



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
FACULTAD DE CIENCIAS  
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**LAS ALGAS MACROSCÓPICAS COMO INDICADORES DE LA CALIDAD ECOLÓGICA  
EN LOS RÍOS PERIURBANOS DE LA CUENCA DE MÉXICO**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**BIÓL. ROGELIO RODRÍGUEZ FLORES**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ**

**FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM**

**DRA. MARISA MAZARI HIRIART**

**INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM**

**CIUDAD DE MÉXICO. SEPTIEMBRE 2016**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.





**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
FACULTAD DE CIENCIAS  
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**LAS ALGAS MACROSCÓPICAS COMO INDICADORES DE LA CALIDAD ECOLÓGICA  
EN LOS RÍOS PERIURBANOS DE LA CUENCA DE MÉXICO**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**BIÓL. ROGELIO RODRÍGUEZ FLORES**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ**

**FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**COMITÉ TUTOR: DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM**

**DRA. MARISA MAZARI HIRIART**

**INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM**

**CIUDAD DE MÉXICO. SEPTIEMBRE 2016**

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

OFICIO FCIE/DEP/519/2016

ASUNTO: Oficio de Jurado

Lic. Ivonne Ramírez Wence  
Directora General de Administración Escolar, UNAM  
**Presente**

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 9 de mayo de 2016 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Manejo Integral de Ecosistemas** del (la) alumno (a) **RODRÍGUEZ FLORES ROGELIO** con número de cuenta 305208808 con la tesis titulada "**Las algas macroscópicas como indicadores de la calidad ecológica en los ríos periurbanos de la cuenca de México**", realizada bajo la dirección del (la) **DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ**:

Presidente: DR. JOSÉ MANUEL MAASS MORENO  
Vocal: DRA. MARÍA DEL ROSARIO SÁNCHEZ RODRÍGUEZ  
Secretario: DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ  
Suplente: DRA. LUCÍA ORALIA ALMEIDA LEÑERO  
Suplente: DRA. MARISA MAZARI HIRIART

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**ATENTAMENTE**  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"  
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 24 de agosto de 2016

*M. del Coro Arizmendi*  
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA  
COORDINADORA DEL PROGRAMA



MCAA/MJFM/ASR/grf\*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Agradezco la beca otorgada por CONACyT (631298) para cursar mis estudios de Posgrado.

Agradezco el financiamiento otorgado por PAPIIT (IN211712 ) y PAPIME (PE208012) para realizar este proyecto de investigación.

Agradezco a mi tutor principal, Dr. Javier Carmona Jiménez, así como a los miembros de mi comité tutor, Dr. Alfonso Lugo Vázquez y Dra. Marisa Mazari Hiriart, por sus valiosas aportaciones al presente trabajo durante los dos años que cursé la maestría.

## **AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL**

Agradezco a quienes conformaron el jurado del presente trabajo: Dr. José Manuel Maass Moreno, Dra. Maria del Rosario Sánchez Rodríguez, Dr. Alfonso Lugo Vázquez, Dra. Lucía Almeida Leñero y Dra. Marisa Mazari Hiriart.

Muchas gracias por tomarse un momento para revisar este proyecto. Sus comentarios, aportaciones y correcciones fueron sumamente valiosas.

Agradezco la muy amable y oportuna disposición del Dr. Alfonso Lugo para la realización de los tutorales por videoconferencia y los trámites solicitados a lo largo de la maestría.

A la Dra. Rosario Sánchez, durante mis breves visitas a la FES Iztacala.

Al Dr. Maass Moreno, por compartir valiosa información de los socioecosistemas y manejo de cuencas.

A la Dra. Mónica Ramírez Vázquez, por creer en mí y apoyarme incondicionalmente en el ingreso a la maestría.

A la M. en C. Eunice Romero, por la revisión del idioma en el *abstract*.

## DEDICATORIAS

A mi *alma mater*, segunda casa, recinto del conocimiento, mi muy amada Universidad Nacional Autónoma de México.

Para mis padres, Dolores y Rogelio (†).

A mi hermana, Carolina.

A Spencer (†).

A mis abuelos (†) y mi tía Anita.

Para mis profesores de toda la vida, quienes sembraron en mí la semilla del conocimiento.

Para los amigos que de varias maneras me han apoyado: Mónica Ramírez, Manuel Garduño, Christian Martínez, Mariana Cartagena.

A todos los sitios de inspiración: Ciudad Universitaria, CELE y Tlatelolco.

A la biodiversidad y a los recursos naturales, mi propósito de estudio.

A la Tierra y sus temblores.

A los normalistas de Ayotzinapa (¡Nos faltan 43!) y todos aquellos desaparecidos.



# ÍNDICE

## RESUMEN

## ABSTRACT

### 1. INTRODUCCIÓN

1.1. Características generales de los ríos.....	1
1.2. La calidad ecológica en los ecosistemas loticos.....	2
1.3. Las algas macroscópicas como indicadoras de la calidad ecológica de los ríos.....	4
1.4. Antecedentes de estudio.....	5
1.5. Hipótesis.....	8
1.6. Objetivos.....	8

### 2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio.....	9
2.2. Selección de sitios de muestreo.....	10
2.3. Análisis fisicoquímico, bacteriológico y de la calidad hidromorfológica.....	12
2.4. Muestreo de la comunidad de algas macroscópicas.....	15
2.5. Análisis estadístico en Índice de Valor Ecológico ( <i>IndVal</i> ).....	16

### 3. RESULTADOS

3.1. Caracterización fisicoquímica, hidromorfológica y bacteriológica.....	18
3.2. Diversidad de algas macroscópicas.....	21
3.3. Clasificación de sitios.....	23
3.4. Análisis de ordenación de especies y sitios.....	25
3.5. El Índice de Valor Ecológico.....	28

### 4. DISCUSIÓN

4.1. Tipificación fluvial.....	31
4.2. La comunidad de algas macroscópicas .....	33
4.3. El valor indicador de las algas macroscópicas.....	36

### 5. CONCLUSIONES.....39

### 6. REFERENCIAS.....41

### 7. ANEXOS.....53

## RESUMEN

Los ríos son ecosistemas vulnerables a procesos de eutrofización, los cuales generan cambios importantes en la composición y abundancia de las comunidades biológicas. La comunidad de algas macroscópicas se caracteriza por responder a cambios puntuales en el ambiente, derivados de efectos naturales y humanos, por lo que ésta puede ser utilizada como un indicador de la calidad ecológica de los ríos. Sin embargo, los estudios relacionados con ésta aplicación, así como el establecimiento de criterios para reconocer sitios de referencia potenciales, resultan escasos, aun cuando son elementos de gran importancia para el diagnóstico de la calidad del hábitat. La cuenca de México presenta numerosos ríos periurbanos en aparente buen estado de conservación y cuya comunidad de algas puede ser aprovechada para la evaluación y el monitoreo de sus afluentes. La conservación de los ríos es, desde cualquier perspectiva, fundamental para el sustento de servicios ecosistémicos que benefician al humano y a la biodiversidad. Fue analizada la comunidad de algas macroscópicas bentónicas, la calidad del agua y la calidad hidromorfológica (CERA, Calidad Ecológica de Ríos Altoandinos) en 40 segmentos de ríos durante cuatro ciclos anuales comprendidos entre 2012 y 2015. Se reconocieron 22 especies de algas macroscópicas, cuya cobertura y distribución mostró cambios importantes en función de la calidad del agua, la heterogeneidad del hábitat y la estación de colecta. Se generaron dos grupos de sitios de acuerdo con la calidad del agua y la calidad hidromorfológica a través de un Análisis de Ascendencia Jerárquica (AAJ). La relación entre la comunidad y los parámetros ambientales fueron evaluados mediante un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) y un índice de valor ecológico (*IndVal*). El 75% de los sitios presentaron mediana a alta diversidad de especies, condiciones oligotróficas a mesotróficas del agua, concentraciones permisibles de coliformes fecales y una calidad hidromorfológica de buena a excelente, por lo que algunas localidades pueden ser reconocidas como sitios de referencia potenciales, asociados a Suelo de Conservación. El 25% restante mostró baja diversidad, condiciones eutróficas del agua, concentración variable de coliformes fecales y una mala calidad hidromorfológica, cuyas localidades se distribuyen sobre suelo agrícola, ganadero y urbano. Se registraron grupos de especies relacionados con la calidad ecológica de los ríos: *Placoma regulare* P.A. Broady & M. Ingerfeld, *Vaucheria bursata* (Müller) C. Agardh y *Nostoc parmelioides* Kützing fueron reconocidas como indicadoras y detectoras de buena calidad ecológica; mientras que *Phormidium autumnale* (A. Adardh) Gomont, se reconoció como especie detectora de la mala calidad ecológica.

**Palabras clave:** indicadores biológicos, comunidad de algas macroscópicas, ríos de montaña, sitios de referencia, cuenca de México.

## ABSTRACT

Streams are ecosystems particularly vulnerable to eutrophication processes, which generate significant changes in composition and abundance of biological communities. Algae communities are characterized by its high responsiveness to specific changes in the environment, derived either from natural or human effects, therefore, they can be used as indicators of stream ecological quality. However, the studies related to this application, and regarding establishing criteria for recognizing reference sites are scarce. Basin of Mexico has several suburban streams with good environmental conditions and the algae communities can be used as water quality references for the evaluation and monitoring of its affluent. Stream conservation is essential for sustaining ecosystem services that benefit humans and biodiversity. In this study, macroscopic benthic algae communities were analyzed, as well as water and hydromorphological quality (CERA, *Calidad Ecológica de Ríos Altoandinos*, acronym in spanish) in 40 segments of streams in the Basin of Mexico, during four annual cycles (between 2012 and 2015). Twenty two macroscopic algae species were recognized, whose distribution and abundance showed changes depending of the water quality, spatial heterogeneity and sampling season. Two groups of sites were generated according to water and hydromorphological quality through an Analysis of Hierarchical Ascendancy. Relationship between the communities and environmental parameters were evaluated using a Canonical Correspondence Analysis (CCA) and an index of ecological value (*IndVal*). Medium to high diversity of species, oligotrophic to mesotrophic conditions, low concentration of fecal coliforms and good to excellent hydromorphological quality was found in 75% of the sites. Some of these sites may be considered as potential reference sites associated to soil conservation and wide spatial heterogeneity. Low diversity, eutrophic conditions, medium to high concentration of fecal coliforms and poor hydromorphological quality, with evident agricultural, livestock and urban activities was found in 25% of the sites. Several groups of species related with the ecological quality of streams were registered: *Placoma regulare* P.A.Broadly & M.Ingerfeld, *Vaucheria bursata* (Müller) C. Agardh and *Nostoc parmelioides* Kützing were recognized as indicators and detectors of good ecological quality. Moreover, *Phormidium autumnale* (A. Adardh) Gomont was recognized as a good indicator of poor environmental quality.

**Keywords:** biological indicators, macroscopic algae communities, mountain streams, reference sites, Basin of Mexico.

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Características generales de los ríos

Los ríos son ambientes acuáticos que se caracterizan por el movimiento constante y unidireccional de un flujo a lo largo de un terreno con pendiente. Forman parte esencial del ciclo hidrológico y se reabastecen de agua gracias a los eventos de precipitación pluvial, a la presencia de mantos freáticos y al deshielo de montañas altas (Lara-Lara *et al.*, 2008). Estos ecosistemas presentan una amplia heterogeneidad espacial y temporal en respuesta a diversos factores y procesos geológicos, topográficos y climáticos (Elosegui y Sabater, 2009; Bojorge-García *et al.*, 2010).

El funcionamiento natural de un río está dado por cambios ambientales estacionales, principalmente por la temperatura, la precipitación y la escorrentía (De la Torre, 2009); aunque también por cambios frecuentes, rápidos y, en ocasiones, poco predecibles. Estos cambios se ven reflejados en variaciones de la cantidad y la calidad del agua, y eventualmente en la composición y abundancia de las comunidades biológicas (Whitton, 1975; Weithoff *et al.*, 2000).

Su presencia ofrece diversos servicios ecosistémicos, entre los que destacan la purificación y abastecimiento de agua, la regulación climática local y el control de inundaciones y sequías (Encalada *et al.*, 2011). Estos servicios operan gracias al funcionamiento de complejos procesos ecológicos que ocurren a diferentes escalas espaciales y temporales, aunque sumamente relacionados, por lo cual no es posible manipularlos de forma aislada (Maass y Cotler, 2007).

La mayoría de las perturbaciones ambientales en los ríos están relacionadas con el cambio de uso de suelo y la contaminación de sus afluentes (Alberti *et al.*, 2007), lo que genera cambios en las interacciones del sustrato, la calidad del agua y la comunidad acuática (Plagiosa y Rodrigues, 2006; Leblanc *et al.*, 2012). En la actualidad, la eutrofización es uno de los problemas de índole ecológico que más afectan a los cuerpos de agua dulce, y se atribuye a la descarga de desechos orgánicos deliberada (Dolbeth *et al.*, 2003).

## 1.2. La calidad ecológica en los ecosistemas loticos

La calidad ecológica se define como un diagnóstico integral de las condiciones naturales de un ecosistema e incluye, en el caso de un río, la caracterización del ambiente acuático y de la zona riparia, lo que permite reconocer sitios de referencia (Encalada *et al.*, 2011). Estos últimos se caracterizan por presentar condiciones ambientales semejantes a los sitios prístinos y con bajos disturbios (Pardo *et al.*, 2012).

Los factores a considerar para la selección de sitios de referencia son la heterogeneidad espacial, la composición fisicoquímica del agua y la estructura de la comunidad acuática (Munné y Prat, 2004), elementos que en conjunto integran el diagnóstico de la calidad ecológica de los ríos. El resultado de esta caracterización permite obtener información clave de los atributos ambientales y biológicos más destacados, los cuales forman la base para realizar comparaciones entre sitios a partir de criterios preestablecidos y permiten evaluar de manera objetiva la calidad de un tramo del ecosistema fluvial (Naiman *et al.*, 2005).

La calidad hidromorfológica es una herramienta que permite evaluar las condiciones de heterogeneidad ambiental del área de estudio, y su análisis se basa en dos elementos principales: el primero incluye la evaluación de la naturalidad en el ecosistema, es decir, la estructura y continuidad de la vegetación de ribera, la conectividad con paisajes adyacentes, regímenes de profundidad, velocidad de corriente y heterogeneidad del hábitat. Mientras que el segundo elemento evalúa el grado de disturbio en el ecosistema, con base en la presencia de residuos sólidos y actividades económicas cercanas al afluente (Acosta *et al.*, 2009).

Los ecosistemas naturales presentan diversos mecanismos de resistencia y resiliencia que les permite hacer frente a perturbaciones naturales, y así mantener su estructura y correcto funcionamiento (Maass, 2015). Sin embargo, las actividades humanas alteran y retardan el efecto de estos mecanismos, lo que trae como consecuencia la pérdida acelerada de hábitats, recursos y biodiversidad en general. De ahí la importancia de promover acciones sustentables entre los sectores biológicos, físicos y sociales, lo cual involucra la restauración de paisajes que han

perdido su integridad ecosistémica, así como el diseño de sistemas de producción amigables con el medio ambiente (Maass y Cotler, 2007).

El creciente interés por conocer y proteger los ríos, así como el estudio de los cambios que en estos se presentan a lo largo del tiempo, han promovido el desarrollo de criterios que permiten estimar el impacto de las actividades humanas sobre el ambiente (Norris y Hawkings, 2000; F.E.M *Freshwater Ecology and Management Research Group*, 2011). El estudio de las comunidades algales y sus requerimientos ecológicos, por ejemplo, permiten seleccionar especies o asociaciones que reaccionen a factores de perturbación (Whitton *et al.*, 1991; Whitton y Rott, 1996), afectando a largo plazo su presencia y cobertura (Prygiel *et al.*, 1999).

Es imposible conocer todos y cada uno de los componentes e interacciones que se observan en los ecosistemas a fin de generar un manejo sustentable de los recursos (Maass, 2015), sin embargo, es importante diseñar estrategias de monitoreo que permitan evaluar las condiciones del ecosistema. Así, el manejo adaptativo toma como base el mejor conocimiento disponible sobre la materia y verifica si este va en la dirección esperada, requiere de ciertos ajustes en el diseño o definitivamente debe interrumpirse la propuesta de manejo hasta obtener más información, esto es, aplicar el principio precautorio. En este sentido, el monitoreo es un componente imprescindible para el manejo integral del ecosistema con mira a la sustentabilidad (Maass y Cotler, 2007; Maass, 2015).

En México, los estudios enfocados al uso de indicadores biológicos son escasos, aun cuando estos presentan un gran potencial por la disponibilidad de ríos y la importante comunidad biológica establecida a lo largo de los afluentes, particularmente en la cuenca de México, sin embargo, es necesario conseguir la mayor cantidad de información ecológica de esta área y de esta forma proponer métodos de evaluación y monitoreo.

