



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

**DIATOMEAS EPILÍTICAS COMO INDICADORES BIOLÓGICOS DE LA CALIDAD
DEL AGUA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO LAJA, GUANAJUATO, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

PRESENTA:

LUIS DEMETRIO MORA HERNÁNDEZ

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. ENRIQUE ARTURO CANTORAL URIZA
FACULTAD DE CIENCIAS**

**COMITÉ TUTOR: DR. JOSÉ MANUEL MAASS MORENO
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS**

**DRA. LUCÍA ALMEIDA LEÑERO
FACULTAD DE CIENCIAS**

MÉXICO, D.F. FEBRERO, 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México



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
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

OFICIO FCIE/DEP/011/13

ASUNTO: Oficio de Jurado

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director 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 **22 de octubre de 2012** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** del (la) alumno (a) **MORA HERNÁNDEZ LUIS DEMETRIO** con número de cuenta **511010620** con la tesis titulada "**Diatomeas epilíticas como indicadores biológicos de la calidad del agua en la cuenca alta del río Laja, Guanajuato, México**", realizada bajo la dirección del (la) **DR. ENRIQUE ARTURO CANTORAL URIZA**:

Presidente: DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ
Vocal: DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
Secretario: DR. JOSÉ MANUEL MAASS MORENO
Suplente: DRA. MARGARITA ERNA CABALLERO MIRANDA
Suplente: DRA. NORA IRENE MAIDANA

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

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 11 de enero de 2013

María del Coro Arizmendi
Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga
Coordinadora del Programa



DIVISION DE ESTUDIOS
DE POSGRADO

MCAA/MJFM/ASR/ipp

Agradecimientos

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

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) la beca otorgada. Número de becario: 245626.

Al apoyo parcial del proyecto PAPIIT IN 211512 DGAPA-UNAM.

Al grupo de Manejo Integrado de Cuencas de la Universidad Autónoma de Querétaro el apoyo vehicular para las salidas de campo.

Al Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza, tutor principal de tesis, la asesoría y el apoyo durante la maestría. A la Dra. Lucía Almeida Leñero y al Dr. José Manuel Maass Moreno, miembros del comité tutor, los comentarios y recomendaciones durante los exámenes tutorales.

Agradecimientos a título personal

A mi familia, sin ustedes no habría llegado a esta etapa.

Al Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza el abrirme las puertas a su equipo de trabajo y al mundo de las diatomeas. El apoyo y disposición en todo momento, su incansable paciencia y su siempre actitud positiva.

Al jurado de examen los valiosos comentarios y sugerencias para mejorar este trabajo: Dra. Margarita Erna Caballero Miranda, Dra. Nora Irene Maidana, Dr. Javier Carmona Jiménez, Dr. José Manuel Maass Moreno y Dr. Alfonso Lugo Vázquez.

A todos en el Laboratorio de Ficología de la Facultad de Ciencias, UNAM, por los tres semestres que compartieron su espacio conmigo, particularmente:

-- Al Dr. Javier Carmona su confianza al darme las llaves y contraseña del laboratorio, el apoyo bibliográfico, la invitación a cursos y la crítica constructiva que me ayudó a ampliar perspectivas.

-- A la M. en C. Mariana Cartagena su ayuda en el día a día en el laboratorio, el apoyo bibliográfico, la charla académica y la no académica y por su actitud positiva que hicieron más amena mi estancia en el laboratorio.

-- A la M. en C. Rocío Ramírez por ayudarme a hacer diluciones y a preparar las laminillas permanentes de diatomeas y su apoyo en las actividades de laboratorio.

-- Al Dr. Gustavo Montejano y a la M. en C. Itzel Becerra el permitirme utilizar su microscopio para la revisión de laminillas y toma de fotografías.

A la Dra. Nora Maidana su ayuda en la identificación y el apoyo bibliográfico durante el taller de identificación de diatomeas continentales 2011.

A la Biól. Lucia Tovar y a la Dra. Mahinda Martínez de la Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, las facilidades para la observación en el microscopio electrónico de barrido.

A la M. en C. Miriam Bojorge del Laboratorio de Ecología Acuática y Algas, UMDI-Juriquilla, UNAM, el apoyo bibliográfico y estadístico.

A la Dra. Edith Ponce Márquez por las facilidades prestadas en el Laboratorio de Protistas y Algas de la Facultad de Ciencias, UNAM, para la limpieza de diatomeas del primer muestreo.

Al Tec. Emmanuel Álvarez Ramírez de la Comisión Nacional del Agua, a la Ing. Angélica Casillas Martínez y al Ing. J. Cruz Ángeles Gómez de la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato, el haber facilitado los datos de precipitación y temperatura de 2010 y 2011 de estaciones meteorológicas automáticas.

“Few objects are more beautiful than the minute siliceous cases of the diatomaceae: were these created that they might be examined and admired under the higher powers of the microscope? The beauty in this latter case, and in many others, is apparently wholly due to symmetry of growth.”

Charles Darwin, 1872

The Origin of Species, 6th Edition

Índice

Lista de Figuras	ix
Lista de Cuadros	x
Resumen	xi
Abstract.....	xii
1. Introducción.....	1
1.1 Cuencas y ríos.....	1
1.2 Calidad del agua e indicadores biológicos.....	2
1.3 Diatomeas: generalidades y empleo como indicadores biológicos	4
1.4 Cuenca alta del río Laja	6
2. Hipótesis y objetivos	9
3. Antecedentes.....	10
4. Área de estudio	13
5. Metodología.....	15
5.1 Trabajo de campo	15
5.2 Trabajo de laboratorio.....	17
5.3 Análisis de datos	20
6. Resultados.....	23
6.1 Descripción de los sitios de muestreo y meteorología.....	23
6.2 Físico-química del agua.....	28
6.3 Evaluación de la calidad del bosque de galería	32
6.4 Diatomeas: riqueza, abundancias relativas e índices de diversidad.....	32
6.5 Descripción de diatomeas abundantes y de nuevos registros para México	40
6.6 Teratologías	59
6.7 Análisis de datos	60

7. Discusión	67
7.1 Físico-química del agua	67
7.2 Bosque de galería.....	71
7.3 Inventario	72
7.4 Abundancias relativas e índices de diversidad	75
7.5 Formas teratológicas	77
7.6 Afinidades ambientales de las especies y calidad del agua	79
8. Conclusiones.....	84
9. Literatura citada	86
Apéndice	101
I. Flora vascular acuática	102
II. Físico-química del agua	103
III. Listado de diatomeas	104
IV. Abundancia relativa de los taxa numéricamente importantes y sus acrónimos	110
V. Iconografía diatomológica	112
VI. Iconografía de formas teratológicas	134

Lista de Figuras

Figura 1. Diagrama ombrotérmico.	14
Figura 2. Sitios de muestreo en la cuenca alta del río Laja.	16
Figura 3. Variación temporal en la fisonomía de los seis sitios de muestreo.	26
Figura 4. Precipitación y temperatura media mensual en la cuenca.	28
Figura 5. Variación espacial y temporal de los parámetros físico-químicos en los sitios de muestreo.	31
Figura 6. Riqueza de especies por temporada.	34
Figura 7. Variación espacial y temporal en la abundancia relativa de las especies numéricamente más importantes (2%).	36
Figura 8. Variación temporal de la diversidad (H') y la equidad (J').....	39
Figura 9. Dendrograma obtenido a partir del Análisis de Conglomerados.	63
Lámina 1: Figuras 10-32	112
Lámina 2: Figuras 33-64	114
Lámina 3: Figuras 65-100	116
Lámina 4: Figuras 101-131	118
Lámina 5: Figuras 132-167	120
Lámina 6: Figuras 168-191	122
Lámina 7: Figuras 192-227	124
Lámina 8: Figuras 228-262	126
Lámina 9: Figuras 263-277	128
Lámina 10: Figuras 278-283	130
Lámina 11: Figuras 284-289	131
Lámina 12: Figuras 290-295	132
Lámina 13: Figuras 296-303	133
Lámina 14: Figuras 304-331	134

Lista de Cuadros

Cuadro 1. Localización de los sitios de muestreo en la cuenca alta del río Laja.	15
Cuadro 2. Clases de calidad del índice de Calidad del Bosque de Galería (QBR).	17
Cuadro 3. Prueba de Mann-Whitney para la comparación entre temporadas de muestreo.	30
Cuadro 4. Evaluación de la calidad del bosque de galería.	32
Cuadro 5. Listado de especies con abundancias relativas iguales o superiores a 2% y sus acrónimos.	38
Cuadro 6. Abundancia relativa (%) de las formas teratológicas de seis especies.	60
Cuadro 7. Coeficientes de correlación de rangos de Spearman entre las variables.	62
Cuadro 8. Prueba de Mann-Whitney para la comparación entre los dos grupos.	64
Cuadro 9. Taxa con valores indicadores >60%.	65
Cuadro 10. Límites máximos permisibles de calidad del agua de ríos.	66

Resumen

La cuenca alta del río Laja es una de las cuencas más importantes del sistema hidrológico Lerma-Chapala por su extensión, por el volumen de agua aportado y por su alta biodiversidad. A pesar de esto, hace décadas que experimenta problemas ambientales, principalmente relacionados con el agua. Debido a la importancia ambiental de esta cuenca, ubicada en una región semiárida, se hizo una evaluación de su calidad del agua durante 2011 (temporadas seca-fría y lluvias) en seis sitios de muestreo en los ríos Dolores y Laja, utilizando diatomeas epilíticas como indicadores biológicos, en conjunto con un análisis físico-químico y un índice de la calidad del bosque de galería.

Se identificaron 173 taxa infragenéricos de diatomeas, de los cuales 138 son nuevos registros para la cuenca de estudio y 19 son nuevos para México, incluyendo dos a nivel de género (*Biremis* y *Navigiolum*), lo cual resalta la importancia de la generación de listados sobre este grupo de algas en México. Los cambios en la composición de especies de diatomeas se correlacionaron positivamente con el índice de la calidad del bosque de galería (QBR), y negativamente con la conductividad y el nitrógeno total. Se encontraron formas teratológicas de seis especies, las cuales pueden considerarse un indicador de alteraciones graves al sistema; sus abundancias relativas se correlacionaron positivamente con la conductividad y el nitrógeno total, y negativamente con el QBR. Del Análisis de Conglomerados Jerárquico se obtuvieron dos grupos de sitios-temporadas. El grupo 1, definido como de perturbación intermedia y de aguas meso-eutróficas, se caracterizó por *Achnanthydium exiguum*, *Nitzschia palea*, *N. sp. 1* y *Staurosira venter* de acuerdo con el análisis del Valor Indicador (IndVal). El grupo 2 se caracterizó por estar altamente degradado, con aguas hipertróficas; las especies representativas fueron *Craticula accomoda* y *Nitzschia capitellata*, ampliamente reportadas en aguas muy contaminadas. De acuerdo con la normativa vigente, NOM-001-ECOL-1996, el único sitio no apropiado para la protección de la vida acuática fue el 2 en secas, debido a su alta concentración de nitrógeno. Los sitios con mejor calidad del agua de acuerdo con las herramientas utilizadas (diatomeas, físico-química y QBR) fueron los sitios 1 y 4 en la temporada seca-fría, por lo que se sugiere se usen como referentes en futuros programas de rehabilitación para mejorar la calidad del agua de los ríos estudiados en la cuenca.

Palabras clave: *calidad del agua, diatomeas epilíticas, indicadores biológicos, río Laja.*

Abstract

The upper Laja river basin is one of the most important basins of the Lerma-Chapala hydrologic system due to its area, runoff and high biodiversity. Despite this importance, it has been undergoing environmental problems for decades, particularly those related with water. Due to the environmental importance of this basin, located in a semiarid region, an assessment of its water quality in six sampling sites at the Dolores and Laja rivers was conducted during the cold-dry and rainy seasons of 2011, using epilithic diatoms as biological indicators, coupled with a physico-chemical analysis and an evaluation of the riparian forest quality.

173 infrageneric diatom taxa were identified, of which 138 are new records to the basin of study and 19 new to Mexico, including two at the genus level (*Biremis* and *Navigiolum*); these findings support the need for the generation of more checklists of this algal group in Mexico. Changes in species composition were positively correlated with the index of riparian forest quality (QBR), and negatively with conductivity and total nitrogen. Six species displayed teratological forms, which could be considered an indicator of severe alterations to the system; their abundances were positively correlated with conductivity and total nitrogen, and negatively with the QBR. Two groups of sites-seasons were obtained from a Hierarchical Cluster Analysis. Group 1 was defined as of intermediate perturbation and meso-eutrophic waters, and was characterized by *Achnantheidium exiguum*, *Nitzschia palea*, *N. sp. 1* and *Staurosira venter* according to the Indicator Value (IndVal) method. Group 2 was severely degraded, with hypertrophic waters; its distinctive species were *Craticula accomoda* and *Nitzschia capitellata*, widely reported from heavily polluted waters. Regarding total nitrogen, current directive NOM-001-ECOL-1996 indicates that the only site not suitable for the protection of aquatic life was site 2 during the cold-dry season. According to the tools employed (diatoms, physico-chemistry and QBR), sites 1 and 4 during the cold-dry season had better water quality than the others, so it is suggested their use as reference sites for future rehabilitation programs intended to improve water quality of the rivers studied in this basin.

Key words: *biological indicators, epilithic diatoms, Laja river, water quality.*

1. Introducción

1.1 Cuencas y ríos

Las cuencas son unidades geomorfológicas delimitadas de manera natural por la línea de puntos más altos, también llamada línea divisoria. Captan agua y mediante una red fluvial la concentran en un cuerpo de agua principal, ya sea lótico o léntico. Su tamaño es muy variable, de unos pocos a cientos y miles de kilómetros cuadrados (DOF, 1992; EPA, 2012).

Dentro de las cuencas acontecen un sinnúmero de procesos biofísicos, los cuales definen la calidad de las aguas de su red de drenaje y por lo tanto la vida de los organismos que las habitan, incluyendo los humanos. Ante la problemática actual por la falta de agua para satisfacer la demanda de este recurso por una población en crecimiento, es necesario abordar tal problemática integralmente. Una forma es mediante el manejo a nivel de cuencas, ya que están delimitadas naturalmente (Sánchez Vélez *et al.*, 2003; EPA, 2012).

Los ríos son un elemento fundamental en el manejo de cuencas, ya que constituyen su red de drenaje y en sus aguas se ven reflejados los procesos naturales y aquellos inducidos por el hombre, ya que capturan el agua de manera jerárquica y la concentran en un cauce principal, por lo que su estudio constituye un buen punto de inicio para lograr un manejo integrado (Giller y Malmqvist, 1998; Sánchez Vélez *et al.*, 2003).

Los ríos son corrientes unidireccionales de agua, perennes o intermitentes, que desembocan en otros ríos, lagos o en el mar. Presentan una amplia heterogeneidad espacial (diferencias en sustrato, pendiente y vegetación) y temporal (flujo de agua y cambio en la red de drenaje), lo cual determina la biota especializada que los habita (DOF, 1992; Giller y Malmqvist, 1998; Allan y Castillo, 2007).

La heterogeneidad que caracteriza a los ríos ha llevado a su clasificación en varios tipos, de acuerdo con las características climáticas de la región, de la zona que ocupan en la cuenca, su tamaño y su caudal (Giller y Malmqvist, 1998; Allan y Castillo, 2007).

De los diferentes tipos que existen, los ríos temporales han sido menos estudiados que los permanentes, a pesar de ser los ambientes lóticos más comunes en el planeta. Estos ríos son muy comunes en zonas áridas, se caracterizan por presentar periodos de sequía que generalmente son iguales o mayores a tres meses y periodos de inundación variables (Giller y Malmqvist, 1998; Steward *et al.*, 2012). Esta dinámica hidrológica determina la existencia de organismos especializados a tales cambios. Además, estos ríos son considerados refugios para la biodiversidad y proveedores de servicios ecosistémicos en zonas áridas (Ros *et al.*, 2009; Steward *et al.*, 2012). La provisión de tales beneficios, como por ejemplo la calidad de agua para uso humano y para sustentar biodiversidad, se está viendo mermada por la creciente influencia humana sobre ellos.

1.2 Calidad del agua e indicadores biológicos

Calidad del agua es un término relativo al uso que se pretende dar a este líquido, ya sea para la conservación de la vida acuática, para usos recreativos, para riego en la agricultura o para consumo humano, entre otros (USGS, 2001; Stevenson *et al.*, 2010). Dependiendo del uso se definen diversos criterios, ya sean físico-químicos, biológicos o ambos, los cuales son comparados con estándares para decidir si el agua en cuestión es apropiada para un uso específico (USGS, 2001).

Como complemento al uso exclusivo del análisis físico-químico en evaluaciones de la calidad del agua, en múltiples regiones del mundo se está incorporando el monitoreo mediante indicadores biológicos (McCormick y Cairns, 1994; Toro *et al.*, 2003). Los indicadores biológicos son especies o asociaciones de especies que por su ausencia o presencia y cambios en su abundancia y morfología reflejan las particularidades de un sitio, por ejemplo la físico-química del agua en la que habitan (Bellinger y Sigeo, 2010; Stevenson *et al.*, 2010).

Una de las aproximaciones al uso de organismos como indicadores de la calidad del agua tiene el fin de evaluar si un determinado sistema acuático es apropiado para la conservación de la biodiversidad. Esto debido a que se considera que las aguas con biodiversidad alta proveen servicios ecosistémicos como agua de calidad para uso y consumo humano, además de valores estéticos y culturales (Bellinger y Sigeo, 2010; Stevenson *et al.*, 2010).

De acuerdo con Bellinger y Sigeo (2010), las características que idealmente deberían tener los indicadores biológicos son las siguientes:

1. Tolerancia estrecha a las variables de interés.
2. Distribución geográfica amplia.
3. Respuesta rápida a cambios ambientales.
4. Taxonomía resuelta.
5. Facilidad de identificación por no especialistas.

La principal ventaja del uso de indicadores biológicos sobre los análisis físico-químicos en evaluaciones de la calidad del agua reside en que los organismos son un reflejo del estado histórico del cuerpo de agua y no sólo del momento puntual en que se toma la muestra de agua (McCormick y Cairns, 1994; Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003; Toro *et al.*, 2003). Además, hay indicadores biológicos que responden a agentes tóxicos que en ocasiones resulta complicado y costoso medir (Blanco y Bécares, 2010; Stevenson *et al.*, 2010).

Los grupos de organismos indicadores más utilizados mundialmente son las microalgas (principalmente diatomeas), macroinvertebrados, peces y macrófitas. De éstos, las diatomeas están recibiendo mayor atención debido a que son el grupo que mejor integra los cambios en la calidad del agua, ya sean naturales o inducidos por el hombre (McCormick y Cairns, 1994; Hering *et al.*, 2006).

Además de los grupos de organismos indicadores mencionados anteriormente, se está incorporando como métrica los resultados de índices que evalúan componentes del bosque de galería, como la cobertura vegetal y las alteraciones al canal, ya que se ha encontrado que las perturbaciones a este tipo de vegetación son uno de los tres factores más importantes en la disminución de la calidad del agua de los ríos, los otros dos son excesos en nitrógeno y fósforo (EPA, 2006; Munné *et al.*, 2003). Estos índices dan una medida del grado de protección que tienen los ríos contra diversas fuentes de estrés presentes en la cuenca, como las actividades agrícolas, debido a que los bosques de galería con una estructura compleja son más eficientes en amortiguar y reducir excesos en nutrientes y sedimentos (EPA, 2006).

1.3 Diatomeas: generalidades y empleo como indicadores biológicos

Las diatomeas (Bacillariophyta) son organismos unicelulares, eucariontes, fotosintéticos, que se caracterizan por tener una pared celular de sílice. Son un grupo de algas cuya taxonomía está basada en gran medida en la estructura y arreglo de los poros en su pared celular. Las diatomeas constituyen uno de los grupos algales más abundantes y diversos, tanto en ambientes marinos como en aguas continentales (Round *et al.*, 1990).

Por su forma de vida se les clasifica en: 1) planctónicas, las cuales se encuentran suspendidas en la columna de agua; 2) bentónicas, asociadas a un sustrato; y 3) subaéreas, no sumergidas pero en ambientes húmedos (Round *et al.*, 1990; Oliva Martínez *et al.*, 2008).

Las diatomeas crecen en un amplio intervalo de valores de pH, temperatura, salinidad, concentración de nutrientes y contaminantes orgánicos e inorgánicos (Bellinger y Sigeo, 2010; Stevenson *et al.*, 2010). Debido a su respuesta a perturbaciones ambientales mediante cambios en la estructura y la dinámica de la comunidad, hay creciente interés en su estudio para utilizarlas como bioindicadores, ya que son una buena herramienta para determinar el estado trófico de los ambientes acuáticos y la calidad del agua (Hering *et al.*, 2006; Potapova y Charles, 2007). Dentro de los grupos bentónicos, las diatomeas epilíticas son las más utilizadas en evaluaciones de la calidad del agua (Kelly *et al.*, 1998).

A continuación se resumen los atributos que las hacen uno de los indicadores más utilizados hoy día (Licursi y Gómez, 2009; Stevenson *et al.*, 2010; Dell'Uomo y Torrisi, 2011; Lowe, 2011):

- Se encuentran en todos los sistemas acuáticos, tanto temporales como permanentes, lo que permite su uso con fines comparativos entre diferentes ambientes.
- Su muestreo es relativamente rápido, sencillo y menos costoso que el de otros organismos.
- Es un grupo con una gran cantidad de especies, las cuales poseen distintos óptimos y tolerancias a parámetros ambientales utilizados en evaluaciones de la calidad del agua.
- Poseen ciclos de vida cortos, por lo que dan una respuesta temprana a la contaminación (en semanas).

- Se encuentran en la base de las cadenas tróficas (son productores primarios), por lo que cualquier factor que las afecte será determinante en la estructura de las comunidades acuáticas.
- Se pueden cuantificar, lo que permite hacer comparaciones espacial y temporalmente.
- Las muestras de referencia requieren de poco espacio para almacenarse, por lo que se pueden mantener a largo plazo para su posterior cotejo.

Entre las desventajas del uso de diatomeas como indicadores biológicos están (Round, 1991; Morales *et al.*, 2001):

- Se requiere de especialistas para su identificación. Además de la microscopía óptica, en algunos casos se requiere de microscopía electrónica de barrido, la cual no siempre está disponible por su costo relativamente elevado.
- Los ciclos de vida cortos pueden ser una desventaja cuando se requiere de una integración temporal más amplia.

Además de cambios a nivel comunitario, cuando se les expone a diversos tipos de estrés ambiental durante la etapa reproductiva, puede haber cambios bioquímicos que alteran la forma natural o normal de las células y los patrones de estriado (arreglo del conjunto de poros). A las formas que presentan tales alteraciones se les conoce como teratológicas (Debenest *et al.*, 2008; Falasco *et al.*, 2009a).

Las teratologías pueden derivarse de condiciones estresantes crónicas relacionadas con factores: 1) físicos, por el contacto entre células por encontrarse en altas densidades y 2) relacionados con la físico-química del agua en la que se encuentran creciendo, por ejemplo, deficiencias en sílice, altas concentraciones de nutrientes como nitrógeno y fósforo, presencia de plaguicidas y metales pesados, y valores extremos de pH y luz (Debenest *et al.*, 2008; Morin *et al.*, 2008a Falasco *et al.*, 2009a).

Teniendo en cuenta los atributos que hacen de las diatomeas buenos indicadores de la calidad del agua y la problemática generalizada por la escasez de agua y la disminución en su calidad para distintos usos (por ejemplo para la conservación de la biodiversidad y para consumo

humano) en México, es conveniente la adopción de este grupo de organismos como indicadores. Uno de las zonas que ejemplifica bien esta problemática es la cuenca alta del río Laja en el estado de Guanajuato.

1.4 Cuenca alta del río Laja

Dentro del sistema hidrológico Lerma-Chapala, el más importante de México económicamente, la cuenca alta del río Laja es una de las más importantes del sistema, no sólo por su extensión, sino también por el volumen de descarga al río Lerma (Aparicio, 2001).

