

La importancia ecológica de las algas en los ríos

The ecological importance of algae in rivers

Miriam G. Bojorge-García y Enrique A. Cantoral Uriza

Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UMDI), Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla, Querétaro
 Universidad Nacional Autónoma de México. Boulevard Juriquilla 3001, Juriquilla, Querétaro, 76230. México
 e-mail: cantoral@ciencias.unam.mx

M. G. Bojorge-García y Cantoral Uriza E. A. 2016. La importancia ecológica de las algas en los ríos. *Hidrobiológica* 26 (1): 1-8.

RESUMEN

A través de una revisión de diversos estudios, se realiza un planteamiento de la estructura y función que tienen las algas bentónicas en los ríos, desde un punto de vista de la ecología de comunidades, la participación que tienen en la productividad primaria autóctona de los ríos y su ecofisiología, en los ciclos biogeoquímicos del agua, su aporte energético en las redes tróficas, la función que tienen en la dinámica hídrica de los ambientes lóticos, su uso como indicadores biológicos y se plantean algunos usos que se han realizado con especies de estos ambientes en la industria farmacéutica y alimenticia.

Palabras clave: Algas, comunidades, ecología, productividad primaria, ríos.

ABSTRACT

After reviewing several studies, we set out a proposal regarding the structure and function of benthic algae in rivers. We use an approach that considers the ecology of communities, the role of benthic algae in the rivers' autochthonous primary productivity and their eco-physiology in the biogeochemical cycles of the water, their energy intake in food webs, the role they play in the hydrological dynamics in lotic environments, and their use as biological indicators. Finally, pharmaceutical and food industry use of the species in these environments is reviewed.

Key words. Algae, communities, ecology, primary productivity, rivers.

INTRODUCCIÓN

Los ambientes lóticos (ríos, arroyos, riachuelos) son el sistema dominante de las aguas epicontinentales y se diferencian de otros sistemas acuáticos por tener un flujo de agua unidireccional (Giller & Malmqvist, 1998). Estos sistemas forman redes hidrológicas que capturan el agua de manera jerárquica y la concentran en un cauce principal (Sánchez *et al.*, 2003) por lo que enlazan múltiples componentes del paisaje, incluyendo los suelos y las aguas subterráneas con la atmósfera y los océanos (Battin *et al.*, 2009). Su flujo se utiliza como fuente de energía e influye en el clima de la Tierra (Palmer, 1997). Es por ello que el estudio de estos ambientes y de la comunidad biológica que en ellos habita, brinda información del ambiente que los rodea e incluso de regiones más lejanas.

Los ríos son ambientes altamente diversos donde la combinación de variables espaciales y temporales ejerce una fuerte influencia sobre el establecimiento, la distribución e interacciones de los organismos (Scarsbrook & Townsend, 1993). Las principales variables que inciden

sobre el establecimiento y permanencia de las comunidades autótrofas en los ríos son la disponibilidad lumínica y la velocidad de corriente (Allan, 1995; Krupek *et al.*, 2007; Krupek *et al.*, 2012; Bojorge-García *et al.*, 2014).

Las algas adheridas al sustrato habitan de manera exitosa los ambientes lóticos, ya que han desarrollado una gran diversidad de estructuras especializadas que les permite fijarse al sustrato y evita que sean arrancadas por la velocidad de corriente (Carmona *et al.*, 2005; Ramírez & Carmona, 2005; Carmona *et al.*, 2006). Asimismo, los pigmentos accesorios (ej. clorofila *b*, *c*, *d* y ficobiliproteínas) que poseen, captan el intervalo de la luz fotosintéticamente activa (PAR, por sus siglas en inglés, 400-700 nm) que la clorofila *a* no absorbe, lo que les permite establecerse en un mayor número de microhábitats que las plantas vasculares.

Por otra parte, las algas bentónicas tienen una gran capacidad para responder rápidamente a los cambios ambientales gracias a sus historias de vida cortas, estrategias reproductivas y estructuras espe-

cializadas. Por ejemplo, algunas poblaciones presentan talos dioicos, germinación de cigotos al interior del talo y fragmentación o bipartición del talo vegetativo, que permiten incrementar el éxito reproductivo. Mientras que para asegurar la permanencia de las poblaciones en las épocas de mayor descarga cuando los crecimientos visibles desaparecen, desarrollan estructuras de resistencia (esporas, auxosporas o rizoides) o fases alternantes del ciclo de vida (como la fase Chantransia de las algas rojas) que toleran el efecto mecánico del agua (Carmona *et al.*, 2006). En las épocas de estiaje y alta luminosidad desarrollan mucilagos que las protegen de la desecación, asegurando de esta manera su permanencia (Boney, 1981).

Las algas bentónicas tienen un papel importante en los ambientes lóticos, ya que participan intensamente en los ciclos biogeoquímicos, la retención de nutrientes, la formación y estabilidad de los sedimentos y modifican la velocidad de la corriente, lo que genera microhábitats que son utilizados por otros organismos acuáticos (peces y macroinvertebrados) como zonas de refugio, para depositar sus huevos o como alimento (Stevenson, 1996; Graham & Wilcox, 2000).

También son consideradas los productores primarios de mayor importancia en los sistemas lóticos (Minshall, 1978), debido a que son más abundantes y permanentes que las plantas vasculares acuáticas y tienen la capacidad de transformar elementos químicos inorgánicos de diversas fuentes (Fig. 1) en compuestos orgánicos, que pueden ser empleados por organismos de otros niveles tróficos (Round, 1981; Mulholland *et al.*, 1994; Guiller & Malmqvist, 1998; Cushing & Allan, 2001).