### **1.3. Las algas macroscópicas como indicadores de la calidad ecológica de los ríos**

La comunidad acuática actúa como sensor remoto de los factores de estrés en el tiempo y el espacio (Bradley *et al.*, 2002), juega un papel importante en el entendimiento y manejo del recurso hídrico con ciertas ventajas, dentro de las cuales está su nivel integrativo y su bajo costo (de la Lanza *et al.*, 2011).

Los indicadores biológicos son definidos como una comunidad de organismos con una composición, diversidad y organización funcional específica que responde diferencialmente a varios tipos de perturbaciones y contaminantes (Tiller y Metzelling, 2002; Allan, 2004). Un organismo indicador es aquel que se presenta bajo condiciones ambientales particulares y se puede encontrar cierta frecuencia y abundancia significativa (Calvo, 1999), debe ser sensible a perturbaciones ambientales, detectables y de fácil cuantificación para su análisis (Gerba, 2000; Lobo *et al.*, 2002). La preferencia y tolerancia por algún factor ambiental varía entre especies, por lo que algunas pueden estar asociadas con un área particular y, entonces, su distribución se limita a los sitios de preferencia y se convierten en especies indicadoras (Omori e Ikeda, 1984).

Las algas bentónicas presentan diferentes intervalos de tolerancia para distintos componentes ambientales, así, un hábitat específico estará dominado por comunidades que encuentren las condiciones más favorables para su establecimiento (Peña *et al.*, 2005). En este contexto, las algas pueden ser útiles para indicar la calidad ecológica de los ríos (Allan, 1995). Su presencia en casi todos los sistemas acuáticos continentales promueve el estudio comparativo entre ríos, mientras que su alta sensibilidad permite reconocer los efectos de las perturbaciones a lo largo del afluente o en una sección de ésta (Rosenberg y Resh, 1993).

Su composición, distribución y abundancia depende de la influencia de diversos factores ambientales a distintas escalas espaciales y temporales en respuesta a la heterogeneidad del ecosistema (Branco *et al.*, 2009; Whitton, 2012; Branco *et al.*, 2014), respondiendo a cambios en la composición fisicoquímica del agua (Burkholder, 1996; Pouličková *et al.*, 2004).

#### 1.4. Antecedentes de estudio

Desde el siglo XVI, los ríos de la cuenca de México han sufrido cambios ecológicos drásticos, muchos de ellos fueron desecados, convertidos en drenajes y entubados, lo que dio origen a nuevas áreas para urbanización y la apertura de vías de comunicación (Legorreta, 2009). Pueden reconocerse tres momentos históricos que afectaron sustancialmente las condiciones naturales de los ríos de esta región. El primero, con el establecimiento de pobladores durante la época prehispánica; el segundo, con el proceso de desecación de los lagos y afluentes a fin de evitar inundaciones durante la colonia; y el tercero, con el incremento de la población citadina, el desarrollo de sistemas de drenaje superficiales y profundos, así como la construcción de avenidas desde la segunda mitad del siglo XX (Tricart, 1985; Zamorano y González, 1999; Garza, 2005).

Sin embargo, aún es posible encontrar afluentes periurbanos en aparente buen estado de conservación (Legorreta, 2009), cuya calidad ecológica no es del todo conocida o se cuenta con escasa información. De ser evaluadas las condiciones ambientales de estos ríos y, eventualmente, proponer estrategias de monitoreo y conservación, permitiría sustentar una amplia variedad de servicios ecosistémicos en la zona, principalmente aquellas que están relacionadas con el abastecimiento y la calidad de agua, aun cuando la cercanía de la zona urbana signifique una amenaza constante a la naturalidad de los ríos (Perló y González, 2005). Por tal motivo, resulta necesaria la evaluación de su calidad ecológica y el establecimiento de sitios de referencia (Ladrera *et al.*, 2013). La caracterización fisicoquímica del agua y la diversidad de especies de macroalgas representativas de la región fue analizada de forma preliminar por Rodríguez (2014), dónde se reconoció la identidad taxonómica de las mismas, así como su distribución dentro de la cuenca. Las especies mostraron una alta afinidad por los ambientes templados y de condiciones oligotróficas a mesotróficas.



Desde tiempos remotos se ha reconocido el papel de las cuencas hidrográficas como unidades de paisaje útiles para el manejo de recursos hídricos (Maass y Cotler, 2007); así también, de los recursos y servicios ecosistémicos que éstos nos proveen. Este nivel de estudio permite resolver problemas de diversa índole, como el suministro y la distribución de agua, el control de inundaciones y la detección de fuentes puntuales de contaminación (Cotler y Caire, 2009).

En México, la propuesta para definir criterios estandarizados en el diagnóstico de la calidad ecológica de los ríos es poco conocida. Por tal motivo, es importante establecer las condiciones y los sitios de referencia a partir de métodos y parámetros propios de cada cuenca. El diseño de un protocolo de monitoreo y evaluación de la calidad del agua se basa en un conjunto de operaciones que van desde la selección de sitios de muestreo hasta la gestión y aprovechamiento de los recursos acuáticos. *Freshwater Ecology and Management Research Group* (F.E.M, 2011) recomienda seguir el siguiente protocolo:

1. Establecer una zona de estudio, preferentemente una cuenca hidrográfica completa.
2. Para el estudio de una cuenca, es recomendable hacer muestreos en tramos o secciones de río de no más de 5 km.
3. Una vez seleccionados los sitios de muestreo se recomienda hacer una tipología de los ríos de tal manera que la evaluación de la calidad ecológica en cada uno se haga de forma independiente.
4. Definir sitios de referencia con el objetivo de conocer las características ambientales y biológicas de los mismos, lo que permite hacer comparaciones de la calidad ecológica entre los sitios muestreados.
5. Obtención de datos con base en un protocolo de muestreo: parámetros fisicoquímicos, calidad hidromorfológica y abundancia relativa de las especies.
6. Evaluación de la calidad ecológica de los ríos a partir de una lista de especies y sus abundancias, así como el uso de índices que sinteticen su valor indicador.
7. Definición de clases de calidad, cuyas métricas deben ser sensibles a factores de presión (por ejemplo, el nivel trófico). De manera habitual se reconocen hasta cinco clases: excelente, bueno, regular, malo y pésimo.

8. Cumplimiento de las clases de calidad ecológica obtenidas, de acuerdo con los estándares propuestos en las normas oficiales de instituciones o empresas.

9. Elaboración de un mapa de la calidad ecológica de los ríos una vez reconocidos los sitios de referencia y su comparación con los valores indicadores de las especies.

10. Desarrollo de un plan de gestión, participación civil y monitoreo de los ecosistemas loticos.

En este sentido, el manejo integral de ecosistemas debe incluir la formulación de metas y protocolos claros, tomando como base el mejor conocimiento disponible de las interacciones entre los procesos ecológicos, fisicoquímicos y sociales (Christensen *et al.*, 1996; Maass, 2015), cuyo resultado es el correcto funcionamiento del ecosistema. Así, este manejo incluye una secuencia de procedimientos en la que participan diversos sectores sociales y tomadores de decisiones (Stanford y Poole, 1996).

En el presente estudio se pretende llegar a la definición de clases de calidad de los ríos y el valor indicador de las especies, lo que permitirá reconocer la calidad ecológica de los afluentes de esta región. Asimismo, con la información vertida en este trabajo, será posible confirmar si la evaluación de la calidad de los ríos periurbanos se ajusta al protocolo antes citado, o en su defecto, requiere modificaciones que permitan calificar adecuadamente a los afluentes de la cuenca.

## **1.5. Hipótesis**

La caracterización ambiental de los ríos de la cuenca de México permitirá reconocer sitios de referencia potenciales, mismos que estarán relacionados con aguas oligotróficas, templadas, de amplia heterogeneidad espacial y distribuidos sobre Suelo de Conservación. Asimismo, la composición de algas macroscópicas podrá confirmar la calidad ecológica de los sitios de referencia, tomando en cuenta la habilidad de las especies por ocupar diversos espacios y la capacidad de reaccionar ante perturbaciones del medio, lo que permitirá reconocerlas como especies indicadoras potenciales en esta área de estudio.

## **1.6. Objetivos**

En este contexto, el objetivo general del presente trabajo es caracterizar la composición espacial y temporal de las comunidades algales macroscópicas para evaluar su valor como indicador potencial en los ríos periurbanos de la cuenca de México. En tanto que, los objetivos particulares pretenden:

1. Determinar el intervalo ecológico de los diferentes taxones.
2. Validar los sitios de referencia a partir de la caracterización fisicoquímica y la estructura de la comunidad algal.
3. Utilizar la información de grupos bacteriológicos (coliformes fecales) y de la calidad hidromorfológica para confirmar la calidad ecológica de los ríos y el valor indicador de las algas.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

La cuenca de México (antes conocida como cuenca del Valle de México) se localiza en la región central del país (entre las latitudes 19° 02' y 20° 12' N; y las longitudes 98° 28' y 99° 32' W), sobre la Franja Volcánica Trans-Mexicana y corresponde a la Región Hidrológica número 26 (CONAGUA, 2012). Se encuentra delimitada por numerosas sierras, al norte con la de Pachuca y Chiconautla; al oriente con las de Tepozán, Calpulalpan, Río Frío y Sierra Nevada; al sur por las sierras de Chichinautzin, Ajusco y Zempoala; y al poniente por las sierras de Las Cruces, Monte Alto, Monte Bajo y Tepetzotlán-Tezontlalpan (Zamorano, 2005). Se clasifica como endorreica y en la actualidad drena de forma artificial, hacia el río Tula y a la cuenca del río Pánuco (CONAGUA, 2009).

El área total de la cuenca de México es de 9,600 km<sup>2</sup>, de los cuales 4,464 km<sup>2</sup> se caracterizan por ser terrenos montañosos y en donde descienden hasta 45 ríos superficiales (Legorreta, 2009). La vegetación presente en esta zona está influenciada por diferentes pisos altitudinales y en cuyas laderas se distribuyen, principalmente, especies de *Quercus*, *Pinus* y *Abies religiosa* (Kunth) Schldl. & Cham., así como bosques mixtos (Espinosa y Sarukhán, 1997).

El clima predominante en la región es templado-subhúmedo C(E)(W2) de acuerdo con el sistema de clasificación de Köppen, modificado por García (2004), y presenta una temperatura media anual entre 12 y 18°C. La precipitación en esta zona es del orden de 500 a 600 mm anuales, con una marcada temporada de lluvias en verano y escasa e inferior a los 15 mm entre noviembre y abril. Para las laderas superiores a la cota de 2,700 m.s.n.m. se estiman precipitaciones de hasta 800 mm por año (Zamorano-Orozco *et al.*, 2001). Los afluentes de ésta cuenca están tipificados como ríos de montaña de regiones tropicales (Dudgeon, 2008; Bojorge, 2013) y cuya característica principal es la baja temperatura del agua influenciada por la altitud.

## **2.2. Selección de sitios de muestreo**

La selección de los sitios se realizó a través del uso de mapas hidrológicos, topográficos, de vegetación y uso de suelo, escala 1:50 000 (INEGI, 2013), bajo el criterio que los afluentes estuvieran lo más cercano al nacimiento del río y sobre Suelo de Conservación. Asimismo, fueron seleccionados sitios con influencia antrópica o con algún grado de deterioro (uso de suelo agrícola y urbano), para contrastar las características ambientales y la composición biológica respecto a los sitios mejor conservados.

Fueron evaluados 40 segmentos de ríos durante las estaciones más contrastantes: lluvias (junio-noviembre), secas frías (diciembre-febrero) y secas cálidas (marzo-mayo) en un periodo comprendido entre marzo de 2012 y junio de 2015 (Figura 1). Se incluyeron cuatro localidades que están fuera de los límites de la cuenca original (pero adyacentes a ella), con el objeto de compensar la falta de sitios conservados en el área, y corresponden a La Cabañita, La Planta y El Llano (Estado de México), así como Apatlaco (Puebla). Las localidades fueron georreferenciadas con GPS Etrex Garmin (Kansas).

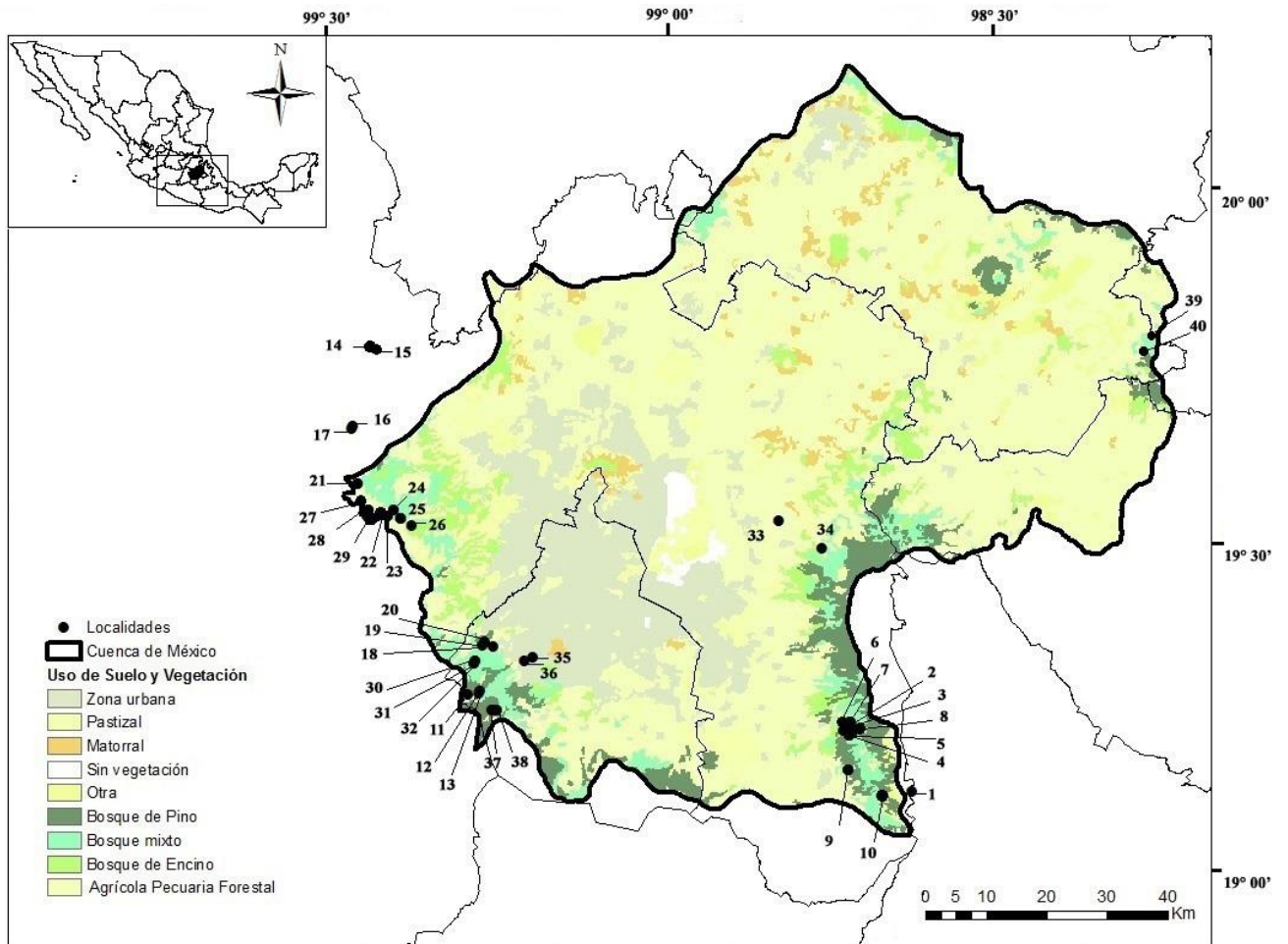


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo y usos del suelo y vegetación en la cuenca de México.

1. Apatlaco, 2. Río San Rafael, 3. San Rafael Canal, 4. Agua Dulce, 5. Inicio Canal San Rafael, 6. Cosamala, 7. Cascada Compañía, 8. La Compañía-San Rafael, 9. La Castañeda, 10. La Castañeda Alto, 11. Monte Alegre Alto, 12. Monte Alegre Bajo, 13. Manantial Eslava, 14. La Cabañita, 15. La Planta, 16. El Llano Alto, 17. El Llano Bajo, 18. Santa Rosa, 19. Santa Rosa Alto, 20. La Capilla, 21. Los Organillos, 22. Nacimiento Presa Iturbide, 23. Truchero Don Álvaro, 24. Las Palomas, 25. Manantial Capoxi, 26. Río Capoxi, 27. Manantial San Pedro, 28. La Caldera, 29. Xopachi, 30. Chautitle Alto, 31. Chautitle Cañada, 32. Truchero Alto Magdalena, 33. Santa Catarina, 34. Molino de Flores, 35. Confluencia Eslava-Magdalena, 36. Santa Teresa, 37. Escuela Valle de Monjas, 38. Truchero Valle de Monjas, 39. Rancho Nuevo Alto, 40. Rancho Nuevo Bajo.