La problemática ambiental de este sistema hidrológico es menos acentuada en el Alto Laja, la cual se expone a continuación:

Desde hace varias décadas, la cuenca experimenta problemas ambientales asociados con la contaminación por la descarga de aguas residuales no tratadas de los centros urbanos, lixiviación de fertilizantes y plaguicidas usados en la agricultura, extracción de recursos pétreos (arena y piedra) de los ríos, deforestación, cambio de uso de suelo, sobrepastoreo y sobreexplotación del acuífero (Mahlknecht *et al.*, 2004b; Salvemos al Río Laja A. C. y Fundación Ciencias del Ecosistema A. C., 2008).

Las actividades agrícolas, urbanas e industriales llevadas a cabo en la cuenca por más de medio millón de habitantes, dependen en prácticamente su totalidad del agua subterránea. Se estima que para el año 2000 había cerca de 2500 pozos, los cuales extrajeron 700 millones de m³, lo que contrasta con la recarga anual estimada en 171 millones de m³ (Mahlknecht *et al.*, 2004a; Navarro de León, 2006), lo que evidencia un déficit hídrico muy importante por una sobre extracción del 409%. La agricultura utiliza cerca del 85% del total de agua extraída. Las aguas subterráneas, que alguna vez se encontraron cercanas a la superficie, aproximadamente a 20 m, hoy en día se extraen de profundidades que van de los 100 a los 300 m. A las tasas de extracción actuales, el nivel de los mantos freáticos disminuye de 2-5 metros anuales, por lo que el acuífero está sobreexplotado (Ortega-Guerrero *et al.*, 2002; Mahlknecht *et al.*, 2004a).

Como resultado de esta sobreexplotación, hay una tendencia hacia el incremento en la sodicidad, alcalinidad y pH del agua, lo que está teniendo efectos negativos en los suelos agrícolas. También se reporta un aumento en las concentraciones de arsénico y fluoruros, siendo superiores a las máximas permisibles para consumo humano (Ortega-Guerrero *et al.*, 2002; Mahlkecht *et al.*, 2004b; Ecosystem Sciences Foundation, 2006).

Otro problema que hay en la cuenca es que los ríos y arroyos están represados, lo que ha provocado la pérdida del régimen natural de flujo, con consecuencias devastadoras para la biodiversidad acuática en general y en particular la de peces. A partir de comparaciones con los registros históricos, se estima un cambio en la estructura comunitaria de peces en la cuenca, ya que se ha reducido en 66% la diversidad de peces sensibles a contaminación, mientras que se ha incrementando la diversidad de especies tolerantes a esta condición, particularmente de las especies introducidas (Mercado-Silva *et al.*, 2006).

Las zonas más importantes para la conservación en términos del agua son las zonas montañosas que rodean y delimitan la cuenca. Esto porque son los lugares que reciben mayor precipitación, donde nacen los tributarios del río Laja y sobre todo porque son las zonas de mayor importancia para la recarga de los mantos freáticos. Se estima que en las tierras altas las tasas de infiltración anuales pueden superar los 400 mm, especialmente en la Sierra de Santa Rosa (al oeste de la cuenca), donde la precipitación alcanza los 800 mm anuales; lo anterior contrasta con las tasas de infiltración estimadas en menos de 10 mm anuales en las planicies del norte de la cuenca (Mahlkecht *et al.*, 2004a; 2006). Además, las tierras altas del oeste de la cuenca son consideradas como Región Terrestre Prioritaria para la Conservación por CONABIO (RTP-99: Sierras de Santa Bárbara-Santa Rosa) (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2000b) y como Región Hidrológica Prioritaria también por CONABIO (RHP-57: Cabecera del Río de la Laja) (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2000a).

Ante esta problemática, que se está agravando por el crecimiento poblacional, que implica una mayor demanda de recursos para satisfacer las necesidades de la población, es necesario plantear alternativas a la sobreexplotación de los recursos. Por lo que es necesario tener un mejor conocimiento de la estructura y función de los ecosistemas, que sirvan de base para

establecer: 1) zonas prioritarias para la conservación de la biodiversidad y para el mantenimiento de los beneficios que se obtienen de los ecosistemas; 2) zonas apropiadas, actuales y potenciales para actividades agrícolas, ganaderas, industriales y para asentamientos humanos; y 3) programas de rehabilitación en sitios degradados para recuperar su funcionalidad (Caldera Sosa, 2007; López Mora, 2007; Gutiérrez Czelakowska, 2008).

Para dar continuidad al estudio de las diatomeas del Alto Laja, contribuir a las investigaciones del grupo de Manejo Integrado de Cuencas de la Universidad Autónoma de Querétaro, y teniendo en cuenta la importancia del agua en esta cuenca semiárida y sobreexplotada del centro de México y los atributos que hacen de las diatomeas buenos indicadores biológicos, se decidió abordar el estudio de las diatomeas epilíticas como indicadores de la calidad del agua para la preservación de la biodiversidad acuática, en conjunto con un análisis físico-químico del agua y un índice de la calidad del bosque de galería.

2. Hipótesis y objetivos

Hipótesis

La composición de especies de diatomeas y su abundancia reflejan la calidad del agua de un sistema acuático. Por lo tanto, este grupo algal se puede utilizar para determinar la calidad del agua de los ríos en la cuenca alta del río Laja, alterados por diferentes actividades humanas. En los sitios menos perturbados, caracterizados por un bosque de galería conservado, y por aguas con concentraciones bajas de nutrientes y bien oxigenadas, se espera que la riqueza y diversidad de especies de diatomeas sea mayor, que la composición de especies sea parecida a la de ríos bajo condiciones similares en otras regiones y que no haya formas teratológicas.

Objetivo general

Evaluar la calidad del agua de dos ríos de la cuenca alta del río Laja, Guanajuato, con base en diatomeas epilíticas.

Objetivos particulares

- Evaluar las características físico-químicas de los sitios de muestreo a partir de muestreos estacionales: temporadas seca-fría y de lluvias.
- Determinar la calidad del bosque de galería.
- Generar el inventario de las diatomeas epilíticas.
- Determinar la riqueza, las abundancias relativas, los índices de diversidad y de equidad de las diatomeas, así como la abundancia relativa de las formas teratológicas por temporadas y sitios de muestreo.
- Proponer sitios que puedan utilizarse como referentes para la rehabilitación de los ríos en la cuenca de estudio.

3. Antecedentes

En México aún son pocos los estudios sobre diatomeas de ríos, los cuales se han enfocado en zonas relativamente puntuales de las cuencas de México, Pánuco, Balsas y Papaloapan (Tavera *et al.*, 1994; Valadez Cruz *et al.*, 1996; Cantoral Uriza, 1997; Cantoral-Uriza *et al.*, 1997; Ramírez Vázquez *et al.*, 2001; Ramírez Vázquez y Cantoral Uriza, 2003; Bojorge García, 2006; Bojorge García y Cantoral Uriza, 2007). La aseveración anterior es bien ejemplificada por la cantidad considerable de nuevos registros (44) para México reportados recientemente por Segura García (2011) en el Alto Lerma.

La mayoría de los estudios mencionados anteriormente se hicieron con fines florísticos, algunos de los cuales incluyen las afinidades ambientales de especies o de asociaciones de especies a determinadas condiciones de acuerdo con lo encontrado en otras regiones del mundo, principalmente Europa (Tavera *et al.*, 1994; Valadez Cruz *et al.*, 1996; Cantoral Uriza, 1997). La aproximación anterior da una idea del estado de los ríos en cuestión, aunque hay que tener en cuenta que las afinidades ambientales pueden diferir entre regiones, por lo que es recomendable definir las a partir de datos generados en la región de estudio (Licursi y Gómez, 2003; Bojorge García, 2006).

Son menos aún los estudios que utilizan a las diatomeas como indicadores biológicos de la calidad del agua de ríos en México (Bojorge García, 2006; Segura García, 2011; Vázquez *et al.*, 2011; Segura-García *et al.*, 2012). Lo anterior resulta paradójico teniendo en cuenta el potencial indicador de estos organismos, que está bien documentado en innumerables estudios y que ha servido de base en la creación de índices para evaluar la calidad del agua e implementar redes de monitoreo regionales en Europa, Estados Unidos y Canadá (Kelly, 1998; Prygiel, 2002; Potapova y Charles, 2002 y 2007, Lavoie *et al.*, 2006; Coste *et al.*, 2008; Besse-Lototskaya *et al.*, 2011; Feio *et al.*, 2012). A continuación se describe de manera breve lo encontrado en estudios que han empleado diatomeas para evaluar la calidad del agua de ríos en México:

En el Magdalena, un río de alta montaña, Bojorge García (2006) encontró un gradiente de degradación de la calidad del agua conforme el río sale del suelo de conservación y entra en la

zona urbana de la Ciudad de México. Se identificaron asociaciones de especies sensibles a la contaminación así como de especies características de sitios impactados por actividades humanas. Mediante el seguimiento de los cambios de estas asociaciones en distintos sitios del río en términos de su presencia o ausencia y abundancia, se evaluó la calidad del agua en conjunto con un análisis físico-químico y bacteriológico. Se concluye que las diatomeas dan información complementaria a los análisis físico-químicos y bacteriológicos, por lo que se recomienda su incorporación en estudios de monitoreo de la calidad del agua.

Vázquez *et al.* (2011) encontraron que la composición de diatomeas en la cuenca alta del río Antigua, Veracruz, es un buen indicador de los tipos de uso de suelo (bosque mesófilo de montaña, cafetales y tierras de pastoreo) y de la estacionalidad (secas y lluvias) a la que están sujetos los ríos estudiados. También se encontró que algunas de las métricas utilizadas (especies meso y eutróficas, sensibles a perturbaciones y móviles) permitieron diferenciar los ríos del bosque, caracterizados por bajas concentraciones de nutrientes, de aquellos en los cafetales y tierras de pastoreo con concentraciones de nutrientes más altas. Por lo tanto, se concluye que las diatomeas pueden utilizarse para monitorear los efectos del cambio de uso de suelo en la región.

En el estudio de las diatomeas epilíticas de la cuenca del Alto Lerma, primer trabajo sobre diatomeas que incluye al río Laja, Segura García (2011) y Segura-García *et al.* (2012) identificaron 178 taxa. Mediante el uso de un índice de diatomeas de una región similar y con base en la composición de diatomeas en relación a parámetros físico-químicos, concluyen que en la mayoría de los sitios muestreados la calidad del agua es mala, lo que coincide con lo encontrado por Sedeño-Díaz y López-López (2007), quienes utilizaron la físico-química del agua y análisis bacteriológicos. Respecto al río Laja, tributario del Lerma y muestreado posterior a la presa Allende, encontraron únicamente 16 especies y concluyen que es un claro referente de condiciones hipertróficas, con una calidad del agua muy mala y que está dominado por un par de especies características de aguas contaminadas, *Nitzschia amphibia* Grunow y *N. capitellata* Hustedt.

Si se considera la capacidad de autodepuración de los ríos (Branco, 1984; Naiman y Décamps, 1997) y se muestrea un mayor número de sitios aguas arriba, se podrían encontrar resultados diferentes a los encontrados por Segura García (2011) y Segura-García *et al.* (2012), tanto en riqueza y diversidad de especies de diatomeas, así como en la calidad del agua.

Aunque la mayoría de los estudios sobre indicadores de la calidad del agua mediante diatomeas se han llevado a cabo en ríos permanentes, se está incrementando la evidencia de que las diatomeas son un buen indicador para el monitoreo de ríos temporales (ya sea de las cabeceras de las cuencas o de zonas áridas), debido a que sus ciclos de vida cortos permiten el establecimiento de asociaciones de especies características de etapas sucesionales tardías en semanas, lo que no sucede con otros organismos como los peces que también son usados como indicadores (García *et al.*, 2008; Szabó *et al.*, 2008; Ros *et al.*, 2009; Delgado *et al.*, 2012).

4. Área de estudio

La cuenca alta del río Laja o cuenca de la Independencia, se encuentra al noreste del estado de Guanajuato, México, formando parte del sistema hidrológico Lerma-Chapala. Los municipios que incluye son: Dolores Hidalgo, Dr. Mora, Guanajuato, León, San Diego de la Unión, San Felipe, San José Iturbide, San Luis de la Paz, San Miguel de Allende y Ocampo (Ortega-Guerrero *et al.*, 2002).

Cubre un área de 6,840 km², con altitudes que van de los 1,850-1,900 m snm en la salida de la cuenca y el valle, a 2,850 m snm en las tierras altas. Las principales montañas que la rodean son: la Sierra del Cubo al norte, la Sierra de Santa Bárbara al noroeste, la Sierra de Guanajuato (de Santa Rosa) al oeste, los volcanes Palo Huérfano y La Joya al sur, el Zamorano al sureste, y la Sierra de Xichú al noreste (Ortega-Guerrero *et al.*, 2002; Mahlkecht *et al.*, 2006). Su red de drenaje es de tipo dendrítico, con una descarga media anual de 258 millones de m³ (CNA, 1992; *en* Mahlkecht *et al.*, 2006).

El clima es semiárido, templado, con lluvias en verano, BS1kw (w) (e) g. La precipitación media anual es de 556 mm, distribuida de mayo a octubre (Figura 1). Las planicies reciben menos de 400 mm, mientras que las partes altas reciben más de 800 mm. La temperatura media anual es de 17.1 °C (García, 1988; Mahlkecht *et al.*, 2004b; Mahlkecht, *et al.*, 2006).

A pesar de que gran parte de la cuenca ha sido transformada en terrenos agrícolas y del crecimiento de los centros poblacionales, aún existen remanentes de diversas comunidades vegetales nativas como bosque de encino y pino-encino, vegetación xerófila y bosque de galería (Quero, 1984; Martínez-Cruz y Téllez-Valdés, 2004; Mercado-Silva *et al.*, 2006).

El Laja es el principal río de la cuenca, el cual hoy día es intermitente debido a la reducción de los niveles freáticos, aunque hasta 1970 era perenne (Mahlkecht *et al.*, 2004a; Ortega-Guerrero, 2009). Tiene una longitud de 124 km, se origina al sur de San Felipe (noroeste de la cuenca) y sale de la cuenca por el oeste de San Miguel de Allende. Sus principales tributarios son los ríos Arrastres, Dolores, San Marcos, El Plan, Carrizal y Bocas (Mahlkecht *et al.*, 2004a; Torres-Benites *et al.*, 2005; Mercado-Silva *et al.*, 2006). El río Laja es el tributario más

importante de la presa Allende, la cual es la principal fuente de abastecimiento del distrito de riego 085 (La Begoña), uno de los más importantes del estado de Guanajuato (Palacios Vélez y López López, 2004).

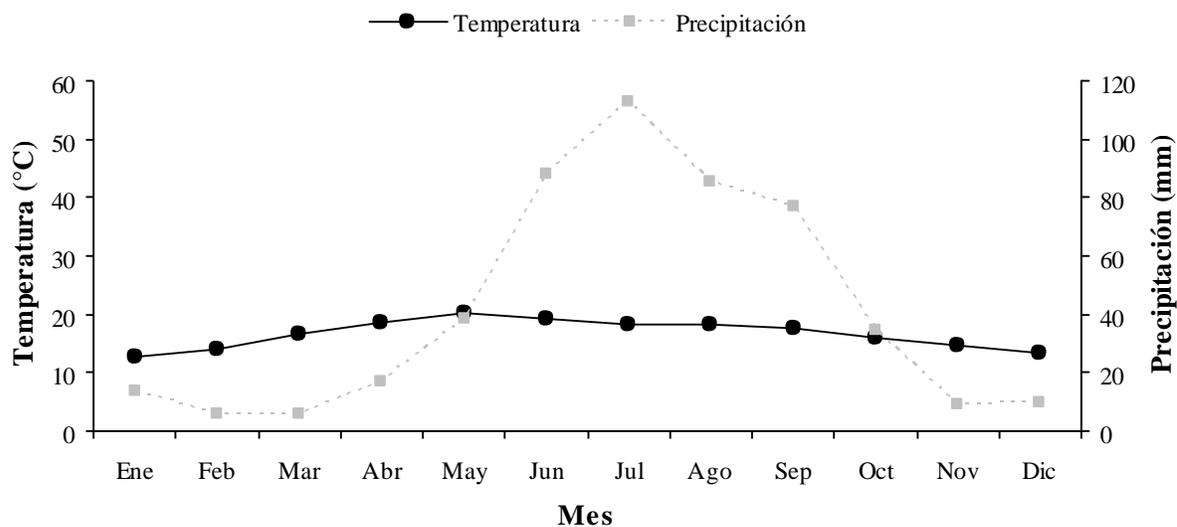


Figura 1. Diagrama ombrotérmico obtenido a partir de los datos de 30 estaciones meteorológicas ubicadas en la cuenca alta del río Laja. La temporada de lluvias va de mayo a octubre, cuando la precipitación es superior al doble de la temperatura media.

5. Metodología

5.1 Trabajo de campo

Se hicieron dos muestreos durante las temporadas contrastantes de un ciclo anual: seca-fría (enero, 2011) y lluvias (octubre, 2011). Se seleccionaron seis sitios de muestreo (Cuadro 1 y Figura 2) en función de los impactos antropogénicos a los que está sometida la cuenca, de manera que las diatomeas provienen de aguas con una composición diferencial en cuanto a su físico-química; esto se hizo procurando muestrear previo y posterior a la confluencia de ríos y de centros poblacionales. Dos sitios están en el río Dolores y cuatro en el río Laja.

Durante el periodo de estudio sólo se muestreó en sitios de la parte baja de la cuenca, a partir del río Dolores, que posteriormente se incorpora al Laja. No se localizaron sitios en la parte media y alta que puedan ser considerados como referentes de mínima o no perturbación, posiblemente debido a las condiciones climáticas durante el año de muestreo y a que la cuenca está dominada por actividades agrícolas.

Medición de parámetros físico-químicos y toma de muestras de agua

En cada sitio de muestreo se midieron *in situ* las siguientes variables físicas y químicas: conductividad, pH y temperatura del agua con un potenciómetro Conductronic PC 18; el oxígeno disuelto con un oxímetro YSI. Se tomaron muestras de agua sin filtrar en recipientes de 1 L, conservadas aproximadamente a 4°C, para la medición de fósforo y nitrógeno totales.

Cuadro 1. Localización de los sitios de muestreo en la cuenca alta del río Laja.

Ríos	Sitios de muestreo	Coordenadas		Altitud (m snm)	Distancia entre sitios (km)
Dolores	1. Entrada Dolores Hidalgo	21°09'25.6" N	100°56'43.3" O	1941	
	2. Salida Dolores Hidalgo	21°09'01.9" N	100°55'09.5" O	1925	2.9
Laja	3. Rancho San Gabriel	21°07'30.0" N	100°50'23.0" O	1879	11.2
	4. Arroyo San Miguelito	21°00'07.2" N	100°47'53.9" O	1857	20.8
	5. Puente balneario La Gruta	20°58'55.7" N	100°48'22.3" O	1851	4.25
	6. Puente a Guanajuato	20°56'54.4" N	100°47'41.2" O	1850	4.65

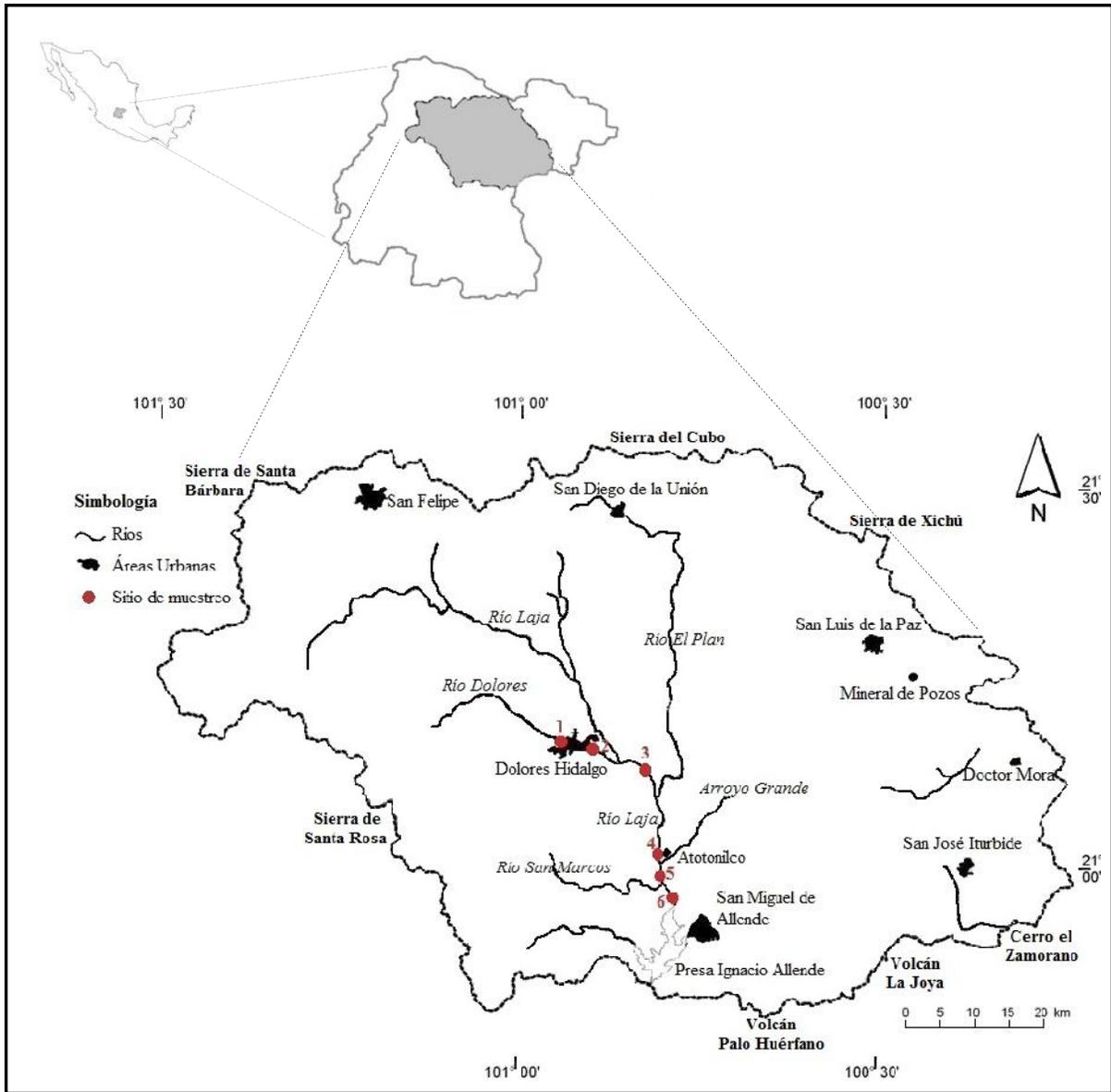


Figura 2. Sitios de muestreo en la cuenca alta del río Laja (adaptado de Mahlkecht *et al.*, 2006).

Muestreo de diatomeas

Se hizo mediante raspado con navaja, de 100 cm² de crecimientos algales de la cara superior de tres a cinco rocas sumergidas para formar muestras compuestas por sitio (Kelly *et al.*, 1998). Las muestras se conservaron en formalina al 4% para su posterior procesamiento y análisis en laboratorio.

Vegetación vascular y QBR

Se colectaron las plantas acuáticas encontradas, clasificadas por su forma de vida de acuerdo con Martínez y García Mendoza (2001). Las plantas fueron herborizadas y se incorporaron al Herbario “Jerzy Rzedowski” (QMEX), de la Universidad Autónoma de Querétaro. Con base en la inspección cualitativa de los sitios de muestreo se calculó el índice de Calidad del Bosque de Galería, QBR por sus siglas en catalán (Munné *et al.*, 2003). De aquí en adelante se utiliza el término bosque de galería para denominar a este tipo de vegetación siguiendo a Zamudio *et al.* (1992) y Valiente-Banuet *et al.* (2009). Este índice fue concebido como un método sencillo para evaluar la calidad del bosque de galería, el cual toma en cuenta: 1) la cobertura de la vegetación, 2) la estructura de la cobertura, 3) la calidad de la cobertura, y 4) las alteraciones al canal. Cada uno de los cuatro componentes puede recibir un máximo de 25 puntos y un mínimo de 0. Una vez obtenida la puntuación final (suma de los cuatro componentes), se consulta la tabla de clases (Cuadro 2) para saber el grado de perturbación y la calidad del sitio evaluado.

Cuadro 2. Clases de calidad del índice de Calidad del Bosque de Galería (QBR).