El presente escrito está estructurado con los siguientes apartados: productividad primaria y ecofisiología, ciclos biogeoquímicos, interacciones tróficas, efectos de los crecimientos algales en la velocidad de corriente, en la estabilidad de sedimentos y en la disponibilidad de re-

fugios, y finalmente, la relación de las algas de ríos con los humanos. Con lo anterior, se pretende poner en evidencia la importancia que tiene la comunidad fotosintética algal de los ambientes lóticos, no sólo para la dinámica de estos ambientes, sino también para otros sistemas biológicos.

Productividad primaria y ecofisiología. La incorporación de energía a las redes tróficas de los ambientes lóticos puede ser de origen alóctono, mediante el ingreso de materia orgánica de origen terrestre (sobre todo de la vegetación riparia) o autóctono, mediante la de los autótrofos que habitan en el agua: algas, musgos y plantas vasculares acuáticas. En términos de productividad primaria se considera que la comunidad de algas bentónicas es el soporte energético de las redes tróficas de los ambientes lóticos de bajo orden (Biggs, 2000), ya que su elevada productividad le permite sostener una comunidad de herbívoros de entre 10 y 20 veces más biomasa que la suya (McIntire, 1973; Gregory, 1980).

La importancia de la fuente de energía autóctona para satisfacer las demandas energéticas de las redes tróficas de los sistemas lóticos y en particular la de las algas bentónicas, ha sido confirmada por estudios efectuados principalmente con isótopos estables, como los realizados por Lau y colaboradores (2009), quienes reportan que las algas representan del 29 % al 98 % de la biomasa que usan los consumidores en nacimientos de ríos tropicales.

La productividad primaria autóctona del bentos como soporte energético de la trama trófica de los ambientes lóticos y en particular la de las algas, es importante tanto para los ríos con bajo ingreso de material de origen alóctono como los de alto ingreso (Dudley *et al.*, 1986; Biggs, 2000; Kobayashi *et al.*, 2011). Ésto se debe principalmente a que: 1) las algas y cianofitas son los organismos autótrofos de mayor abundancia en el bentos (Biggs, 2000); y 2) son la fracción más importante en tér-

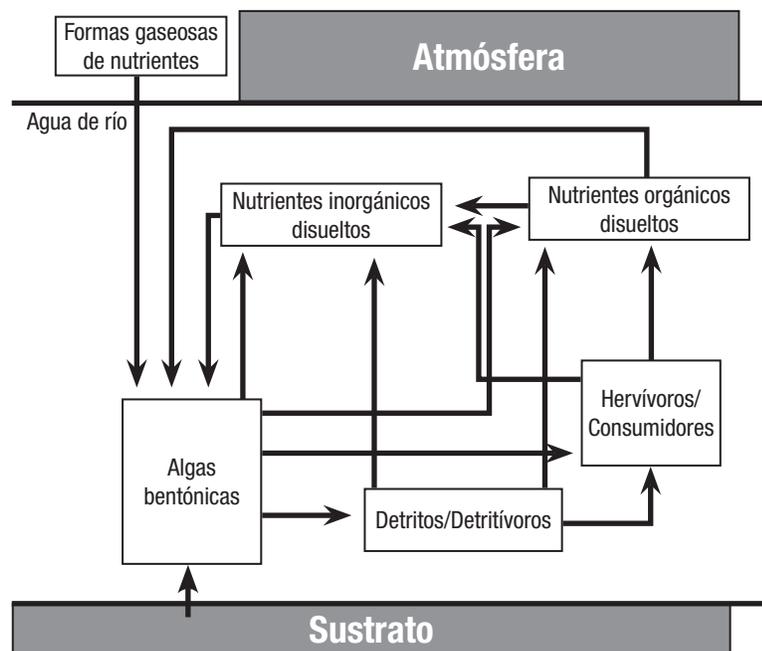


Figura 1. Ciclos de nutrientes en los ecosistemas lóticos y el papel de las algas bentónicas. Modificada de Mulholland, (1996).

minos de alimento efectivamente asimilado por la biota (Mantel *et al.*, 2004; Brito *et al.*, 2006; Lau *et al.*, 2009; Kobayashi *et al.*, 2011) por su fácil digestión, debido a la ausencia de lignina y otras estructuras vegetales, lo que los hace un recurso más accesible que las plantas vasculares acuáticas para los invertebrados y los peces (Boland *et al.*, 2008); además de, 3) ser un alimento de mayor calidad que los detritos al tener una menor relación carbono-nitrógeno (C:N) (Cummins & Klug, 1979; Hauer & Lamberti, 2007).

Otro aspecto interesante de las algas, que tiene que ver con su ecofisiología, es el relacionado a su sensibilidad y pronta capacidad de respuesta ante la eutroficación de las aguas de los ríos, producto de la incorporación de diferentes sustancias derivadas de actividades antrópicas diversas como la agricultura, la industria y los desechos de las ciudades. Para ello, se han desarrollado una serie de índices que permiten valorar la respuesta de algún grupo de algas específico, por ejemplo el índice trófico de diatomeas (TDI por sus siglas en inglés, Kelly & Whitton, 1995), o de varios grupos como el índice trófico del perifiton (PIT por sus siglas en inglés, Schneider & Lindström, 2011). Este último, fue realizado para ríos Nórdicos y compila información para más de 350 sitios en las tierras bajas de Noruega, que relaciona la concentración de fósforo en las aguas y la presencia de algas en un gradiente de condiciones que van de oligotróficas a eutróficas.

Otro ejemplo, se muestra en el estudio realizado por Loza y colaboradoras (2014), quienes estudiaron varias cianobacterias del río Guadarrama en España y realizaron bioensayos con enriquecimiento de fósforo y nitrógeno, reconociendo los límites de tolerancia de las especies. Con ello, pueden relacionar las formas de crecimiento en relación a concentraciones de nutrientes, información valiosa para el manejo ambiental.