### 2.3. Análisis fisicoquímico, bacteriológico y de la calidad hidromorfológica

Se registraron *in situ* los datos ambientales de pH, conductividad específica ( $K_{25}$ ) y temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) con una sonda multiparamétrica HI991300 (Hach, Colorado). El oxígeno disuelto ( $\text{mgL}^{-1}$ ) fue registrado con un medidor YSI-85 (Ohio). El aforo de los ríos se calculó con base en la metodología empleada por Bojorge y Cantoral (2006) y Hauer y Lamberti (1996), utilizando la siguiente ecuación:

$$Q = W Dm Vm$$

Dónde:

$Q$ = aforo ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

$W$ = anchura del río

$Dm$ = promedio de la profundidad

$Vm$ = promedio de la velocidad de corriente en un transecto perpendicular a la corriente.

Para determinar las características químicas del agua se colectaron muestras de 1000 mL, filtrada *in situ* con membranas de nitrocelulosa Millipore (Darmstadt), de 0.45 y 0.22  $\mu\text{m}$  de diámetro de poro, fueron preservados en refrigeración ( $4^{\circ}\text{C}$ ) y en obscuridad hasta su análisis. Se determinó la concentración de nitrógeno en forma de nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), así como el fósforo reactivo soluble (FRS, como ortofosfatos  $\text{P-PO}_4^-$ ), con reactivos y equipo espectrofotométrico marca Hach 3000 (Colorado), con una réplica para cada una de las pruebas (HACH, 2003; APHA, 2005). A través de la suma de las tres formas de nitrógeno se determinó la concentración total del Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID).

El análisis bacteriológico incluyó la detección de coliformes fecales. Para esto, se tomaron muestras de 150 mL de agua de la localidad y se depositaron en bolsas estériles, fueron transportadas en frío ( $4^{\circ}\text{C}$ ) y condiciones de obscuridad. El análisis se llevó a cabo en las primeras 24 horas de su colecta (APHA, 2005) con base en lo descrito por Norouzian *et al.* (1984). La prueba presuntiva se realizó inoculando 1 mL de muestra de agua diluida en un medio ML líquido (medio lactosado) o MLT líquido (medio lauril-triptosa), dejando incubar durante 24 horas a  $35^{\circ}\text{C}$ . Si se produjo gas, se realizó la prueba confirmativa de coliformes fecales.

Ésta última se efectuó inoculando 1 mL de muestra de agua diluida en medio EC, dejando incubar durante 24 horas a 45°C. Si se produjo gas, se calculó el número probable de individuos, de lo contrario, se descartó la presencia de coliformes fecales. Los resultados de las pruebas bacteriológicas se reportaron en unidades de NPM/100 mL (Número más Probable por cada 100 mL).

La calidad hidromorfológica se determinó con base en el protocolo de la Calidad Ecológica de Ríos Altoandinos (CERA; Encalada *et al.*, 2011), ya que este indicador evalúa la heterogeneidad del ecosistema a partir de ocho elementos principales del río (Tabla 1). Los sitios que presentan 10 o menos puntos son considerados de calidad pésima, entre 11 y 20 de calidad mala, entre 21 y 28 de calidad moderada, entre 29 y 35 de calidad buena y entre 36 y 40 de calidad excelente.

La composición de la vegetación de ribera y su conectividad con ambientes adyacentes explican el grado de conservación del área de ribera, mientras que la naturalidad del río considera las modificaciones observadas a lo largo del cauce (por ejemplo, presas, trasvases y entubamientos). Finalmente, la presencia de elementos de disturbio tales como residuos sólidos, indican el grado de impacto que tienen las actividades humanas sobre el río y la comunidad bentónica.



Tabla 1. Criterios de evaluación del índice CERA (Calidad hidromorfológica).

**1.-Estructura y naturalidad de la vegetación de ribera**

- Vegetación arbórea (5 puntos)
- Vegetación arbustiva o especies introducidas (3 puntos)
- Vegetación arbustiva y zonas agrícolas (2 puntos)
- Vegetación compuesta por pastos y cultivos (1 punto)
- Tierra baldía (0 puntos)

**2.-Continuidad de la ribera**

- Vegetación continua, sin presencia de cultivos (5 puntos)
- Vegetación fragmentada, presencia de infraestructuras o zonas agrícolas (3 puntos)
- Vegetación aislada (1 punto)

**3.-Conectividad con paisajes adyacentes**

- Vegetación natural, bosques (5 puntos)
- Vegetación natural con menos de 50% de área agrícola (3 puntos)
- Vegetación natural con menos de 50% de área urbana (2 puntos)
- Vegetación natural con más del 50% de área agrícola (1 punto)
- Sin vegetación, área agrícola o urbana (0 puntos)

**4.-Presencia de residuos sólidos**

- Sin residuos (5 puntos)
- Residuos escasos (2 puntos)
- Residuos abundantes (0 puntos)

**5.-Naturalidad del canal fluvial**

- Sin canalizaciones o estructuras sólidas (5 puntos)
- Terrazas sin cemento (3 puntos)
- Estructuras rígidas parciales (1 punto)
- Estructuras rígidas permanentes (0 puntos)

**6.-Composición de sustrato**

- Bloques (1 punto)
- Rocas (1 punto)
- Cantos rodados (1 punto)
- Limo (1 punto)
- Grava (1 punto)

**7.-Regímenes de velocidad y profundidad del río**

- Rápido-somero,  $>0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ;  $<0.5 \text{ m}$  (1 punto)
- Rápido-profundo,  $>0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ;  $>0.5 \text{ m}$  (1 punto)
- Lento-somero,  $<0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ;  $<0.5 \text{ m}$  (1 punto)
- Lento-profundo,  $<0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ;  $>0.5 \text{ m}$  (1 punto)
- Todos los tipos de regímenes (5 puntos)

**8.-Elementos de heterogeneidad**

- Hojarasca (1 punto)
- Ramas y troncos (1 punto)
- Diques naturales (1 punto)
- Raíces sumergidas (1 punto)
- Vegetación acuática sumergida (1 punto)

Puntuaciones: 0=pésimo, 1=malo, 2=regular, 3=moderado, 4= muy bueno, 5=excelente. (Encalada *et al.*, 2011).

## 2.4. Muestreo de la comunidad de algas macroscópicas

La comunidad algal se caracterizó a través del registro de organismos de crecimiento visible. Estas formas de crecimiento fueron reconocidas como filamentos, matas, colonias gelatinosas y láminas, de acuerdo con Sheath y Cole (1992). La toma de las muestras biológicas se realizó de forma aleatoria, en una extensión de 10 metros del cauce y con cinco réplicas (Necchi *et al.*, 1995; Carmona *et al.*, 2006) de tal forma que estuvieran representados los principales microambientes del río. La unidad de colecta consistió en un círculo de 157 cm<sup>2</sup> de área (Necchi *et al.*, 1995; Ramírez *et al.*, 2007; Bojorge-García *et al.*, 2010), con la cual se registró la abundancia relativa de los crecimientos en función de su cobertura porcentual (área que ocupa cada crecimiento de alga). El material colectado se trasladó *in vivo*, preservado en frío (a 4°C) hasta su análisis en microscopio estereoscópico Olympus SZX7 y microscopio óptico Olympus BX51 (Tokio).

En cada punto de colecta se evaluó la velocidad de corriente, la radiación incidente y el tipo de sustrato. La velocidad de corriente (m s<sup>-1</sup>) se registró con un medidor de flujo Swoffer 3100 (Washington) y la radiación fotosintéticamente activa (PAR, por sus siglas en inglés; μM photon m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>) con un sensor subacuático Li-Cor LI-1000 (Nebraska). El sustrato se determinó de acuerdo con la clasificación del tamaño propuesta por Gordon *et al.* (1992), quedando definida por bloques (>250 mm de diámetro), rocas (>80 mm de diámetro), grava (5-15 mm de diámetro) y limo (<5 mm de diámetro), considerando también a la vegetación acuática como un tipo de sustrato adicional. La identificación taxonómica se basó en la consulta de material bibliográfico especializado para los diferentes grupos algales (Carmona y Necchi, 2002; Wher y Sheath, 2003; Komárek y Anagnostidis, 2005; Ramírez y Carmona, 2005; Carmona y Vilaclara, 2007; Komárek, 2013).

Se evaluó la diversidad de especies a través del índice de Shannon-Wiener con la fórmula:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Dónde:

$p$  = es la proporción relativa de individuos de la especie  $i$  con respecto al total  $N$ ,  
es decir,  $p = n_i/N$ .

$\ln$  = es el logaritmo natural.

Con ello, se reconocieron cambios en la estructura de la comunidad de las algas entre sitios (Krebs, 2001), a lo largo de los distintos gradientes altitudinales y en las distintas temporadas del año.

## **2.5. Análisis estadísticos e Índice de Valor Ecológico (*IndVal*)**

La selección de los parámetros fisicoquímicos se realizó aplicando el coeficiente de variación de Margalef (1983). Las variables que presentaron un coeficiente superior al 10%, así como las especies de algas presentes en al menos 5% del total de localidades estudiadas, fueron seleccionadas para los análisis estadísticos. Los datos fueron previamente estandarizados con el algoritmo  $\ln(x+1)$  debido a los amplios intervalos numéricos que presentan.

Para reconocer grupos de sitios con parámetros fisicoquímicos similares se generó un Análisis de Ascendencia Jerárquica (AAJ), mientras que la correlación entre las especies de macroalgas, las variables fisicoquímicas y las localidades, se evaluó a partir de un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), con un valor de  $p < 0.05$ ., a través el programa XLSTAT (2014). También se cálculo del índice de valor ecológico de las especies (*IndVal*) propuesto por Dufrené y Legendre (1997). Este método se basa en el grado de especificidad (exclusividad por un hábitat particular) y de fidelidad (ocurrencia dentro del mismo hábitat) de las especies, medidos de formas independientes y expresadas en términos porcentuales.

La especificidad fue calculada con la fórmula:

$$A_{ij} = N \text{ individuos}_{ij} / N \text{ individuos}_i$$

Dónde:

$A_{ij}$  = es una medida de especificidad.

$N \text{ individuos}_{ij}$  = es el número promedio de individuos de la especie  $i$  en todos los sitios del grupo  $j$ .

$N \text{ individuos}_i$  = es la suma de las cifras promedio de individuos de la especie  $i$  en todos los grupos.

La fidelidad se calcula como:

$$B_{ij} = N \text{ sitios}_{ij} / N \text{ sitios}_j$$

Dónde:

$B_{ij}$  = es una medida de la fidelidad.

$N \text{ sitios}_{ij}$  = es el número de sitios en grupo  $j$  en la que la especie  $i$  está presente.

$N \text{ sitios}_j$  = corresponde al número total de sitios en el grupo  $j$ .

Finalmente, el valor total del indicador (*IndVal*) de la especie  $i$  en el grupo  $j$  es:

$$IndVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100.$$

En donde las especies con un  $IndVal \geq 50$  son consideradas como *indicadores* de ese sitio particular, mientras que aquellas con un  $IndVal < 50$  pero  $\geq 25$  son consideradas como especies *detectoras*. Las especies detectoras pueden responder mejor a los cambios ambientales y proporcionan información para más de un hábitat (Tornés *et al.*, 2007).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Caracterización fisicoquímica, hidromorfológica y bacteriológica

Los ríos de la cuenca de México se analizaron durante las temporadas más contrastantes del año, la mayoría de ellas durante la estación de lluvias y secas cálidas. Del total de sitios analizados, 30 (75%) presentan agua templada ( $5-12^{\circ}\text{C}$ ), pH circumneutral (pH 6-8), buena oxigenación ( $9-12\text{ mg L}^{-1}$ ), baja mineralización ( $35-158\ \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y flujos bajos a elevados ( $0.1-2.0\text{ m s}^{-1}$ ).

En relación con los nutrientes, el fósforo reactivo soluble ( $0.1-0.8\text{ mg L}^{-1}$ ) y el nitrógeno inorgánico disuelto ( $0.02-6.0\text{ mg L}^{-1}$ ) presentaron intervalos de concentración amplios, y de acuerdo con la clasificación de Dodds (2003) se reconocen como sitios oligotróficos hasta mesotróficos; asimismo, las concentraciones de estos nutrientes están dentro de los límites permisibles según la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Límites máximos permisibles de contaminantes de aguas residuales en aguas y bienes nacionales) (DOF, 2003). Estas características fueron registradas en las localidades de mayor altitud (entre los 2,850 y 3,500 m.s.n.m.).

En cambio, en 10 localidades (25%) se registró la temperatura del agua menos templada ( $13-18^{\circ}\text{C}$ ), baja oxigenación ( $4-6\text{ mg L}^{-1}$ ), de mineralización variable ( $34-441\ \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y flujos bajos a moderados ( $0.02-0.6\text{ m s}^{-1}$ ). Las concentraciones de fósforo reactivo soluble ( $0.2-5.0\text{ mg L}^{-1}$ ) y de nitrógeno inorgánico disuelto ( $0.1-7.0\text{ mg L}^{-1}$ ) fueron variables, algunas de ellas superando las concentraciones permisibles de la NOM-001-ECOL-1996 y reconociendo estos sitios como eutróficos (Dodds, 2003). Estas características fisicoquímicas se presentaron en los sitios de menor altitud (entre los 2,300 y 2,850 m.s.n.m.).(Tabla 2).

En relación con la calidad hidromorfológica, 22 sitios (55%) presentaron un índice bueno a excelente, 10 (25%) mostraron condiciones aceptables y los ocho restantes (20%) fueron considerados de mala calidad. En todos los casos, el índice estuvo relacionado con diversos elementos que caracterizan a la zona de ribera; entre estos, el grado de naturalidad del afluente, la heterogeneidad espacial y la frecuencia e intensidad de diversas actividades humanas sobre el

ecosistema; ésta última probablemente relacionada con actividades agrícolas, de pastoreo y urbanización (Encalada *et al.*, 2011).

A propósito de estas características hidromorfológicas y, de acuerdo con los mapas de uso de suelo y vegetación previamente analizados, 23 de las localidades estudiadas (58%) se distribuyen sobre uso de suelo forestal, ocho sobre suelo agrícola-pecuario-forestal (20%) y tres sobre suelo urbano (8%). Es importante señalar que seis sitios presentan un uso de suelo no determinado (14%). (Figura 1).

En cuanto a la calidad bacteriológica del agua, en 37 de los sitios estudiados (92%) se presentaron densidades entre 20 y 700 NMP/100 mL de coliformes fecales y, que de acuerdo con la NOM-089-ECOL-1994 (Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores) (DOF, 1994), se encuentran dentro de los límites permisibles para aguas y bienes nacionales. Las localidades de La Planta, La Cabañita, Molino de Flores, La compañía-San Rafael, Confluencia Eslava-Magdalena, Santa Teresa y Rancho Nuevo Bajo presentan las mayores densidades de coliformes fecales, entre 1600 y 2200 NMP/100 mL (Tabla 2), por lo que se encuentran fuera de los límites permisibles establecidos en la misma norma. Es importante señalar que estos sitios tienen una fuerte influencia de actividades urbanas, agrícolas y ganaderas.

Tabla 2. Variables ambientales en los sitios muestreados de la cuenca de México.