Perturbación	Calidad	Puntuación	Color
Nula, condición natural	Muy buena	95	Azul
Mínima	Buena	75-90	Verde
Considerable	Intermedia	55-70	Amarillo
Fuertemente alterado	Mala	30-50	Anaranjado
Degradación extrema	Muy mala	25	Rojo

5.2 Trabajo de laboratorio

Medición de nutrientes

Se llevó a cabo en la Unidad de Servicios Químicos de la Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro. Se hizo conforme a las normas mexicanas NMX-AA-026-SCFI-2001 para el nitrógeno total y NMX-AA-029-SCFI-2001 para el fósforo total.

Preparación de laminillas permanentes

El procesamiento de las muestras y la preparación de laminillas se hicieron de acuerdo con Kelly *et al.* (2001) y Sterrenburg (2011) con algunas modificaciones. Los frústulos, conformados por dos valvas, se limpiaron mediante la técnica del peróxido caliente: se homogenizaron 2-5 ml de la muestra en un vaso de precipitados. Se agregó peróxido de hidrógeno al 30% en un volumen diez veces mayor al de la muestra a oxidar. Se calentó en parrilla a 90°C hasta no observar efervescencia (de una a tres horas), en caso de ser necesario se agregó más peróxido y al terminar se dejó enfriar. A continuación se agregaron diez gotas de ácido clorhídrico (36.5-38%) para remover los remanentes de peróxido y carbonatos. Posteriormente se transfirió el contenido a tubos de centrifuga de 15 ml, los cuales se aforaron con agua destilada a 10 ml y se centrifugó a 1500 rpm durante 5 minutos. Se retiró el sobrenadante, nuevamente se agregó agua destilada y se centrifugó con el fin de eliminar los remanentes de ácido y de peróxido; esto último se repitió tres veces más. Al terminar, el precipitado se colocó en viales etiquetados con la fecha de muestreo y localidad.

Debido a la alta densidad de valvas y al alto contenido de sedimento, se hicieron dos o tres diluciones. Para cada dilución se colocaron 200 µl de la muestra en un vial y se aforó a 2 ml con agua destilada. Una vez hechas las diluciones, se colocaron 200 µl de la muestra y 200 µl de agua destilada sobre un cubreobjetos redondo y se dejó secar a temperatura ambiente. Después se colocaron dos gotas de resina Naphrax[®] sobre un portaobjetos y se calentó a 140 °C por unos segundos (hasta observar ebullición); inmediatamente después se colocó el cubreobjetos con las diatomeas, se presionó homogéneamente hasta que no quedasen burbujas y se dejó secar por cinco días para su posterior revisión al microscopio. Se hicieron tres laminillas permanentes por sitio de muestreo, que se etiquetaron con los datos del sitio, fecha y número de preparación.

Identificación

Las observaciones se hicieron con un microscopio óptico Olympus BX51 con contraste interferencial y el registro de las especies con una cámara digital Olympus-DP12. Las mediciones de caracteres morfométricos como el largo y ancho de la valva y el número de estrías en diez micrómetros (µm), esenciales para la identificación, se hicieron mediante el

programa SigmaScan Pro (SPSS Inc, 1999). El número de individuos a medir para dar una descripción morfométrica completa se hizo mediante la fórmula de Southwood (1978): $n=(S/EX)^2$, donde S= desviación estándar, E= error predeterminado (0.05) y X= media. El número de individuos (*n*) se encuentra subrayado en la descripción taxonómica, en el apartado de resultados, cuando no se contó con suficientes valvas para hacer una descripción morfométrica completa de acuerdo con la fórmula anterior.

Cuando los caracteres observados con microscopio óptico no fueron suficientes para la identificación, se recurrió a la microscopía electrónica de barrido (MEB). Para la observación en MEB, 100 µl de la muestra final diluida y 300 µl de agua destilada se mezclaron sobre cubreobjetos redondos y se dejaron secar a temperatura ambiente. Una vez secos, los cubreobjetos fueron montados sobre portamuestras de aluminio usando cinta adhesiva de doble cara. Posteriormente las muestras fueron cubiertas con oro durante 40 segundos. Las muestras fueron observadas en un microscopio electrónico de barrido Carl Zeiss EVO-50, en la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma de Querétaro.

La identificación se basó en la consulta de bibliografía especializada de: Europa (Krammer, 1997, 2000 y 2002; Krammer y Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, b; Lange-Bertalot, 2001; Lange-Bertalot y Metzeltin, 1996; Lange-Bertalot *et al.*, 2003; Werum y Lange-Bertalot, 2004); Sudamérica (Metzeltin y Lange-Bertalot, 1998; Metzeltin *et al.*, 2005; Piccinini, 2006); Estados Unidos (Patrick y Reimer, 1966 y 1975; Spaulding *et al.*, 2010); Canadá (Lavoie *et al.*, 2008); y de México (Cantoral-Uriza, 1997; Novelo *et al.*, 2007; Segura-García, 2011). Asimismo, en artículos específicos para determinados taxa que se citan en las descripciones correspondientes.

En caso de no poder asignar con relativa confianza un grupo de especímenes a un taxón infragenérico descrito, se dejó a nivel de género. Cuando las observaciones apuntaban a un taxón en particular pero no se observó algún carácter determinante para separarlo de otros muy parecidos, se utilizó la abreviatura aff. (del Latín *affinis*) para indicar afinidad; también se utilizó aff. cuando las dimensiones de alguno de los caracteres morfométricos difería un poco del límite superior o inferior del intervalo reportado en la literatura (Spencer *et al.*, 2007;

Simpson, 2010). Se utilizó la abreviatura cf. (del Latín *confer*) para indicar que la identificación es provisional y que es necesario comparar, ya sea con más literatura o con el ejemplar tipo. El uso de cf. denota mayor incertidumbre en la identidad de un taxón que cuando se usa aff. (Simpson, 2010).

Además del inventario taxonómico, se presenta una breve descripción morfológica de los taxa numéricamente importantes (abundancia relativa > 2%) y de aquellos que son nuevos registros para el país. La terminología utilizada en las descripciones se basa principalmente en la empleada por Cox (1996). Asimismo, se presenta una iconografía de todos los taxa infragenéricos observados y de aquellos que presentaron formas teratológicas.

Conteos

Para la determinación de las abundancias relativas se contabilizó un mínimo de 500 valvas por preparación permanente por triplicado para cada sitio (Pan, 2006), lo que resultó en un mínimo de 1,500 valvas por sitio y temporada. Nota: las valvas con rafe y sin rafe de las variedades de *C. placentula* encontradas durante los conteos se consideraron como una sola entidad (*C. placentula*), debido a las dificultades para la correcta distinción de las variedades durante esta etapa, sobre todo de las valvas con rafe.

5.3 Análisis de datos

A fin de conocer las condiciones meteorológicas durante el año de muestreo, que aparentemente fueron atípicas, se obtuvieron los datos de precipitación y temperatura de 2011, así como también del año previo (2010) y los datos históricos. Los promedios mensuales históricos para temperatura y precipitación se determinaron a partir de datos de 30 estaciones meteorológicas en la cuenca, obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2012). Los datos de 2010 y 2011 de ambas variables se obtuvieron de estaciones meteorológicas automáticas, proporcionados por la Comisión Nacional del Agua y la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y la equidad (J') se calcularon con el programa Ecological Methodology versión 5.2 (Krebs, 1999).

Debido a que las variables ambientales no se aproximaron a una distribución normal, los análisis posteriores se hicieron mediante métodos de clasificación y no-paramétricos. Para determinar si hubo diferencias por temporada, se utilizó la prueba de Mann-Whitney ($\alpha=0.05$). Mediante el coeficiente de correlación de rangos de Spearman se determinó la relación entre las variables. Ambos análisis se hicieron con el programa Statistica 8.0 (StatSoft Inc., 2007).

Para definir grupos de sitios-temporadas se hizo un Análisis de Conglomerados Jerárquico (cluster) por el método de Ward. Se incluyeron siete variables en el análisis: pH, conductividad específica a 25°C, porcentaje de saturación de oxígeno, nitrógeno total, fósforo total, el índice de la calidad del bosque de galería y el porcentaje de formas teratológicas. Se eliminaron del análisis la temperatura y el oxígeno disuelto para no duplicar información, teniendo en cuenta que el porcentaje de saturación de oxígeno las incluye a ambas. Para evitar el sesgo por las diferencias en magnitud de las variables, los datos fueron estandarizados al dividir cada valor entre la raíz cuadrada de la suma de cuadrados de los datos para cada variable. Mediante un Procedimiento de Permutaciones Multi-Respuesta (MRPP, por sus siglas en inglés) se determinó si los grupos obtenidos del Análisis de Conglomerados fueron significativamente diferentes ($\alpha=0.05$). Ambos análisis se llevaron a cabo con el programa PC-ORD 4.25 (McCune y Mefford, 1999).

Para determinar si hubo diferencias entre las variables de los grupos obtenidos del cluster, se hizo una prueba de Mann-Whitney ($\alpha=0.05$). Además de las siete variables mencionadas anteriormente, también se probó si hubo diferencias por grupo en cuanto a riqueza, diversidad y equidad.

Posteriormente se utilizó el análisis del Valor Indicador (IndVal, por sus siglas en inglés) (Dufrêne y Legendre, 1997) para identificar los taxa que por su fidelidad (frecuencia) y especificidad (abundancia) fueron representativos de los grupos definidos *a priori* (mediante el cluster). El Valor Indicador de cada taxón se presenta en términos porcentuales, siendo 0% nula indicación y 100% una perfecta indicación. Mediante la prueba de permutaciones de Monte Carlo se determinó la significancia del IndVal (10,000 permutaciones, $\alpha=0.05$). Los

análisis se hicieron con PC-ORD 4.25 (McCune y Mefford, 1999). El análisis IndVal se hizo utilizando los taxa con abundancias relativas iguales o superiores al 2% en al menos un sitio, pero presentes en al menos tres, esto con el fin de eliminar los taxa con mínima representación. Se decidió utilizar el mínimo del 2% luego de hacer pruebas con todos los taxa y con 1%, 2%, 3% y 5%, ya que se encontró que a ese nivel de corte no se perdía información, además de tener la ventaja de simplificar la matriz de abundancias. A este mismo nivel de corte (2%) llegaron Lavoie *et al.* (2009).

Mediante la integración de los parámetros físico-químicos, la composición de especies, índices de diversidad, la evaluación del bosque de galería, en conjunto con la normativa mexicana vigente (DOF, 1997) y las afinidades ambientales reportadas para las especies de diatomeas por Lowe (1974), De Wolf (1982), van Dam (1994), Cox (1996), Lange-Bertalot (2001), Licursi y Gómez (2003), Potapova y Charles (2007) y Besse-Lototskaya *et al.* (2011) se determinó la calidad del agua de los grupos de sitios y temporadas de muestreo.

6. Resultados

6.1 Descripción de los sitios de muestreo y meteorología

Sitio 1. *Entrada Dolores Hidalgo*

Río Dolores, tributario del Laja. Cauce del río de 10-15 m con un máximo de 3 m con agua y una profundidad máxima de 10 cm. El lecho del río está compuesto por cantos rodados y arena. Agua transparente, con velocidad de corriente observada baja, formando pozas. Este sitio se encuentra en las afueras de la ciudad de Dolores Hidalgo (Cuadro 1, Figuras 2 y 3).

Los crecimientos algales más evidentes para ambas temporadas fueron los de diatomeas, evidenciados por su color café. La flora acuática vascular de este sitio fue la de mayor riqueza (Apéndice I). En cuanto a fauna, se observaron macroinvertebrados y larvas de anfibio.

Impactos o perturbaciones potenciales* : actividades agrícolas que se llevan a cabo a sus márgenes.

Sitio 2. *Salida Dolores Hidalgo*

Localizado en el río Dolores. Cauce de 10 metros, con 2-3 m el ancho máximo de la corriente de agua y una profundidad máxima de 15 cm; sin sinuosidad, está completamente transformado en un canal. Flujo observado constante y con una cantidad mediana de cantos rodados. En el primer muestreo el agua era gris-verdosa, con olor fétido, por lo que fue evidente que era vertida directamente del sistema de drenaje de la ciudad de Dolores Hidalgo. Para el segundo muestreo el vertido de las aguas residuales de la ciudad se direccionó por tubería, mostrando un cambio en las aguas, que fueron transparentes e inodoras (Cuadro 1, Figuras 2 y 3).

En el primer muestreo se observaron crecimientos abundantes de cianobacterias; para el segundo muestreo además de algas de ese grupo, también se observaron crecimientos de algas verdes filamentosas. La flora vascular registrada fue la de menor riqueza entre las seis localidades (Apéndice I).

Impactos o perturbaciones potenciales* : actividades agrícolas y urbanas.

Sitio 3. *Rancho San Gabriel*

Se encuentra en el río Laja. El cauce del río es cercano a los 40 m. El ancho máximo de la corriente de agua durante el primer muestreo fue de sólo 2 metros, profundidad máxima de 10 cm, velocidad de corriente observada baja y aguas verdosas. Para el segundo muestreo el ancho máximo de la corriente fue superior a 4 metros, profundidad de 15-20 cm, mayor velocidad de corriente que en el primer muestreo y aguas turbias (Cuadro 1, Figuras 2 y 3).

Los crecimientos algales observados fueron más abundantes en secas. De la flora vascular la que resultó más evidente fue el lirio acuático [*Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms] (Apéndice I). No se observó fauna acuática.

Impactos o perturbaciones potenciales*: extracción de piedra y arena, sitio de paso y abrevadero para ganado, remoción de flora acuática (jara) con fines artesanales, y las actividades agrícolas llevadas a cabo en sus márgenes.

Sitio 4. *Arroyo San Miguelito*

Se encuentra en el río Laja (localmente recibe el nombre de arroyo San Miguelito). Ancho del cauce de 20 m, con un ancho de la corriente de agua de 1-4 m. Profundidad máxima de 15-20 cm y aguas transparentes. Sustrato conformado por arena y cantos rodados. (Cuadro 1, Figuras 2 y 3).

Se observó una gran cantidad de algas verdes filamentosas durante secas; los crecimientos algales fueron menores durante lluvias. Toda la ribera del río está cubierta por *Salix bonplandiana* Kunth, *Arundo donax* L. y *Baccharis salicifolia* (Ruiz et Pavón) Pers. (Apéndice I). Aunque se registró a la planta introducida *Eichhornia crassipes*, sólo se observaron un par de especímenes. En cuanto a fauna, se observaron macroinvertebrados, larvas de anfibio y peces.

Impactos o perturbaciones potenciales* : lavado de ropa y actividades agrícolas.

Sitio 5. *Puente balneario La Gruta*

Localizado en el río Laja. Cauce de 20 m. En el primer muestreo el ancho máximo de la corriente fue de 2 m, profundidad de 10-15 cm, flujo de agua constante y aguas transparentes. Para el segundo muestreo el ancho máximo de la corriente fue cercano a los 3 m, profundidad máxima de 15-20 cm, mayor flujo que en el primer muestreo y aguas turbias. Sustrato conformado por arena y cantos rodados (Cuadro 1, Figuras 2 y 3).

Presencia de algas verdes filamentosas, visualmente más abundantes en secas que en lluvias. Prácticamente todo el cauce está sombreado por sauces (*Salix bonplandiana*). También se registró a la planta introducida e invasiva *Eichhornia crassipes*, sólo un individuo en el primer muestreo, mientras que para el segundo sus crecimientos fueron mayores (Apéndice I). La fauna observada fueron macroinvertebrados, peces y aves acuáticas.

Impactos o perturbaciones potenciales* : agricultura, zona de pastoreo y abrevadero, carretera y puente adyacentes, y los balnearios circundantes.

Sitio 6. *Puente a Guanajuato*

Se encuentra en el trayecto final del alto río Laja, cerca de su desembocadura en la presa Allende. Cauce del río de 30 m, con un ancho máximo de la corriente de 10 m, profundidad en la orilla de 25 cm y velocidad de corriente observada baja. Aguas transparentes durante la temporada de secas y turbias en lluvias. Sustrato conformado por arena y cantos rodados (Cuadro 1, Figuras 2 y 3).

Los crecimientos algales más evidentes fueron los de diatomeas. Prácticamente todo el cauce con sauces a sus orillas (Apéndice I). Fauna conformada por macroinvertebrados, peces y aves acuáticas.

Impactos o perturbaciones potenciales* : agricultura, abrevadero para el ganado y los asociados a la presencia de una carretera cercana.

* Con base en las observaciones llevadas a cabo durante los muestreos.

Secas

Lluvias

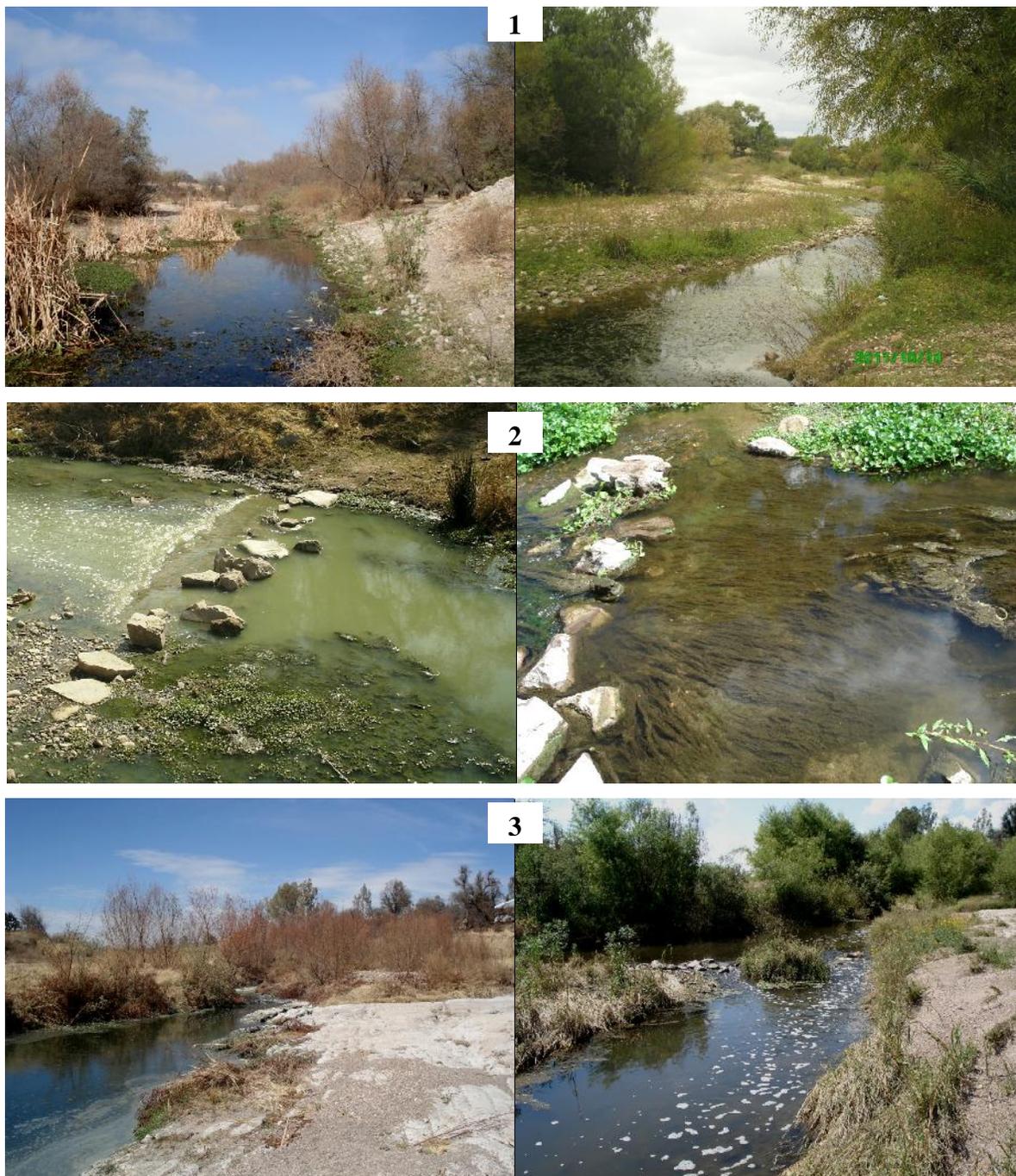


Figura 3. Variación temporal en la fisonomía de los seis sitios de muestreo en la cuenca alta del río Laja. Sitios: 1= entrada Dolores Hidalgo, 2= salida Dolores Hidalgo, 3= rancho San Gabriel, 4= arroyo San Miguelito, 5= puente balneario La Gruta y 6= puente a Guanajuato.

Secas

Lluvias



4



5



6



Figura 3. Continuación.

Los registros de precipitación en la cuenca muestran que la temporada de lluvias 2010 finalizó un mes previo a lo esperado de acuerdo a los datos históricos (Figura 4), junto con que en 2011 la precipitación fue bastante inferior a la media histórica para la cuenca (232.65 mm vs 556 mm). En cuanto a la temperatura, la media anual de 2011 fue ligeramente superior al registro histórico, sobre todo los primeros meses del año (Figura 4), lo que se traduce en mayor evaporación y por consiguiente menos agua en los cauces.

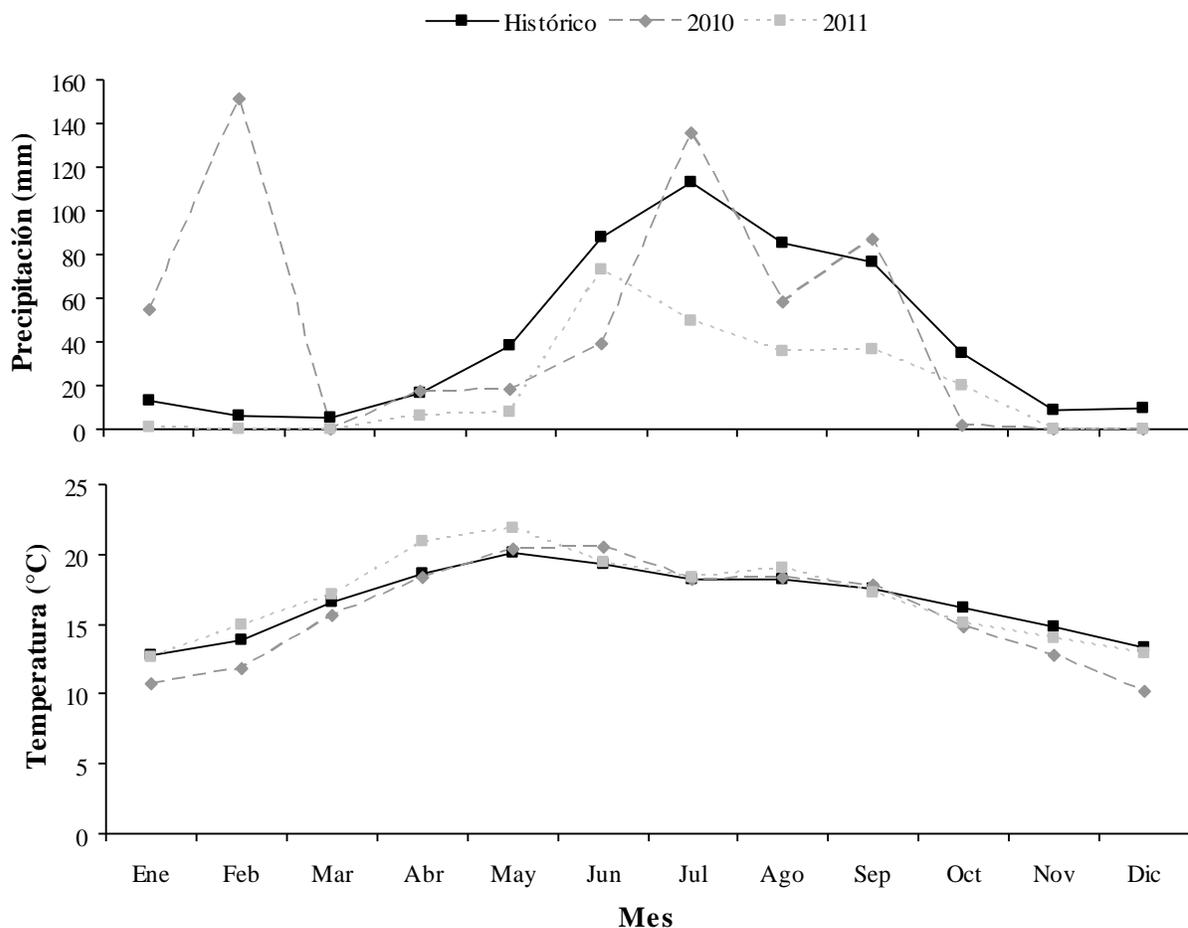


Figura 4. Precipitación y temperatura media mensual en la cuenca alta del río Laja. Se muestran la media histórica y los valores para 2010 y 2011.

