ¿depredación, virus o inanición?* VI congreso Nacional de Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Asociación Mexicana de Limnología, A.C. 54pp.

- Mama, D. 2010. *Méthodologie et résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoue (Benin)*. Tesis para obtener el grado de doctorado en química y microbiología del agua. Faculté des Sciences et techniques. Université de Limoges. 158pp.
- Mancera-Pineda, J., Gavio, B., Lasso-Zapata, J. 2013. *Principales amenazas a la biodiversidad marina*. Scielo. Actual Biol 35 (99), 111-133pp.
- Mantzouki, E., Visser, P., Bormans, M., Ibeling, B. 2015. Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes. *Aquatic Ecology*. Vol. 50. 333-350pp.
- Márquez-García, M., Vila, I., Hinojosa, L., Méndez, M., Carvajal, J., Sabando, M. 2009. *Distribution and seasonal fluctuations in the aquatic biodiversity of the southern Altiplano*. ELSEVIER. *Limnológica* 39: 314-318pp.
- Matveev, V. 1998. *Evidence for biotic control of Australian reservoir phytoplankton communities and the potential for applied biomanipulation*. *Lake Reservoirs: Research and Management* Vol.3. 105–111pp.
- Mazzeo, N., García-Rodríguez, F., Rodríguez, A., Larrea, D. 2010. *Estado trófico de Laguna del Sauce y respuestas asociadas*. En *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Capítulo 5. 31-51pp.
- Mehnert, G., Rücker, J., Weidner, C. 2014. Population dynamics and akinete formation of an invasive and native cyanobacterium in temperate lakes. *Journal of Plankton Research*. 36 (2), 378-387pp.
- Meijer, M., Hospers, H. 1997. *Effects of biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands*. *Hidrobiología* 342 (343) 335-349pp.
- Mercado, B. (2007). *Estudio sobre la remoción de cianobacterias y sus metabolitos en la planta potabilizadora "Los Berros" sistema Cutzamala*. Tesis para obtención del título de maestro en ingeniería ambiental-agua. Universidad Nacional Autónoma de México. 144pp.
- Mercado, B., Elías, J., Cerón, O., Ramírez, R. 2008. *Determinación de la cianobacteria *Cylindrospermopsis* sp. En el agua cruda de la planta potabilizadora Los berros*. XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. México. 6pp.
- Mercier, C. 2015. *Analyse critique des impacts environnementaux, économiques et sociaux du drainage des chemins forestiers dans la MRC du Granit en lien avec la*

- gestion de l'eau*. Ensayo para la obtención del título de maestría en medioambiente. Université de Sherbrooke. 70pp.
- Ministerio del Ambiente. 2013. *Línea base ambiental de la cuenca del lago Titicaca*. Dirección General de la Calidad Ambiental. Perú. 85pp.
- Ministerio de Salud de la Nación. 2011. *Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud*. Serie: Temas de salud ambiental. Núm.5 Departamento de salud ambiental. Buenos Aires, Argentina. 164p.
- Miguez, D. 2016. *Tecnologías para el control de floraciones de cianobacterias y algas nocivas en cuerpos de agua, con énfasis en el uso de irradiación por ultrasonido*. Revista del Laboratorio Tecnológico de Uruguay. No.12. 54-61pp.
- Mora, E., Dávalos-Lind, L., Lind, O. 2014 *Estructura de la comunidad del fitoplancton y relación especies-área en los lagos Catemaco, Chalchoapan, Nixtamalapan, Encantada y Majahual, Los Tuxtlas, Veracruz, México*. VI congreso Nacional de Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Asociación Mexicana de Limnología, A.C. 13pp.
- Moreno, D., Quintero, J., López, A. 2010. *Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia*. Contactos. 78, 25-33.
- Moura, A., Dantas, E., Oliveira, H., Bittencourt-Oliveira, M. 2011. *Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil*. Brazilian Journal of Biology. Scielo. 71 (2), 451-459pp. http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842011000300015 [Visitada el 22 de febrero del 2017].
- Mowe M., Mitrovic S., Lim R., Furey A., Yeo D. 2015. *Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors*. Journal of Limnology. 74 (2). 205-224pp.
- Muciño-Márquez, R., Figueroa-Torres, M., Aguirre-León, A. (2015). *Cianofitas de los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Adyacentes a la Laguna de Términos, Campeche, México*. Polibotánica. No. 3 http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-27682015000100003&script=sci_arttext&lng=pt [Visitada el 11 de abril del 2017].