Otro tema interesante, ha sido el conocer cómo pueden vivir ciertas algas en ríos con bajos contenidos minerales y pequeñas concentraciones de nitrógeno y fósforo. Para entender como las cianobacterias asimilan el fósforo en ríos oligotróficos, el estudio de Wood y colaboradores (2015), pone de manifiesto el papel crucial que tiene la vaina en dicho proceso. Realizaron estudios con *Phormidium* que crece en ríos oligotróficos de Nueva Zelanda, observaron que las matas de filamentos de *Phormidium* tienen una delgada y adherente matriz mucilaginoso con el sustrato y observaron que en el día la actividad fotosintética eleva el pH dentro de las matas y por las noches la respiración reduce el oxígeno disuelto. Estas condiciones, permiten la liberación de los fosfatos de los sedimentos, posibilitando su incorporación dentro de las matas de filamentos, mismos que *Phormidium* emplea para su crecimiento. Los resultados que obtuvieron, mostraron que los sedimentos finos son una fuente de fósforo que posibilita el crecimiento y la proliferación de los crecimientos de *Phormidium* (Wood *et al.*, 2015).

Los ciclos biogeoquímicos. Dichos ciclos son los responsables del movimiento e intercambio de materia y energía entre la atmósfera, la hidrósfera, la litósfera y la biósfera (Graham & Wilcox, 2000). Los ciclos biogeoquímicos en todos los ecosistemas constan de una secuencia de procesos que incluyen: 1) la captura de elementos inorgánicos (en algunos casos orgánicos) por la biota; 2) la transferencia de estos elementos de un organismo a otro a través de las redes tróficas; 3) la liberación al ambiente de los elementos en formas biodisponibles (formas solubles, re-mineralización) y 4) la re-asimilación de los elementos por los organismos (Mulholland, 1996).

Las algas participan activamente en los ciclos de nutrientes proporcionando servicios ecosistémicos y biogeoquímicos (Sigeo, 2005; Barsanti & Gualtieri, 2006).

En los ambientes lóticos las algas bentónicas intervienen de manera directa en los ciclos biogeoquímicos, por ejemplo: 1) al incrementar la oferta total de nutrientes, ya que son capaces de obtener los nutrientes del sustrato (orgánico o inorgánico) al cual están adheridos a través de difusión pasiva, los procesos de intercambio de iones, o mediante la extracción activa de elementos del sustrato y de la atmósfera; 2) la captación de los nutrientes presentes en el agua del río; y 3) la transformación y remineralización de los nutrientes (Mulholland, 1996) (Fig. 1), ya que ésta sucede en gran medida en el fondo de los ríos cerca de la comunidad bentónica (Ellwood & Whitton, 2007; Wood *et al.*, 2015).

Las algas bentónicas contribuyen con cerca del 2 pg de carbono orgánico terrestre, que se transforma o almacena cada año en los arroyos y ríos a nivel mundial (Battin *et al.*, 2009) y son consideradas las principales captadoras de nitrógeno inorgánico y fósforo (orgánico e inorgánico) que se incorporan en los ríos (Marcarelli *et al.*, 2008).

El nitrógeno es un componente esencial de todos los organismos vivos, este elemento forma parte de las proteínas, ácidos nucleicos y muchas otras biomoléculas (Barsanti & Gualtieri, 2006). El nitrógeno se encuentra dentro de los hábitats de agua dulce en una amplia gama de formas de las cuales únicamente los estados solubles son utilizados por la mayoría de los organismos (Sigeo, 2005). Sólo algunos organismos pueden utilizar formas insolubles como es el caso de algunas especies de cianobacterias, que por medio de los heterocistos (células especializadas en la fijación), capturan el nitrógeno atmosférico (NO_2) y lo transforman en amoníaco (NH_3) y aminoácidos (Stevenson, 1996; Sigeo, 2005).

La fijación de nitrógeno atmosférico (N_2) por las algas representa hasta el 85% del flujo neto de nitrógeno en el bentos, aunque la importancia de este proceso varía estacionalmente (Grimm & Petrone, 1997; Sigeo, 2005), de acuerdo al orden del río y la variación de las características fisicoquímicas del sistema. Por ejemplo, las altas concentraciones de fósforo favorecen la abundancia de taxa fijadores de nitrógeno y el aumento de la tasa de fijación de éste (Marcarelli & Wurtsbaugh, 2007) al incrementar la entrada de nitrógeno en las aguas.

Debido a que la fijación de nitrógeno es energéticamente muy costosa, se plantea que la energía lumínica es muy importante para este proceso, por lo que se espera que la tasa de fijación sea menor en la noche y en ríos sombreados que en el día y en ríos con alta luminosidad (Grimm & Petrone, 1997; Marcarelli *et al.*, 2008). Asimismo, la captura de nitrógeno atmosférico es de menor importancia en los hábitats con alto contenido de nitrógeno, donde las algas bentónicas están más involucradas en la captura diaria de los nitratos y amonio, lo que da lugar en algunos arroyos a una variación diurna en las concentraciones de éstos y otros nutrientes, ya que el pH de las aguas circundantes puede elevarse considerablemente si los nitratos son la fuente de nitrógeno (por ejemplo el pH puede incrementarse de 7 hasta 9.3), o sufrir un leve incremento si es amonio (Sigeo, 2005), afectando la disponibilidad y absorción de otros nutrientes.