6.2 Físico-química del agua

Temperatura

El valor más bajo, 12.8 °C, se obtuvo durante la temporada seca fría en el sitio 1. Por otro lado, el más alto se obtuvo para la misma temporada, pero en el sitio 5, con 24.5 °C (Figura 5 y Apéndice II). Las variaciones temporales más evidentes se registraron en los sitios 1 y 4,

registrándose valores menores para la temporada seca fría y los mayores durante lluvias. Para los sitios 2, 3, 5 y 6 las diferencias temporales fueron menores a 0.5°C (Figura 5 y Apéndice II). Al comparar ambas temporadas no se encontraron diferencias significativas (Cuadro 3).

pH

Todos los valores registrados se encuentran por encima de la neutralidad (7). Los más altos se midieron durante la temporada seca-fría, en cuatro sitios (2, 3, 5 y 6) fueron mayores a 10 unidades. Por otro lado, durante la temporada de lluvias se registraron valores significativamente menores (Figura 5, Cuadro 3 y Apéndice II).

Conductividad específica a 25°C (K_{25})

En ambas temporadas los valores más altos se registraron en el sitio 3, con $895\ \mu\text{S cm}^{-1}$ en secas y $935\ \mu\text{S cm}^{-1}$ en lluvias. Los más bajos se midieron en la temporada seca-fría en los sitios 5 y 6, con 501 y $527\ \mu\text{S cm}^{-1}$. La diferencia temporal por sitio más evidente se encontró para el sitio 2, ya que en secas se registraron $845\ \mu\text{S cm}^{-1}$, mientras que para lluvias bajó a $690\ \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 5 y Apéndice II). No obstante, al comparar las dos temporadas no se encontraron diferencias significativas (Cuadro 3).

Oxígeno disuelto

El valor más alto se registró en el sitio 1 en secas ($8\ \text{mg L}^{-1}$) y el más bajo durante la misma temporada pero en el sitio 2, con $1.4\ \text{mg L}^{-1}$, indicativo de aguas hipóxicas ($<2\ \text{mg L}^{-1}$) (Figura 5 y Apéndice II). No se encontraron diferencias temporales significativas (Cuadro 3).

Saturación de oxígeno (%)

El registro más bajo se obtuvo en el sitio 2 en secas, con 18.5%. Los valores más altos se registraron durante lluvias, en los sitios 5 y 6, ambos indicando sobresaturación, 104 y 105% respectivamente (Figura 5 y Apéndice II). Se encontró una tendencia al incremento durante la temporada de lluvias, comparada con la temporada seca-fría. A pesar de la tendencia observada, no se encontró una diferencia temporal significativa (Cuadro 3).

Nitrógeno total

La temporada seca-fría fue contrastante debido al máximo y mínimo registrados, ya que en el sitio 2 fue de 36 mg L⁻¹, mientras que en el sitio 4 fue de 0.04 mg L⁻¹. Para la temporada de lluvias se registraron valores más homogéneos, excluyendo el máximo de 8.2 mg L⁻¹ del sitio 3 (Figura 5 y Apéndice II). No hubo diferencias temporales significativas (Cuadro 3).

Fósforo total

Al igual que para el nitrógeno total, los valores más altos se registraron durante secas en los sitios 2 y 3, con 4.3 y 2.9 mg L⁻¹ respectivamente. En lluvias todos los valores fueron menores a 0.06 mg L⁻¹, excepto el sitio 3 con 0.7 mg L⁻¹ (Figura 5 y Apéndice II). Al comparar ambas temporadas se encontraron diferencias significativas (Cuadro 3).

Cuadro 3. Prueba de Mann-Whitney para la comparación entre temporadas de muestreo (secas *versus* lluvias) de las variables físico-químicas medidas en el Alto Laja, 2011. K_{25} = conductividad específica a 25°C. * Indica diferencias significativas ($p < 0.05$).

Variables	Mediana		Suma de rangos		U	p
	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias		
Temperatura	18.6	21.0	35.0	43.0	14.0	0.5
pH	10.3	7.7	57.0	21.0	0.0	0.004*
K_{25}	658	613	39.0	39.0	18.0	1.0
Oxígeno disuelto	6.9	7.1	31.5	46.5	10.5	0.2
Saturación de oxígeno	95.2	100.3	27.0	51.0	6.0	0.1
Nitrógeno total	3.0	5.0	33.0	45.0	12.0	0.3
Fósforo total	0.5	0.05	53.0	25.0	4.0	0.02*

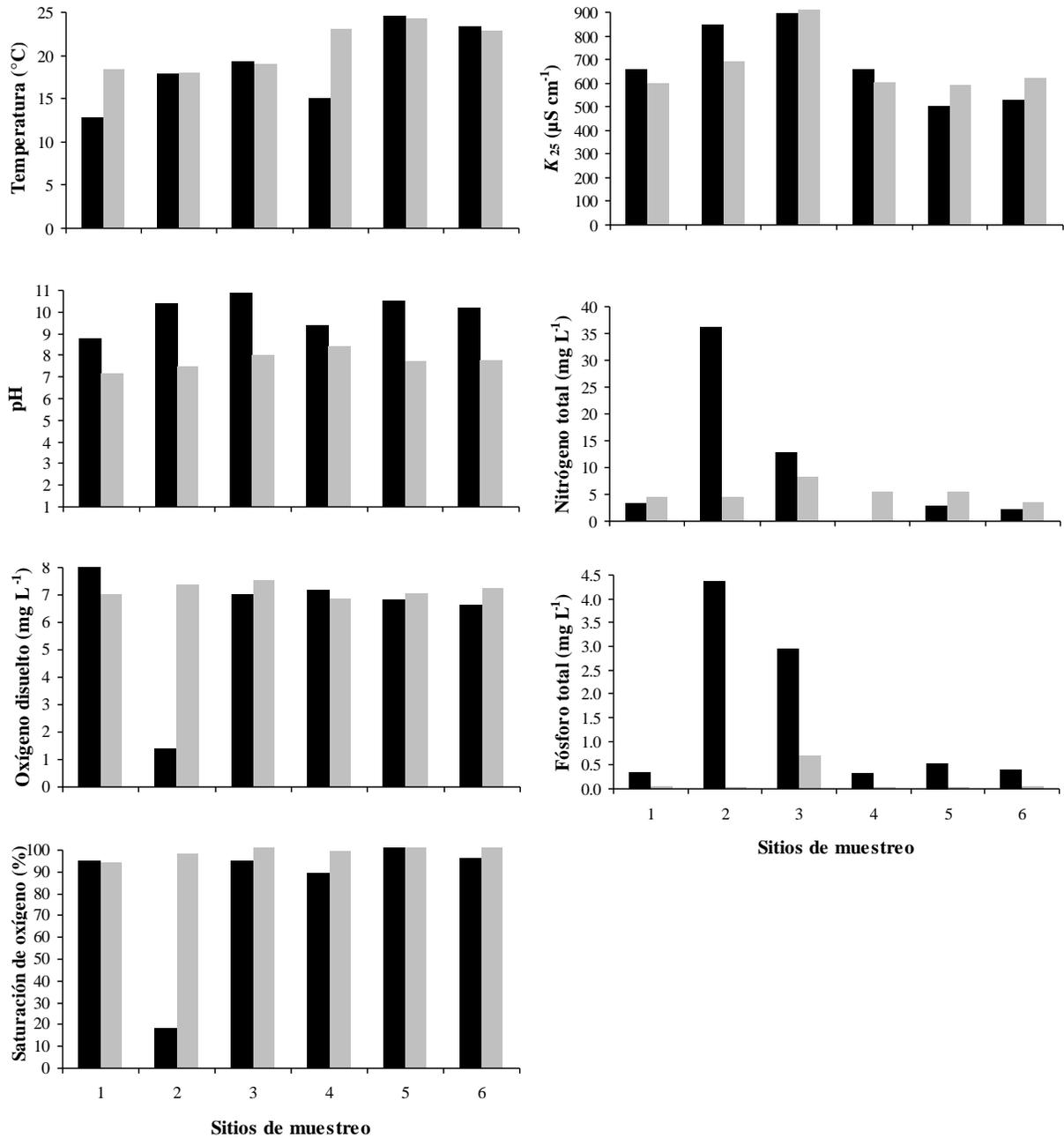


Figura 5. Variación espacial y temporal de los parámetros físico-químicos en los sitios de muestreo de la cuenca alta del río Laja. K_{25} = conductividad específica a 25°C. Barras negras= temporada seca-fría, barras grises= temporada de lluvias. Sitios: 1= entrada Dolores Hidalgo, 2= salida Dolores Hidalgo, 3= rancho San Gabriel, 4= arroyo San Miguelito, 5= puente balneario La Gruta y 6= puente a Guanajuato.

6.3 Evaluación de la calidad del bosque de galería

De acuerdo con la tabla de clases de calidad del bosque de galería (Cuadro 2), los sitios 1 y 4 tuvieron la mejor calidad, ya que su puntuación final fue de 60 y 70 respectivamente. La perturbación en estos sitios es considerable y la calidad intermedia (Cuadro 4). Los sitios 3, 5 y 6 recibieron puntuaciones finales de 35, 45 y 50 respectivamente, lo que indica que están fuertemente alterados y que su calidad es mala. Para el sitio 2 la puntuación final fue 0, lo que indica una degradación extrema y calidad muy mala (Cuadro 4).

Cuadro 4. Evaluación de la calidad del bosque de galería en los sitios de muestreo de la cuenca alta del río Laja mediante el índice QBR.

Sitio de muestreo	Componentes del bosque de galería				Puntuación final
	Cobertura de la vegetación	Estructura de la cobertura	Calidad de la cobertura	Alteraciones al canal	
1	5	15	15	25	60
2	0	0	0	0	0
3	5	5	0	25	35
4	15	15	15	25	70
5	5	10	5	25	45
6	5	15	5	25	50

6.4 Diatomeas: riqueza, abundancias relativas e índices de diversidad

Riqueza

Se encontraron 173 taxa infragenéricos (especies, variedades y formas) pertenecientes a 54 géneros, lo que corresponde a la riqueza total observada como resultado de la revisión de las laminillas permanentes. En el Apéndice III se encuentra el listado.

Diecinueve taxa infragenéricos son nuevos registros para México: *Biremis circumtexta* (Meister ex Hustedt) Lange-Bertalot et Witkowski, *Caloneis schumanniana* (Grunow) Cleve, *Craticula citrus* (Krasske) Reichardt, *Encyonema triangulum* (Ehrenberg) Kützing, *Fallacia monoculata* (Hustedt) D.G. Mann, *Geissleria decussis* (Østrup) Lange-Bertalot et Metzeltin, *Gomphonema laticollum* Reichardt, *G. parvulum* var. *exilissimum* Grunow, *G. subclavatum* (Grunow) Grunow, *Hantzschia abundans* Lange-Bertalot, *Navicula symmetrica* Patrick,

Navigiolum cf. *uruguayense* Metzeltin, Lange-Bertalot et García-Rodríguez, *Neidium bisulcatum* (Lagerstedt) Cleve, *Nitzschia desertorum* Hustedt, *N. rautenbachiae* Cholnoky, *N. solita* Hustedt, *Planothidium biporumum* (Hohn et Hellerman) Lange-Bertalot, *Sellaphora bacilloides* (Hustedt) Levkov, Krstic et Nakov y *Surirella minuta* var. *peduliformis* Frenguelli (Apéndice III). A nivel de género *Biremis* y *Navigiolum* son nuevos reportes.

Como resultado de los conteos se encontraron 140 taxa infragenéricos en 47 géneros, lo cual corresponde a la riqueza cuantificada y es sobre la que se describen los resultados siguientes y en la que se basan los análisis posteriores. Los géneros mejor representados fueron *Nitzschia* (29), *Navicula* (17) y *Gomphonema* (12). En contraste, 25 géneros estuvieron representados por una sola especie.

Para la temporada seca se encontraron 115 taxa en 44 géneros. Los sitios 4 y 6 presentaron la mayor riqueza, con 77 y 72 respectivamente. Por otro lado, los sitios 2 y 3 tuvieron la menor riqueza, con 36 y 28 taxa respectivamente (Figura 6). Diez especies se encontraron en los seis sitios de muestreo: *Amphora veneta* Kützing, *Eolimna subminuscula* (Manguin) Moser, Lange-Bertalot et Metzeltin, *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing, *Navicula veneta* Kützing, *Nitzschia amphibia*, *N. inconspicua* Grunow, *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkowsky, *Stephanocyclus meneghiniana* (Kützing) Skabitshevsky y *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère.

En lluvias también se encontraron 115 taxa, pero en 42 géneros. Los sitios 1, 4 y 6 estuvieron mejor representados, con 62, 61 y 65 taxa respectivamente. En contraste, el sitio 3 presentó la menor riqueza, con 20 (Figura 6). Nueve especies se encontraron en los seis sitios de muestreo: *Eolimna subminuscula*, *Mayamaea atomus* var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot, *Navicula veneta*, *Nitzschia amphibia*, *N. desertorum*, *N. palea* (Kützing) W. Smith, *N. sp. 1*, *Sellaphora pupula* y *Stephanocyclus meneghiniana*.

En cuanto a la riqueza total por sitio (de ambas temporadas), los sitios 4 y 6 presentaron la mayor riqueza, con 100 y 90 taxa respectivamente. Por otro lado, la menor riqueza se encontró en el sitio 3, con 37 taxa (Figura 6). Cinco especies se encontraron en todos los sitios de

muestreo para ambas temporadas: *Eolimna subminuscula*, *Navicula veneta*, *Nitzschia amphibia*, *Sellaphora pupula* y *Stephanocyclus meneghiniana*.

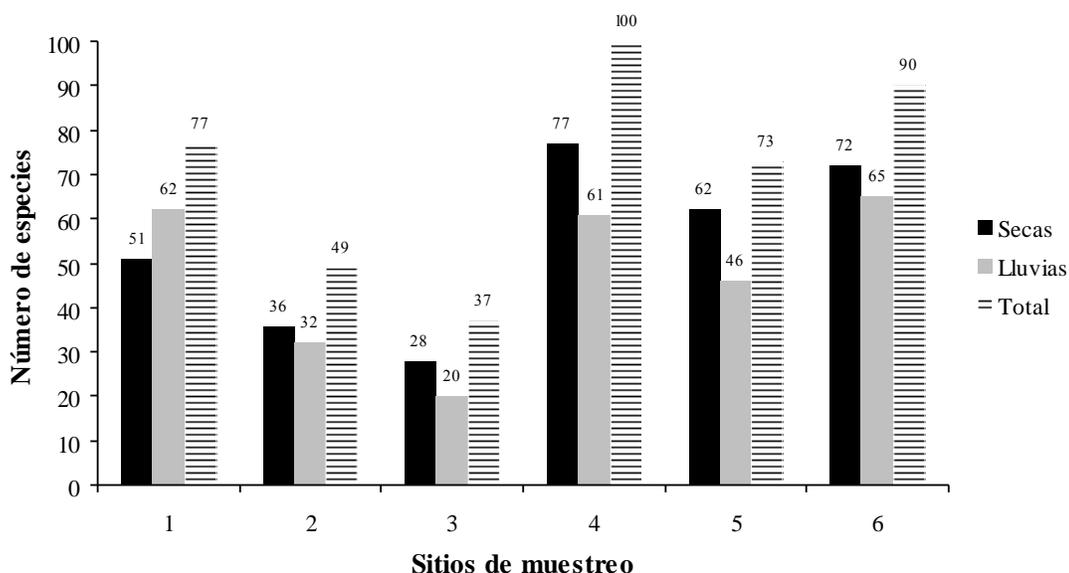


Figura 6. Riqueza de especies por temporada en los seis sitios de muestreo y total por sitio en la cuenca alta del río Laja, obtenida a partir de conteos de al menos 1500 valvas por sitio y temporada de muestreo.

Abundancias relativas

Sitio 1. Entrada Dolores Hidalgo

Se encontró que hubo un cambio temporal en el número de especies más abundantes, ya que en secas se encontraron 14 y en lluvias diez, de las cuales siete se compartieron por ambas temporadas. Además, se observó un cambio en la abundancia relativa de los siete taxa compartidos. *Staurosira venter* (Ehrenberg) H. Kobayasi y *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki fueron las más abundantes en secas, mientras que en lluvias lo fueron *Diadsmis confervacea* Kützing y *Nitzschia palea* (Figura 7 y Apéndice IV).

Sitio 2. Salida Dolores Hidalgo

Para ambas temporadas se encontraron siete especies abundantes, de las cuales tres fueron compartidas. *Nitzschia amphibia* fue la especie dominante en ambas temporadas, con 63% en secas y 65% en lluvias (Figura 7 y Apéndice IV).

Sito 3. *Rancho San Gabriel*

En secas se encontraron cinco especies abundantes mientras que en lluvias fueron ocho. Cuatro fueron compartidas por ambas temporadas. La temporada seca estuvo dominada por *Nitzschia capitellata* (65%) y por *Sellaphora pupula* (18%). Para la temporada de lluvias hubo un cambio en la dominancia, ya que se encontró a *S. pupula* con un 46% y no se encontró a *N. capitellata* como abundante (Figura 7 y Apéndice IV).

Sito 4. *Arroyo San Gabriel*

De las 11 especies dominantes para la temporada seca y las diez para la temporada de lluvias, sólo se compartieron cuatro: *Navicula veneta*, *Nitzschia amphibia*, *N. palea* y *Nitzschia. sp. 1*. También hubo un cambio en las abundancias relativas de las cuatro especies compartidas (Figura 7 y Apéndice IV).

Sito 5. *Puente balneario La Gruta*

En este sitio se encontró la diferencia temporal más contrastante. En la temporada seca-fría se encontraron 10 especies abundantes, mientras que en la temporada de lluvias ocho, y sólo tres se compartieron entre ambas. El mayor cambio fue en cuanto a las abundancias, ya que en secas la más abundante fue *Nitzschia inconspicua* con 14% mientras que en lluvias lo fue *Gomphosphenia lingulatiformis* (Lange-Bertalot et Reichardt) Lange-Bertalot con 62% (Figura 7 y Apéndice IV).

Sito 6. *Puente a Guanajuato*

En secas 11 especies fueron las más abundantes mientras que en lluvias fueron nueve; cinco compartidas por ambas temporadas. *Amphora copulata* (Kützing) Schoeman et Archibald y *Sellaphora sp.* fueron las más abundantes en secas, mientras que en lluvias lo fueron *Nitzschia palea* y *N. desertorum* (Figura 7 y Apéndice IV).

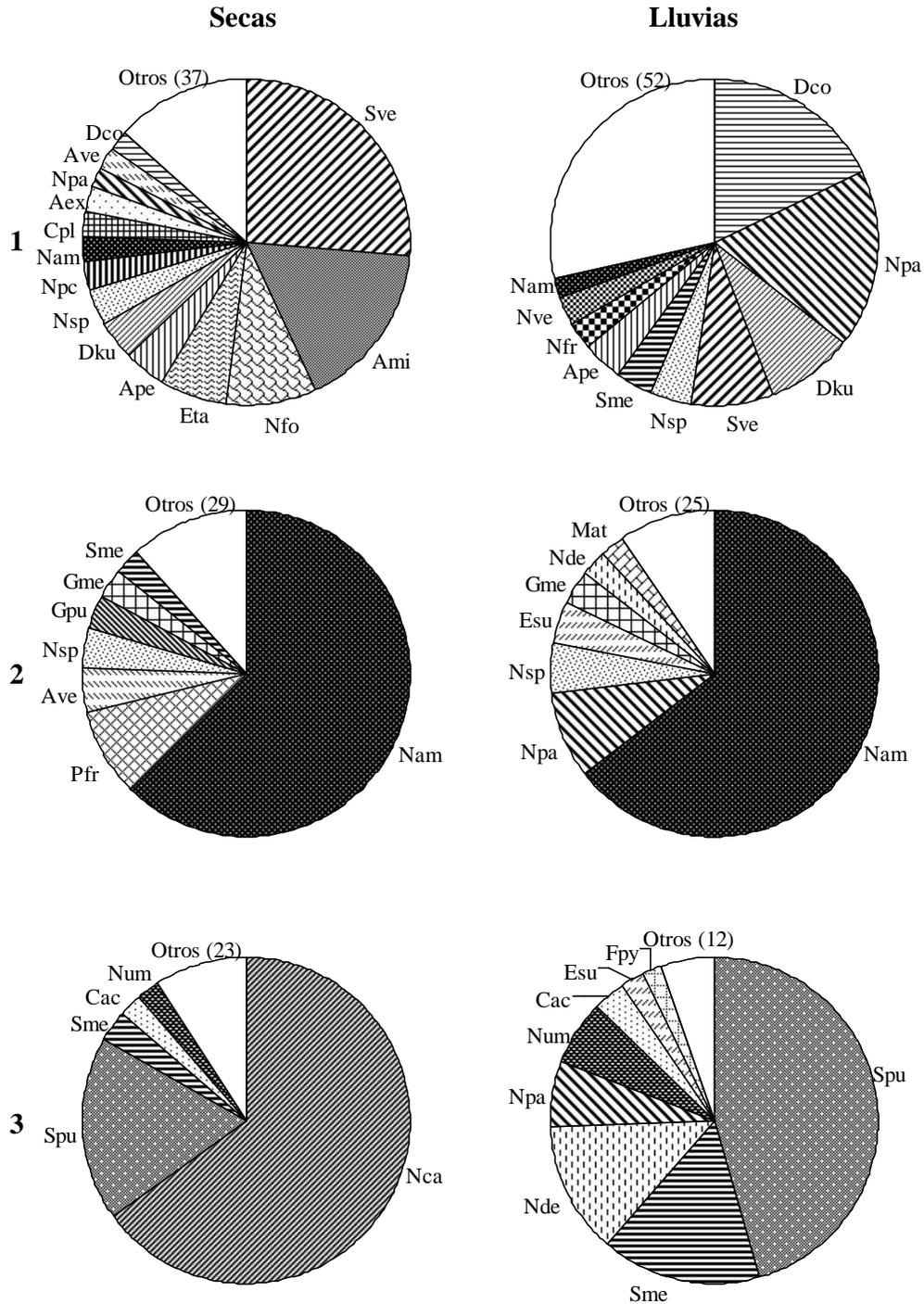


Figura 7. Variación espacial y temporal en la abundancia relativa de las especies numéricamente más importantes (2%). Sitios de muestreo: 1= entrada Dolores Hidalgo, 2= salida Dolores Hidalgo, 3= rancho San Gabriel, 4= arroyo San Miguelito, 5= puente balneario La Gruta y 6= puente a Guanajuato. Los acrónimos de las especies se pueden consultar en el cuadro 5.