Localidad	Temporada	OD mg L	°C	pH	K <sub>25</sub> µS cm <sup>-1</sup>	FRS <sup>A</sup> mg L <sup>-1</sup>	NID <sup>A</sup> mg L <sup>-1</sup>	Q <sub>3</sub> m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	PAR µM fotón m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>	VC m s <sup>-1</sup>	CF <sup>B</sup>	CERA <sup>C</sup>
1.Apatlaco	SC	6.9	10.7	6.9	58.0	0.25	0.16	0.20	24.3	1.0	1	36
2.Río San Rafael	SC	7.5	12.0	5.5	71.5	0.61	0.12	0.10	734.6	0.5	60	36
3.San Rafael Canal	SC	8.4	11.4	7.0	136.5	0.42	0.91	0.10	623.3	1.5	85	27
4.Agua Dulce	LL	8.5	9.0	6.6	137.8	0.80	4.78	0.60	6.2	0.6	230	35
5.Inicio Canal San Rafael	LL	8.7	9.9	7.5	137.5	0.47	0.14	0.40	151.2	0.5	70	35
6.Cosamala	LL	8.3	11.7	7.0	74.5	0.58	3.13	0.10	239.7	0.3	85	30
7.Cascada Compañía	LL	8.3	10.7	7.2	153.5	0.34	0.10	0.01	11.6	0.3	55	34
8.La Compañía-San Rafael	LL	5.0	14.9	7.0	137.0	0.40	1.05	0.10	1290.6	0.6	1700	8
9.La Castañeda	LL	9.0	8.0	6.9	158.5	0.55	2.38	0.20	83.8	0.5	195	38
10.La Castañeda Alto	SC	8.9	8.3	7.3	255.0	0.27	0.76	0.30	52.7	0.5	1	38
11.Monte Alegre Alto	SC	8.0	11.6	7.4	49.5	0.21	1.63	0.01	2178.8	0.2	10	26
12.Monte Alegre Bajo	SC	7.2	17.7	7.2	62.5	0.23	1.23	0.01	1194.7	0.0	245	13
13.Manantial Eslava	SF	8.0	5.0	7.0	56.0	0.19	0.54	0.01	325.0	0.3	140	33
14.La Cabañita	LL	12.5	13.9	6.8	79.7	0.21	0.57	1.10	15.4	0.5	2200	33
15.La Planta	LL	9.0	15.0	7.2	81.2	0.20	0.80	1.00	215.0	0.5	1700	23
16.El Llano Alto	LL	9.0	13.1	6.7	62.3	0.40	0.70	0.40	587.4	0.6	230	21
17.El Llano Bajo	LL	8.7	15.6	7.2	34.5	0.48	0.49	0.20	71.8	0.9	110	24
18.Santa Rosa	LL	8.5	8.8	6.7	78.8	0.40	3.58	0.20	628.8	0.7	40	25
19. Santa Rosa Alto	LL	8.8	16.0	8.0	75.0	0.28	0.04	0.10	487.9	0.2	70	36
20.La Capilla	LL	8.0	13.0	7.3	150.0	0.26	0.11	0.01	1300.8	0.6	430	20
21.Los Organillos	LL	8.4	10.7	6.7	124.3	0.36	0.55	0.01	904.2	0.2	10	34
22. Nac. Presa Iturbide	LL	8.2	11.7	6.9	51.3	0.47	0.44	0.10	404.0	0.4	200	34
23.Truchero Don Álvaro	LL	7.8	10.3	7.2	53.7	0.36	0.26	0.10	399.5	0.7	240	32
24.Las Palomas	LL	8.0	11.8	7.0	48.5	0.23	0.73	0.01	1196.0	0.2	55	37
25.Manantial Capoxi	LL	9.0	13.0	6.6	45.0	0.43	0.05	0.01	559.7	0.8	130	36
26.Río Capoxi	LL	9.4	11.4	6.8	46.4	0.60	0.07	0.01	586.8	0.7	220	36
27.Manantial San Pedro	LL	6.8	9.7	6.6	53.0	0.28	0.65	0.01	525.2	0.1	173	36
28.La Caldera	LL	8.3	8.1	6.7	35.0	0.53	0.04	0.01	1283.3	0.0	220	35
29.Xopachi	LL	8.8	8.0	7.3	36.3	0.37	0.05	0.01	714.7	0.1	300	38
30.Chautitle Alto	SF	9.0	5.0	6.7	64.0	0.49	0.12	0.20	1813.2	0.2	90	30
31.Chautitle Cañada	SF	8.7	6.0	7.0	64.0	0.33	0.10	0.20	2187.5	0.2	150	32
32.Truchero Alto Magdalena	SF	8.0	7.6	7.2	63.0	0.28	0.24	0.40	363.9	0.2	130	22
33.Santa Catarina	LL	9.9	12.3	7.5	92.0	0.37	4.65	0.30	43.7	0.3	20	21
34. Molino de Flores	LL	5.7	16.7	7.7	441.0	4.60	4.52	0.10	26.6	0.5	1800	12
35.Confluencia Eslava-Magdalena	LL	5.4	12.0	7.1	86.0	0.39	2.78	0.90	285.1	1.0	2000	8
36.Santa Teresa	LL	4.5	12.8	7.6	80.0	0.54	4.85	0.40	208.1	0.6	1700	7
37.Escuela Valle de Monjas	SF	8.4	5.5	7.3	83.0	0.27	7.35	0.10	196.1	0.3	170	21
38.Truchero Valle de Monjas	SF	7.8	7.4	6.6	100.0	0.34	6.30	0.10	173.1	0.3	260	20
39. Rancho Nuevo Alto	LL	8.7	11.2	7.4	61.0	0.38	0.16	0.01	786.0	0.2	1400	26
40.Rancho Nuevo Bajo	LL	8.0	13.5	6.8	68.0	1.20	0.10	0.01	752.0	0.3	1600	18

Temporada: Lluvias (LL), Secas Cálidas (SC) y Secas Frías (SF).

OD: Oxígeno Disuelto., °C: Temperatura, K<sub>25</sub>: Conductividad específica, FRS: Fósforo Reactivo Soluble, NID: Nitrógeno Inorgánico Disuelto, Q<sub>3</sub>: Aforo PAR: Radiación fotosintéticamente activa, VC: Velocidad de Corriente, CF: Coliformes Fecales; CERA: Calidad Ecológica de Ríos Altoandinos (calidad hidromorfológica).

<sup>A</sup>FRS. NOM-001-ECOL-1996 Límites para la protección de la vida acuática en los ríos (<10 mgL<sup>-1</sup>) y uso público urbano (<5 mgL<sup>-1</sup>).

<sup>A</sup>NID. NOM-001-ECOL-1996 Límites para la protección de la vida acuática en los ríos (<25 mgL<sup>-1</sup>) y uso público urbano (<15 mgL<sup>-1</sup>).

<sup>B</sup>CF. NOM-089-ECOL-1994. Límites permisibles de la concentración de coliformes fecales: para contacto humano ≤ 1000NMP/100 mL; uso para cultivo: 1000 a 99,999NMP/100 mL; aguas residuales ≥100,000 NMP/100 mL.

<sup>C</sup>Encalada *et al.* (2011): índice CERA: pésima a mala ≤20; regular 21-28; buena 29- 35; excelente ≥ 36.

### 3.2. Diversidad de algas macroscópicas

Se identificaron 22 especies de algas macroscópicas, de las cuales las Chlorophyta fueron las de mayor dominancia (12 especies), seguida de las Cyanophyta (6 especies), Rhodophyta (2 especies) y Xanthophyceae (2 especies). Las especies de Chlorophyta, Cyanophyta y Xanthophyceae se desarrollaron en un gradiente altitudinal amplio, mientras que las Rhodophyta se presentaron en un gradiente más estrecho (Tabla 3).

La riqueza de especies ( $S$ ) y los índices de diversidad ( $H'$ ) más importantes se observaron en altitudes cercanas a los 3,000 m.s.n.m. y durante la estación lluviosa y fría. Así, destacan las localidades de Los Organillos, Inicio Canal San Rafael, San Rafael Canal y Manantial San Pedro por presentar la mayor riqueza específica ( $S$ : 8-11 spp.) y diversidad ( $H'$ : 2.4-2.9). En tanto que las localidades de La Compañía-San Rafael, La Cabañita, La Planta, Truchero Valle de Monjas y Rancho Nuevo Bajo son las de menor riqueza ( $S$ : 1 sp.) y diversidad ( $H'$ : 0), distribuidas a menor altitud (entre 2,300 y 2,800 m.s.n.m.).

Las especies más frecuentes y abundantes correspondieron a las Chlorophyta y Cyanophyta, entre ellas *Prasiola mexicana* J Agardh., *Spirogyra* sp.1, *Vaucheria bursata*, *Placoma regulare* y *Nostoc parmelioides*. Por el contrario, las especies de algas rojas *Batrachospermum gelatinosum* (Linnaeus) De Candolle y *Paralemanea mexicana* (Kützing) Vis & Sheath fueron las menos frecuentes, presentaron la menor cobertura y su distribución se restringió en altitudes cercanas a los 3,200 m.s.n.m. (Tabla 3).

En cada uno de los sitios se recolectaron entre una y once especies de algas macroscópicas ( $\bar{X}$ =3.9). En 35 localidades (88%) fueron reconocidas dos o más especies, mientras que en los cinco sitios restantes (12%) se observó la presencia de una. Las formas de crecimiento más comunes fueron las filamentosas (40%), seguidas de las matas (35%) y las colonias mucilaginosas (15%). La forma laminar fue la menos frecuente (10%).



Tabla 3. Riqueza y diversidad de especies en los ríos de la cuenca de México.

Localidad	Temporada	Altitud m.s.n.m.	Grupo taxonómico				Riqueza	Diversidad
			Chlorophyta	Cyanophyta	Rhodophyta	Xanthophyceae		
1.Apatlaco	SC	3582	Ul			Va	2	0.45
2.Río San Rafael	SC	3144	Sp1	Pl			2	0.45
3.San Rafael Canal	SC	2780	Pr, Ul, Cl, Sp1	Pl, Np		Va	7	2.51
4.Agua Dulce	LL	2802	Pr, Sp2	Pl, Np		Va	5	1.34
5.Inicio Canal San Rafael	LL	2895	Ul, Pr, Cl, Sp1, Rh	Pl, Np		Va	8	2.61
6.Cosamala	LL	2803	Ul, Pr, Sp1	Pl, Np			5	2.02
7.Cascada Compañía	LL	2847	Pr	Pl, Np, Co			4	1.04
8.La Compañía- San Rafael	LL	2676	Pr				1	0
9.La Castañeda	LL	2625	Pr, Rh			Va	3	0.69
10.La Castañeda Alto	SC	2951	Pr, Rh	Pl, Ph		Va	5	2.02
11.Monte Alegre Alto	SC	3596	Pr, Ul, Te, Sp1	Np		Va	6	2.11
12.Monte Alegre Bajo	SC	3378	Te, Sp1	Os			3	0.29
13.Manantial Eslava	SF	3230	Oe	Np, Le		Va	4	1.23
14.La Cabañita	LL	2413	Pr				1	0
15.La Planta	LL	2358	Pr				1	0
16.El Llano Alto	LL	2845	Pr	Ph, Le			3	1.20
17.El Llano Bajo	LL	2840	Ul, Pr	Ph, Np			4	0.69
18.Santa Rosa	LL	3014	Pr, Oe	Pl, Co			4	0.94
19. Santa Rosa Alto	LL	3050	Pr	Pl, Co			3	0.28
20.La Capilla	LL	2840	Sp2			Va	2	0.97
21.Los Organillos	LL	3378	Te, Sp1, Dr, Cl, Zy, Mo	Np, Ph	Ba	Va, Tr	11	2.87
22. Nac. Presa Iturbide	LL	3334	Ul, Pr, Sp1	Pl, Np, Co			6	1.41
23.Truchero Don Álvaro	LL	3200	Pr, Oe	Pl			3	1.46
24.Las Palomas	LL	3417	Sp1	Pl		Va, Tr	4	1.37
25.Manantial Capoxi	LL	3177	Pr,Cl				2	0.28
26.Río Capoxi	LL	3183	Pr	Co			2	0.99
27.Manantial San Pedro	LL	3310	Cl, Oe, St, Zy, Sp1		Ba	Va, Tr	8	2.43
28.La Caldera	LL	3124	Pr,Oe			Va	3	1.20
29.Xopachi	LL	3154	Pr, Sp1, Oe	Np, Co	Pa		6	0.98
30.Chautitle Alto	SF	3357	Ul, Pr	Pl, Np		Va	5	1.83
31.Chautitle Cañada	SF	3350	Ul, Pr	Pl, Np		Va	5	1.83
32.Truchero Alto Magdalena	SF	3278	Pr, Sp1	Pl, Le		Va	5	1.86
33.Santa Catarina	LL	2855		Os, Le			2	1.02
34.Molino de Flores	LL	2345	St	Ph			2	0.34
35.Confluencia Eslava-Magdalena	LL	2465	Ul, Pr	Ph, Os, Le		Tr	6	1.82
36.Santa Teresa	LL	2492	Ul	Ph, Os, Le			4	1.11
37.Escuela Valle de Monjas	SF	2777	Pr, Oe	Np		Va	4	1.84
38.Truchero Valle de Monjas	SF	2700	Pr				1	0
39. Rancho Nuevo Alto	LL	2895	Ul, Oe, Zy, Mo	Np		Va	6	1.82
40.Rancho Nuevo Bajo	LL	2799	Pr				1	0

Temporada: Lluvias (LL), Secas Cálidas (SC) y Secas Frías (SF). Especies de Chlorophyta: *Prasiola mexicana* J Agardh (Pr), *Ulothrix* sp. (Ul), *Cladophora glomerata* (Linnaeus) Kützing (Cl), *Spirogyra* sp.1 (Sp1), *Spirogyra* sp.2 (Sp2), *Oedogonium* sp. (Oe), *Rhizoclonium* sp. (Rh), *Stigeoclonium* sp. (St), *Mougeotia* sp. (Mo), *Zygnema* sp. (Zy), *Draparnaldia mutabilis* Bory de Saint-Vincent (Dr), *Tetraspora gelatinosa* (Vaucher) Desvaux (Te). Especies de Cyanophyta: *Coleodesmium wrangellii* (C. Agardh) Borzi (Co), *Phormidium autumnale* (A. Adardh) Gomont (Ph), *Oscillatoria limosa* C.Agardh ex Gomont (Os), *Leptolyngbya* sp. (Le), *Placoma regulare* P.A.Broady & M.Ingerfeld (Pl), *Nostoc parmelioideus* Kützing (Np). Especies de Rhodophyta: *Batrachospermum gelatinosum* (Linnaeus) De Candolle (Ba), *Paralemanea mexicana* (Kützing) Vis & Sheath (Pa). Especies de Xanthophyceae: *Vaucheria bursata* (Müller) C. Agardh (Va), *Tribonema* sp (Tr).

### 3.3. Clasificación de sitios

A través del Análisis de Ascendencia Jerárquica (AAJ) se reconocieron siete clases de sitios ordenados de acuerdo con las concentraciones de nutrientes y coliformes fecales, así como de los índices de la calidad hidromorfológica, en las distintas épocas del año (Figura 2).

De esta manera, las clases o ramas I, II, III y IV, que en conjunto son reconocidas como grupo A, reunieron a los sitios con calidad hidromorfológica buena a excelente (28-40 puntos) y concentración permisible de coliformes fecales (0-250 NMP/100 mL). Las clases I, II y III presentaron condiciones mesotróficas de agua (0.25-0.75 mg L<sup>-1</sup> para fósforo reactivo soluble y 0.70-1.50 mg L<sup>-1</sup> para nitrógeno inorgánico disuelto; Dodds, 2003), mientras que la clase IV integró a localidades oligotróficas (<0.7 mg L<sup>-1</sup> para nitrógeno inorgánico disuelto y >0.25 mg L<sup>-1</sup> para fósforo reactivo soluble; Dodds, 2003).

Por otra parte, las clases V, VI y VII, reconocidas como grupo B, reunieron a los sitios con mala a aceptable calidad hidromorfológica (8-24 puntos), concentraciones de coliformes variables (entre 10 y 2200 NMP/100 mL) y de condiciones mesotróficas, donde la clase V se caracterizó por presentar condiciones eutróficas e hipertróficas (>0.75 mg L<sup>-1</sup> para fósforo reactivo soluble y >1.5 mg L<sup>-1</sup> para nitrógeno inorgánico disuelto; Dodds, 2003). Las localidades La Planta, La Cabañita, Molino de Flores, La compañía-San Rafael, Confluencia Eslava-Magdalena, Santa Teresa y Rancho Nuevo Bajo presentaron concentraciones no permisibles de coliformes fecales (>1000 NMP/100 mL; DOF, 1994).

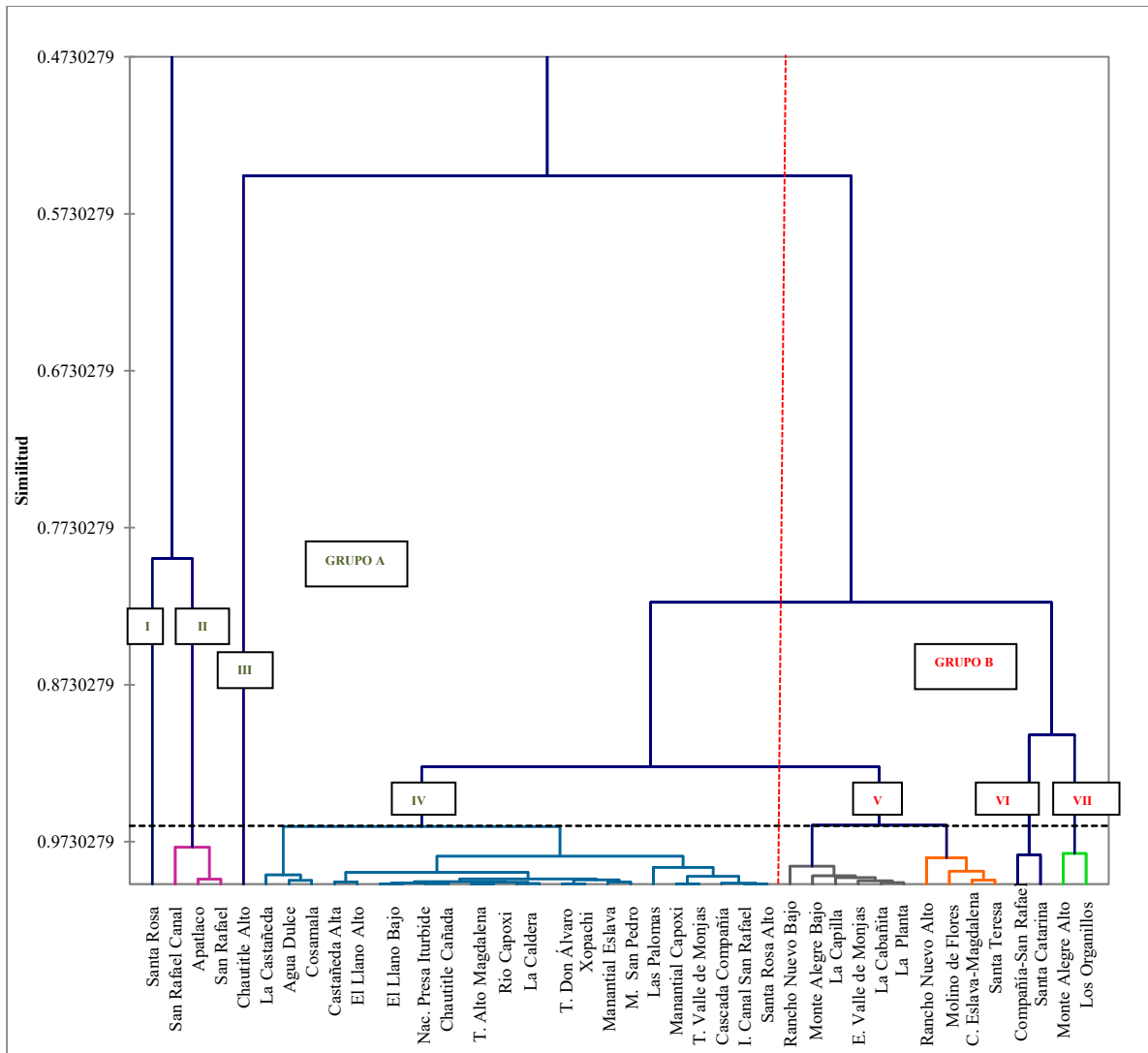


Figura 2. Análisis de Ascendencia Jerárquica (AAJ) de acuerdo con la concentración de fósforo reactivo soluble, nitrógeno inorgánico disuelto, coliformes fecales y calidad hidromorfológica de los sitios muestreados.