- Mur, L., Skulberg, O., Utkilen, H. 1999. *Cyanobacteria in the environment*. En Toxic Cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. Capítulo 2. 30pp.
- Noonan, T. 2009. *Water quality in Long lake, Minnesota, following RIPLOX sediment treatment*. Lake and Reservoir management. 2 (1) 131- 137pp.
- Oliva, M., Rodríguez, A., Lugo, A., Sánchez, M. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. Scielo. Hidrobiológica Vol. 18. ISSN 0188-8897. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972008000400004#f5 [Visitada el 17 de enero del 2017].
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2004. *Guías para la calidad del agua potable. Recomendaciones*. Tercera edición. Vol. 1. 96pp.
- Otaño, S. 2012. *Enfoques actuales para la evaluación y el manejo del riesgo de cianotoxinas y regulaciones en diferentes países*. Agencia Federal Ambiental Alemana. 49pp.
- Paerl, HW., Huisman, J. 2009. *Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms*. Environmental Microbiology. 1 (1), 27–37pp.
- Paerl, HW., Otten, T. 2013. *Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences and Controls*. Environmental Microbiology. 65 (4), 995-1010pp.
- Pérez, D., Soraci, A., Tapia, M. 2008. *Cyanobacterias y cianotoxinas: rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detención en muestras de agua*. Analecta Veterinaria 2008; 28(1): 48-56. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. 9 pp.
- Pérez, D. 2007. *Evaluación del efecto de la aireación artificial para mejorar la calidad del agua en el lago de Amatitlan*. Tesis. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. 95pp.
- PHI-LAC (Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO Para América Latina y el Caribe). 2009. *Cyanobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. Documento técnico N° 16. 105pp.
- Pinel-Alloul, B., Mazumder, A., Lacroix, G., Lazzaro, X. 1998 Les réseaux trophiques lacustres: structure, fonctionnement, interactions et variations spatio-temporelles. Revue des Sciences de l'eau. 163-197pp.

- Planas, D. 2014. *El aumento de las cianobacterias en los lagos en este milenio: Importancia de cambios climáticos y la producción de blooms*. VI congreso Nacional de Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Asociación Mexicana de Limnología, A.C. 5pp.
- Planas, D., Vanier, C., Lavirotte, E. 2014. Le programme de recherche sur les cyanobactéries au lac Bromont. Service aux collectivités. Université du Québec à Montréal. 23pp.
- Prejs, A., Pijanowska, J., Koperski, P., Martyniak, A., Boron S., Hliwa P. 1997. *Food-web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland: long-term changes in fish biomass and basic measures of water quality*. A case study. *Hydrobiology* 342(343) 383-386pp.
- Przytuluska-Bartosiewicz, A. 2015. *Écologie des cyanobactéries planctoniques dans les lacs de thermokarst subarctiques*. Tesis para obtener el grado de doctorado en Biología. Université de Laval. Québec. 128pp.
- Ramírez, P., Martínez, E., Martínez, M., Eslava, C. 2004. *Cianobacterias, microorganismos del fitoplancton y su relación con la salud humana*. En Microbiología ambiental. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Universidad Autónoma de México. 137 pp.
- RAPAL (Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas para América Latina). 2010. *Contaminación y eutrofización del agua. Impactos del modelo de agricultura industrial*. Uruguay. 38pp.
- Reynolds, C., Oliver, R., Walsby, A. 1987. *Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21:3, 379-390pp
- Reynolds, K. 2002. *Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica. Identificación del problema*. De La Llave. Vol. 2. Núm. 5. 4pp.
- Rivera, A. 2008. *Impacto de las cianotoxinas en la ecología acuática y la calidad del agua de consumo humano: estado actual de investigación en Costa Rica y México*. Tesis para obtener el grado de Licenciatura en Microbiología y Química Clínica. Facultad de Microbiología. Universidad de Costa Rica. 105pp.

- Rolz, C., Castellanos, E., Dix, M. 2010. *Empleo de modelos empíricos para predecir la cantidad de cianobacterias presentes en el fitoplancton del lago Atitlán*. Revista de la Universidad del Valle de Guatemala. No. 22. 66-71pp.
- Rosso, L., Giannuzzi, L. 2011. *Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas* En Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Departamento de Salud Ambiental. Ministerio de Salud. Cap.5. 71-86pp.
- Salas, H., Martino, P. 1996. Curso de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Medidas de control y legislación para eutroficación. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). 77pp.
- Salas, H., Martino, P. 2001. *Metodologías para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). 60pp.
- Sanseverino, I., Conduto, D., Pozzoli, L., Dobricic, S., Lettieri, T. 2016. *Algal Bloom and its economic impact*. Joint Researc Centre (JRC) Report. EUR 27905. 47pp.
- Sens, M., Pizziolati, B., Mondardo, R., Romero, L. 2013. *La filtración inducida como alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas*. Red de revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal. 38 (4) 253-259pp.
- Sierp, M., Qin, J. 2009. *Biomanipulation: a review of biological control measures un eutrophic waters and the potentian for Murray cod *Macculllochella peelii peelii* to promote water quality in temperate Australia*. Fish Biological Fisheries. No. 19. 143-165pp.
- Sigee, D., Glenn, R., Andrews, M., Bellinger, E., Butler, R., Epton, H., Hendry, R. 1999. *Biological control of cyanobacteria: principes and possibilities*. Hydrobiology. Vol. 395/396. 309-323pp.
- Srifa, A., Philips, E., Cichra, M., Hendrickson, J. 2016. *Phytoplankton dynamics in a subtropical lake dominated by cyanobacteria: cyanobacteria 'Like it Hot' and sometimes dry*. Aquatic Ecology. No. 50. 163-174pp.