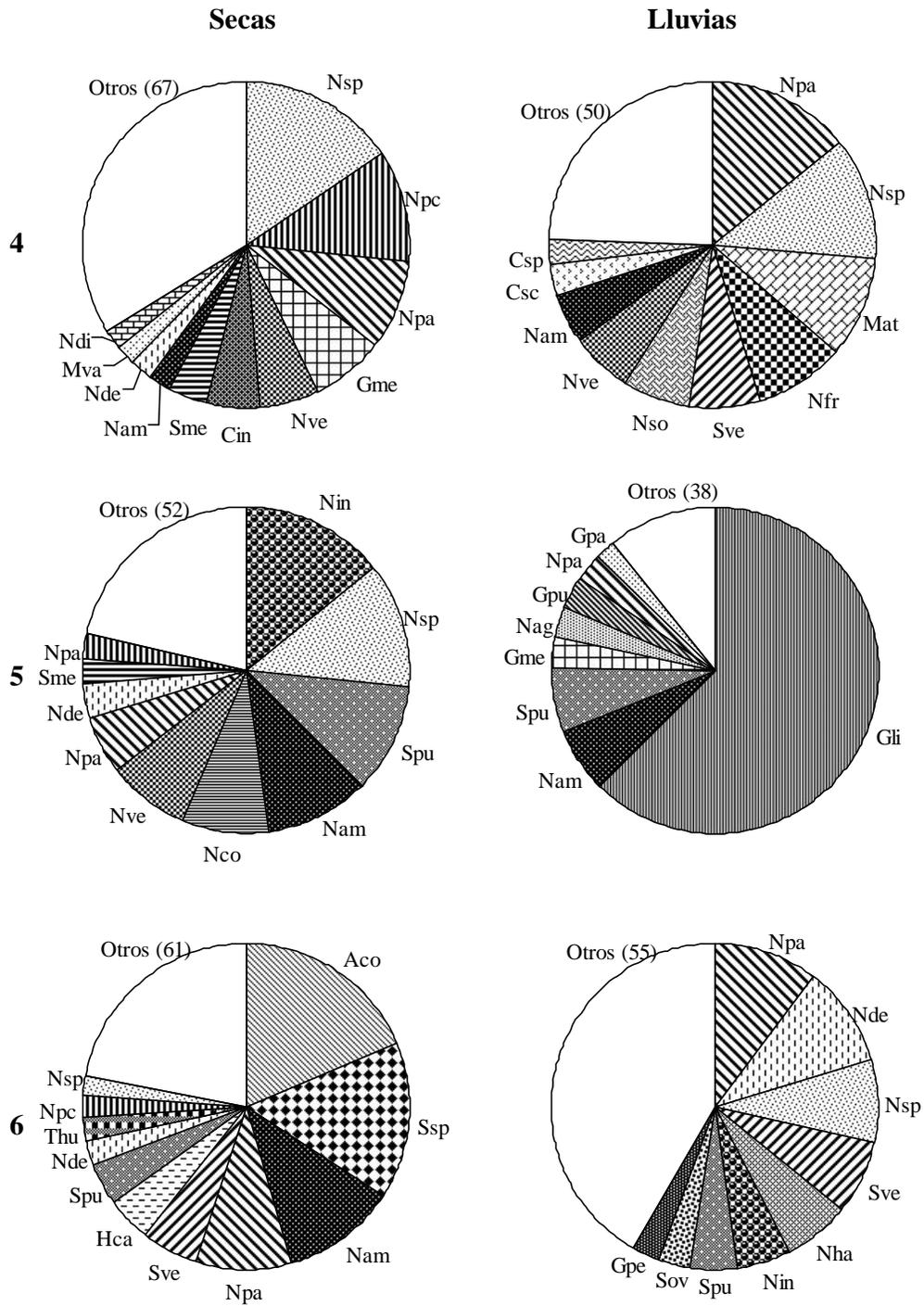


Figura 7. Continuación.

Cuadro 5. Listado de las especies con abundancias relativas iguales o superiores a 2% y sus acrónimos.

Especie	Acrónimo	Especie	Acrónimo
<i>Achnantheidium exiguum</i>	Aex	<i>Navicula veneta</i>	Nve
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	Ami	<i>Nitzschia agnita</i>	Nag
<i>Amphora copulata</i>	Aco	<i>Nitzschia amphibia</i>	Nam
<i>Amphora pediculus</i>	Ape	<i>Nitzschia capitellata</i>	Nca
<i>Amphora veneta</i>	Ave	<i>Nitzschia communis</i>	Nco
<i>Caloneis schumanniana</i>	Csc	<i>Nitzschia desertorum</i>	Nde
<i>Caloneis</i> sp. 4	Csp	<i>Nitzschia dissipata</i>	Ndi
<i>Cocconeis placentula</i>	Cpl	<i>Nitzschia fonticola</i>	Nfo
<i>Craticula accomoda</i>	Cac	<i>Nitzschia frustulum</i>	Nfr
<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	Cin	<i>Nitzschia inconspicua</i>	Nin
<i>Denticula kuetzingii</i>	Dku	<i>Nitzschia palea</i>	Npa
<i>Diademsis confervacea</i>	Dco	<i>Nitzschia solita</i>	Nso
<i>Eolimna subminuscula</i>	Esu	<i>Nitzschia umbonata</i>	Num
<i>Eolimna tantula</i>	Etan	<i>Nitzschia</i> aff. <i>hantzschiana</i>	Nha
<i>Fallacia pygmaea</i>	Fpy	<i>Nitzschia</i> aff. <i>paleacea</i>	Npc
<i>Gomphonema mexicanum</i>	Gme	<i>Nitzschia</i> sp. 1	Nsp
<i>Gomphonema parvulum</i>	Gpa	<i>Planothidium frequentissimum</i>	Pfr
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>exilissimum</i>	Gpe	<i>Sellaphora pupula</i>	Spu
<i>Gomphonema pumilum</i>	Gpu	<i>Sellaphora</i> sp.	Ssp
<i>Gomposphenia lingulatiformis</i>	Gli	<i>Staurosira venter</i>	Sve
<i>Hippodonta capitata</i>	Hca	<i>Stephanocyclus meneghiniana</i>	Sme
<i>Mayamaea atomus</i>	Mat	<i>Surirella ovalis</i>	Sov
<i>Melosira varians</i>	Mva	<i>Tryblionella hungarica</i>	Thu

Índices de diversidad

Por su número de especies y abundancias relativas, el sitio 4 presentó la mayor diversidad y equidad para la temporada seca fría, seguido por el sitio 6. Por otro lado, los sitios 2 y 3 presentaron la menor diversidad y equidad (Figura 8). Para la temporada de lluvias también se encontró que los sitios con la mayor riqueza y no dominados por un par de especies presentaron la mayor diversidad y equidad, esto es, los sitios 1, 4 y 6 (Figura 8); por el contrario, los sitios 2, 3 y 5, claramente dominados por un par de especies y con baja riqueza presentaron la menor diversidad. El cambio temporal más pronunciado tanto en diversidad como en equidad se observó en el sitio 5, donde para ambos índices hubo una disminución en la temporada de lluvias. Para el sitio 3 también se observó un cambio pronunciado en ambos índices, más marcado para la equidad, pero en este caso hubo un aumento en la temporada de lluvias.

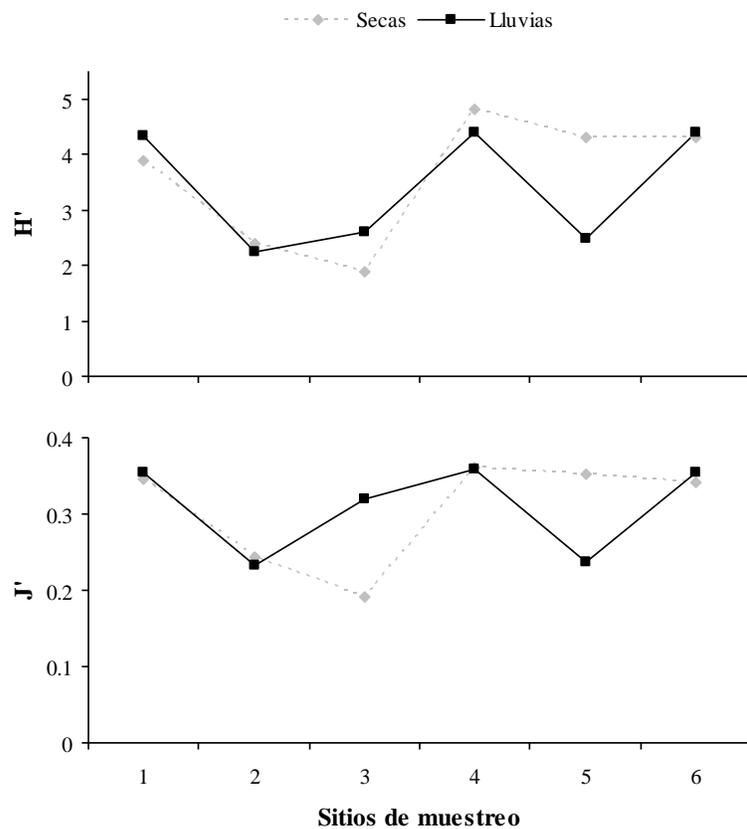


Figura 8. Variación temporal del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y la equidad (J') en los seis sitios de muestreo en la cuenca alta del río Laja.

6.5 Descripción de diatomeas abundantes y de nuevos registros para México

* Indica nuevo registro para el país.

Achnantheidium exiguum (Grunow) Czarnecki

Lámina 3: figuras 98 y 99; Lámina 11: figura 284.

Frústulos monorafídeos. Valvas linear-elípticas con ápices rostrados a capitados. Rafe filiforme, recto, con extremos proximales expandidos. Área axial estrecha, ligeramente más ensanchada en la parte central en la valva sin rafe. El área central de la valva con rafe es rectangular, extendiéndose a ambos márgenes; la de la valva sin rafe es asimétrica. Estrías radiales. Largo: 9.7-16.3 (13.1 ± 1.3) μm ; ancho: 4.8-5.9 (5.3 ± 0.3) μm ; estrías en 10 μm : 24-27 (25.1 ± 1.5) en la valva con rafe; 21-27 (24 ± 1.5) en la valva sin rafe. $n=24$. En MEB se observó que las estrías son uniseriadas y que los extremos distales del rafe se curvan en direcciones opuestas.

Achnantheidium minutissimum (Kützing) Czarnecki

Lámina 3: figuras 95-97; Lámina 11: figura 285.

Frústulos monorafídeos, con una valva cóncava (con rafe) y la otra convexa (sin rafe). Las valvas son linear-lanceoladas a lineares, con ápices subrostrados a rostrados. Rafe filiforme, recto. En ambas valvas el área axial es estrecha, ligeramente ensanchada en el centro, formando el área central. Estrías radiales; mayor distanciamiento de los pares de estrías centrales en la valva con rafe. Largo: 12.2-22.4 (15.4 ± 2.8) μm ; ancho: 3-3.7 (3.3 ± 0.2) μm ; estrías en 10 μm : 25-29 (26.7 ± 1.7). $n=19$. En MEB se observó que las estrías son uniseriadas.

Amphora copulata (Kützing) Schoeman et Archibald

Lámina 7: figuras 192 y 193.

Valvas semi-elípticas con el margen dorsal convexo y el ventral ligeramente cóncavo; ápices agudamente redondeados. Rafe curvado, con extremos proximales curvados hacia el dorso. Área axial estrecha; la central es asimétrica, mayormente en la porción ventral. Área hialina en la porción dorsal, rectangular. Las estrías dorsales son radiales a ligeramente convergentes en los ápices, las cuales están divididas en segmentos desiguales; las ventrales son radiales en el centro y convergentes en los ápices. Largo: 23.9-59.7 (33.5 ± 7.5) μm ; ancho: 5.7-11.3

(7.4 ± 1.1) μm ; estrías ventrales en 10 μm : 12-14 (13.1 ± 0.8); estrías dorsales en 10 μm : 12-16 (14.4 ± 0.8). $n = 36$.

***Amphora pediculus* (Kützing) Grunow**

Lámina 7: figuras 200 y 201; Lámina 11: figura 286.

Valvas semi-elípticas a semi-circulares, con margen dorsal convexo y el ventral recto a ligeramente cóncavo, con ápices agudamente redondeados. Rafe filiforme, recto. Área axial muy estrecha y la central es rectangular, extendiéndose a ambos márgenes de la valva. Las estrías dorsales son paralelas en el centro y radiales en los ápices; las ventrales son ligeramente radiales en el centro y convergentes en los ápices. Largo: 5.9-18.9 (10.8 ± 2.9) μm ; ancho: 2.3-4.4 (3.3 ± 0.4) μm ; estrías en 10 μm : 19-24 (20.8 ± 0.9). $n = 30$. En MEB se observó que las estrías son uniseriadas.

***Amphora veneta* Kützing**

Lámina 7: figuras 195-197; Lámina 12: figura 295.

Valvas semi-elípticas con el margen dorsal convexo y el ventral ligeramente cóncavo (ensanchado y recto en el centro en los individuos de mayor tamaño); ápices agudamente redondeados a subrostrados (en los individuos más grandes). Rafe ligeramente curvado, con los extremos proximales y distales escasamente curvados hacia el dorso. Área axial estrecha. Estrías dorsales radiales, más separadas en el centro de la valva; no se observaron estrías ventrales. Largo: 10.2-44.4 (26.7 ± 8.3) μm ; ancho: 3.4-6.2 (5.1 ± 0.6) μm ; estrías en 10 μm : 21-27 (23.9 ± 1.1). $n = 42$. En MEB se confirmó que los extremos del rafe, tanto los proximales como los distales están curvados hacia el lado dorsal. Las estrías son uniseriadas, formadas por poros lineolados y algunos circulares.

*** *Biremis circumtexta* (Meister) Lange-Bertalot et Witkowski**

Lámina 4: figuras 127-129.

Valvas lanceoladas con ápices subrostrados. Rafe filiforme, con los extremos proximales expandidos y ligeramente curvados hacia el mismo lado. Hileras longitudinales de poros adyacentes al rafe, del lado hacia el que se curvan los extremos proximales del rafe. Área axial amplia, lanceolada; el área central no distinguible de la axial. Estrías marginales, radiales en el

centro y paralelas a escasamente convergentes en los ápices. Largo: 24.9-36.2 (30.2±2.8) µm; ancho: 6.1-8 (7.1±0.5) µm; estrías en 10 µm: 16-17 (16.3±0.40). *n*= 20.

*** *Caloneis schumanniana* (Grunow) Cleve**

Lámina 5: figuras 162 y 163.

Valvas lineares, trionduladas (la ondulación central es del mismo ancho o ligeramente más ancha que las apicales), con ápices redondeados a ligeramente cuneados. Rafe lateral, con los extremos proximales ligeramente curvados hacia el mismo lado. Área axial linear, estrecha; la central es rombo-elíptica, con un engrosamiento en forma de luna a cada lado. Estrías paralelas, excepto en los ápices donde son radiales. Largo: 29.9-51.2 (37.1±6.4) µm; ancho máximo: 6.2-9.3 (7.2±0.8) µm; ancho mínimo: 4.1-6.5 (5±0.6) µm; proporción de biconstricción: 22.1-38.2 % (30.6±4) µm; estrías en 10 µm: 18-21 (18.9±0.7). *n*= 25. De acuerdo con Stancheva *et al.* (2009), se diferencia de *C. lewissi* Patrick porque esta especie tiene un ancho de 10-14.8 µm, la ondulación central es más ancha que las ondulaciones apicales, el área central es rómbica y la proporción de biconstricción es de 54.5-70.8%.

***Caloneis* sp. 4**

Lámina 5: figuras 149 y 150.

Valvas lineares, ligeramente más anchas en el centro, con ápices redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos y ligeramente curvados hacia el lado primario de la valva. Área axial linear, abarcando 1/3 a 1/4 del ancho valvar. Área central cuadrangular a rectangular, extendiéndose a ambos márgenes de la valva, formando una facia. Estrías paralelas a sutilmente radiales, en los ápices son ligeramente convergentes. Largo: 20.7-29 (25.1±2.2) µm; ancho: 4.7-5.3 (5.1±0.2) µm; estrías en 10 µm: 22-23 (22.4±0.5). *n*= 16.

Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *placentula

Lámina 4: figuras 130 y 131; Lámina 12: figura 291.

Frústulos monorafídeos. Valvas elípticas a ampliamente elípticas con ápices ampliamente redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos. El área axial de la valva con rafe es muy estrecha; el área central es pequeña, circular a asimétrica. La valva sin rafe tiene un área axial estrecha; el área central es ligeramente más ancha que la axial y

circular a elíptica. En ambas valvas las estrías son paralelas a ligeramente radiales en el centro de la valva y radiales hacia los ápices y los poros que las conforman son discernibles. En la valva con rafe un anillo submarginal ancho interrumpe el estriado. Largo: 20.9-43 (32.3±6.2) μm ; ancho: 13-27.8 (20.3±4.6) μm ; estrías en 10 μm : 18-27 (21.7±1.9). $n= 23$ (valvas sin rafe). En MEB se observó que los poros en la valva sin rafe son circulares a ovales.

***Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow**

Lámina 4: figuras 123 y 124.

Frústulos monorafídeos. Valvas elípticas con ápices ampliamente redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos. El área axial de la valva con rafe es muy estrecha; el área central es circular. La valva sin rafe tiene un área axial estrecha y recta; no se observó área central. En ambas valvas las estrías son radiales. El anillo submarginal que interrumpe el estriado en la valva con rafe es delgado. En la valva con rafe no se distinguen los poros que forman las estrías, pero si son discernibles en la valva sin rafe, los cuales son lineolados. Largo: 12.7-31.8 (18.9±4) μm ; ancho: 7.2-16.6 (10.5±2.3) μm ; estrías en 10 μm : 19-25 (22.2±1.5). $n= 25$ (valvas sin rafe).

***Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehrenberg) van Heurck**

Lámina 4: figuras 115 y 116; Lámina 12: figura 292.

Frústulos monorafídeos. Valvas elípticas a linear-elípticas con ápices ampliamente redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos. El área axial de la valva con rafe es muy estrecha y el área central es circular a elíptica. El área axial de la valva sin rafe es muy estrecha en los ápices y ligeramente más ancha en el centro, a pesar de este ensanchamiento no se pudo distinguir un área central. Las estrías son radiales en ambas valvas. El anillo submarginal que interrumpe el estriado en la valva con rafe es más ancho que en *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. En la valva con rafe no se distinguen claramente los poros que forman las estrías, excepto los cercanos al área axial; en la valva sin rafe si son discernibles los poros, los cuales son lineolados. En la valva sin rafe la disposición de los poros en el eje apical da la impresión de formar líneas ondulantes. Largo: 17.5-33.8 (25.9±5.2) μm ; ancho: 8.9-21.3 (14.5±3.5) μm ; estrías en 10 μm : 20-23 (21.5±1.1). $n= 15$ (valvas sin

rafe). En MEB se observó que los poros son circulares al centro y ovales hacia los extremos de la valva.

***Craticula accomoda* (Hustedt) D.G. Mann**

Lámina 7: figuras 198 y 199.

Valvas elípticas, con ápices subrostrados a rostrados, redondeados. Rafe filiforme. Área axial linear, muy estrecha y el área central escasamente más ancha que la axial. Estrías paralelas por toda la valva, excepto en los ápices donde pueden ser ligeramente convergentes. Largo: 21.2-23.4 (22.4±0.7) µm; ancho: 6.8-7.7 (7.3±0.3) µm; estrías en 10 µm: 20-24 (21.1±1.2). *n*= 15.

*** *Craticula citrus* (Krasske) Reichardt**

Lámina 6: figuras 185 y 186.

Valvas elíptico-lanceoladas con ápices subcapitados a capitados. Rafe filiforme, recto. Área axial linear, muy estrecha y la central ligeramente más ancha que la axial. Estrías paralelas, en algunos casos se pueden ver algunos de los poros que las conforman. Largo: 15.2-17.1 (15.9±1) µm; ancho: 5.3-5.7 (5.4±0.2) µm; estrías en 10 µm: 19-20 (19.3±0.6). *n*= 3.

***Cyclostephanos invisitatus* (Hohn et Hellermann) Theriot, Stoermer et Håkansson**

Lámina 1: figura 14.

Valvas circulares, onduladas concéntricamente. Estrías radiales, extendiéndose del margen al centro aproximadamente 1/2 - 3/4 del radio, muy marcadas en el margen y haciéndose menos evidentes hacia el centro. Diámetro: 8-9.4 (8.7±0.4) µm; estrías en 10 µm: 14-18 (16.1±1.3). *n*=12.

***Denticula kuetzingii* Grunow**

Lámina 7: figuras 204 y 205.

Valvas lanceoladas a linear-lanceoladas con ápices agudamente redondeados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas extendiéndose a la mitad de la valva o hasta el margen opuesto. Estrías formadas por poros discernibles en microscopía óptica. Largo: 13.8-44.1 (29.2±8.7) µm; ancho: 5-6.7 (5.9±0.4) µm; fíbulas en 10 µm: 5-9 (6.7±0.9); estrías en 10 µm: 14-16

(15.5±0.6); poros en 10 µm: 15-19 (16.8±1). $n= 37$. En MEB se confirmó que las estrías son uniseriadas.

***Diadesmis confervacea* Kützing**

Lámina 4: figuras 112-114; Lámina 11: figura 288.

Frústulos solitarios o formando cadenas. Valvas lanceoladas con ápices redondeados. Rafe recto, con los extremos proximales expandidos. Área axial lanceolada a rómbica y área central amplia. Presencia de un nódulo central cóncavo evidente en vista valvar aunque más conspicuo en vista cingular. Estrías radiales formadas por poros en algunos casos discernibles. Largo: 14.4-22.7 (16.8±2) µm; ancho: 5.5-7.8 (6.5±0.6) µm; estrías en 10 µm: 18-23 (21.2±1.1). $n= 30$. En MEB se encontró que las estrías son uniseriadas, lineoladas (alargadas transapicalmente y no apicalmente como en *Navicula*). Los frústulos de la figura 310 se consideraron como *D. aff. confervacea* ya que no se observaron las espinas marginales de unión que permiten la formación de cadenas; los casos en que no se encuentran espinas son en las valvas de separación (Aponte *at al.*, 2005; Torgan y Dos Santos, 2008). Se esperaba observar tales espinas debido a la cercanía de los frústulos, potencial indicativo de que se encontraban formando cadena.

*** *Encyonema triangulum* (Ehrenberg) Kützing**

Lámina 2: figuras 41 y 42.

Valvas dorso-ventrales, con ambos márgenes convexos y ápices agudamente redondeados. Rafe curvado, con los extremos proximales expandidos y curvados hacia el dorso, y los extremos distales curvados hacia el lado ventral. Área axial amplia y la central no distinguible de la axial. Estrías conspicuamente areoladas, radiales, excepto en los ápices del lado ventral donde son convergentes. Largo: 30.1-52 (41.6±7.9) µm; ancho: 14.2-17 (15.6±1.1) µm; estrías ventrales en 10 µm: 9-10 (9.8±0.5); estrías dorsales en 10 µm: 8-10 (9.1±0.6); areolas en 10 µm: 10-15 (12.6±1.6). $n= 8$.

***Eolimna subminuscula* (Manguin) Moser, Lange-Bertalot et Metzeltin**

Lámina 2: figuras 55 y 56.

Valvas ampliamente lanceoladas con ápices cuneados. Rafe filiforme, con ambos extremos proximales ligeramente curvados. El área axial es estrecha y ligeramente arqueada y el área central es inconspicua. Estrías radiales, excepto al centro de la valva donde pueden ser paralelas. Largo: 9.8-11.8 (10.7±0.6) µm; ancho: 4.1-5.1 (4.8±0.3) µm; estrías en 10 µm: 20-24 (22.9±1.3). *n*= 15.

***Eolimna tantula* Hustedt**

Lámina 2: figuras 48 y 49.

Valvas linear-elípticas, con ápices redondeados. Rafe filiforme, recto. Área axial linear y la central rectangular a asimétrica (por el acortamiento diferencial de las estrías centrales). Estrías radiales. Largo: 7.8-13.9 (10.7±1.5) µm; ancho: 3.2-4.2 (3.8±0.3) µm; estrías en 10 µm: 24-30 (28.1±1.9). *n*= 20.

*** *Fallacia monoculata* (Hustedt) D.G. Mann**

Lámina 4: figuras 117 y 118.

Valvas elípticas con ápices ampliamente redondeados. Rafe filiforme, con extremos proximales expandidos y curvados hacia el mismo lado. Área axial estrecha y la central no discernible. Estrías radiales. A ambos lados del área axial hay una línea hialina, paralela hacia los ápices y convexa al centro de la valva, que aparentemente interrumpe el estriado. Largo: 7.7-14.6 (10.9±1.8) µm; ancho: 4.1-5.4 (4.6±0.4) µm; estrías en 10 µm: 20-25 (22.2±1.4). *n*= 16.

***Fallacia pygmaea* (Kützing) Stickle et D.G. Mann**

Lámina 4: figura 119.

Valvas elípticas con ápices ampliamente redondeados. Rafe filiforme con extremos proximales expandidos y curvados ligeramente hacia la misma dirección. Área axial estrecha y la central circular a elíptica. Estrías radiales. Entre el área axial y las estrías se encuentra un área linear-lanceolada que va de los ápices a cada uno de los extremos proximales del rafe.

Largo: 16-25.3 (22 ± 2.9) μm ; ancho: 8.4-10 (9.3 ± 0.4) μm ; estrías en 10 μm : 23-26 (24.3 ± 0.7).
 $n= 25$.