### 3.4. Análisis de ordenación de especies y sitios

A través del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) se explicó el 78 % de la varianza entre los parámetros ambientales y la abundancia de las especies de algas en los dos primeros ejes  $p < 0.05$  (Figura 3). El primer eje explica el 60% de la variación y mostró una correlación positiva del nitrógeno y una correlación negativa de la calidad hidromorfológica con la presencia de *Phormidium autumnale*, *Oscillatoria limosa* y *Leptolyngbya* sp. en las localidades de La Compañía-San Rafael, Monte Alegre Bajo, Molino de Flores, Confluencia Eslava-Magdalena, Santa Teresa y Rancho Nuevo Bajo. Para este mismo eje, se obtuvo una correlación negativa del nitrógeno y una correlación positiva de la calidad hidromorfológica con la presencia de *Coleodesmium wrangelii*, *Rhizoclonium* sp., *Batrachospermum gelatinosum* y *Paralemanea mexicana* en las localidades de La Castañeda Alto, Manantial Eslava, Santa Rosa Alto, Las Palomas, Manantial San Pedro y Xopachi.

El segundo eje explica el 18% de la variación y se observó una correlación positiva entre el fósforo y los coliformes fecales con la presencia de *P. autumnale*, *O. limosa*, *Tetraspora gelatinosa* y *Stigeoclonium* sp. en las localidades de La Cabañita, Monte Alegre Bajo, Molino de Flores, Escuela Valle de Monjas y Rancho Nuevo Bajo. Mientras que se mostró una relación negativa con la presencia de *Draparnaldia mutabilis* y *Mougeotia* sp. en las localidades de Apatlaco y San Rafael Canal. (Figura 3 y Tabla 4).

De acuerdo con los resultados del Análisis de Correspondencia Canónica, se observa, por un lado, la preferencia de un grupo de especies por el nitrógeno inorgánico disuelto, mientras que otro por el fósforo reactivo soluble. Concretamente, el nitrógeno estuvo correlacionado con tres especies de Cyanophyta, *Phormidium autumnale*, *Oscillatoria limosa* y *Leptolyngbya* sp.; mientras que el fósforo con *Tetraspora gelatinosa*, *Stigeoclonium* sp. y *P. autumnale*. Destaca dentro de este mismo análisis, que los índices de calidad hidromorfológica estuvieron relacionados de manera importante con *Coleodesmium wrangelii*, *Draparnaldia mutabilis*, *Batrachospermum gelatinosum* y *Paralemanea mexicana*.

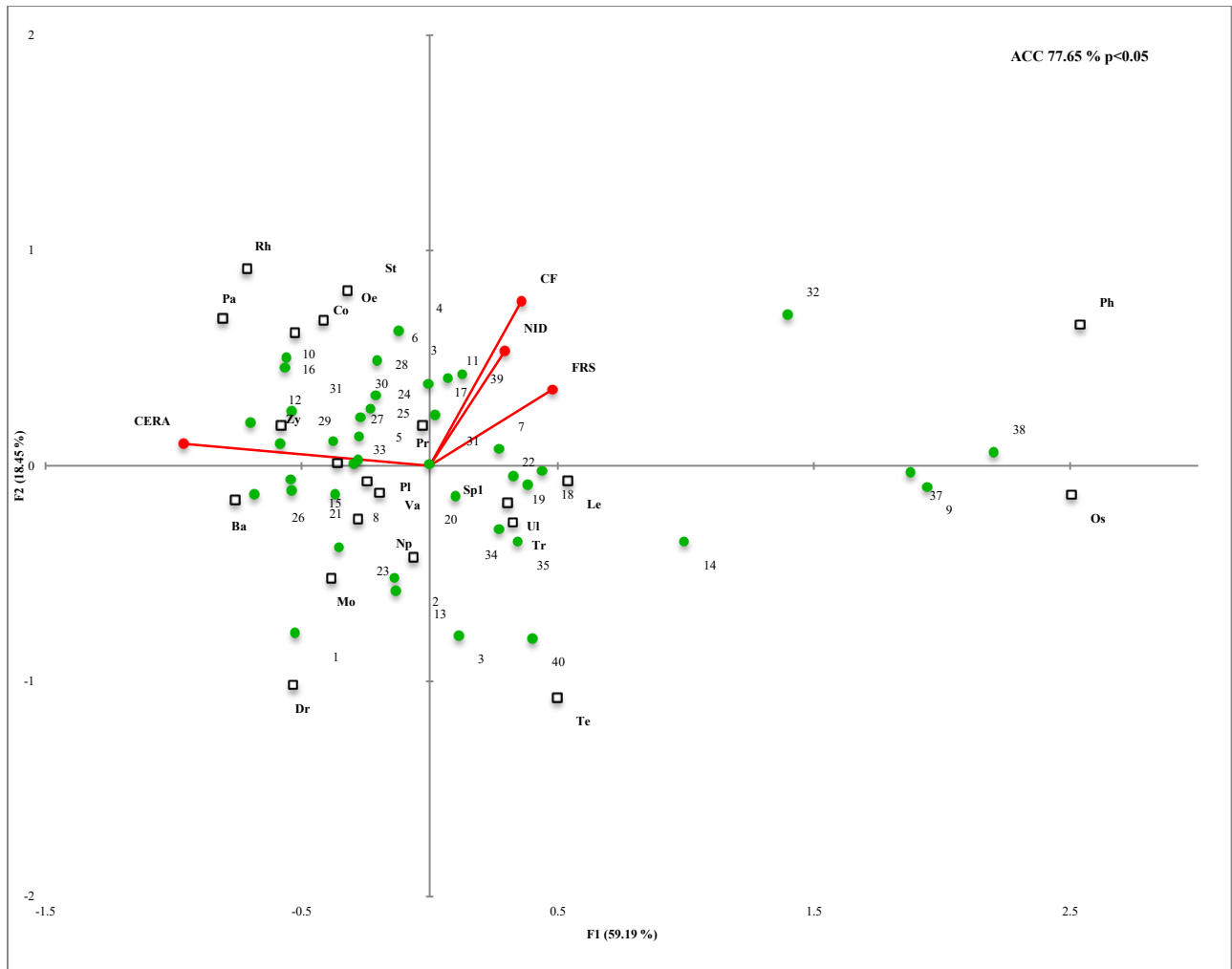


Figura 3. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). Relación entre las variables fisicoquímicas (—), sitios (●) y abundancia relativa de las especies de algas (□) en la cuenca de México. CERA:calidad hidromorfológica; CF: Coliformes fecales; NID: Nitrógeno inorgánico disuelto; FRS: Fósforo reactivo soluble. Los números y las abreviaturas (mayúsculas y minúsculas) corresponden a las localidades y especies de la Tabla 3.

Tabla 4. Correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) del Análisis de Correspondencia Canónica.

Variación explicada %	Eje 1		Eje 2		Eje 3		Eje 4	
	60		78		91		100	
	+	-	+	-	+	-	+	-
Fósforo Reactivo Soluble			0.53		0.79			
Nitrógeno Inorgánico Disuelto	0.48							-0.79
Coliformes Fecales			0.76			-0.52		
CERA		-0.96						
<b>Especies</b>								
<i>Placoma regulare</i>					0.41			
<i>Nostoc parmelioides</i>								
<i>Phormidium autumnale</i>	2.54		0.65		0.57			
<i>Coleodesmium wrangelii</i>		-0.53					1.10	
<i>Oscillatoria limosa</i>	2.51		0.75			-0.66		
<i>Leptolyngbya</i> sp.	0.54						0.48	
<i>Ulothrix</i> sp.								
<i>Prasiola mexicana</i>								
<i>Tetraspora gelatinosa</i>			1.08			-0.40		
<i>Cladophora glomerata</i>					0.71			
<i>Spirogyra</i> sp.1							0.16	
<i>Spirogyra</i> sp.2								
<i>Oedogonium</i> sp.						-0.60		
<i>Rhizoclonim</i> sp.		-0.71						-0.60
<i>Draparnaldia mutabilis</i>				-1.02	0.59			
<i>Stigeoclonium</i> sp.			0.81					-0.45
<i>Zygnema</i> sp.						-0.46		
<i>Mougeotia</i> sp.				-0.52				
<i>Batrachospermum gelatinosum</i>		-0.76						
<i>Paralemanea mexicana</i>		-0.81					0.86	
<i>Vaucheria bursata</i>								
<i>Tribonema</i> sp.						-0.46		
<b>Sitios muestreados</b>								
Apatlaco				-0.78				
San Rafael					0.73			
San Rafael Canal				-0.79	0.48			
Agua dulce					0.42			
Cosamala								-0.45
La Compañía-San Rafael	1.94							
La Castañeda								
La Castañeda Alto		-0.70						
Monte Alegre Alto								
Monte Alegre Bajo	0.99		0.63					
Manantial Eslava		-0.54						
La Cabañita			0.46			-0.60		
El Llano Alto								
Sta. Rosa Alto		-0.54						
Las Palomas		-0.69						
Manantial San Pedro		-0.58						
Xopachi		-0.54						
Molino de Flores	3.04		2.05		2.45			-0.55
Confluencia Eslava-Magdalena	1.88							
Santa Teresa	2.20							
Escuela Valle de Monjas			0.43			-0.55		-0.64
Truchero Valle de Monjas								-0.76
Rancho Nuevo Alto								
Rancho Nuevo Bajo	1.40		0.77		0.70		0.94	

### 3.5. El Índice de Valor Ecológico

El Índice de Valor Ecológico de las especies de algas fue calculado para cada uno de los grupos obtenidos en el análisis de Agrupación Ascendente Jerárquica; es decir, uno para el grupo A y otro para el B. El grupo A caracterizado, de manera general, por las mejores condiciones ambientales y, el grupo B, por las malas condiciones.

En el grupo A, la mayor especificidad ( $A_{ij} > 0.6$ ) se calculó para 13 especies de algas Cyanophyta, Chlorophyta y Rhodophyta; mientras que los valores más bajos ( $A_{ij} < 0.1$ ) se observaron en *Phormidium autumnale* y *Oscillatoria limosa*. En relación con la fidelidad, los valores más altos ( $B_{ij} > 0.6$ ) fueron calculados para *Prasiola mexicana* y *Placoma regulare*; mientras que los valores más bajos ( $B_{ij} < 0.1$ ) se calcularon para ocho especies de Chlorophyta y Cyanophyta. En cuanto al índice de valor ecológico calculado, cuatro especies fueron reconocidas como potenciales indicadoras y detectoras de las condiciones ambientales del grupo A. *Placoma regulare* se reconoció como especie indicadora ( $IndVal > 50$ ), mientras que *Vaucheria bursata*, *Prasiola mexicana* y *Nostoc parmelioides* correspondieron a las especies detectoras ( $IndVal > 25$ ). *Tetraspora gelatinosa*, *Draparnaldia mutabilis* y *Mougeotia* sp. no fueron registradas dentro de las localidades pertenecientes al grupo A, por lo que no se obtuvo su Índice de Valor Ecológico (Tabla 5).

En el grupo B la especificidad más importante ( $A_{ij} > 0.6$ ) se observó en seis especies de Chlorophyta y Cyanophyta, mientras que los valores más bajos ( $A_{ij} < 0.1$ ) se presentaron en *Stigeoclonium* sp. y *Placoma regulare*. En relación con la fidelidad, el valor más importante fue calculado para *Prasiola mexicana* ( $B_{ij} > 0.6$ ) y los valores más bajos se presentaron en cinco especies, la mayoría de ellas Chlorophyta. Dentro del grupo B, cuatro taxa fueron reconocidas como especies detectoras ( $IndVal > 25$ ) y correspondieron a *Phormidium autumnale*, *Oscillatoria limosa*, *Tetraspora gelatinosa* y *Prasiola mexicana*. Dentro de este grupo ningún taxa presentó al menos 50 puntos  $IndVal$ , por lo que no fue posible reconocer ninguna especie indicadora. Por otra parte *Coleodesmium wrangelii*, *Leptolyngbya* sp., *Spirogyra* sp.2, *Rhizoclonium* sp. y *Paralemanea mexicana* no fueron registradas en ninguna de las localidades del grupo B y, en consecuencia, no fue calculado su Índice de Valor Ecológico (Tabla 5).

Tabla 5. Valor indicador de las algas macroscópicas en los ríos de la cuenca de México.

Especies	Grupo A			Grupo B		
	Especificidad	Fidelidad	IndVal	Especificidad	Fidelidad	IndVal
<b>Cyanophyta</b>						
<i>Placoma regulare</i>	0.92	0.61	<b>52.31</b>	0.08	0.07	0.60
<i>Nostoc parmelioides</i>	0.68	0.36	<b>25.13</b>	0.43	0.20	8.59
<i>Phormidium autumnale</i>	0.02	0.11	0.24	0.98	0.36	<b>34.9</b>
<i>Coleodesmium wrangelii</i>	1.00	0.18	17.86	0.00	0.00	0.00
<i>Oscillatoria limosa</i>	0.03	0.04	0.12	0.97	0.21	<b>25.74</b>
<i>Leptolyngbya</i> sp.	1.00	0.07	7.14	0.00	0.00	0.00
<b>Chlorophyta</b>						
<i>Ulothrix</i> sp.	0.63	0.29	17.95	0.37	0.43	15.93
<i>Prasiola mexicana</i>	0.54	0.75	<b>40.37</b>	0.46	0.62	<b>26.38</b>
<i>Tetraspora gelatinosa</i>	0.00	0.00	0.00	1.00	0.21	<b>25.43</b>
<i>Cladophora glomerata</i>	0.67	0.21	14.25	0.33	0.07	2.39
<i>Spirogyra</i> sp.1	0.44	0.39	17.13	0.56	0.21	12.09
<i>Spirogyra</i> sp.2	1.00	0.04	3.57	0.00	0.00	0.00
<i>Oedogonium</i> sp.	0.48	0.21	10.22	0.52	0.14	7.47
<i>Rhizoclonim</i> sp.	1.00	0.14	14.29	0.00	0.00	0.00
<i>Draparnaldia mutabilis</i>	0.00	0.00	0.00	1.00	0.07	7.14
<i>Stigeoclonium</i> sp.	0.91	0.04	3.25	0.09	0.07	0.65
<i>Zygnema</i> sp.	0.67	0.04	2.39	0.33	0.14	4.72
<i>Mougeotia</i> sp.	0.00	0.00	0.00	1.00	0.14	14.29
<b>Rhodophyta</b>						
<i>Batrachospermum gelatinosum</i>	0.73	0.04	2.62	0.27	0.07	1.90
<i>Paralemanea mexicana</i>	1.00	0.04	3.57	0.00	0.00	0.00
<b>Xanthophyceae</b>						
<i>Vaucheria bursata</i>	0.77	0.54	<b>41.24</b>	0.23	0.36	8.22
<i>Tribonema</i> sp.	0.24	0.07	1.75	0.76	0.14	10.79



Con base en el reconocimiento de especies detectoras e indicadoras, así como en la caracterización trófica, hidromorfológica y bacteriológica de los ríos de la cuenca de México, se presenta en la Tabla 6 una propuesta para evaluar la calidad ecológica de los mismos, destacando la importancia de la presencia y la cobertura de las especies de algas macroscópicas, así como de diversos elementos de heterogeneidad espacial.