- STATCAN (Statistique Canada). 2011. *Coûts de fonctionnement et d'entretien des usines de traitement de l'eau potable*. <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-002-x/2011001/part-partie3-fra.htm> [Visitada el 01 de marzo del 2017].
- Steffensen, D. 2008. *Economic cost of cyanobacterial blooms*. En *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Vol 619. Capítulo 37. 855-865pp.
- Thomas, M., Litchman, E. 2015. *Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria*. *Hidrobiología*. No. 763. 357-369pp.
- Tomasini-Ortíz, A., Moeller-Chávez, G., Sánchez, J., Bravo, L. 2012. *Cianobacterias y Cianotoxinas en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México*. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. Vol 5. 2(93) 93-101pp.
- Valadez, F., Rosiles-González, G., Almazán-Becerril, A., Merino-Ibarra, M. (2013). *Las cianobacterias planctónicas del lago tropical cárstico Lagartos de la Península de Yucatán, México*. *Revista de Biología Tropical*. 61 (2), 971-979 pp.
- Vammen, K., Pitty, J., Montenegro, S. 2005. *Evaluación del proceso de eutroficación del lago Cocibolca, Nicaragua y sus causas*. Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (CIRA/UNAN). 27pp.
- Velzeboer, R., Drikas, M., Donati, C., Burch, M., Steffensen, D. 1995. *Release of geosimin by Anabana circinalis Following Treatment with Aluminum sulphate*. *Water Science and Technology*, 31 (11) 187-194pp.
- Vieira, J., Azevedo, M., Feliciano, S., Yukio, R., Correa, B. 2005. *Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region*. *TOXICON*. No. 45. 901-909pp.
- Villalobos, S. 2015. *Uso de índices tróficos para la evaluación del estado trófico de lagos araucanos*. Tesis de magíster. Facultad de ciencias. Universidad Austral de Chile. 119pp.
- Weidner, C., Rücker, J., Brüggemann, R., Nixdorf, B. 2007. *Climate change affects timing and size of population an invasive cyanobacterium in temperate regions*. *Population ecology*. *Oecología* 152, 473-484pp.

ZEULAB. (2016). *Microcistinas y su detección en agua. Afloramientos de algas en aguas continentales.* <http://www.zeulab.com/blog/microcistinas-y-su-deteccion-en-agua/>
[Visitada el 08 de abril del 2017]

ANEXOS

Anexo 1. Lista completa de las especies de cianobacterias reportadas en dos lagos cálidos eutróficos de Michoacán, México. Fuente: Hernández-Morales, 2011; Ortega-Murillo et al., 2015)

Especies de cianobacterias en la alberca de Tacámbaro, Michoacán
<i>Anabaena catenula</i>
<i>Chroococcus minutus</i> <i>C. limneticus</i>
<i>Gleocapsiopsis crepidinum</i>
<i>Merismopedia glauca</i>
<i>Microcystis wesenbergii</i>

Especies de cianobacterias en la alberca de Teremendo, Michoacán
<i>Aphanocapsa elachista</i> <i>A. incerta</i> <i>A. planctonica</i>
<i>Arthrospira platensis</i>
<i>Chroococcus dispersus</i> <i>C. limneticus</i> <i>C. minor</i>
<i>Coelomoron pusillum</i>
<i>Homoeothrix juliana</i>
<i>Hydrococcus rivularis</i>
<i>Johanseninema constrictum</i>
<i>Komvophoron minutum</i>
<i>Leptolyngbya lurida</i>
<i>Limnothrix quasiperforata</i>
<i>Merimospedia glauca</i> <i>M. punctata</i>
<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>M. smithii</i>
<i>Oscillatoria limosa</i> <i>O. ornata</i>
<i>Phormidium tergestinum</i> <i>P. breve</i> <i>P. corium</i>
<i>Planktothrix agardhii</i>
<i>Spirulina corakiana</i>
<i>Synechocystis minúscula</i> <i>S. pevalekii</i>

Anexo 2.Lista completa de las especies de cianobacterias reportadas en once lagos templado de Uruguay durante el periodo de 1994-2007. Fuente: Acevedo 2012.

Especies de cianobacterias en lagos de Uruguay
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>
<i>Gomphosphaeria aponina</i>
<i>Merismopedia tenuissima</i>
<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Microcystis tenuissima</i>
<i>Rhabdoderma linere</i>
<i>Aphanizomenon gracile</i>
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Dolichospermum</i> <i>fc. spiroides</i>
<i>Dolichospermum planctonicum</i>
<i>Nodularia báltica-spumigena</i>
<i>Raphidiopsis mediterránea</i>
<i>Leptolyngbya</i> <i>cf. thermalis</i>
<i>Limnothrix redekei</i>
<i>Planktolyngbya limnetica</i>
<i>Planktothrix agardhii</i>
<i>Pseudanabaena catenata</i>