* ***Geissleria decussis* (Østrup) Lange-Bertalot et Metzeltin**

Lámina 2: figuras 51 y 52.

Valvas linear-elípticas con ápices subrostrados a capitados. Rafe filiforme, recto, con extremos proximales expandidos. Área axial estrecha y la central elíptica a asimétrica (por el acortamiento diferencial de los dos pares de estrías centrales). Un estigma en el área central. Estrías radiales, sinuosas; las de los ápices son paralelas a convergentes. Largo: 18.6-24.7 (23.1 ± 1.3) μm ; ancho: 7.4-8.3 (7.9 ± 0.2) μm ; estrías en 10 μm : 14-16 (14.9 ± 0.7). $n= 18$.

* ***Gomphonema laticollum* Reichardt**

Lámina 4: figuras 102 y 103; Lámina 13: figura 298.

Valvas clavadas, con una ligera constricción entre el polo apical y el centro de la valva. Polo apical ampliamente redondeado y el basal subrostrado. Área hialina en el polo basal. Rafe lateral, sinuoso, con extremos proximales levemente expandidos y curvados hacia el lado donde se encuentra el estigma. Área axial linear y la central asimétrica por el acortamiento diferencial de los tres pares de estrías centrales. Un estigma en el área central. Estrías radiales conspicuamente areoladas. Largo: 34.4-47.6 (41.6 ± 3.3) μm ; ancho: 10-12.4 (11.1 ± 0.6) μm ; estrías en 10 μm : 9-12 (10.5 ± 0.7); areolas en 10 μm : 21-25 (23.3 ± 1.4). $n= 35$. En MEB se observó que las estrías son uniseriadas. Diferencias con taxa similares: *G. truncatum* Ehrenberg tiene estrías biseriadas y es más acentuada la constricción entre el polo apical y el centro de la valva. En *G. capitatum* Ehrenberg es muy acentuada la constricción entre el polo apical y el centro de la valva (Reichardt, 2001; Tremarin *et al.*, 2009).

***Gomphonema mexicanum* Grunow**

Lámina 3: figuras 82 y 83; Lámina 13: figuras 296 y 301.

Valvas clavadas, con el polo apical subrostrado y el basal agudamente redondeado. Área hialina en el polo basal. Rafe filiforme, recto, con extremos proximales ligeramente expandidos. Área axial linear y la central asimétrica (por el acortamiento de la estría central opuesta al estigma). Un estigma en el área central, con un evidente desfasamiento entre las

aperturas externa e interna. Estrías radiales, formadas por areolas discernibles en microscopía óptica. Largo: 28.1-45.8 (36.1±5.3) µm; ancho: 9-10.8 (9.9±0.5) µm; estrías en 10 µm: 9-12 (10.8±0.9); areolas en 10 µm: 20-24 (21.8±1.9). $n= 18$. En MEB, en vista interna de la valva, se observaron estrías uniseriadas, extremos proximales del rafe curvados hacia el lado donde está el estigma y el estigma alargado.

***Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing**

Lámina 3: figura 74.

Valvas clavadas, con el polo apical subrostrado a rostrado y el basal rostrado. Rafe filiforme, recto. Área axial linear y la central asimétrica (por el mayor acortamiento de la estría central opuesta al estigma). Un estigma en el área central. Estrías radiales. Largo: 15.8-24.8 (20.2±2.7) µm; ancho: 5.7-7.5 (6.8±0.5) µm; relación largo/ancho 2.6-3.8 (3±0.4); estrías en 10 µm: 10-14 (11.3±1). $n= 18$.

*** *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum* Grunow**

Lámina 3: figuras 77 y 78.

Valvas clavadas a linear-lanceoladas, con ambos polos rostrados a subcapitados. Área hialina en el polo basal. Rafe filiforme, recto, con extremos proximales expandidos. Área axial linear y la central asimétrica (por el acortamiento de la estría central opuesta al estigma). Un estigma en el área central. Estrías radiales. Largo: 29.6-39.5 (35.2±2.9) µm; ancho: 6.5-8.5 (7.7±0.5) µm; relación largo/ancho: 4.1-5.2 (4.5±0.3); estrías en 10 µm: 9-11 (10±0.6). $n= 20$. De acuerdo con Kelly (2007), se diferencia de la variedad nominal porque la relación largo/ancho es mayor a 4 y en los individuos de mayor tamaño ambos polos son subcapitados.

***Gomphonema pumilum* (Grunow) Reichardt et Lange-Bertalot**

Lámina 2: figura 58.

Valvas clavadas, con ápices redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos. Área axial amplia, estrecha en los polos y el área central es rectangular. Un estigma en el área central. Estrías radiales. Largo: 10.6-26.4 (16.5±4.1) µm; ancho: 3.5-4.8 (4±0.3) µm; estrías en 10 µm: 11-14 (12.7±0.9). $n= 30$.

* ***Gomphonema subclavatum* (Grunow) Grunow**

Lámina 4: figuras 110 y 111; Lámina 13: figuras 297 y 300.

Valvas clavadas, con el polo apical ampliamente redondeado y el basal rostrado. Área hialina en el polo basal. Rafe lateral, sinuoso, con extremos proximales ligeramente expandidos. Área axial amplia y la central rectangular a asimétrica (por el acortamiento de la estría central opuesta al estigma). Un estigma en el área central. Estrías radiales. Largo: 28.4-44.2 (35.6 ± 4.2) μm ; ancho: 7.1-9.8 (8.1 ± 0.7) μm ; estrías en 10 μm : 10-12 (10.8 ± 0.6). $n= 30$. En cuatro individuos se contaron 25-28 areolas en 10 μm . En MEB se observó que las estrías son uniseriadas y que los extremos proximales del rafe están curvados en forma de gancho hacia el lado donde se encuentra el estigma.

***Gomphosphenia lingulatiformis* (Lange-Bertalot et Reichardt) Lange-Bertalot**

Lámina 1: figuras 19 y 20.

Valvas clavadas a linear-clavadas, con un ensanchamiento en el área central en los individuos más grandes, con ápices agudamente redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales ligeramente expandidos. Nódulo central circular en vista valvar y en vista cingular detectable como una hendidura. Área axial linear-lanceolada y la central indistinguible de la axial. Estrías radiales. Largo: 13.2-49 (29.5 ± 9.2) μm ; ancho: 4.3-6.8 (5.2 ± 0.5) μm ; estrías en 10 μm : 17-20 (18.4 ± 0.7). $n= 40$.

***Hippodonta capitata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski**

Lámina 2: figura 57.

Valvas linear-lanceoladas con ápices rostrados a subcapitados, ampliamente redondeados. En los ápices hay una barra hialina transversal. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales ligeramente expandidos. Área axial estrecha y la central elíptica. Estrías anchas y radiales, excepto hacia los ápices donde son paralelas a convergentes. Largo: 18.6-22.1 (20 ± 1) μm ; ancho: 4.9-5.8 (5.2 ± 0.2) μm ; estrías en 10 μm : 8-9 (8.7 ± 0.5). $n= 15$. En MEB se confirmó que las estrías son biseriadas.

*** *Hantzschia abundans* Lange-Bertalot**

Lámina 7: figuras 222 y 223.

Valvas lineares semi-arqueadas, con el margen fibulado cóncavo y el margen opuesto convexo; ápices agudamente rostrados. Rafe excéntrico, marginal; el par de fíbulas centrales más separadas que el resto. Estrías radiales, excepto cerca de los ápices donde son paralelas a ligeramente convergentes. Largo: 79.5-94.9 (86 ± 3.7) μm ; ancho: 9.8-11.7 (10.7 ± 0.5) μm ; fíbulas en 10 μm : 5-8 (7.2 ± 0.8); estrías en 10 μm : 14-18 (16.9 ± 1). $n= 22$. Esta especie es más grande, más ancha y tiene una densidad de estrías menor que *Hantzschia amphioxys* (Ehrenberg) Grunow [Largo: 23.4-47 (33.7 ± 6.7) μm ; ancho: 4.5-7.7 (5.9 ± 1) μm ; fíbulas en 10 μm : 6-8 (7.2 ± 0.8); estrías en 10 μm : 19-26 (23.4 ± 2). $n= 16$]. Además, *H. amphioxys* tiene ápices rostrados a subcapitados, proporcionalmente más anchos que los de *H. abundans*.

***Mayamaea atomus* var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot**

Lámina 5: figuras 156 y 157.

Valvas elípticas con ápices redondeados. Esternón muy silicificado, recto, con el nódulo central y los polares claramente distinguibles. Estrías no visibles en microscopía óptica. Largo: 7.6-8.6 (8 ± 0.3) μm ; ancho: 3.3-3.8 (3.5 ± 0.2) μm . $n= 12$. La variedad nominal es más larga y más ancha, además, las estrías son menos densas, por lo que es posible observarlas al microscopio óptico (Lange-Bertalot, 2001).

***Melosira varians* Agardh**

Lámina 1: figuras 12 y 13.

Frústulos formando cadenas. En vista valvar son circulares, la superficie es ligeramente convexa sobre la que se observan puntos pequeños (más densos en el centro). En vista cingular también se observaron puntuaciones finas y se observa que las valvas son cilíndricas. Diámetro: 7.1-21.6 (14.8 ± 3.4) μm ; manto: 10.8-13.6 (12 ± 0.9) μm . $n= 30$.

*** *Navicula symmetrica* Patrick**

Lámina 5: figuras 160 y 161.

Valvas linear-elípticas con ápices redondeados. Rafe filiforme, con extremos proximales curvados hacia el lado primario de la valva. Área axial linear, muy estrecha; la central es

circular a elíptica, formada por el acortamiento de los dos pares de estrías centrales. Estrías radiales. Largo: 27.7-33.6 (29.9±1.7) μm ; ancho: 5.1-6.7 (6±0.5) μm ; estrías en 10 μm : 14-16 (14.7±0.6). $n=17$.

***Navicula veneta* Kützing**

Lámina 5: figuras 152 y 153.

Valvas lanceoladas con ápices subrostrados. Rafe filiforme, recto, con extremos proximales ligeramente expandidos y los distales curvados hacia el lado secundario de la valva (donde se encuentra la discontinuidad de Voigt). Área axial linear, estrecha y la central es rectangular a elíptica. Estrías radiales, excepto en los ápices donde son convergentes. Largo: 18.4-30.6 (24.5±3.1) μm ; ancho: 4.7-7.2 (5.8±0.6) μm ; estrías en 10 μm : 13-16 (14.4±0.7). $n=21$.

*** *Navigiolum* cf. *uruguayense* Metzeltin, Lange-Bertalot et García-Rodríguez**

Lámina 5: figuras 143 y 144.

Valvas linear-lanceoladas con los ápices cuneados. Rafe filiforme, escasamente curvado, con los extremos proximales ligeramente expandidos. Área axial amplia, lanceolada; la central no se distingue de la axial. Estrías radiales, excepto las de los ápices que pueden ser paralelas. Al centro de la valva hay una alternancia de estrías cortas y largas; las largas son ligeramente sinuosas. Largo: 16.6-17.8 (17.1±0.6) μm ; ancho: 5.4-5.8 (5.6±0.2) μm ; estrías en 10 μm : 14-17 (15.7±1.5). $n=3$. Aunque las características observadas concuerdan con esta especie, la identificación es provisional ya que incluso los autores señalan que es necesario un estudio detallado con microscopio electrónico de barrido para revelar la verdadera identidad de este taxón (Metzeltin *et al.*, 2005).

*** *Neidium bisulcatum* (Lagerstedt) Cleve**

Lámina 5: figuras 137 y 138.

Valvas lineares con ápices redondeados. Al lado de cada margen hay una línea hialina. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales curvados en dirección opuesta. Área axial linear, estrecha y la central es elíptica. Estrías ligeramente radiales a paralelas, formadas por areolas discernibles en microscopía óptica. Largo: 39.3-43.8 (41.5±3.2) μm ; ancho: 7.9-8.7 (8.3±0.6) μm ; estrías en 10 μm : 22-23 (22.6±0.6); areolas en 10 μm : 19-20 (19.5±1.3). $n=2$.

***Nitzschia agnita* Hustedt**

Lámina 8: figuras 236 y 237.

Valvas linear-lanceoladas, atenuadas en los extremos terminando en ápices capitados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas equidistantes, incluyendo el par central. Estrías no detectables en microscopía óptica. Largo: 37.5-44.2 (42 ± 1.7) μm ; ancho: 5-6 (5.6 ± 0.2) μm ; fíbulas en 10 μm : 10-14 (12.2 ± 1.4). $n= 18$.

***Nitzschia amphibia* Grunow**

Lámina 7: figuras 226 y 227.

Valvas lanceoladas a linear-lanceoladas con ápices agudamente redondeados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas prácticamente equidistantes, excepto en algunos especímenes donde el par central se observa ligeramente más separado que el resto. Estrías formadas por poros fácilmente discernibles en microscopía óptica. Largo: 16.5-35.9 (25.7 ± 3.9) μm ; ancho: 4-5.2 (4.6 ± 0.3) μm ; fíbulas en 10 μm : 7-10 (8 ± 0.7); estrías en 10 μm : 16-18 (16.9 ± 0.5); poros en 10 μm : 20-24 (21.8 ± 1.5). $n= 25$.

***Nitzschia capitellata* Hustedt**

Lámina 8: figuras 232 y 233.

Valvas linear-lanceoladas ligeramente constreñidas en el centro con ápices subrostrados a rostrados. Rafe excéntrico, marginal; par de fíbulas centrales más distanciadas que el resto. Estrías muy finas, apenas detectables al microscopio óptico. Largo: 26.4-54.8 (38.5 ± 7.2) μm ; ancho: 4.1-5.2 (4.6 ± 0.3) μm ; fíbulas en 10 μm : 10-14 (12 ± 1.3). $n= 30$.

***Nitzschia communis* Rabenhorst**

Lámina 8: figura 262.

Valvas lineares con márgenes paralelos en el centro de la valva y con ápices ampliamente redondeados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas equidistantes. Estrías muy finas, no detectables en microscopía óptica. Largo: 24.9-35 (30.7 ± 3) μm ; ancho: 4-4.7 (4.4 ± 0.2) μm ; fíbulas en 10 μm : 10-12 (10.4 ± 0.8). $n= 12$. En MEB se encontró una valva con 33 estrías en 10 μm .

*** *Nitzschia desertorum* Hustedt**

Lámina 7: figuras 219 y 220.

Valvas lanceoladas con ápices rostrados, agudamente redondeados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas equidistantes, aunque en algunos casos el par central está escasamente más distanciado que el resto. Estrías detectables en microscopía óptica. Largo: 14.4-19.7 (17.4±1.9) µm; ancho: 3.9-4.6 (4.2±0.2) µm; fíbulas en 10 µm: 11-15 (12.9±1.2); estrías en 10 µm: 23-26 (24.6±1). *n*= 15.

***Nitzschia dissipata* (Kützing) Rabenhorst**

Lámina 7: figura 218.

Valvas lanceoladas a linear-lanceoladas con ápices subrostrados a rostrados. Rafe excéntrico, localizado entre el centro y el margen de la valva (submarginal); fíbulas irregularmente espaciadas. Estrías indetectables en microscopía óptica. Largo: 18.8-56.7 (33±11.2) µm; ancho: 3.7-5.7 (4.3±0.5) µm; fíbulas en 10 µm: 7-10 (7.9±0.8). *n*= 24. En MEB se encontró una valva con 40 estrías en 10 µm.

***Nitzschia fonticola* (Grunow) Grunow**

Lámina 8: figuras 248 y 249; Lámina 13: figura 303.

Valvas linear-lanceoladas con ápices subrostrados a subcapitados. Rafe excéntrico, marginal; par de fíbulas centrales más distantes que el resto, aunque en algunos casos no fue tan evidente esta separación. Estrías finas, pero detectables en microscopía óptica. Largo: 25.2-43.2 (31.4±4.9) µm; ancho: 3.1-4.3 (3.6±0.3) µm; fíbulas en 10 µm: 8-11 (9.4±0.9); estrías en 10 µm: 27-28 (27.5±0.3). *n*= 15. En MEB se observó que las estrías son uniseriadas, formadas por poros redondos. Del lado del canal rafidiano las estrías son biseriadas. Estas observaciones coinciden con lo descrito por Trobajo *et al.* (2006) en la tipificación de esta especie.

***Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow**

Lámina 8: figuras 252 y 253.

Valvas linear-lanceoladas con ápices agudamente redondeados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas prácticamente equidistantes, excepto el par central que presenta una mayor separación.

Estrías detectables en microscopía óptica. Largo: 10.7-25.3 (16.2±3.7) µm; ancho: 2.5-3.3 (2.8±0.2) µm; fíbulas en 10 µm: 10-15 (12±1.3); estrías en 10 µm: 22-29 (23.4±1.7). *n*= 24.

***Nitzschia inconspicua* Grunow**

Lámina 7: figuras 209 y 210.

Valvas lanceoladas con ápices cuneados. Rafe excéntrico, marginal; par de fíbulas centrales más espaciadas que el par central. Estrías finas pero detectables en microscopía óptica. Largo: 6.4-16.1 (8.9±2) µm; ancho: 2.4-3.8 (3±0.3) µm; fíbulas en 10 µm: 9-15 (12.2±1.5); estrías en 10 µm: 24-30 (26.2±2). *n*= 28.

***Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith**

Lámina 8: figuras 230 y 231.

Valvas lanceoladas a linear-lanceoladas con ápices rostrados a subcapitados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas equidistantes, incluyendo el par central. Estrías muy finas, prácticamente invisibles al microscopio óptico. Largo: 22.8-41 (32±4.4) µm; ancho: 4-5.3 (4.6±0.4) µm; fíbulas en 10 µm: 10-14 (12±1.2). *n*= 23.

*** *Nitzschia rautenbachiae* Cholnoky**

Lámina 8: figuras 234 y 235.

Valvas lanceoladas a linear-lanceoladas con ápices agudamente redondeados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas equidistantes. Estrías conspicuamente areoladas; mismo número de estrías que de fíbulas. Largo: 21.5-42.5 (32.1±5.5) µm; ancho: 6.4-7.8 (7.1±0.3) µm; fíbulas y estrías en 10 µm: 12-13 (12.1±0.3); poros en 10 µm: 12-16 (14.8±1). *n*= 30.

*** *Nitzschia solita* Hustedt**

Lámina 7: figuras 224 y 225.

Valvas linear-lanceoladas con ápices subrostrados a rostrados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas alargadas, prácticamente equidistantes unas de otras, incluyendo el par central. Estrías visibles en microscopía óptica. Largo: 19.7-34 (25.5±4) µm; ancho: 4.5-5.2 (4.8±0.2) µm; fíbulas en 10 µm: 10-15 (12.4±1.3); estrías en 10 µm: 24-27 (25.7±0.6). *n*= 23.

***Nitzschia umbonata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot**

Lámina 9: figuras 267 y 268.

Valvas lineares con ápices subrostrados a rostrados. El margen donde se encuentran las fíbulas está ligeramente constreñido en el centro y el otro es prácticamente recto. Rafe excéntrico, marginal; par de fíbulas centrales más espaciadas que el resto. Estrías visibles en microscopía óptica. Largo: 37.8-79.1 (57.6 ± 11.7) μm ; ancho: 6.9-8 (7.6 ± 0.3) μm ; fíbulas en 10 μm : 6-11 (8.1 ± 1.2); estrías en 10 μm : 22-27 (25 ± 1.3). $n = 30$.

***Nitzschia* aff. *hantzschiana* Rabenhorst**

Lámina 7: figuras 215 y 216.

Valvas lineares ligeramente constreñidas en el centro con ápices rostrados a subcapitados. Rafe excéntrico, marginal; par de fíbulas centrales más espaciadas que el resto. Estrías detectables en microscopía óptica; en algunos casos se pudieron observar algunos de los poros que forman las estrías pero no lo suficiente para cuantificarlos. Largo: 16.8-27.4 (23.2 ± 3.1) μm ; ancho: 3.2-4.1 (3.6 ± 0.2) μm ; fíbulas en 10 μm : 10-14 (11.6 ± 1.1); estrías en 10 μm : 22-26 (24.1 ± 0.9). $n = 16$. En las ilustraciones presentadas por Krammer y Lange-Bertalot (1988), la constricción al centro de la valva es muy clara en el margen donde se encuentran las fíbulas, pero en el margen opuesto no es muy pronunciada. En los ejemplares encontrados en el Laja la constricción es igual en ambos márgenes.

***Nitzschia* aff. *paleacea* (Grunow) Grunow**

Lámina 8: figuras 238 y 239.

Valvas lineares, aciculares, con ápices subrostrados. Rafe excéntrico, marginal; fíbulas equidistantes, excepto el par central que está más distanciado. Estrías indetectables al microscopio óptico. Largo: 33.4-53 (42.7 ± 6.2) μm ; ancho: 2.1-3.1 (2.6 ± 0.2) μm ; fíbulas en 10 μm : 11-15 (13.8 ± 1). $n = 15$. Difiere del mínimo de fíbulas en diez micras reportado por Krammer y Lange-Bertalot (1988) y Cox (1996), ya que estos autores lo reportan en 14, con un intervalo de 14 a 19.

***Nitzschia* sp. 1**

Lámina 8: figuras 250 y 251.

Valvas lanceoladas con ápices rostrados a subcapitados. Rafe excéntrico, marginal; todas las fíbulas equidistantes. Estrías no detectables en microscopía óptica. Largo: 11.5-17.6 (14.8 ± 1.7) μm ; ancho: 2.9-3.8 (3.3 ± 0.3) μm ; fíbulas en 10 μm : 15-18 (15.8 ± 0.7). $n= 19$.

*** *Planothidium biporumum* (Hohn et Hellerman) Lange-Bertalot**

Lámina 3: figuras 79 y 80.

Frústulos monorafídeos. Valvas lanceoladas con ápices rostrados a subcapitados. Rafe filiforme, recto, con extremos proximales expandidos. La valva con rafe tiene un área axial muy estrecha y la central es rectangular o elíptica. La valva sin rafe tiene un área axial linear, estrecha; la central es una depresión con “techo” en forma de U, expandida hacia un lado de la valva (*cavum*). Estrías radiales. Largo: 16.1-22.6 (21.2 ± 1.5) μm ; ancho: 6-7.5 (6.8 ± 0.3) μm ; estrías en 10 μm : 12-14 (13.4 ± 0.5). $n= 20$ (valvas sin rafe).

***Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot**

Lámina 3: figuras 85 y 86; Lámina 13: figura 302.

Frústulos monorafídeos. Valvas elípticas a linear-elípticas con ápices ampliamente redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos. La valva con rafe tiene un área axial muy estrecha y el área central es elíptica a asimétrica. La valva sin rafe tiene un área axial linear, estrecha y la central es un *cavum*. Estrías radiales. Largo: 10.9-16.1 (12.8 ± 1.4) μm ; ancho: 4.6-5.7 (5.2 ± 0.3) μm ; estrías en 10 μm : 12-16 (13.7 ± 1). $n= 30$ (valvas sin rafe).

*** *Sellaphora bacilloides* Hustedt**

Lámina 5: figuras 141 y 142.

Valvas elípticas con ápices redondeados. Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos y ligeramente curvados hacia el mismo lado. Área axial estrecha y la central elíptica, formada por el acortamiento de las estrías centrales. Estrías radiales, ligeramente más separadas en el centro. Largo: 30-32.4 (31.3 ± 0.9) μm ; ancho: 11-12 (11.2 ± 0.4) μm ; estrías en 10 μm : 21-22 (21.6 ± 0.5). $n= 5$.

***Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkovsky**

Lámina 5: figuras 132 y 133.

Valvas elípticas a linear-elípticas con ápices subrostrados a subcapitados, ampliamente redondeados. Barras transversales hialinas en ambos ápices (barras polares). Rafe filiforme, recto, con los extremos proximales expandidos y los distales curvados hacia el mismo lado. Área axial linear, muy estrecha y el área central tiene forma deltoide. Estrías radiales, ligeramente sinuosas cerca de los ápices. Largo: 12.8-30.6 (22.3±4) μm ; ancho: 5.9-8 (7.3±0.4) μm ; estrías en 10 μm : 18-22 (20.3±1.4). $n= 22$. Los especímenes observados comprenden una amplia variedad de formas, lo cual requiere estudios a detalle, ya que está comprobado que las diferentes variedades y formas que conforman *Sellaphora pupula* son un complejo de varias especies, las cuales están siendo validadas mediante caracteres morfológicos, citológicos, reproductivos, genéticos y ecológicos (Mann, 2001; Mann *et al.*, 2004; Poulíková *et al.*, 2008).