Tabla 6. Propuesta de la evaluación de la calidad ecológica en los ríos de la cuenca de México.

Calidad ecológica	Especies (abundancia porcentual)	Puntos	Elementos de heterogeneidad espacial	Puntos
Excelente	<i>Placoma regulare</i> 75-100 %	4	Sustrato heterogéneo	
	<i>Vaucheria bursata</i> 75-100 %	4	(más de tres diferentes tipos de sustrato).	3
	<i>Nostoc parmelioides</i> 25-50 %	4	Flujos moderados a elevados (> 0.8 m s <sup>-1</sup> ).	3
	<i>Prasiola mexicana</i> 25-50 %	4	Cobertura arbórea (50-75%).	3
	<i>Phormidium autumnale</i> 0-5%	4	Actividades económicas ausentes a 5 km	
	<i>Oscillatoria limosa</i> 0-5%	4	(agricultura, ganadería, turismo).	3
	<i>Tetraspora gelatinosa</i> 0-5%	4	Fuentes de contaminación ausentes (desechos orgánicos, tuberías, drenajes).	3
Buena	<i>Placoma regulare</i> 50-75 %	3	Sustrato heterogéneo	
	<i>Vaucheria bursata</i> 50-75 %	3	(hasta tres diferentes tipos de sustrato).	2
	<i>Nostoc parmelioides</i> 25-50 %	3	Flujos moderados (0.6-0.8 m s <sup>-1</sup> ).	2
	<i>Prasiola mexicana</i> 25-50 %	3	Cobertura arbórea (hasta 50%).	2
	<i>Phormidium autumnale</i> 5-10%	3	Actividades económicas escasas a 5 km	
	<i>Oscillatoria limosa</i> 5-10%	3	(agricultura, ganadería, turismo).	2
	<i>Tetraspora gelatinosa</i> 5-10%	3	Fuentes de contaminación escasas (desechos orgánicos, tuberías, drenajes).	2
Regular	<i>Placoma regulare</i> 25-50 %	2	Sustrato no heterogéneo	
	<i>Vaucheria bursata</i> 25-50 %	2	(hasta dos diferentes tipos de sustrato).	1
	<i>Nostoc parmelioides</i> <25 %	2	Flujos bajos a moderados (0.4-0.6 m s <sup>-1</sup> ).	1
	<i>Prasiola mexicana</i> <25 %	2	Cobertura arbórea (hasta 25%).	1
	<i>Phormidium autumnale</i> 25-50 %	2	Actividades económicas moderadas a 5 km	
	<i>Oscillatoria limosa</i> 25-50 %	2	(agricultura, ganadería, turismo).	1
	<i>Tetraspora gelatinosa</i> 25-50 %	2	Fuentes de contaminación moderadas (desechos orgánicos, tuberías, drenajes).	1
Mala	<i>Placoma regulare</i> <10 %	1	Sustrato no heterogéneo	
	<i>Vaucheria bursata</i> <10 %	1	(un tipo de sustrato).	0
	<i>Nostoc parmelioides</i> <10 %	1	Flujos bajos (< 0.4 m s <sup>-1</sup> ).	0
	<i>Prasiola mexicana</i> <10 %	1	Cobertura arbórea (menor al 25%).	0
	<i>Phormidium autumnale</i> >50 %	1	Actividades económicas abundantes a 5 km	
	<i>Oscillatoria limosa</i> >50 %	1	(agricultura, ganadería, turismo).	0
	<i>Tetraspora gelatinosa</i> >50 %	1	Fuentes de contaminación abundantes (desechos orgánicos, tuberías, drenajes).	0

Escala de calificación: Excelente: >31. Bueno: 22 a 31. Regular: 8 a 21. Mala: <8

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1. Tipificación fluvial

Los ríos de la cuenca de México presentan características que los tipifican como ríos de montaña de regiones tropicales (Dudgeon, 2008; Bojorge, 2013) que están relacionadas con la ubicación y la complejidad orográfica de esta región (Ferrusquía-Villafranca, 1998), por lo que es frecuente observar condiciones templadas, de pobre a moderada concentración de nutrientes y flujos permanentes. La baja mineralización y el pH circumneutral son también característicos de los ríos de montaña del centro de México (Bojorge-García *et al.*, 2010) debido a que tienen una historia geológica común y presentan suelos no salinos, de tipo andesítico-basáltico (Arce *et al.*, 2015).

Es importante señalar que la mitad de los ríos muestreados presentan aforos bajos ( $<0.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), sin embargo, los eventos de precipitación pluvial durante el verano son responsables del incremento del volumen de agua y flujo (Zamorano-Orozco *et al.*, 2001). Por otra parte, la condición templada en la mayoría de los sitios analizados estuvo asociada a la elevada altitud (Tabla 2), aun cuando estos se distribuyen dentro de una región tropical.

La temperatura es un factor importante en los ecosistemas acuáticos, debido a que está involucrada en la regulación de las tasas de reacción química y procesos biológicos (Lampert y Sommer, 1997). Las aguas frías tienen mayor capacidad de saturación para el oxígeno que las cálidas (Gama Flores *et al.*, 2015) y que aunado a las condiciones de turbulencia de los ríos, así como a la productividad de los organismos fotosintéticos, permiten que la tasa de reciclaje de nutrientes sea mayor (Rosemond *et al.*, 2000). En contraste, durante la estación seca los niveles de aforo disminuyen y la temperatura aumenta, lo que genera una mayor concentración de nutrientes en la columna de agua (Peña *et al.*, 2001), donde algunas poblaciones de algas no consiguen asimilarla. De esta forma, la estacionalidad juega un papel importante sobre las condiciones fisicoquímicas del agua y la estructura de la comunidad biológica (Krebs, 2001).

En términos de escalas espaciales, la mala calidad del agua estuvo relacionada con el uso de suelo cercano al afluente, por lo que las localidades muestreadas sobre suelo agrícola y urbano presentaron las peores condiciones tróficas, en contraste con las estudiadas sobre Suelo de Conservación. Sin embargo, se presentan algunas excepciones en localidades como Nacimiento Presa Iturbide, Los Organillos y Monte Alegre Bajo, ya que en estos eran evidentes actividades agrícolas, pastoriles o piscícolas, aun cuando las cartas de uso de suelo no lo registran (INEGI, 2013).

La condición hidromorfológica también estuvo relacionada con la calidad de la zona de ribera. De esta manera, la evaluación sugiere que más de la mitad de los ríos estudiados presenta condiciones buenas a excelentes (Tabla 2), y se debe principalmente al establecimiento y a la continuidad de vegetación nativa, como *Abies religiosa* y *Pinus ayacahuite* K. Ehrenb (Rzedowski, 2001), a la naturalidad del afluente, la ausencia de actividades humanas y a la heterogeneidad espacial. En cambio, las localidades con una calidad hidromorfológica mala y regular presentaron diversos elementos de disturbio, tales como entubamientos y estructuras artificiales adyacentes al canal, abundantes residuos sólidos, vegetación natural discontinua o escasa y una composición poco heterogénea de sustratos, características frecuentemente observadas en los ríos localizados en la sección media y baja de la cuenca.

El nivel trófico y la concentración de coliformes fecales en el agua fueron congruentes con la evaluación hidromorfológica. Los aportes bajos de nutrientes de los ríos distribuidos sobre Suelo de Conservación y calidad hidromorfológica buena a excelente, pueden tener origen en el desgaste natural del sustrato (Ferrusquía-Villafranca, 1998; Peña *et al.*, 2001). Mientras que el incremento de nutrientes y la presencia de coliformes fecales en sitios con calidad hidromorfológica mala están relacionados con el uso de suelo agrícola o con actividades de pastoreo cercanos al cauce, condiciones observadas en Los Organillos, La Cabañita, La Planta y Molino de Flores. Los desechos y fertilizantes orgánicos son una fuente importante de nitrógeno y fósforo en los afluentes (Peña *et al.*, 2001) y estos fueron confirmados a través de la detección de concentraciones no permisibles de coliformes fecales y nutrientes (Tabla 2).

De igual manera, los sitios con fuentes puntuales de contaminación, como los sistemas de drenaje en áreas urbanas, muestran una concentración alta de nutrimentos, siendo el caso de las localidades Confluencia Eslava-Magdalena y Santa Teresa. Se tiene conocimiento que el incremento en los niveles tróficos del agua, por causa de actividades humanas, contribuye a los cambios en la productividad de los sistemas loticos (Borobia, 2013). No obstante, varias de las localidades estudiadas presentaron una condición trófica propia de ríos de montaña (Ramírez y Cantoral, 2003; Bojorge-García *et al.*, 2010; Rodríguez, 2014) y por lo tanto es posible definir las condiciones de referencia de la cuenca de México. En este sentido, destacan las localidades de Inicio Canal San Rafael y Chautitle Alto, las cuales además presentan una importante diversidad de algas.

La clasificación de sitios a partir del Análisis Ascendente Jerárquico permitió reconocer dos grupos de localidades basados en las características tróficas, la concentración de coliformes fecales y la calidad hidromorfológica: los de buena y los de mala calidad ecológica. La correspondencia entre estos parámetros fue confirmativa, ya que la naturalidad y el grado de conservación de la zona de ribera está relacionado con las mejores condiciones tróficas y la concentración permisible de coliformes fecales en los afluentes. De esta manera, los puntos colectados cerca de la cabecera de la cuenca corresponden a la categoría de Suelo de Conservación y presentan la mejor calidad en relación con la sección media o baja de la cuenca, con uso de suelo agrícola-pecuario-forestal o urbano.

#### **4.2. La comunidad de algas macroscópicas**

Las especies presentes en la cuenca de México son afines a ríos con flujos permanentes y de agua templada, cuya composición es semejante a la reportada para ambientes templados de la región central del país (Ramírez y Cantoral, 2003; Bojorge-García *et al.*, 2010; Rodríguez, 2014), lo cual sugiere una flora ficológica bien establecida. El número de especies colectadas en cada uno de los sitios es semejante al de ríos de montaña estudiados en el centro de México (3-8 spp. en Ramírez *et al.*, 2001; 2-7 spp. en Bojorge-García *et al.*, 2010) y al de ambientes boreales en América del Norte (0-11 spp. en Sheath y Cole, 1992).

La mayoría de estas especies pertenecen a Chlorophyta y Cyanophyta, grupos cuya complejidad morfológica y uso de diversas estrategias de reproducción y dispersión, les permiten colonizar una gran cantidad de espacios (Lunning, 1990; Branco *et al.*, 2014). El desarrollo de rizoides en las formas filamentosas y laminares, así como la producción de mucílago en las formas coloniales, las hacen tolerantes al constante flujo de agua y la elevada radiación (Sheath y Hambrook, 1990; Ramírez y Carmona, 2005). Asimismo, su preferencia por el sustrato rocoso de talla mediana o grande, garantiza su estabilidad en los flujos turbulentos (Vieira y Necchi, 2002). De esta manera, las formas de crecimiento de *Prasiola mexicana* (lámina), *Spirogyra* sp.1, *Vaucheria bursata* (filamentosos), *Placoma regulare* y *Nostoc parmelioides* (muscilaginosos), les permiten establecerse y desarrollarse adecuadamente (Bojorge-García *et al.*, 2010; Rodríguez, 2014).

Una de las formas de reproducción más exitosas entre las algas es la formación de esporas de resistencia con alta viabilidad, las cuales germinan una vez que las condiciones ambientales les son favorables (Krebs, 2001); mientras que la formación de fragmentos vegetativos facilita de manera casi inmediata la dispersión de estos organismos (Kristiansen, 1996). Estas características explican su dominancia y adaptación a los cambios temporales en los ríos (Sheath y Cole, 1992; Branco *et al.*, 2014); lo que permite explicar por qué las especies de Chlorophyta y Cyanophyta se encuentran entre las más exitosas dentro de los ecosistemas lóticos (Branco *et al.*, 2014).

Se tiene conocimiento que las cianobacterias son un grupo de algas exitoso en áreas o épocas de deficiencias nutrimentales, debido a que pueden obtener del aire el nitrógeno en forma molecular (Gama Flores *et al.*, 2015). La presencia de numerosos heterocitos en las colonias de *N. parmelioides* sugiere que sus poblaciones tienen una alta capacidad para fijar nitrógeno atmosférico, aun cuando este se encuentre limitado en la columna de agua (Bebout *et al.*, 1993; Stal, 1995). No obstante, los sitios eutróficos y con algún grado de perturbación también están dominados por especies de Chlorophyta y Cyanophyta, aunque la composición es distinta respecto a los ambientes oligotróficos. *Tetraspora gelatinosa*, *Stigeoclonium* sp., *Phormidium autumnale* y *Oscillatoria limosa*, son tolerantes a concentraciones importantes de nutrientes y flujos menores (Loza *et al.*, 2013; Rodríguez, 2014), incluso cuando se trata de especies adaptadas a condiciones templadas (Ramírez, 2002; Bojorge-García *et al.*, 2010).

La condición trófica de los ríos no es el único factor que afecta el desarrollo de la comunidad, ya que localidades como La Castañeda, Apatlaco, Las Palomas y Truchero Don Álvaro donde la calidad del agua e hidromorfológica es buena, la riqueza y cobertura de algunas especies es menor. Esto se explica por la densa cobertura arbórea que limita la entrada de luz, así como por la reducida heterogeneidad de sustrato, impidiendo el establecimiento y el desarrollo de la comunidad algal (Branco *et al.*, 2014). Las especies más afectadas por la limitación de radiación son las Chlorophyta, ya que sin este recurso los procesos fotosintéticos se ven alterados (Lunning, 1990). En cambio, es más probable el establecimiento de especies de Cyanophyta y Rhodophyta, pues son tolerantes a condiciones de sombra (Sheath y Hambrook, 1990).

En términos temporales, la mayor riqueza y diversidad se presenta durante la temporada de lluvias y secas frías (Tabla 3). Además, la mayor cobertura de estas especies se observa cuando hay un aumento en el aforo y las temperaturas del agua son las más bajas. *Prasiola mexicana*, *Vaucheria bursata* y *Placoma regulare*, destacan como especies tolerantes a estas características ambientales (Ramírez y Cantoral, 2003; Ramírez y Carmona, 2005). En contraste, la menor riqueza y diversidad se observa durante la temporada de secas cálidas y en los sitios con el menor aforo, lo que hace que los sólidos disueltos y los nutrientes se concentren, teniendo como consecuencia el desarrollo e incremento en la cobertura de *Tetraspora gelatinosa*, *Oscillatoria limosa*, *Phormidium autumnale* y *Stigeoclonium* sp. (Loza *et al.*, 2013; Rodríguez, 2014).

Las poblaciones de *T. gelatinosa* se desarrollan principalmente en zonas de ribera estancadas e incrementa su cobertura significativamente en presencia de fósforo. En tanto que, las poblaciones de *P. autumnale* y *Stigeoclonium* sp. resultan tolerantes a las concentraciones altas de fósforo y de nitrógeno, así como a volúmenes de agua bajos (Ramírez, 2002; Rodríguez, 2014). Por otra parte, *Prasiola mexicana* y *Cladophora glomerata* son especies que pueden desarrollarse en ambientes con concentraciones moderadas de nutrientes, sin embargo, esta condición no es única para su establecimiento, ya que también necesitan de suficiente flujo (Ramírez y Carmona, 2005; Higgins *et al.*, 2008), de lo contrario sus coberturas se reducen.

### 4.3. El valor indicador de las algas macroscópicas

Los índices de especificidad, fidelidad y de valor ecológico mostraron un conjunto de especies relacionado con la calidad hidromorfológica y el estado trófico de los sitios, los cuales confirmaron las relaciones observadas en el Análisis de Correspondencia Canónica (Figura 3 y Tabla 4). Tanto en el grupo A como en el B, la mayoría de las especies mostraron una mayor especificidad por hábitat que fidelidad. Esto quiere decir que, aunque la cobertura de las algas se presentaba de manera abundante en los respectivos grupos, no siempre era la más frecuente. Otras especies, en cambio, mostraron una correspondencia equitativa en cuanto a su especificidad y fidelidad, es decir, fueron tan abundantes como frecuentes, mostrando los índices de valor ecológico más altos (Tabla 5).

Así, el grupo A caracterizado por la mejor calidad del agua y la zona de ribera mejor conservada, se reconocieron hasta 13 especies de algas con el mayor índice de especificidad, entre ellas *Placoma regulare*, *Nostoc parmelioides*, *Cladophora glomerata* y *Vaucheria bursata*. La afinidad que muestran estas especies por las características ambientales del grupo A ha sido descrita para varios ríos templados (Ramírez *et al.*, 2001; Bojorge-García *et al.*, 2010), las cuales mostraron relaciones significativas con la mejor calidad hidromorfológica (Figura 3 y Tabla 4). En cambio, la menor especificidad de *Phormidium autumnale* y *Oscillatoria limosa*, sugieren su poca relación por las condiciones mejor conservadas.