El fósforo es otro elemento esencial para los seres vivos, ya que es una molécula estructural de la célula al formar parte de los ácidos nucleicos y los fosfolípidos, además de ser parte de la molécula de ATP

(Sigeo, 2005) que es responsable de las transformaciones energéticas celulares. Se considera que las algas son un elemento importante en los ambientes acuáticos para la transferencia de los fosfatos a otros organismos (Barsanti & Gualtieri, 2006). Esto se debe a que las algas son muy eficientes en la captura de este nutriente, ya que poseen enzimas fosfatasa a lo largo de su talo vegetativo que les permite capturar de manera eficaz el fósforo (orgánico e inorgánico) presente en el agua (Whitton *et al.*, 2005). En los ambientes lóticos la comunidad de algas bentónicas es la principal responsable de la captura del fósforo (inorgánico e inorgánico) presente en la columna de agua (Sigeo, 2005; Ellwood & Whitton, 2007). Se estima que la comunidad bentónica de los ríos capta entre el 5 % y el 35 % del total del fosfato que se incorpora al sistema (Mulholland, 1996).

La captura del fósforo varía estacionalmente, registrando los valores más altos en promedio en la primavera de ambientes templados (Mulholland, 1996) y en función de la partícula del fósforo disponible, lo que en conjunto con otros factores incide sobre el desarrollo y la estructura de la comunidad heterótrofa de los ambientes lóticos. Por ejemplo en el estudio realizado por Ellwood & Whitton (2007) en un río de montaña del parque Nacional North Yorkshire Dales, los autores relacionaron el cambio de fósforo orgánico a inorgánico en el agua con la disminución de la población de *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Mart. Schmidt (diatomea pedunculada) que dominaba en el sistema y el incremento de diatomeas no pedunculadas y otras algas cuando el fósforo inorgánico aumentó. Este cambio en la comunidad incrementa las fuentes de alimento para los herbívoros, lo que puede favorecer una comunidad de herbívoros más diversa.

Cuando el fósforo es limitante, varios géneros de cianobacterias y unos pocos géneros de algas eucariotas desarrollan pelos al final del filamento donde se concentra la mayor actividad de las enzimas fosfatasa (Whitton *et al.*, 2005), lo que les confiere una ventaja para la captura de fósforo en comparación a las especies que no los desarrollan (Mahasneh *et al.*, 1990). Este proceso se expresa en un cambio de la composición específica de la comunidad algal como respuesta a los cambios en las concentraciones de fósforo. De esta manera se asegura la entrada de fósforo a las redes tróficas en condiciones limitantes del nutriente lo que mantiene el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, la habilidad de captura de fósforo de las algas puede traer consecuencias fatales para los ecosistemas, ya que el exceso de este nutriente causa crecimientos masivos de algas que provocan desequilibrio en la producción y el consumo (Barsanti & Gualtieri, 2006). Dentro de los ambientes lóticos, los ríos de planicie son más sensibles a presentar esta condición que los ríos de montaña, debido al aporte de materia orgánica proveniente de sus tributarios y la poca pendiente que presentan, lo que favorece la acumulación de la materia orgánica en el lecho del río.

Interacciones en las redes tróficas microbiológicas y macrobiológicas. Dentro de la comunidad bentónica las biopelículas o biofilms, tienen un papel importante en las redes tróficas de los sistemas lóticos, ya que los organismos que habitan dentro de la biopelícula soportan mejor algunas condiciones estresantes como la disminución de nutrientes, cambios de pH, temperatura, humedad, velocidad de corriente e irradiación lumínica que los organismos que habitan fuera de ésta (Boney, 1981; Burkholder, 1996). Debido a ello, las biopelículas son la comunidad más abundante y permanente de estos sistemas, por lo que contribuyen de manera importante en las funciones del ecosis-

tema incluso en los flujos de carbono a gran escala (Besemer *et al.*, 2009). Además son la fuente de alimento de mayor importancia para los protozoarios, macroinvertebrados bentónicos, algunos peces y crustáceos (Fuller *et al.*, 1986; Bott, 1996; Pusch *et al.*, 1998; Julius, 2007; Lefrancois *et al.*, 2011). Las biopelículas están compuestas por hongos, bacterias, cianobacterias, algas eucariotas y microfauna (Romaní *et al.*, 2008), la abundancia de estos organismos varía de acuerdo a la etapa seral de la sucesión en la que se encuentra la biopelícula (Besemer *et al.*, 2007). Sin embargo, en varios estudios se reporta que la comunidad autótrofa es el componente mayoritario de las biopelículas (Romaní *et al.*, 2004; Besemer *et al.*, 2009).

La composición de la biopelícula será modificada por la interacción de sus poblaciones, la depredación, la herbivoría y las características fisicoquímicas del medio ambiente. A su vez, la estructura física y calidad nutricional de la biopelícula influye en la composición y abundancia de los herbívoros que junto con los factores ambientales, determina las interacciones de las redes tróficas (Bott, 1996). Aboal y colaboradores (2005) destacan la importancia de los mucílago algales en la retención y acumulación de sustancias tóxicas y como éste puede conferir ventajas para las algas, por ejemplo, indican que las algas que producen mucílago pueden beneficiarse de la producción de cianotoxinas de las cianobacterias, ya que la acumulación de microcistina en el mucílago hace que los macroinvertebrados disminuyan su consumo, reflejándose en la dominancia de colonias de *Cymbella* (diatomea) en algunos ríos calcáreos de España. La dominancia de una especie puede provocar una disminución de la población de macroinvertebrados, al disminuir la variabilidad del alimento. Por ejemplo, Julius (2007) documentó en ríos de Hawaii que las diatomeas bentónicas son la principal fuente de alimento para el pez *Sicyopterus stimpsoni* Gill, de tal manera que la estructura de la mandíbula de los peces adultos, está modificada para realizar el raspado de las comunidades de algas bentónicas (Julius *et al.*, 2005) por lo que este pez sólo crece en ríos donde hay crecimientos delgados de diatomeas (Schoenfuss *et al.*, 2004).