***Sellaphora* sp.**

Lámina 5: figuras 134 y 135; Lámina 13: figura 299.

Valvas linear-elípticas con ápices subcapitados, ampliamente redondeados. Área hialina en los ápices, de forma más o menos triangular alrededor del rafe. Rafe filiforme, ligeramente sinuoso, con extremos proximales ligeramente expandidos y curvados en dirección opuesta a donde se curvan los extremos distales. Área axial linear, estrecha y la central es elíptica a rombo-elíptica. Estrías radiales, ligeramente sinuosas cerca de los ápices. Largo: 20-40.1 (27±6.1) μm ; ancho: 6.9-8.4 (7.5±0.4) μm ; estrías en 10 μm : 20-22 (20.8±0.8). $n= 28$. En MEB se observó que las estrías son uniseriadas. Se diferencia del complejo *Sellaphora pupula* porque los extremos proximales del rafe están ligeramente curvados, no presenta las características barras hialinas transversales en los ápices, el área axial es ligeramente más ancha y porque el área central no tiene forma deltoide.

***Staurosira venter* (Ehrenberg) H. Kobayasi**

Lámina 1: figuras 26 y 27; Lámina 10: figuras 281-283.

Frústulos solitarios o formando cadenas. Valvas elípticas con ápices ampliamente redondeados. Área axial elíptica a lanceolada. Estrías alternas y radiales. Largo: 6-8.4

(7.4 ± 0.7) μm ; ancho: 3.2-4.8 (4.3 ± 0.4) μm ; estrías en 10 μm : 13-15 (14.1 ± 0.5). $n= 15$. De acuerdo con Morales (2001) y Morales *et al.* (2001), en microscopía óptica este taxón puede ser confundido con *Staurosira elliptica* (Schumann) Williams *et Round*, *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) Williams *et Round* y con *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) Williams *et Round*. Las observaciones en MEB confirmaron la identidad de este taxón, ya que tiene poros en los ápices de la valva, las areolas son ovales a ligeramente lineoladas, además, las espinas se encuentran entre las estrías y son espatuladas con digitaciones que se conectan a las areolas de la valva adyacente, lo cual coincide con lo descrito por Morales (2010) como *Staurosira construens* var. *venter* (Ehrenberg) Hamilton.

***Stephanocyclus meneghiniana* Kützing**

Lámina 1: figura 10; Lámina 10: figuras 278-280.

Valvas circulares, onduladas concéntricamente. Estrías marginales, gruesas, radiales, extendiéndose del margen hacia el centro aproximadamente $1/4$ del radio. En el área central hay de 1-3 fultopórtulas. Diámetro: 8.1-14.7 (12.7 ± 1.9) μm ; estrías en 10 μm : 7-9 (7.8 ± 0.6). $n= 30$. En MEB, en vista externa, se observaron espinas marginales interrumpiendo las estrías y gránulos de sílice distribuidos por toda la valva. En vista interna se observaron fultopórtulas entre las estrías en relación 1:1 y una rimopórtula en la interestría.

*** *Surirella minuta* var. *peduliformis* Frenguelli**

Lámina 8: figuras 242 y 243; Lámina 12: figura 294.

Valvas heteropolares con el polo apical ampliamente redondeado y el basal rostrado a subcapitado. Rafe excéntrico, extendiéndose por ambos márgenes; fíbulas delgadas, más o menos rectangulares. Estrías no detectables en microscopía óptica. Es más heteropolar que la variedad nominal y le caracteriza la forma del polo basal que asemeja un pedúnculo. Largo: 14.4-22.8 (19 ± 2.3) μm ; ancho: 7.3-8.6 (7.9 ± 0.3) μm ; fíbulas en 10 μm : 8-10 (8.6 ± 0.7). $n= 26$. En MEB se encontró una valva con 32 estrías en 10 μm .

***Surirella ovalis* Brébisson**

Lámina 8: figura 255; Lámina 12: figura 293.

Valvas ovaladas, onduladas concéntricamente, con un polo ampliamente redondeado y el otro cuneado. Rafe excéntrico, extendiéndose por ambos márgenes; fíbulas alargadas. Estrías radiales y sinuosas. Largo: 28.9-73.2 (43.9±10.7) μm ; ancho: 18.6-35 (25.4±4.1) μm ; fíbulas en 10 μm : 4-6 (5.4±0.6); estrías en 10 μm : 14-18 (16±1). $n= 30$.

***Tryblionella hungarica* (Grunow) Frenguelli**

Lámina 8: figura 245.

Valvas lineares, constreñidas en el centro, con ápices subrostrados. Rafe excéntrico, marginal. Par central de fíbulas más distanciado que el resto. Estrías visibles en microscopía óptica, regularmente dos estrías por fíbula. A lo largo del eje apical y en el centro de la valva es notoria una banda relativamente hialina que abarca aproximadamente 1/3 del ancho valvar. Largo: 45.3-70.7 (58.2±8) μm ; ancho: 5.2-7.9 (7±0.6) μm ; fíbulas en 10 μm : 9-10 (9.8±0.4); estrías en 10 μm : 17-19 (17.6±0.7). $n= 18$.

6.6 Teratologías

Se encontraron formas teratológicas en seis especies. Estas alteraciones se encontraron en los sitios 2 y 3 en ambas temporadas y en el sitio 5 en lluvias. Su abundancia relativa por especie varió de 0.76% a 8.33% (Cuadro 6):

1. *Eolimna subminuscula*: presenta un contorno valvar deforme (Lámina 14: Figuras 306-308). Los posibles agentes causales de esta teratología son metales pesados, principalmente Cadmio, además de Plomo, Cobre y Zinc (Falasco *et al.*, 2009b). Formas teratológicas de esta especie fueron reportadas para el Alto Lerma por Segura-García (2011), aunque en menor abundancia (cercano a 4%).
2. *Gomphosphenia lingulatiformis*: presenta deformación del contorno valvar (Lámina 14: Figuras 317 y 318). No hay reportes previos de los posibles agentes causales de esta teratología.
3. *Nitzschia amphibia*: presenta contorno valvar deforme, desplazamiento del rafe y cambio en el patrón de estriado (Lámina 14: Figuras 312-314). Los posibles agentes

causales de las deformaciones del contorno valvar son metales pesados en la columna de agua (Cadmio, Arsénico, Plomo y Mercurio) y en sedimentos (Cadmio, Cobre, Mercurio, Plomo y Zinc) (Peres-Weerts, 2000). No hay referencias de las causas de desplazamientos del rafe ni de cambios en el patrón de estriado.

4. *Nitzschia capitellata*: se observaron valvas con deformidades en el contorno y desplazamientos del rafe (Lámina 14: Figuras 329-331). No hay reportes de los posibles agentes causales de estas teratologías.
5. *Nitzschia umbonata*: presenta desplazamiento del rafe y cambio en el patrón de estriado (Lámina 14: Figura 320). Los posibles agentes causales son metales pesados: Níquel, Cobre y Plomo (Gómez *et al.*, 2008).
6. *Sellaphora pupula*: presenta deformaciones del contorno valvar (Lámina 14: Figuras 324-326). No hay reportes de los posibles agentes causales de esta teratología.

Cuadro 6. Abundancia relativa (%) de las formas teratológicas de seis especies en la cuenca alta del río Laja. Los sitios que presentaron estas alteraciones morfológicas fueron el 2 (salida Dolores Hidalgo) y 3 (rancho San Gabriel) en ambas temporadas y el 5 (puente balneario La Gruta) en lluvias.

Especie	Secas		Lluvias		
	2	3	2	3	5
<i>Eolimna subminuscula</i>			8.33		
<i>Gomphosphenia lingulatiformis</i>					0.79
<i>Nitzschia amphibia</i>	0.76				
<i>Nitzschia capitellata</i>		4.38			
<i>Nitzschia umbonata</i>		4.76		3.70	
<i>Sellaphora pupula</i>				3.70	

6.7 Análisis de datos

Los coeficientes de correlación de rangos de Spearman mostraron 19 correlaciones significativas ($p < 0.05$) entre las variables ambientales y biológicas, las cuales se pueden

utilizar como herramienta en la valoración de la calidad del agua. Por ejemplo, las correlaciones significativas de la conductividad con el nitrógeno total y la abundancia relativa de formas teratológicas (positivas) y con la riqueza y diversidad (negativas), lo que indicaría que el incremento en la conductividad, indicativo de algunos tipos de contaminación del agua, tuvieron impactos sobre las diatomeas, ya que los sitios con mayor conductividad fueron también los que presentaron mayor concentración de nitrógeno total, y por consiguiente menor riqueza y diversidad de especies y mayor abundancia de formas teratológicas (Cuadro 7).

A partir del Análisis de Conglomerados Jerárquico se obtuvieron dos grupos (Figura 9):

Grupo 1. Formado por los sitios de muestreo 1 en ambas temporadas, 2 en lluvias, y 4, 5 y 6 en ambas temporadas.

Grupo 2. Formado por el sitio 3 en ambas temporadas y el 2 en secas.

De acuerdo con el Procedimiento de Permutaciones Multi-Respuesta, los dos grupos obtenidos del Análisis de Conglomerados fueron significativamente diferentes: $A= 0.3$; $p<0.05$.

La prueba de Mann-Whitney mostró que cinco de las siete variables empleadas para construir el cluster fueron significativamente diferentes entre los dos grupos. Las medianas de estas variables para el grupo 1 se asocian a una mejor calidad del agua, ya que la conductividad, nitrógeno y fósforo totales, así como el porcentaje de formas teratológicas fueron significativamente menores; además, la mediana del índice de calidad del bosque de galería fue significativamente mayor que la del grupo 2 (Cuadro 8). También se encontró que la riqueza del sitio 1 fue significativamente mayor que la del sitio 2 (Cuadro 8).

Del análisis del Valor Indicador (IndVal) se obtuvieron 19 taxa con valores indicadores superiores al 60%, 14 para el grupo 1 y cinco para el grupo 2 (Cuadro 9). La prueba de permutaciones de Monte Carlo mostró que cuatro taxa del grupo 1 (*Staurosira venter*, *Achnanthydium exiguum*, *Nitzschia* sp. 1 y *N. palea*) y dos del grupo 2 (*Nitzschia capitellata* y *Craticula accomoda*) tuvieron valores indicadores significativos ($p<0.05$).

Cuadro 7. Coeficientes de correlación de rangos de Spearman entre las variables. * Indica significancia estadística ($p < 0.05$). °C= temperatura; K_{25} = conductividad específica a 25 °C; OD= oxígeno disuelto, SO= porcentaje de saturación de oxígeno; NT= nitrógeno total; PT= fósforo total; QBR= índice de calidad del bosque de galería; Trt= porcentaje de formas teratológicas; S= riqueza; H'= índice de diversidad de Shannon-Wiener; J'= equidad.

Variable	°C	pH	K_{25}	OD	SO	NT	PT	QBR	Trt	S	H'	J'
°C	1.00	0.10	-0.64*	-0.44	0.65*	-0.02	-0.10	-0.04	0.00	0.14	0.06	-0.06
pH		1.00	0.08	-0.49	-0.34	-0.01	0.77*	-0.13	0.09	0.03	-0.17	-0.13
K_{25}			1.00	0.43	-0.27	0.58*	0.36	-0.45	0.63*	-0.70*	-0.48	-0.42
OD				1.00	0.31	-0.11	-0.33	0.06	0.10	-0.25	-0.01	-0.04
SO					1.00	-0.02	-0.37	-0.07	0.05	-0.08	0.08	-0.06
NT						1.00	0.25	-0.57	0.78*	-0.82*	-0.64*	-0.56
PT							1.00	-0.35	0.33	-0.23	-0.29	-0.24
QBR								1.00	-0.76*	0.72*	0.85*	0.86*
Trt									1.00	-0.86*	-0.82*	-0.83*
S										1.00	0.85*	0.76*
H'											1.00	0.95*
J'												1.00

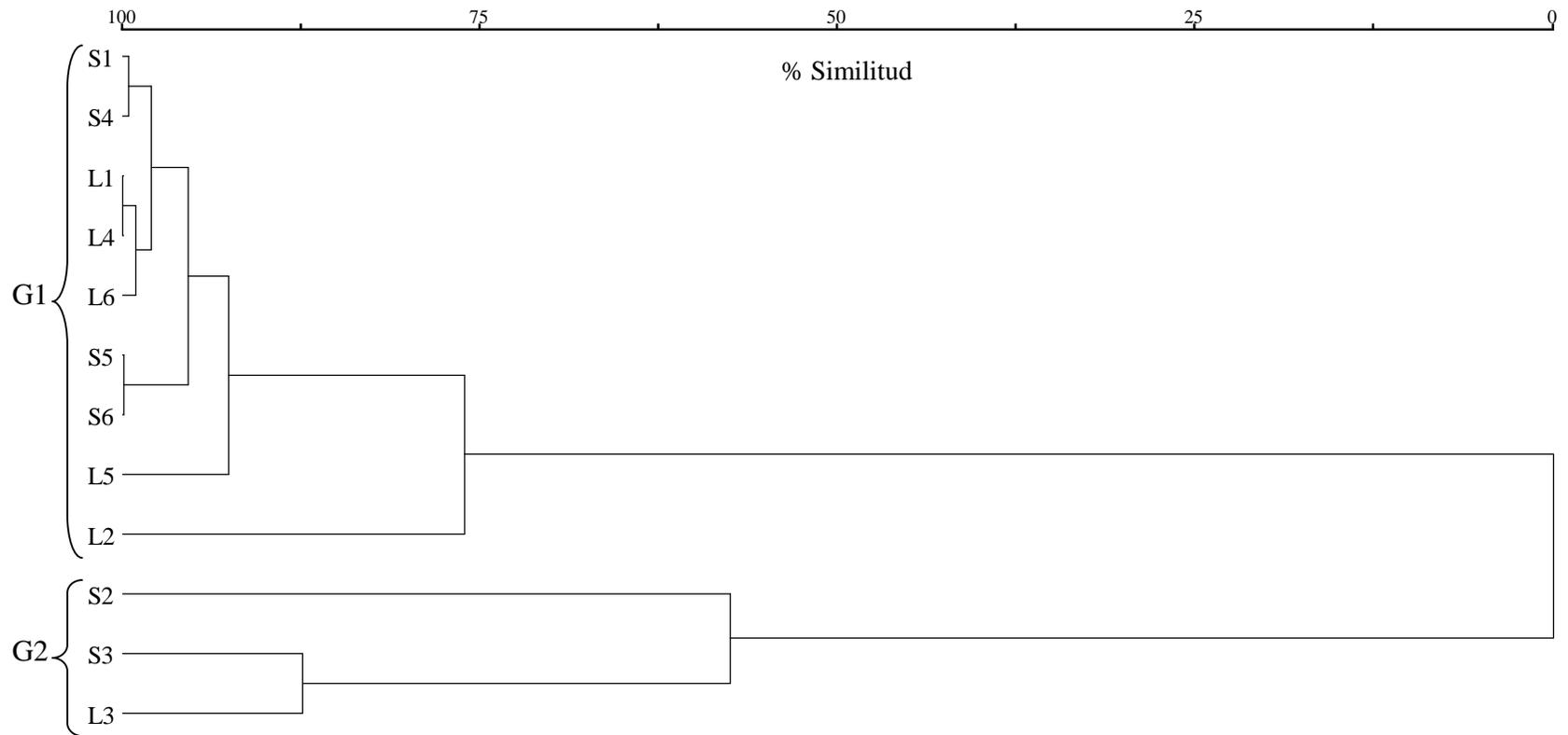


Figura 9. Dendrograma obtenido a partir del Análisis de Conglomerados. G1= grupo 1; G2= grupo 2. Codificación de los sitios-temporadas: S= temporada seca-fría y L= temporada de lluvias. 1= entrada Dolores Hidalgo, 2= salida Dolores Hidalgo, 3= rancho San Gabriel, 4= arroyo San Miguelito, 5= puente balneario La Gruta y 6= puente a Guanajuato.

Cuadro 8. Prueba de Mann-Whitney para la comparación de las siete variables entre los dos grupos obtenidos del Análisis de Conglomerados. Además, se incluyen riqueza, diversidad y equidad. K_{25} = conductividad específica a 25 °C; QBR= índice de calidad del bosque de galería. * Indica diferencias significativas ($p<0.05$).

Variables	Mediana		Suma de rangos		U	p
	Grupo		Grupo			
	1	2	1	2		
pH	8.4	10.4	51.0	27.0	6.0	0.17
K_{25}	605.3	895.5	45.0	33.0	0.0	0.01*
Saturación de oxígeno (%)	98.3	95.0	63.0	15.0	9.0	0.41
Nitrógeno Total	3.7	12.8	45.0	33.0	0.0	0.01*
Fósforo Total	0.1	2.9	45.0	33.0	0.0	0.01*
QBR	50.0	35.0	69.5	8.5	2.5	0.04*
Formas teratológicas (%)	0.0	1.9	46.0	32.0	1.0	0.02*
Riqueza	62.0	28.0	71.0	7.0	1.0	0.02*
Diversidad	4.3	2.4	69.0	9.0	3.0	0.05
Equidad	0.4	0.2	68.0	10.0	4.0	0.08

Cuadro 9. Taxa con valores indicadores >60%, ordenados de mayor a menor por grupo. Se presenta la abundancia relativa (%) de cada taxón en ambos grupos, tanto del que es indicador como del grupo contrario. * Señala los IndVal significativos ($p < 0.05$).

Grupo	Taxa	Abundancia relativa por grupo		Valor indicador	<i>p</i>
		1	2	(%)	
1	1 <i>Staurosira venter</i>	6.56	0.02	88.6	0.0488*
	2 <i>Achnantheidium exiguum</i>	0.82	0.02	86.5	0.0181*
	3 <i>Nitzschia</i> sp. 1	7.17	1.34	83.4	0.0286*
	4 <i>Nitzschia inconspicua</i>	2.62	0.21	81.8	0.2935
	5 <i>Nitzschia frustulum</i>	1.81	0.19	79.9	0.1557
	6 <i>Nitzschia palea</i>	9.38	2.23	79.8	0.0175*
	7 <i>Navicula veneta</i>	3.21	0.76	79.7	0.0766
	8 <i>Diadsmis confervacea</i>	2.68	0.06	75.8	0.2193
	9 <i>Eolimna tantula</i>	1.38	0.06	74.1	0.1600
	10 <i>Nitzschia paleacea</i>	2.68	0.19	72.3	0.1404
	11 <i>Amphora copulata</i>	2.83	0.00	66.7	0.1338
	12 <i>Nitzschia fonticola</i>	1.65	0.00	66.7	0.1343
	13 <i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>exilissimum</i>	0.49	0.08	65.7	0.2252
	14 <i>Tryblionella hungarica</i>	0.42	0.02	63.3	0.1618
2	1 <i>Nitzschia capitellata</i>	0.20	22.87	99.2	0.0045*
	2 <i>Craticula accomoda</i>	0.08	1.99	96.2	0.0271*
	3 <i>Sellaphora pupula</i>	3.37	22.10	87.5	0.1609
	4 <i>Stephanocyclus meneghiniana</i>	1.89	7.25	80.4	0.1177
	5 <i>Nitzschia umbonata</i>	0.14	2.90	63.9	0.2274

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, las aguas del alto Laja en el sitio de muestreo 2 durante la temporada seca-fría no fueron apropiadas para protección de la vida acuática, ya que superaron los valores permitidos de pH y nitrógeno total. Tampoco los sitios 3, 5 y 6 aprobaron el criterio del pH, ya que poseen valores superiores a 10 unidades. Las aguas del resto de sitios-temporadas son apropiadas para el uso en riego agrícola y uso público urbano sin contacto primario (Cuadro 10 y Apéndice II).

Cuadro 10. Límites máximos permisibles de calidad del agua de ríos para diferentes usos de acuerdo con la normativa mexicana vigente publicada en el Diario Oficial de la Federación (1997).

Parámetros	NOM-001-ECOL-1996		
	Ríos		
	Uso en riego agrícola	Uso público urbano	Protección de vida acuática
pH		5.0 - 10.0	
Nitrógeno total (mg L ⁻¹)	40	40	15
Fósforo total (mg L ⁻¹)	20	20	5

7. Discusión

La cuenca alta del río Laja está bastante modificada debido a las actividades agrícolas que en ella se llevan a cabo. Una de las consecuencias que ha dejado la agricultura sobre los cauces de la cuenca es la pérdida de su régimen natural de flujo debido a los represamientos para riego (Mercado-Silva *et al.*, 2006). Otra de las consecuencias de mantener actividades agrícolas durante todo el año en una región con clima semiárido y baja disponibilidad de agua superficial, es la gran cantidad de pozos perforados que extraen más agua de la que se recarga naturalmente (Mahlknecht *et al.*, 2004a; Palacios Vélez y López López, 2004). Tanto las represas como la sobreexplotación del acuífero tienen efectos negativos en la dinámica hidrológica de los ríos, lo cual puede ser una de las causas de no haber encontrado agua en zonas más altas de la cuenca, además, teniendo en cuenta las condiciones de sequía durante el año de muestreo.

7.1 Físico-química del agua

pH

La importancia de integrar esta variable en los estudios de monitoreo ambiental se debe a que puede ser determinante en la estructura comunitaria debido a los efectos que tiene sobre la fisiología de los organismos (Giller y Malmqvist, 1998).

Segura García (2011) reporta valores elevados de pH en el Alto Lerma durante las temporadas secas de 2003 a 2005, siendo el mayor de 10.8. De acuerdo con la composición geológica de la cuenca, Mahlkecht *et al.* (2004), en su modelo de recarga del acuífero, determinaron que aunque el agua de lluvia que recibe la cuenca tiene un pH de 5, conforme pasa a través de la matriz geológica y se aproxima al centro de la cuenca, el pH del agua subterránea se eleva a 9. Es plausible que los valores observados en los sitios 5 y 6 durante secas frías se deban a la descarga de aguas de los balnearios, aunque se esperaría observar valores parecidos durante lluvias. Para los sitios 2 y 3 durante secas, afectados por la descarga de aguas residuales de la ciudad, es posible que el contenido de las aguas sea uno de los factores determinantes en el aumento del pH, lo cual coincide con lo encontrado por Segura García (2011) para el Alto Lerma, ya que reporta valores de pH altos en los sitios más afectados por actividades humanas.

Otra explicación a los valores tan elevados de pH durante secas está relacionada con la fotosíntesis. La toma de dióxido de carbono del agua, por algas y plantas acuáticas sumergidas durante el día puede elevar considerablemente el pH, especialmente si tales organismos fotosintéticos se encuentran en abundancia. Si la capacidad amortiguadora de las aguas no es considerable, esto es, no tienen cantidades importantes de carbonatos y bicarbonatos, la remoción de dióxido de carbono, esencial en el ciclo de Calvin, puede incrementar el pH considerablemente (Tucker y D'Abramo, 2008; Alberts *et al.*, 2010). Aunque no se hicieron estimaciones de cobertura o de biomasa algal, durante los muestreos se observó que los crecimientos algales fueron mayores durante secas, por lo cual es posible pensar en una actividad fotosintética más elevada. Además, las aguas fueron más claras durante secas, excepto en el sitio 2; asimismo, durante esta temporada los árboles tenían muy pocas hojas, todo esto contribuyendo a una mayor entrada de luz al agua y por tanto contribuyendo al incremento en la actividad fotosintética. Si a lo anterior se suman las concentraciones de fósforo, significativamente mayores durante secas y correlacionadas positivamente con el pH, se tiene un elemento más para considerar que una mayor actividad fotosintética, estimulada por este nutriente, es una causa probable de los valores de pH medidos.

Tomando en cuenta los valores permisibles en la NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1997), las aguas de los sitios 5 y 6 en secas no eran idóneas para la preservación de la vida acuática durante secas, aunque la riqueza encontrada de diatomeas, así como las observaciones de flora y fauna acuática parecen contradecir esto. Por lo tanto, los valores registrados de pH durante esta temporada se deben tomar con cautela hasta que se tenga un seguimiento temporal de esta variable que revele si los valores registrados en este estudio son una constante o no en el sistema y su efecto sobre los organismos que lo habitan.