Por otra parte, no fue posible reconocer una amplia fidelidad entre todas las especies de este grupo, como *Batrachospermum gelatinosum* y *Paralemanea mexicana*, las cuales se distinguen por tener una distribución baja entre los ríos de la cuenca de México, así como en afluentes templados de Norteamérica (Sheath y Cole, 1992; Vis y Sheath, 1992), debido a que sus estructuras frágiles requieren condiciones ambientales específicas para su desarrollo, tales como baja radiación y aforo. En contraste, la mayor fidelidad reconocida en *Prasiola mexicana* y *Placoma regulare*, indica que son las especies más frecuentes entre los sitios este grupo.

Los índices de valor ecológico más importantes para el grupo A fueron registrados para cuatro especies (Tabla 5). *Vaucheria bursata*, *Nostoc parmelioides* y *Prasiola mexicana* se reconocen como especies potencialmente detectoras de la mejor calidad ecológica, mientras que *Placoma regulare* se identifica como una especie indicadora potencial del grupo A. *Tetraspora gelatinosa* y *Mougeotia* sp., son especies ausentes en este grupo, debido a su baja relación con la mejor calidad ecológica de los sitios, por lo que no fue calculado su índice. Para estas especies, se ha descrito su preferencia por el flujo de agua bajo y las concentraciones de nutrientes moderadas y altas (Rodríguez, 2014).

En el grupo B, seis especies presentaron los mayores índices de especificidad, y de éstas *Phormidium autumnale*, *Oscillatoria limosa* y *Tetraspora gelatinosa* se correlacionan con los sitios de condiciones eutróficas, con la peor calidad de agua y la peor calidad hidromorfológica, aunque la fidelidad calculada para estas especies refleja su baja distribución. La afinidad por estas condiciones ambientales también ha sido descrita en estudios previos de los ríos templados de México (Ramírez *et al.*, 2001) y Europa (Loza *et al.*, 2013), y pueden reconocerse como especies especialistas de ambientes euróficos (Sheath y Vis, 2013). *T. gelatinosa* es una especie que se caracteriza por tolerar altas concentraciones de fósforo reactivo soluble (Tabla 2 y 4); no obstante, su establecimiento también requiere de flujos de agua bajos y bien iluminados (Rodríguez, 2014).

*Draparnaldia mutabilis* y *Batrachospermum gelatinosum* también presentan el menor índice de fidelidad, ya que para su desarrollo necesitan, entre otras cosas, bajas concentraciones de nutrientes (Bojorge-García *et al.*, 2010; Rodríguez, 2014). En cambio, *Prasiola mexicana* mostró el mayor índice de fidelidad. Esto significa que, además de ser una de las especies de algas con más amplia distribución dentro de la cuenca, es muy tolerante a diferentes condiciones ambientales, principalmente en la concentración de nutrientes y flujos de agua moderados (Ramírez y Carmona, 2007; Bojorge-García *et al.*, 2010; Rodríguez, 2014), por lo que en esta región, puede considerarse una especie generalista (Ramírez y Cantoral, 2003).



Los índices de valor ecológico más importantes fueron calculados para *Phormidium autumnale* y *Prasiola mexicana*, sin embargo, sólo la primera puede ser considerada como una especie detectora potencial de los sitios eutróficos y de menor calidad hidromorfológica. *Placoma regulare* muestra los menores índices de especificidad y fidelidad, mientras que *Coleodesmium wrangelii*, *Spirogyra* sp.2, *Rhizoclonium* sp. y *Paralemanea mexicana* no se presentan en ninguno de los sitios del grupo B, lo que confirma que son especies que no están relacionadas con la mala calidad del agua.

Es importante mencionar que la presencia de cada especie en el ambiente acuático no es una propiedad fija a las condiciones ambientales prevalecientes, sino que es resultado de un conjunto de fuerzas evolutivas actuando sobre ellas desde hace muchos miles de años, pero también de las respuestas inmediatas que tienen los organismos en el ambiente (Begon *et al.*, 1997). Desde los estudios realizados por Darwin se sabe de la estrecha relación entre las especies y el medio que habitan, creando adaptaciones locales; sin embargo, el que ocurran o no depende de la fuerza de la selección natural, de la variación genética y de la rapidez con la que las poblaciones responden a estos factores (Declerck *et al.*, 2001).

El hecho de que un organismo se reproduzca y sobreviva en ciertos ambientes, se debe a que su fisiología tiene una importante influencia sobre la capacidad para interactuar con el medio, por lo que la tolerancia de cada especie hacia ciertos elementos fisicoquímicos, determinará si puede o no reproducirse, sólo sobrevivir o perecer (Miracle, 1974).

## 5. CONCLUSIONES

1. Los ríos estudiados en las partes altas de la cuenca, distribuidos sobre Suelo de Conservación y que presentan la mejor calidad hidromorfológica, pueden ser reconocidos como sitios de referencia potenciales para la cuenca de México, ya que en estos sitios se pueden observar condiciones oligotróficas, baja concentración de materia orgánica y condiciones templadas óptimas para la comunidad de algas; no olvidando que otros factores como la luz, el flujo y la disponibilidad de sustrato deben ser considerados en la evaluación de la calidad ecológica si se utiliza a este grupo biológico como indicador.

2. El nivel trófico, el análisis bacteriológico e hidromorfológico fueron consistentes entre sí y permiten reconocer sitios de excelente o de mala calidad ecológica. En general, los ríos que se distribuyen sobre Suelo de Conservación presentan la mejor calificación, excepto si éstas comienzan a mostrar alguna actividad económica. A propósito, es importante señalar que las Normas Oficiales Mexicanas deberán ser más rigurosas en cuanto al establecimiento de los límites permisibles de nutrientes en los sistemas naturales, pues al compararlos con otros estándares, por ejemplo los propuestos por Dodds (2003), resultan demasiado altos para la protección a la vida silvestre y el autoconsumo.

3. La comunidad de algas macroscópicas de la cuenca de México puede ser empleada para validar la calidad ecológica del ecosistema de ribera e incluirse en el diseño de un plan de monitoreo biológico. Los ríos con mayor diversidad de especies correspondieron a los sitios mejor conservados, de mejor calidad de agua y de amplia heterogeneidad ambiental. Asimismo, la composición y abundancia de las especies se correlacionó con las variables fisicoquímicas seleccionadas y fue confirmada a través de los índices de valor ecológico.

4. De acuerdo con el protocolo de *Freshwater Ecology and Management Research Group*, este trabajo se encuentra en una fase en la que se analizan las clases de calidad ecológica de los sitios y se comparan con los estándares propuestos en las normas oficiales, lo que permitirá generar mapas de los sitios de referencia potenciales en la cuenca de México y su confirmación a través del valor indicador las algas macroscópicas.

5. Es innegable la participación del sector social en el manejo de cuencas hidrográficas, ya que de este depende, en gran medida, la dinámica funcional del ecosistema. También es importante considerar un manejo adaptativo, a fin de disminuir los procesos de deterioro del paisaje y hacer más eficiente el aprovechamiento de los recursos hídricos.

6. El reconocimiento de sitios de referencia y el uso de las algas macroscópicas como indicadores de la calidad ecológica de los ríos permite generar medidas ligadas al manejo de los ecosistemas loticos y sus recursos naturales, tan imprescindibles para una región con graves problemas ambientales, particularmente en materia de la cantidad y calidad del agua, así como en la conservación de los últimos paisajes naturales que tiene la cuenca de México.

## 6. REFERENCIAS

Acosta R., Ríos-Touma B., Rieradevall M. y Prat N. 2009. Proposal for an evaluation protocol of the ecological quality of Andean rivers (CERA) and its use in two basins in Ecuador and Peru. *Limnetica* 28(1): 35-64.

Alberti M., Booth D., Hill K., Coburn B., Avolio C., Coe S. y Spirandell D. 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basin. *Landscape and Urban Planning* 80: 345-361.

Allan J.D. 1995. *Stream ecology: Structure and function of running waters*. London. 388 p.

Allan J.D. 2004. Landscape and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Reviews of Ecological Systems* 35: 257-284.

American Public Health Association (APHA), *American Water Works Association and Water Environmental Federation*. 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Port City Press. Washington, D.C.

Arce J.L., Layer P., Martínez I., Salinas J.I., Macías M.C., Morales E., Benowitz J., Escolero O. y Lenhardt N. 2015. Geología y estratigrafía del pozo profundo San Lorenzo Tezonco y de sus alrededores, sur de la cuenca de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 67(2):123-143.

Bebout B.M., Fitzpatrick M.W. y Paerl H.W. 1993. Identification of the sources of energy for nitrogen fixation and physiological characterization of nitrogen-fixing members of a marine microbial mat community. *Applied and Environmental Microbiology* 59: 1495-1503.

Begon, M., Harper, J.L. y Townsed, C.R. 1997. *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades*. Omega. Barcelona, 886 p.

Bojorge M. y Cantoral E. 2006. Estructura comunitaria de diatomeas asociadas a talos de *Prasiola mexicana* (Chlorophyta) en el Río Magdalena, D.F. *Hydrobiologia* 17: 11–24.

Bojorge-García M., Carmona J., Cartagena A.M., y Beltrán M.Y. 2010. Temporal and spatial distribution of macroalgal communities of mountain streams in Valle de Bravo Basin, central México. *Hydrobiologia* 641:159-169.

Bojorge García, M.G. 2013. *Comunidades algales de afluentes de la Presa Valle de Bravo, Estado de México*. Tesis de Doctorado. Posgrado en Ciencias Biológicas. UNAM. México, D.F. 100 p.

Borobia C.A. 2013. *Dinámica de nutrientes e importancia del bentos y del hiporreos en el sostenimiento del metabolismo de los sistemas fluviales efímeros alterados de la meseta central: un caso de estudio en un arroyo de la cuenca del río Alberche (Toledo)*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Madrid. España. 40 p.

Bradley J., Palmer M. A., Ives A. R. y Brooks S. S. 2002. Diversity–productivity relationships in streams vary as a function of the natural disturbance regime. *Ecology* 86:716–726.

Branco C.C.Z., Krupek R.A. y C.K. Peres. 2009. Distribution of stream macroalgal communities from the mid-western region of Paraná State, southern Brazil: importance of local-scale variation. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52: 379–386.

Branco C.C.Z., Bispo P.C., Peres C.K., Tonetto A.F y Branco L.H.Z. 2014. The roles of environmental conditions and spatial factors in controlling stream macroalgal communities. *Hydrobiologia* 732:123-132.

Brown B. L., C. M. Swan D. A. Auerbach E. H. Campbell Grant, N. P. Hitt, K. O. Maloney y C. Patrick. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 30: 310–327.

Burkholder J.J. 1996. Interactions of benthic algae with their substrata. En: Stevenson R.J., Bothwell M.L. and Lowe R.L. Eds. *Algal ecology*. pp 253-289. Academic Press San Diego, California.

Calvo M. 1999. *Aguas Residuales. Tratamiento por humedales artificiales*. Fundamentos científicos. Tecnología diseño. Ediciones Mundi Prensa, Madrid. 326 p.

Carmona J. y Necchi O.Jr. 2002. Taxonomy and distribution of *Paralemanea* (Lemaneaceae, Rhodophyta) in Central Mexico. *Cryptogamie Algologie* 23 (1): 39-49.

Carmona J., Montejano Z.G. y Necchi O.Jr. 2006. The ecology and morphological characterization of gametophyte and *Chantransia* stage of *Sirodotia huillensis* (Batrachospermales, Rhodophyta) from a river in central Mexico. *Phycological Research* 54: 108-115.

Carmona J. y Vilaclara F.G. 2007. Survey and distribution of Batrachospermaceae (Rhodophyta) in high-altitude tropical streams from central Mexico. *Cryptogamie Algologie* 28 (3): 271-282.

Christensen, N.L., A.N. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M.G. Turner y R.G. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3):665-691.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2009. *Estadísticas del Agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII, Aguas del Valle de México*. México, D.F. 32 p.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2012. *Servicio Meteorológico Nacional. Reporte Anual 2012*. Gerencia de meteorología y climatología. 23 p.

Cotler, H. y Caire, G. 2009. *Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México*. Instituto Nacional de Ecología. México. 380 p.

Declerck, S., Cousyn, C. y De Meester, L. 2001. Evidence for local adaptation in neighbouring *Daphnia* populations: a laboratory transplant experiment. *Freshwater Biology* 46: 187-198.

De la Lanza-Espino, G., S.Hernández-Pulido y J.L. Carbajal.Pérez (compiladores). 2011. *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Plaza y Valdés Editores, México, D.F. 643 p.

De la Torre Díaz J.L. 2009. *Geografía*. McGrawHill Education. México. 280 p.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-089-ECOL-1994, *Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores*. 20 septiembre 1994. México, D.F.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (aclaración a la NOM-001-ECOL-1996). *Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. 24 junio 1996. México, D.F.

Dodds W. K. 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface Waters. *Journal of North American Benthological Society* 22: 171–181.

Dolbeth M., Pardal M.A., Lilleblo A.I., Azeiteiro U. y Marques J.C. 2003. Short and long term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology* 10 (1007): 1133-1135.

Dudgeon, D. 2008. *Tropical Stream Ecology*. Academic Press. San Diego, CA. 370 p.

Dufrené M. y Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph* 67:345-366.

Elosegui A. y Sabater S. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA Bancomer: pp 71-84.

Encalada A.C., Rieradevall M., Ríos-touma B. García N. y N. Prat. 2011. *Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA)*. Quito. 83 p.

Espinoza F.J. y Sarukhán J. 1997. *Manual de malezas del Valle de México*. Fondo de Cultura Económica. 403 p.

Ferrusquía-Villafranca F. 1998. Geología de México: una sinopsis. 3-108. En: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa. (eds). *Diversidad biológica de México. Orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México.

Freshwater Ecology and Management Research Group (F.E.M). 2011. *Diseño de programas de biomonitoreo e intercalibración de metodologías para la medida del estado de salud de los ríos*. Universitat de Barcelona: 16 p.

Gama Flores J.L., Pavón Meza E.L., Ramírez Pérez T. y Ángeles López O. 2015. *Análisis de la calidad del agua*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. México, D.F. 119 p.

García, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F. 90 p.

Garza, G. 2005. *La urbanización de México en el siglo XX*. El Colegio de México. México, D.F. 103 p.

Gerba C.P. 2000. *Environmental Microbiology*. Academic Press. San Diego, CA. 375 p.

Gordon N. D., T. A. McMahon y B. L. Finlayson. 1992. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley, Chichester.



- HACH. 2003. *Water Analysis Handbook*. 4<sup>th</sup>. Hach Co. Loveland, Colorado. 1260 p.
- Hansson, L.A. 1992. Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnology and Oceanography* 37:322-328.
- Hauer R.F. y Lamberti G.A. 1996. *Stream ecology*. Academic Press. San Diego, CA. 674 p.
- Higgins S.N., Malkin S.Y., Howell E.T., Guildford S.J., Campbell L., Hiriart-Baer V. y Hecky R.E. 2008. An ecological review of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Phycology* 44: 839-854.
- INEGI. 2013. Cartas topográficas. Serie V, escala 1:50 000. Hojas E14A28 (Villa del Carbón), E14A49 (Villa Milpa Alta), E14B41 (Amecameca de Juárez), E14B31 (Chalco) y E14B21 (Texcoco de Mora).
- Komárek J. y Anagnostidis K. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. In Büdel B., Krienitz L., Gärtner G. and Schagerl M. Eds. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, vol. 19/2. Elsevier Spektrum, Heidelberg.
- Komárek J. 2013. Cyanoprokaryota. Freshwater Flora of Central Europe (Ed. by B. Budel, G. Gartner, L. Krienitz y M. Schagerl). Vol. 19: Heterocytous Genera. Springer Spektrum. Berlin. 1131 p.
- Krebs, C.J. 2001. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin-Cummings Publishing Company. 5<sup>th</sup>. San Francisco CA. 695 p.
- Kristiansen J. 1996. Dispersal of freshwater algae a review. *Hydrobiologia* 336: 151–157.

Kumano S. 2002. *Freshwater Red Algae of the World*. Biopress Limited, Bristol, England.

Ladrera R., Rieradevall M. y Prat Fornells N. 2013. *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos*. Universidad del País Vasco. Escuela Universitaria de Magisterio de Vitoria.

Lampert, W. y Sommer, U. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. N. York, 382 p.

Lara-Lara J.R., Arreola Lizárraga J.A., Calderón Aguilera L.E., Camacho Ibar V.F., de la Lanza Espino G. y Escofet Giansone A (eds). 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp.109-134.

Leblanc M., Tweed S., Van Dijk A., y Timbal B. 2012. A review of historic and future hydrological changes in the Murray-Darling basin. *Global and Planetary Change* 80-81: 226-246.

Legorreta J. 2009. *Ríos, Lagos y manantiales del Valle de México*. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. 365 p.

Lobo E., Callegaro V.L y Bender E.P. 2002. *Utilização das algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. EDUNISC. Santa Cruz do Sul- Rio do Sul. 127p.