Efecto de los crecimientos algales en la velocidad de corriente, la estabilidad de sedimentos y disponibilidad de refugios. Los crecimientos algales bentónicos proporcionan estabilidad al sedimento y modifican los patrones hidrológicos de los ambientes lóticos (Grant *et al.*, 1985; Dodds & Biggs, 2002; Sigeo, 2005), lo que genera cambios en los ciclos de los nutrientes (Mulholland *et al.*, 1994). La velocidad de corriente en el fondo del río es afectada en diferentes magnitudes en función de la forma de crecimiento, la abundancia y la arquitectura de los crecimientos algales, lo cual puede conferir ventajas o desventajas para la comunidad acuática. Mulholland y colaboradores (1994) reportan que la velocidad de transporte de nutrientes río abajo es modificada por la formación de zonas de estancamiento temporal de agua (llamadas zonas de almacenamiento transitorios), resultado de la acumulación de las algas bentónicas y que la limitación de nutrientes es más intensa en los ríos con un mayor número zonas de almacenamiento. Esto provoca cambios en el contenido de nutrientes disueltos en el agua, afectando la disponibilidad de éstos aguas abajo y la calidad del alimento para los consumidores (Stelzer & Lamberti, 2001).

La formación de estromatolitos estabiliza al sustrato, brinda disponibilidad de hábitat y alimento para algunos macroinvertebrados y determina la distribución y estructura de la comunidad. Por ejemplo, Sabater y colaboradores (2000) señalaron que la fracción del río La Solana cubierta por estromatolitos, presentaba una menor abundancia

de ramoneadores que la parte descubierta. Asimismo, Pitois y colaboradores (2003) reconocieron que el incremento de zonas cubiertas por estromatolitos en ríos de aguas carbonatadas de la cuenca del río Sena (Francia), provoca un decremento en la disponibilidad de hábitats, lo que conduce a una pérdida de la diversidad de la fauna y flora lo que repercute en la disponibilidad de presas para los salmones jóvenes.

Por otra parte la presencia de diatomeas, cianobacterias y clorofitas disminuye el movimiento de los sedimentos cuando la corriente se incrementa (Stevenson, 1996), lo que permite que la comunidad bentónica permanezca durante estos periodos, no sólo por la estabilidad de los sedimentos sino porque fungen como refugio para otros organismos. La comunidad de algas bentónicas es considerada como un hábitat importante para las comunidades de ambientes lóticos (Harbeby, 1990), por ejemplo los crecimientos de *Chara* (Chlorophyta) soportan gran diversidad y densidad de invertebrados en ríos donde el sustrato provee pocos hábitats. Casos similares son los de *Cladophora* (Chlorophyta) que soporta gran número de epifitas, pequeños invertebrados y meiofauna (Stevenson, 1996; Ramírez & Carmona, 2005) y *Sirodotia suecica* Kylin (Rhodophyta) ha sido reportada como hábitat de simúlidos y quironómidos (Sheath *et al.*, 1996) y como refugio para los estados larvales finales de su ciclo de vida en ríos con alta velocidad de corriente (Carmona *et al.*, 2009).

Relación de las algas de ambientes lóticos con los humanos. La degradación de los ambientes lóticos no sólo limita la disponibilidad de agua para el consumo humano, también afecta a los ciclos biogeoquímicos a nivel global, por lo que es conveniente evaluar integralmente la salud ecológica de estos sistemas y dejar a un lado la visión de sólo evaluar la "calidad del agua" en función del uso que se le desea dar. Tradicionalmente la valoración de los sistemas lóticos se ha realizado en base a las características fisicoquímicas, sin embargo en la actualidad varios países han complementado sus sistemas de evaluación mediante el uso de indicadores biológicos (Toro *et al.*, 2003).

El uso de organismos indicadores tiene ventajas sustanciales sobre los análisis fisicoquímicos, ya que dan información del estado histórico del cuerpo de agua y no sólo del momento de la toma de la muestra (McCormick & Cairns, 1994; Lowe & Pan, 1996). Esto permite hacer un mejor manejo de los sistemas. La comunidad algal bentónica y particularmente las diatomeas, son uno de los grupos más usados para realizar la evaluación biológica, ya que tienen una amplia distribución geográfica y responden rápidamente a los cambios ambientales (Lowe, 2011). Se han incorporado grupos algales que nos permiten comprender mejor los procesos de alteración de las aguas (Schneider & Lindstrøm 2011; Loza *et al.*, 2014). Además, algunas poblaciones son capaces de detectar e incluso inmovilizar sustancias tóxicas como los metales pesados (Stevenson *et al.*, 2010), cuya presencia se ha incrementado por las actividades industriales y agrícolas.

Tener un buen conocimiento de la comunidad algal bentónica de ambientes lóticos, nos permite mantener un sistema con alta biodiversidad que nos brinda servicios ecosistémicos como agua de calidad para uso y consumo humano, alimentos, regulación del clima, importante como referente en un escenario de cambio climático global (Whitehead *et al.*, 2009), además de valores estéticos y culturales (Bellinger & Sigee, 2010; Stevenson *et al.*, 2010). Asimismo, podemos hacer uso directo de las algas como los que Garduño y colaboradores (2009) reportan en el empleo milenario de 10 algas de ambientes de

agua dulce (lóticos y lénticos) en el Estado de México. Dentro de éstas *Prasiola mexicana* J. Agardh (Chlorophyta, alga macroscópica de ambientes lóticos con baja concentración de nutrientes y aguas templadas), se emplea en usos medicinales como cataplasmas para disminuir hemorragias y como infusión para tratar trastornos respiratorios. El uso biotecnológico de las algas de aguas epicontinentales, ha sido desarrollado principalmente en microalgas de ambientes lénticos –*Arthrospira maxima* Setchell & N.L. Gardner ha sido empleada en México y otros países para la alimentación desde hace décadas, actualmente se le emplea cada vez más, como fuente de pigmentos naturales, vitaminas, ácidos grasos y para la obtención de aditivos utilizados en fórmulas farmacéuticas y alimentos (Ramírez-Moreno & Olvera-Ramírez, 2006)– por lo que las algas de ambientes lóticos son un área subaprovechada y con gran potencial para la investigación en México.