Loza V., Perona E., Carmona J. y Mateo P. 2013. Relationships between phenotypic, genotypic and ecological characteristics of *Phormidium* like mats from running waters. *European Journal of Phycology* 48: 235-252.

Lunning, K. 1990. *Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology*. John Wiley & Sons, Inc. New York, pp. 337-364.

Maass, J.M. y Cotler. 2007. *Protocolo para el manejo de ecosistemas en cuencas hidrográficas*. En: En: Cotler H. (Comp.). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental (Segunda Edición)*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México D.F., pp 41-58.

Maass, M. 2015. El manejo de cuencas desde un enfoque socioecosistémico. *Cuencas de México* 1(1):3-8.

Margalef R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona, España. 1014 p.

Miracle, M.R. 1974. Niche structure in freshwater zooplankton: a principal components approach. *Ecology* 55:1306-1316.

Munné A. y Prat N. 2004. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU water framework directive. *Environmental Management* 34:711–729.

Naiman R.J., Décamps H. y Mc Clain M.E. 2005. *Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press. Amsterdam.

Necchi O. Jr., Branco L.H.Z. y Branco C.C.Z. 1995. Comparison of three techniques for estimating periphyton abundance in bedrock streams. *Archiv für Hydrobiologie* 134: 393-402.

Norouzian M., Ramírez E., Alcántara V. y González R. 1984. *Evaluación del diseño y de la operación y capacitación del personal de la planta de tratamiento de aguas de desecho de C.U.* Sin editorial. México, D.F., pp. 113-122.

Norris R.H. y Hawkins C.P. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.

Omori, M. e Ikeda, T. 1984. *Methods in Marine Zooplankton Ecology*. John Wiley & Sons. EE UU., 331 p.

Pardo I., Gómez-Rodríguez C., Wasson J.G., Oven R., van de Bund W., Kelly M., Bennett C., Birk S., Buffagni A., Erba S., Mengin N., Murray-Bligh J. y Ofenböeck G. 2012. The european reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally impacted river ecosystem. *Science of the Total Environmental* 420: 33-42.

Peña E.J, Cantera J.R. y Palacios M.L. 2001. *Nutrient dynamic in the Dauga River estuary. Pacific Coast of Colombia*. S.A. Colacmar. San Andrés Colombia, pp. 13.

Peña E.J., Palacios M.L. y Ospina N. 2005. *Algas como indicadoras de contaminación*. Programa Editorial Universidad del Valle. Colombia. 164 p.

Perló C. y González R.A. 2005. *¿Guerra por el agua en el valle de México? Estudio sobre las relaciones hidráulicas entre el Distrito Federal y Estado de México*. UNAM-Fundación Fredrich Ebert Stiftung. México.

Plagiosa P.R. y Rodrigues Barbosa F.A. 2006. Assessing the environment-benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biological Conservation* 129: 408-417.

Pouličková A., Hájková P., Křenková P. and Hájek M. 2004. Distribution of diatoms and bryophytes on linear transects through spring fens. *Nova Hedwigia* 78:411–424.

Prygiel J., Whitton B.A. y Bukowska J. 1999. *Use of algae for monitoring rivers III*. 224-238. Agence de l'eau, Douai, France.

Ramírez R.R., y Carmona J. 2005. The taxonomy and distribution of freshwater *Prasiola* (Prasiolales, Chlorophyta) from central México. *Cryptogamie Algologie* 26 (2): 177-188.

- Ramírez R.R., Carmona J. y Martorell C. 2007. Microhabitat and morphometric variation in two species of *Prasiola* (Prasiolales, Chlorophyta) in streams from central Mexico. *Aquatic Ecology* 41(2): 161-168.
- Ramírez V.M., Beltrán Y., Bojorge M., Carmona J., Cantoral Uriza E. A. y Valdez F. 2001. Flora algal del Río La Magdalena, Distrito Federal, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 68: 45-67.
- Ramírez Vázquez M. 2002. *Flora algal de ambientes loticos en la zona occidental de la cuenca del Valle de México*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F. 111 p.
- Ramírez Vázquez M. y Cantoral Uriza E.A. 2003. Flora algal de ríos templados en la zona occidental de la cuenca del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Botánica* 74(2): 143-194.
- Rodríguez Flores R. 2014. *Diversidad y distribución de algas macroscópicas en ríos de alta montaña de la cuenca de México*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F. 94 p.
- Rosemond A.D., Mulholland P.J. y Brawley S.H. 2000. Seasonally shifting limitation of stream periphyton: response of algal populations and assemblage biomass and productivity to variation in light, nutrients, and herbivores. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.57:66-75.
- Rosenberg D.M. y Resh V.H.1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York. 488 p.
- Sheath R.G. 1984. The Biology of freshwater red algae. En: Round F.E. y Chapman D.J. (eds.).*Progress in Phycological Research* 3. pp. 89–157.
- Sheath R.G. y Hambrook J.A. 1990. Freshwater ecology. En Cole K.M. y Sheath R.G. (eds), *Biology of the Red Algae*. Cambridge University Press, Cambridge., pp. 423–453.

Sheath R.G. y Cole K.M. 1992. Biogeography of stream macroalgae in North America. *Journal of Phycology* 28: 448–460.

Stal L. 1995. Tansley review N°84. Physiological ecology of cyanobacteria in microbial mats and other communities. *The New Phytologist* 131:1-32.

Stanford, J.A. y G.C. Poole. 1996. A protocol for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:741-744.

Tiller D. y Metzelling L. 2002. *Australia-wide assessment of river health: Victorian AusRivas sampling and processing manual*. Monitoring river health. Initiative Technical Report 15, Commonwealth of Australia and VIC Environmental Protection Authority, Canberra, Australia. pp. 20.

Tornés E., Cambra J., Gomà J., Leira M., Ortiz R., Sabater S. 2007. Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in mediterranean streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 43: 1-11.

Tricart, J. 1985. *Pro-lagos. Los lagos del eje volcánico de México*. Instituto de Geografía, UNAM, México, D.F. 66 p.

Vieira J. and Necchi O.Jr. 2002. Microhabitat and plant structure of Characeae (Chlorophyta) populations in streams from São Paulo State, southeaster Brazil. *Criptogamie Algologie* 23:51–63.

Vis M.L. y Sheath R.G. 1992. Systematics of the freshwater red algal family Lemnaceae in North America. *Phycologia* 31: 164–179.

Weithoff G., Lorke A. y Walz N. 2000. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia* 125: 91-100.

Whitton B. A. 1975. *River ecology*. Blackwell Science, Oxford, UK, pp.1-38.

Whitton B.A, Rott E. y Friedrich, G.1991.*Use of algae for monitoring rivers*. Studia Studentenförderung-Ges. M.b. H. Innsbruck.

Whitton B.A y Rott E.1996. *Use of algae for monitoring rivers II*. Studia Studentenförderung-Ges. M.b. H. Innsbruck.

Whitton B.A, 2012. *Ecology of cyanobacteria II*. Spronger. U.K. 753 p.

XLSTAT. 2014. *Getting started manual*. Addinsoft. 2. New York.

Zamorano Orozco, J.J. y J.González Sánchez.1999.Geomorphological processes, natural hazards and their socio-spatial differentiation in Mexico City. En: Aguilar, A.G. e I.Escamilla (eds.), *Problems of Megacities: social inequalities, environmental risk and urban governance*, Instituto de Geografía, UNAM and Commission of Urban Development and Urban Life-IGU, México, pp.295-310.

Zamorano-Orozco J.J., Tanarro-García L.M., Lugo-Hubp J. y Sánchez-Rubio G. 2001. Evolución geológica y geomorfológica del complejo dómico Los Pitos, norte de la Cuenca de México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 19:66-79.

Zamorano Orozco, J.J. 2005. Formas del relieve en la cuenca de México. En: Gutiérrez de MacGregor, M.T., J. González Sánchez y J.J. Zamorano Orozco. La cuenca de México y sus cambios demográficos-espaciales. Temas Selectos de Geografía de México. Instituto de Geografía, UNAM, México, pp.17-42.

## ANEXO I

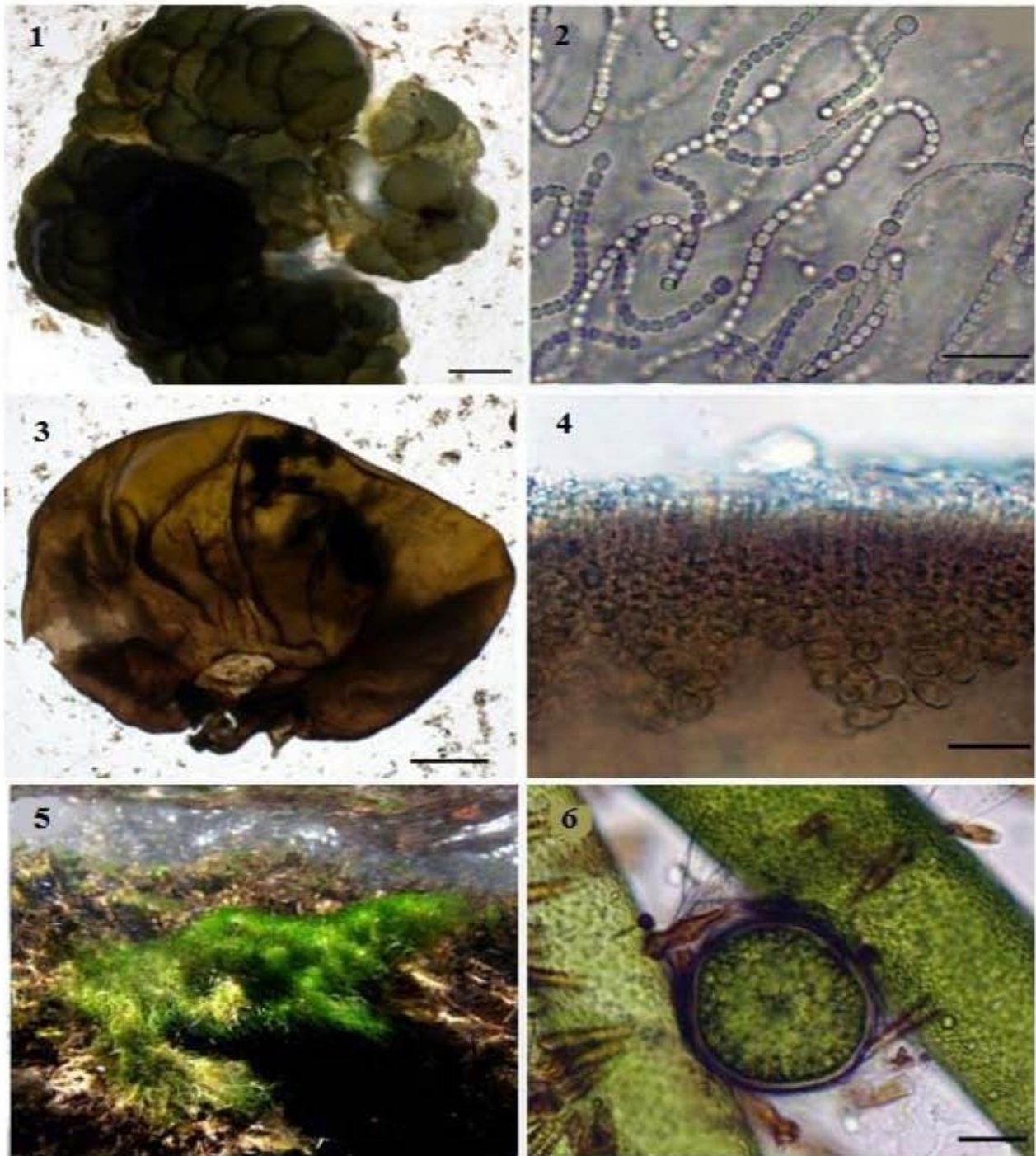


Lámina 1. Especies indicadoras y detectoras de buena calidad ecológica. 1) *Nostoc parmelioides* (escala 200  $\mu\text{m}$ ). 2) Células de *N. parmelioides* (escala 20  $\mu\text{m}$ ). 3) *Placoma regulare* (escala 200  $\mu\text{m}$ ). 4) Células de *P. regulare* (escala 20  $\mu\text{m}$ ). 5) Hábito de *Vaucheria bursata*. 6) Tubos cenocíticos y oogonio de *V. bursata* (20  $\mu\text{m}$ ).



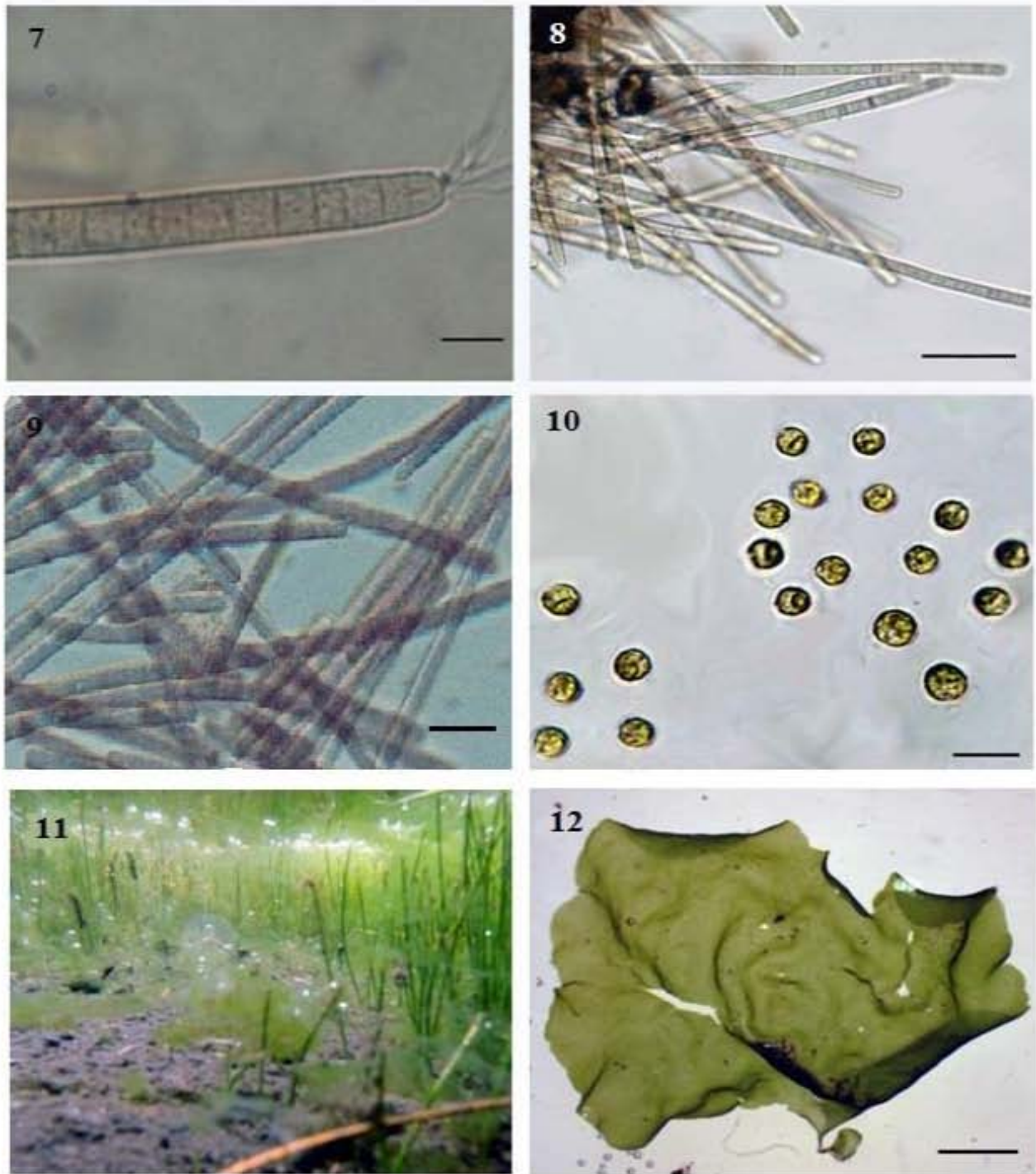


Lámina 2. Especies detectoras de mala calidad ecológica. 7) Detalle del filamento de *Phormidium autumnale* (escala 7  $\mu\text{m}$ ). 8) *P. autumnale* (escala 20  $\mu\text{m}$ ). 9) Filamentos de *Oscillatoria limosa* (escala 7  $\mu\text{m}$ ). 10) Células de *Tetraspora gelatinosa* (7  $\mu\text{m}$ ). 11) Hábito de *T. gelatinosa*. 12) Talo laminar de *Prasiola mexicana* (2 cm), especie tolerante.

## ANEXO II



**Lámina 3. Elementos de heterogeneidad espacial y temporal. 13) Vegetación y diversidad de sustratos en Río San Rafael. 14) Sombra en Apatlaco. 15) Actividades agrícolas circundantes en La Planta. 16) Régimen de flujo en Los Organillos. 17) Flujo en secas cálidas y elementos de disturbio en Monte Alegre Bajo. 18) Heterogeneidad de sustratos en Chautitle Alto.**