La comunidad de algas bentónicas y en particular las biopelículas, constituyen una comunidad ecológicamente importante, ya que contribuyen en los procesos físicos, químicos y biológicos de los ríos a través de vínculos longitudinales de los procesos biogeoquímicos e hidrodinámicos locales (Battin *et al.*, 2003). Por lo que su estudio es importante para hacer un buen manejo de los sistemas lóticos que son de gran importancia para la civilización humana, ya que son una fuente de agua potable y responsables del mantenimiento de buena parte de los ecosistemas terrestres.

Los estudios sobre ecofisiología de algas, ponen de manifiesto la necesidad de conocer la composición de especies y sus respuestas a nutrientes como nitrógeno y fósforo (Loza *et al.*, 2014), como una base fundamental para el monitoreo de las aguas que posibiliten tomar medidas apropiadas y coordinadas para mantener y mejorar las condiciones de los ríos.

En conclusión, con lo expuesto anteriormente es claro que el estudio de las comunidades algales de ambientes lóticos es atractivo desde distintos enfoques. Desde la perspectiva ecológica es posible comprender el funcionamiento de los ecosistemas lóticos, mientras que desde el punto de vista ambiental su composición y estructura pueden ser utilizadas como indicadores de la calidad del agua y para evaluar procesos de contaminación que afectan a los ecosistemas. Además con un plan de manejo adecuado, una amplia variedad de recursos naturales pueden ser aprovechados para solventar demandas de alimentación, agua y nuevos materiales que requieren las poblaciones humanas, lo que tiene un impacto directo en la economía de las sociedades y en la salud de los ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Al apoyo del proyecto PAPIIT IN 211512 y PINCC 2012-2014, ambos de la UNAM.

REFERENCIAS

- ABOAL, M., M. A. PUIG & A.D. ASENSIO. 2005. Production of microcystins in calcareous Mediterranean streams: The Alharabe River, Segura River basin in south-east Spain. *Journal of Applied Phycology* 17: 231-243.
- ALLAN, D. J. 1995. *Stream ecology structure and function of running water*. Chapman & Hall. London, U.K. 388 p.

- BARSANTI, L. & P. GUALTIERI. 2006. *Algae anatomy, biochemistry and biotechnology*. Taylor & Francis Group, LLC, USA. 301 p.
- BATTIN, T. J., L. A. KAPLAN, J. D. NEWBOLD & C. M. E. HANSEN. 2003. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature* 426: 439-442.
- BATTIN, T. J., L. A. KAPLAN, S. FINDLAY, C. S. HOPKINSON, E. MARTI, A. I. PACKMAN, J. D. NEWBOLD & F. SABATER. 2009. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience* 1: 95-100.
- BELLINGER, E. G. & D. C. SIGEE. 2010. *Freshwater algae and their use as bioindicators*. Wiley-Blackwell. Sussex, U.K. 271 p.
- BESEMER, K., G. SINGER, R. LIMBERGER, A. K. CHLUP, G. HOCHEDLINGER, I. HO, C. BARANYI & T. J. BATTIN. 2007. Biophysical controls on community succession in stream biofilms. *Applied and Environmental Microbiology* 73 (15): 4966-4974.
- BESEMER, K., G. SINGER, I. HÖDL & T. J. BATTIN. 2009. Bacterial community composition of stream biofilms in spatially variable-flow environments. *Applied Environmental Microbiology* 75 (22): 7189-7195.
- BIGGS, B. J. F. 2000. New Zealand periphyton guideline: detecting, monitoring and managing the enrichment of streams. Ministry for environment publication, Wellington. 151 p.
- BOJORGE-GARCÍA, M. G., J. CARMONA & R. RAMÍREZ. 2014. Species richness and diversity of benthic diatom communities in tropical mountain streams of Mexico. *Inland Waters* 4 (3): 279-292.
- BOLAND, B., M. MEERHOFF, C. FOSALBA, N. MAZZEO, M. BARNES & R. BURKS. 2008. Juvenile snails, adult appetites: Contrasting resource consumption between two species of applesnails (Pomacea). *Journal of Molluscan Studies* 74 (1): 47-54.
- BONEY, A. D. 1981. Mucilage: The ubiquitous algal attribute. *British Phycological Journal* 16 (2): 115-132.
- BOTT, T. L. 1996. Algae in microscopic food webs. In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds). 1996. *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press San Diego, California, USA, pp. 574-607.
- BRITO, E. F., T. P. MOULTON, M. L. SOUZA & S. E. BUNN. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, southeast Brazil. *Austral Ecology* 31: 623-633.
- BURKHOLDER, J. M. 1996. Interactions of benthic algae with their substrata. In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 253-289.
- CARMONA, J., Y. BELTRAN-MAGOS & L. COLLADO. 2005. Taxonomy and distribution of freshwater *Blennothrix ganeshii* Watanabe et Komárek (Oscillatoriaceae, Cyanophyceae) from central Mexico. *Nova Hedwigia* 80: 323-334.
- CARMONA, J., G. MONTEJANO & O. JR. NECCHI. 2006. Ecology and morphological characterization of gametophyte and Chantrya stages of *Sirodotia huillensis* (Batrachospermatales, Rhodophyta) from a stream in central Mexico. *Phycological Research* 54: 108-115.
- CARMONA, J., M. BOJORGE-GARCÍA, Y. BELTRÁN & R. RAMÍREZ-RODRÍGUEZ. 2009. Phenology of *Sirodotia suecica* (Batrachospermatales, Rhodophyta) in a high-altitude stream in central Mexico. *Phycological Research* 57: 118-126.
- CUMMINS, K. W. V. & M. J. KLUG. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 147-172.
- CUSHING, C. E. & J. D. ALLAN. 2001. *Streams: Their ecology and life*. Academic Press, USA. 436 p.
- DODDS, W. K. & BIGGS, J. F. 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *Journal of North American Benthological Society* 21 (1): 2-15.
- DUDLEY, T. L., D. COOPERS & N. HEMPHILL. 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. *Journal of North American Benthological Society* 5 (2): 93-106.
- ELLWOOD, N. T. W. & B. A. WHITTON. 2007. Importance of organic phosphate hydrolyzed in stalks of the lotic diatom *Didymosphenia geminata* and the possible impact of atmospheric and climatic changes. *Hydrobiologia* 592: 121-133.
- FULLER, R. L., J. L. ROELOFS & A. T. FRY. 1986. The importance of algae to stream invertebrates. *Journal of North American Benthological Society* 5 (4): 290-296.
- GARDUÑO, G., M. G. MARTÍNEZ & M. ORTEGA. 2009. Algas. In: Ceballos, G., R. List, G. Garduño, R. López, M.J. Quintanar, E. Collado & J.E. Román (Comp). *La diversidad biológica del Estado de México, Estudio de Estado*. Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. Programa editorial compromiso. Gobierno del Estado de México, Secretaría del Medio Ambiente, México, pp. 153-162.
- GRAHAM, L. E. & L. W. WILCOX. 2000. *Algae*. Prentice Hall, Inc. USA. 640 p.
- GRANT J., U. V. BATHMANN & E. L. MILLS. 1985. The interaction between benthic diatom films and sediment transport estuarine. *Costal and Shelf Science* 23: 225-238.
- GUILLER, P. S. & B. MALMQUIST. 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, Oxford, U.K. 296 p.
- GREGORY, S. V. 1980. Effects of light, nutrients, and grazers on periphyton communities in streams. Tesis de doctorado. Oregon State University, USA. 151 p.
- GRIMM, N. B. & K. C. PETRONE. 1997. Nitrogen fixation in a desert stream ecosystem. *Biogeochemistry* 37: 33-61.
- HARGEBY, A. 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. *Oikos* 57 (3): 338-346.
- HAUER, F. R. & G. A. LAMBERTI. 2007. *Methods in stream ecology*. Academic Press Elsevier. London, U.K. 896 p.
- JULIUS, M. L., R. BLOB & H. L. SCHOENFUSS. 2005. The survival of *Sicyopterus stimpsoni*, an endemic amphidromous Hawaiian gobiid fish, relies on the hydrological cycles of stream: evidence from change in algal composition of diet through growth stages fish. *Aquatic Ecology* 39: 473-484.

- JULIUS, M. L. 2007. Why sweat the small stuff: the importance of microalgae in Hawaiian stream ecosystems. Biology of Hawaiian streams and estuaries. *In: Evenhuis N.L. & J.M. Fitzsimons (Eds.). Bishop Museum Bulletin in Cultural and Environmental Studies* 3: 183-193.
- KELLY, M. & B. WHITTON, 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- KOBAYASHI, S., F. AKAMATSU, K. AMANO, S. NAKANISHI & Y. OSHIMA. 2011. Longitudinal changes in $\delta^{13}\text{C}$ of riffle macroinvertebrates from mountain to lowland sections of a gravel-bed river. *Freshwater Biology* 56 (7): 1434-1446.
- KRUPEK, R. A., C. C. Z. BRANCO & P. C. KAVESKI. 2012. Spatial variations at different observational scales and the seasonal distributions of stream macroalgae in a Brazilian subtropical region. *Brazilian Journal of Botany* 35 (3): 249-257.
- KRUPEK, R. A., C. C. Z. BRANCO & C. K. PERES. 2007. Distribuição ecológica das comunidades de macroalgas da bacia de drenagem do Rio das Pedras, região centro-sul do estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 73-182.
- LAU, D. C., K. M. LEUNG & D. DUDGEON. 2009. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater stream? *Journal of North American Benthological Society* 2 (2): 426-439.
- LEFRANCOIS, E., S. COAT, G. LEPOINT, N. VACHIÉRY, O. GROS & D. MONTE. 2011. Epilithic biofilm as a key factor for small-scale river fisheries on Caribbean islands. *Fisheries Management and Ecology* 18: 211-220.
- LOWE, R. L. 2011. The importance of scale in understanding the natural history of diatom communities. *In: Seckbach, J. & J.P. Kociolek (Eds.). The diatom world*. Springer, Dordrecht, Holland, pp. 293-311.
- LOWE, R. & Y. PAN. 1996. Benthic algal communities as biological monitors. *In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds.). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp 705-739.
- LOZA, V., E. PERONA & P. MATEO. 2014. Specific responses to nitrogen and phosphorus enrichment in cyanobacteria: factors influencing changes in species dominance along eutrophic gradients. *Water Research* 48: 622-631.
- MANTEL, S. K., M. SALAS & D. DUDGEON. 2004. Food web structure in a tropical Asian forest stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23 (4): 728-755.
- MAHASNEH, I. A., S. L. GRAINGER & B. A. WHITTON. 1990. Influence of salinity on hair formation and phosphatase activities of the blue-green alga (*Cyanobacterium*) *Calothrix viguieri* D253. *British Phycological Journal* 25: 25-32.
- MARCARELLI, A. M. & W. A. WURTSBAUGH. 2007. Effects of upstream lakes and nutrient limitation on periphytic biomass and nitrogen fixation in oligotrophic, subalpine streams. *Freshwater Biology* 52: 2211-2225.
- MARCARELLI, A. M., M. A. BAKER & W. A. WURTSBAUGH. 2008. Is in-stream N_2 fixation an important N source for benthic communities and stream ecosystems? *Journal of the North American Benthological Society* 27 (1): 186-211.
- MCCORMICK, P. V. & J. CAIRNS. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6 (5-6): 509-526.
- MCINTIRE, C. D. 1973. Periphyton dynamics in laboratory streams: A simulation model and its implications. *Ecological Monograph* 43: 399-420.
- MINSHALL, G. W. 1978. Autotrophy in stream ecosystems. *Bioscience* 28 (12): 767-771.
- MULHOLLAND, P. J., A. D. STEINMAN, E. R. MARZOLF, D. R. HART & D. L. DE ANGELIS. 1994. Effect of periphyton biomass on hydraulic characteristics and nutrient cycling in streams. *Oecologia* 98 (1): 40-47.
- MULHOLLAND, P. J. 1996. Role in nutrient cycling streams. *In: Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (Eds.). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 609-640.
- PALMER, M. A. 1997. Biodiversity and ecosystems processes in freshwater sediments. *Ambio* 26 (8): 571-577.
- PITOIS, F., A. JIGOREL & G. BERTU. 2003. Development of cyanobacterial build-up and evolution of river bed morphology in the chalk stream Eaulne (Upper-Normandy, France). *Biodiversity and Conservation* 12: 621-636.
- PUSCH, M., D. FIEBIG, I. BRETTAR, H. EISENMANN, B. K. ELLIS, L.L.KAPLAN, M. A. LOCK, M. W. NAEGELI & W. TRAUNSPURGER. 1998. The role of microorganisms in the ecological connectivity of running water. *Freshwater Biology* 40: 453-495.
- RAMÍREZ-MORENO, L. & R. OLVERA-RAMÍREZ. 2006. Uso tradicional y actual de *Spirulina* sp. (*Arthrospira* sp.). *Interciencia* 31 (9): 657-663.
- RAMÍREZ, R. & J. CARMONA. 2005. Taxonomy and distribution of freshwater *Prasiola* (Prasiolales, Chlorophyta) in central Mexico. *Cryptogamie Algologie* 26 (2): 1-12.
- ROMANÍ A. M., H. GUASCH, I. MUÑOZ, J. RUANA, E. VILALTA, T. SCHWATZ, F. EMTIAZI & S. SABATER. 2004. Biofilm structure and function and possible implications for riverine DOC dynamics. *Microbial Ecology* 47: 316-328.
- ROMANÍ, A. M., K. FUND & J. ARTIGAS. 2008. Relevance of polymeric matrix enzymes during biofilm formation. *Microbial Ecology* 56: 427-436.
- ROUND, F. E. 1981. The ecology of Algae. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 664 p.
- SABATER, S., H. GUASCH, A. ROMANÍ & I. MUÑOZ. 2000. Stromatolitic communities in Mediterranean streams: adaptations to a changing environment. *Biodiversity and Conservation* 9: 379-392.
- SÁNCHEZ, A. S., R. M. NUÑEZ & A. TRUJANO. 2003. La cuenca hidrográfica: unidad básica de planeación y manejo de recursos naturales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 47 p.
- SCARSBROOK, M. R. & C. R. TOWNSEND. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology* 29: 395-410.

- SCHNEIDER, S. C. & E-A. LINDSTRÖM. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia* 665: 143-155.
- SCHOENFUSS, H. L., M. L. JULIUS & R. BLOB. 2004. Colonization of a recent, volcanically formed freshwater habitat: an example of primary succession. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 15: 83-90.
- SHEATH, R. G., K. M. MÜLLER, M. H. COLBO & K. M. COLE. 1996. Incorporation of freshwater Rhodophyta into the cases of chironomid larvae (Chironomidae, Diptera) from North America. *Journal of Phycology* 32: 949-952.
- SIGEE, D. C. 2005. Freshwater Microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the aquatic environment. University of Manchester, J. Wiley and sons, LTD, U.K. 524 p.
- STELZER, R. S. & G. A. LAMBERTI. 2001. Effects of N:P ration and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnology and Oceanography* 46 (2): 356-367.
- STEVENSON, R. J. 1996. An introduction to algal ecology in fresh water benthic habitat. *In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (Eds). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems.* Academic Press, San Diego. California, USA, pp. 1-26.
- STEVENSON, R. J., Y. PAN & H. VAN DAM. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. *In: Smol, J.P. & E. F. Stoermer (Eds.). The diatoms: applications for the environmental and earth sciences.* 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, U.K. Available from: Cambridge Books Online, pp. 57-85.
- TORO, J., J. P. SCHUSER, J. KUROSAWA, E. ARRAYA & M. CONTRERAS. 2003. Diagnóstico de la calidad del agua de sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, Río Maipo (Santiago de Chile). Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. IX Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. 11 p.
- WHITTON, B. A., A. M. AL-SHEHRI, N. T. W. ELLWOOD & B. L. TURNER. 2005. Ecological aspects of phosphatase activity in cyanobacteria, eukaryotic algae and bryophytes. *In: Turner, B.L., E. Frossard & D.S. Baldwin (Eds.). Organic phosphorus in the environment.* CAB International, Wallingford, U.K., pp. 205-241.
- WOOD, S. A., C. DEPREE, L. BROWN, T. McALLISTER & I. HAWES. 2015. Entrapped sediments as a source of phosphorus in epilithic cyanobacterial proliferations in low nutrient rivers. *Plos One*: 1-17.
- WHITEHEAD, P. G., R. L. WILBY, R. W. BATTARBEE, M. KERNAN & A. J. WADE. 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal des Sciences Hydrologiques*, 54 (1): 101-123.

Recibido: 05 de diciembre de 2014.

Aceptado: 22 de febrero de 2016.