Conductividad específica a 25°C

Los valores registrados, de 500 a 935 $\mu\text{S cm}^{-1}$, corresponden a aguas con una concentración moderada de iones en el agua, lo cual coincide con lo encontrado por Ortega-Guerrero *et al.* (2002). De acuerdo con Allan y Castillo (2007), la composición y concentración de iones en las aguas de los ríos está determinada por la geología, clima y uso de suelo de la región. Los valores de conductividad más altos, por encima de 800 $\mu\text{S cm}^{-1}$, fueron encontrados en los

sitios con mayor influencia humana, esto es, los sitios 2 y 3 en secas y 3 en lluvias, lo cual resulta razonable teniendo en cuenta el aporte de iones contenidos en aguas residuales. Para el caso del sitio 2 en lluvias, que ya no recibía el aporte de las aguas residuales de la ciudad de Dolores Hidalgo, se observó una marcada disminución en este parámetro (Figura 5, Apéndice II). No se puede descartar el aporte de la agricultura en el incremento de la conductividad del agua, además del aporte por la meteorización de las rocas, pero por ser fuentes difusas resultan difíciles de detectar al no tener un análisis detallado de la composición iónica.

Nutrientes

Son las sustancias requeridas por los organismos autótrofos para la generación de compuestos orgánicos por medio de la fotosíntesis, de los cuales se ha encontrado que el nitrógeno y el fósforo pueden ser limitantes en aguas continentales (Allan y Castillo, 2007). El análisis estadístico mostró que no hubo diferencias temporales significativas para el nitrógeno total (Cuadro 3). Revisando por sitio se encontró que los sitios 2 y 3 en lluvias mostraron una disminución sustancial en las concentraciones de nitrógeno, particularmente para el sitio 2, donde hubo una disminución de 31.51 mg L^{-1} (Figura 5, Apéndice II). La condición de ambos sitios en secas se podía calificar como de hipertrofia. La disminución observada se puede atribuir al no vertido de aguas residuales previo al sitio de muestreo 2 durante lluvias.

Para el resto de los sitios (1, 4, 5 y 6) hubo un incremento en las concentraciones de nitrógeno, siendo el sitio 4 el más notorio, ya que de haber registrado 0.04 mg L^{-1} , clasificado como oligotrófico, pasó a ser eutrófico (5.49 mg L^{-1}) de acuerdo con Dodds *et al.* (1998). Las muestras de lluvias se tomaron durante el final de esta temporada, por lo que se esperaba una disminución en las concentraciones de este elemento respecto de las concentraciones en secas. Al inicio de las lluvias se ven reflejadas en el agua de los cauces las actividades llevadas a cabo en la cuenca, y en esta cuenca eminentemente agrícola, donde se utilizan productos sintéticos y naturales para fertilizar los suelos, era de esperarse un incremento en las concentraciones de nitrógeno durante las primeras lluvias, pero por el continuo lavado y arrastre se esperaba una disminución al final de la temporada lluviosa (Allan y Castillo, 2007). Pero dadas las condiciones de sequía, que prevalecieron durante el año de muestreo, es probable que incluso durante las últimas lluvias todavía se siguieran transportando cantidades

considerables de este nutriente, no sólo producto de la agricultura, sino también de la meteorización de las rocas, lo que puede explicar las concentraciones registradas.

Como se mencionó anteriormente, se encontró una correlación positiva entre el nitrógeno total y la conductividad, ya que las altas concentraciones de la primera variable, que incluye iones amonio, contribuyen al incremento de la conductividad (Cuadro 7).

Por sus concentraciones de fósforo total y de acuerdo con el sistema de clasificación de Dodds *et al.* (1998), los seis sitios durante secas y el sitio 3 en lluvias fueron eutróficos e incluso hipertróficos. Por otro lado, los sitios 1, 2, 4, 5 y 6 durante lluvias fueron clasificados como mesotróficos. La disminución en los sitios 2 y 3, al igual que lo ocurrido con el nitrógeno total, resultan lógicas debido al efecto positivo de no seguir vertiendo aguas residuales cerca del sitio 2. Seitzinger (1991) encontró que los incrementos en pH ocasionan que los complejos hierro-fósforo y aluminio-fósforo en sedimentos sean más solubles, por lo que se da una liberación de fósforo de sedimentos a la columna de agua. Esto concuerda con la correlación positiva significativa (Cuadro 7) encontrada en el Alto Laja, ya que cuando se registraron los valores más altos de pH (temporada seca-fría) también se encontraron las mayores concentraciones de fósforo en el agua. Y por el contrario, durante la temporada de lluvias, en la que se registraron valores significativamente menores de pH, se registraron bajas concentraciones de fósforo en el agua, posiblemente debido a que este elemento se incorpora en complejos a los sedimentos. También es posible que debido a la menor disponibilidad de luz durante lluvias, debido al incremento en la cobertura vegetal y turbidez del agua, la actividad fotosintética no haya sido suficientemente alta para elevar el pH durante el día y aumentar la disponibilidad del fósforo contenido en los complejos antes mencionados.

Utilizando ambos nutrientes para determinar el estado trófico y no haciéndolo de forma separada como se hizo previamente, resulta complicado definirlo por cada sitio y por temporada, ya que se encontraron discordancias en cuanto a lo indicado por uno u otro nutriente, excepto para el sitio 2 en secas y el 3 en ambas temporadas, ya que se les puede clasificar como eutróficos e incluso hipertróficos (Dodds *et al.*, 1998). En el caso de este estudio en el Alto Laja, es importante tener en cuenta que el uso de ese sistema de

clasificación fue concebido a partir de datos de regiones templadas, con pocos datos de los trópicos, por lo que es muy probable, como señalan los autores, que los límites entre estados tróficos cambiarán al incorporar datos propios de los trópicos, pero considero que este sistema da una idea general y que puede ser útil, en conjunto con otras herramientas, para evaluar la calidad del agua en términos de su capacidad para sustentar biodiversidad acuática y usos para el riego de cultivos en una cuenca como la del Alto Laja, predominantemente agrícola.

Nota: no se incluyeron en esta discusión temperatura ni oxígeno, ya que no se encontraron diferencias temporales o por grupo, ni correlaciones significativas que fuesen de ayuda para inferir sobre la calidad del agua de los sitios de estudio.

7.2 Bosque de galería

El índice QBR es sencillo de calcular y ayuda a tener una idea general y rápida de la calidad del bosque de galería (Munné *et al.*, 2003). Este índice puede ser utilizado junto a otras variables para tener una idea más completa de la calidad del bosque de galería y de la calidad del agua con fines de preservación de la biodiversidad de los ríos en programas de monitoreo ambiental.

A partir del QBR se determinó que la calidad de los sitios de muestreo fue de intermedia a muy mala, lo que pone de manifiesto la necesidad de su rehabilitación para lograr una mejoría en su calidad, ya que está demostrada la capacidad de depuración del agua que posee este componente del ecosistema acuático (Naiman y Décamps, 1997; EPA, 2006). Peterjohn y Correll (1984) encontraron que el bosque de galería, cuantificado en tramos de 50 m, tiene una capacidad considerable de remoción de nitrógeno total y fósforo total del agua, proveniente de fuentes difusas (aportes de las zonas de cultivo en una cuenca). La reducción en las concentraciones de estos nutrientes se da principalmente por la descomposición por procariontes y por la incorporación de las formas asimilables de estos nutrientes a organismos fotosintéticos. Además, se ha encontrado que los bosques de galería de mejor calidad son más eficientes en la reducción de las concentraciones de diversos contaminantes (Peterjohn y Correll, 1984; Naiman y Décamps, 1997; Sweeny y Czapka, 2004).

Lo encontrado por Peterjohn y Correll (1984) puede utilizarse como analogía a lo que debe ser favorecido en la cuenca alta del río Laja, la cual es una cuenca predominantemente agrícola, en la que la reducción en las concentraciones de nitrógeno y fósforo de fuentes puntuales y difusas en los ríos podría maximizarse al mejorar la calidad del bosque de galería, esto es, aumentando la cobertura de la vegetación nativa, representada por diferentes estratos y no modificando el canal (o minimizando las modificaciones).

7.3 Inventario

Previo a esta tesis se conocían 48 taxa infragenéricos para el Alto Laja, 16 reportados por Segura García (2011) y 36 por Cantoral Uriza y Mora Hernández (2012) (cuatro compartidos por ambos estudios), de los cuales 35 se encontraron en esta tesis: 14 de los reportados por Segura García (2011) y 25 de los identificados por Cantoral Uriza y Mora Hernández (2012), cuatro compartidos por ambos. Entonces, esta investigación aporta 138 nuevos reportes para la cuenca alta del río Laja. Diecinueve taxa infragenéricos son nuevos reportes para México. *Biremis* y *Navigiolum* son nuevos reportes de género para el país. Por lo tanto, este estudio representa una contribución importante al conocimiento de las diatomeas de la cuenca alta del río Laja y de México, base para cualquier estudio aplicado que utilice a las diatomeas, ya sea ecológico, biogeográfico o de monitoreo ambiental.

Uno de los retos que se presentaron al identificar diatomeas con base en observaciones al microscopio óptico es que hay caracteres que no se pueden observar, por ejemplo, el estriado en varias especies de *Nitzschia*; o la forma de los poros, y la posición y forma de las espinas en fragilarioides. Durante la revisión de la literatura para identificar los especímenes observados, se encontró que para varios taxa las observaciones al microscopio óptico no eran suficientes para hacer una identificación apropiada. En algunos casos se pudieron resolver estas dificultades luego de observar el material en microscopía electrónica de barrido, pero en otros casos no.

Tres de las dificultades que pudieron ser resueltas luego de observar el material en microscopio electrónico de barrido fueron:

1) *Staurosira venter*: de acuerdo a lo observado por Morales (2001) y Morales *et al.* (2001), esta especie presenta una gran variabilidad morfológica y es relativamente pequeña en dimensiones, por lo que su identificación en microscopía óptica es difícil, ya que son mínimos los caracteres que se pueden observar, además que hay varios taxa fragilarioides que se le asemejan.

2) *Gomphonema laticollum*: sin la observación del número de líneas de areolas que forman sus estrías no es posible separarlo de los complejos *G. truncatum* y *G. capitatum*.

3) *Nitzschia fonticola*: los individuos más pequeños de este taxón pueden ser confundidos con los más grandes de *N. inconspicua* y *N. frustulum*. Trobajo *et al.* (2006) resaltan que en estudios de biomonitoreo es importante diferenciar *N. fonticola* de las otras dos especies, ya que *N. fonticola* es un indicador de aguas más limpias.

Como lo indican Mann (2001), Morales *et al.* (2001) y Trobajo *et al.* (2006), cualquier estudio que utilice a las diatomeas como organismos focales debe tener una base taxonómica sólida, donde la identificación se lleve a cabo con el mayor número de herramientas posibles, para asegurar que los especímenes fueron asignados al nombre apropiado.

La agrupación o aglomeración de varias especies en un mismo taxón, siguiendo conceptos de especie amplios y por consiguiente formando grandes complejos, en cierta manera puede resultar práctico, pero en términos geográficos y ecológicos tiene implicaciones profundas, ya que se pueden sobreestimar: 1) distribución geográfica y 2) óptimos y tolerancias a diferentes variables de interés en el monitoreo ambiental (Mann, 2001; Morales *et al.*, 2001).

El concepto de especie seguido en este trabajo fue el morfológico, en el que se basa gran parte de la diversidad descrita para este grupo de algas. Como se mencionó anteriormente, en este estudio se encontraron varias dificultades al asignar nombres a los especímenes observados, algunos resueltos y otros no. En casos como *Achnantheidium minutissimum*, *Nitzschia palea* y *Sellaphora pupula* se trabajaron a nivel de complejo, aunque es creciente la evidencia de las múltiples especies que los integran, conforme se van redefiniendo los criterios para la delimitación de los diferentes taxa (Potapova y Hamilton, 2007; Mann *et al.*, 2008; Trobajo *et al.*, 2009).

Otro de los desafíos enfrentados durante la identificación de diatomeas para este estudio, con base en la literatura disponible, es que prácticamente todas las monografías fueron generadas para Europa, lo que implica aceptar el supuesto de que las diatomeas son cosmopolitas. Con base en identificaciones detalladas, utilizando no sólo los caracteres visibles en microscopía óptica, sino también ultraestructurales, genéticos y reproductivos, se ha demostrado que hay diatomeas que en efecto son cosmopolitas, otras que son compartidas entre regiones con condiciones ambientales parecidas, pero también se ha incrementado la evidencia del endemismo de este grupo en determinadas regiones (van de Vijver y Beyens, 1999; Kociolek y Spaulding, 2000; Vanormelingen *et al.*, 2008; Rimet, 2012). Considerando que son pocos los estudios de diatomeas actuales que se han llevado a cabo en México, es probable que se incrementen los nuevos registros de especies descritas en otras regiones del mundo similares. Además, también es probable que haya una cantidad considerable de diatomeas nuevas para la ciencia en el país. Por lo tanto, es necesario dar continuidad a los estudios sobre diatomeas de México para que estudios futuros sean basados en monografías propias de las regiones del país.

Teniendo en cuenta las limitaciones antes mencionadas y como se expuso en los métodos para la identificación de los especímenes encontrados, hubo una cantidad considerable a la que no se le pudo asignar un nombre o que se le asignó uno por la afinidad a lo encontrado en la literatura disponible. Como indican Mann (2001) y Morales (2001), es importante conservar un registro de los especímenes observados, incluso si de momento no se pueden asignar con confianza a un taxón determinado, para que en un futuro haya material disponible para cotejar de acuerdo a los nuevos criterios para la delimitación de especies. Mann (2001) hace hincapié en mantener tales registros, sobre todo para los trópicos, como es el caso de este estudio en el Alto Laja, ya que la biodiversidad de los trópicos ha sido poco explorada tanto para diatomeas como para otros grupos de organismos. Es por esto que las laminillas permanentes, así como el material líquido sin montar, están resguardados en la colección de diatomeas del Laboratorio de Ecología Acuática y Algas de la UMDI-Juriquilla, UNAM. Además, se incluye un registro fotográfico de todos los taxa observados y una breve descripción de aquellos de interés para los objetivos de este estudio.

7.4 Abundancias relativas e índices de diversidad

De manera general, los sitios con mejor calidad del agua, reflejada por un menor contenido de nutrientes, además de un bosque de galería medianamente perturbado, fueron los que presentaron más especies de diatomeas, además de mayor diversidad y equidad (Figuras 6 y 8). Las mayores diferencias estacionales en cuanto a diversidad y equidad de presentaron en los sitios 3 y 5 (Figura 8).

En el sitio 5 fue notoria la disminución en ambos índices, de la temporada seca a la temporada de lluvias. Esto se debe a que además de la disminución en riqueza (-16 especies), el sitio pasó a estar dominado prácticamente por *Gomphosphenia lingulatiformis* con 62.4% (Figura 7 y Apéndice IV). Las posibles agentes causales de estos cambios podrían ser el incremento en conductividad y nitrógeno total observados durante la temporada de lluvias para este sitio, debido a la correlación negativa significativa de estas dos variables con la riqueza (Cuadro 7).

El incremento observado en el sitio 3 durante la temporada de lluvias, principalmente en equidad, pudo haber sido ocasionado por el cambio en la abundancia de las especies y no por el cambio en la riqueza (-8 especies), ya que el sitio pasó de estar dominado por *Nitzschia capitellata* (64.9 %) y *Sellaphora pupula* (18.3%) a dominado por *Sellaphora pupula* (45.6%) y *Stephanocyclus meneghiniana* (15.8%), por lo que aunque hubo menos especies, la disminución en la abundancia relativa del par de especies dominantes, de 83.2% en secas a 61.4% en lluvias, es la causa de que se haya incrementado la equidad (Figura 7 y Apéndice IV). Los mayores cambios en variables ambientales que podrían ser causales del cambio observado anteriormente son la disminución en pH, nitrógeno y fósforo totales, aunque resulta difícil que los cambios en abundancia por la disminución en estas variables no estuviesen acoplados con un aumento en el número de especies, como lo muestra la correlación negativa entre la riqueza y el nitrógeno total.

Como se mencionó en la discusión de parámetros físico-químicos, se encontró una disminución considerable en las concentraciones de nutrientes en las aguas del sitio 2, luego de que en la ciudad de Dolores Hidalgo se descontinuó el vertido de aguas residuales. Se esperaba que tal mejoría en las aguas se viese reflejada en la riqueza, diversidad, equidad y

abundancia relativa de formas teratológicas, pero no se observó cambio alguno, ya que *Nitzschia amphibia*, característica de ambientes eutróficos y contaminados por diversas sustancias (Besse-Lototskaya *et al.*, 2011; Segura-García *et al.*, 2012) continuó siendo la especie dominante, además, no se observaron cambios en riqueza, equidad ni diversidad de especies y aumentó la abundancia relativa de formas teratológicas. Lo anterior sugiere que la interrupción del vertido de las aguas residuales de la ciudad de Dolores Hidalgo se hizo en una fecha previa cercana al muestreo de lluvias, por lo tanto ese muestreo podría considerarse como el punto de inicio, o muy próximo al punto de inicio de una sucesión ecológica secundaria luego de la desaparición del factor perturbador (Glenn-Lewin *et al.*, 1992), en este caso la descarga de aguas residuales.

De acuerdo con Licursi y Gómez (2009) y Lowe (2011), la composición de diatomeas cambia en semanas como respuesta a factores perturbadores como incrementos en nutrientes y metales pesados y esos cambios no sólo son en riqueza y diversidad de especies, sino también en incrementos de la proporción de especies tolerantes a las perturbaciones en cuestión. Pero una vez que un sitio ha estado expuesto a factores perturbadores, el restablecimiento de la composición original puede demorar meses (Sabater, 2000; Dorigo *et al.*, 2004). Lo anterior es una posible causa de que aunque ya había cesado el factor perturbador (descarga de aguas residuales), su efecto negativo fue de tal magnitud que la relativa mejoría observada en los parámetros físico-químicos no se vio reflejada en la composición de diatomeas. Lo sucedido en el sitio 2 en secas ejemplifica una de las razones del creciente uso de indicadores biológicos para evaluar la calidad del agua, ya que los organismos son un reflejo de las condiciones históricas del sistema y no sólo del momento puntual en que se toman las muestras.

De acuerdo a lo encontrado por Sabater (2000), Bojorge García (2006) y Morin *et al.* (2008b), tanto el índice de diversidad Shannon-Wiener como la equidad son útiles en las evaluaciones de calidad del agua. Lo encontrado en el alto Laja coincide con estos autores, como lo demuestran las correlaciones significativas entre estas dos variables con el nitrógeno total, el porcentaje de formas teratológicas y la calidad del bosque de galería, indicadores directo (nitrógeno) y indirectos (teratologías y calidad del bosque de galería) de la calidad del agua. También se encontró que la riqueza presentó correlaciones significativas con las variables

antes mencionadas y también con la conductividad, por lo que también podría ser empleada en este tipo de estudios.

7.5 Formas teratológicas

La formación de la pared celular de las diatomeas es un reflejo del estado fisiológico en que se encontraban las células durante la reproducción. La presencia de anomalías en las valvas o formas teratológicas, puede ser un indicador de la presencia de sustancias tóxicas en el agua (Morin *et al.*, 2008a; Falasco *et al.*, 2009a).

En el alto Laja seis especies presentaron formas teratológicas, el doble de las encontradas por Segura García (2011). La abundancia relativa de estas alteraciones morfológicas varió por especie, de 0.76% en *Nitzschia amphibia* a 8.33% en *Eolimna subminuscula*. En otros estudios se reportan intervalos más amplios. Segura García (2011) encontró teratologías en abundancias relativas del 2% al 38% por especie. Majewska *et al.* (2012) encontraron estas alteraciones en intervalos de 1.4% a 40% en varias diatomeas epilíticas y epipsámicas. En el estudio de Dziengo-Czaja *et al.* (2008) se encontraron formas teratológicas en 17 especies, en abundancias relativas desde un 0.64% a 23.7% por especie. Y en las diferentes redes de monitoreo de calidad del agua a través de diatomeas en Francia se ha encontrado que las teratologías nunca representan más del 2.3% en sedimentos muy contaminados por metales pesados (Prygiel, 2002). Si se toma como referencia lo encontrado en Francia, se hace evidente la necesidad de desarrollar esta línea de investigación para incorporarla al monitoreo de la calidad del agua.

La correlación positiva significativa entre nitrógeno total y formas teratológicas en este estudio coincide con lo encontrado por Gómez y Licursi (2003) y Dziengo-Czaja *et al.* (2008), quienes encontraron que cambios en la calidad del agua, ocasionados por el incremento en nutrientes (nitrógeno y fósforo), se relacionaron con la aparición de formas teratológicas. Además, estos autores señalan que cambios en otras variables, como aumento en la DBO₅, en el carbono orgánico disuelto, en el pH y en metales pesados, además de una disminución del oxígeno disuelto estuvieron relacionados con la aparición de estas alteraciones.

También se encontró una correlación positiva significativa con la conductividad y negativa con el índice de calidad del bosque de galería (QBR), las cuales podrían ser otro de los agentes causales de las teratologías observadas. Se ha reportado que diferencias en el balance osmótico óptimo por cambios en la composición iónica del agua pueden ocasionar la aparición de formas teratológicas (Falasco *et al.*, 2009a). Para el caso de la correlación negativa con el QBR, se sabe que la disminución de la calidad del bosque de galería disminuye la capacidad de depuración de las aguas de sustancias que en altas concentraciones pueden resultar nocivas para la biota acuática (Peterjohn y Correll, 1984; EPA, 2006), es por esto que la baja calidad del bosque de galería en los sitios con mayor abundancia de teratologías podría estar relacionado.

En la literatura se reporta que los posibles agentes causales de las formas teratológicas de tres de las seis especies encontradas en el alto Laja son metales pesados. Aunque no se hizo un análisis de metales pesados del agua ni del sedimento, existe la posibilidad que haya plomo, utilizado en el vidriado en la alfarería mexicana en forma de óxido de plomo, también conocido como “greta” (Rojas Navarrete, 1995; FONART, 2010). Se considera esta posibilidad ya que la ciudad de Dolores Hidalgo es un reconocido centro alfarero en México (Rojas Navarrete, 1995) y como se pudo constatar en este estudio, las aguas de la ciudad eran incorporadas sin tratamiento alguno previo al sitio de muestreo 2 durante la temporada seca, sitio a partir del cual se detectaron teratologías en diatomeas.

Se encontró que los sitios-temporadas en los que se hallaron formas teratológicas, tres de los cuales se aglomeraron en el grupo más perturbado, el 2 (Figura 9) y posiblemente afectados por metales pesados, tuvieron la menor riqueza, diversidad y equidad, además, estuvieron dominados por un par de taxa conocidos por su tolerancia a la contaminación (*Nitzschia amphibia*, *N. capitellata* y *Sellapora pupula*) (Besse-Lototskaya *et al.*, 2011; Segura-García *et al.*, 2012). Lo anterior coincide con lo encontrado por Luís *et al.* (2011), quienes concluyen que ante la contaminación por metales pesados, las diatomeas responden mediante cambios en la estructura de la comunidad (disminución de la diversidad e incremento en la abundancia de taxa más tolerantes) y también mediante alteraciones morfológicas (teratologías).

Como lo indican McFarland *et al.* (1997), Dziengo-Czaja *et al.* (2008), Morin *et al.* (2008b) y Falasco *et al.* (2009a), las formas teratológicas de diatomeas son una buena métrica a incorporar en el monitoreo de la calidad del agua, ya que son un indicador de perturbaciones crónicas en los sistemas acuáticos. Los hallazgos en el Laja demuestran que son necesarios más estudios de campo acoplados a estudios experimentales para tener una idea más certera de los agentes causales de las anomalías observadas y conocer si los efectos observados están determinados por un agente en particular o son el resultados de la interacción de varios.

7.6 Afinidades ambientales de las especies y calidad del agua

Se encontraron taxa característicos de ambientes lénticos, como *Thalassiosira weissflogii*, *Stephanocyclus meneghiniana*, *Cyclostephanos invisitatus*, *Discostella pseudostelligera* y *Aulacoseira granulata*. Existe la posibilidad de que sean valvas acarreadas de algunas de las represas que se encuentran en el río, sin embargo, durante la revisión del material vivo de la segunda colecta se pudo constatar la presencia de *Thalassiosira weissflogii*, *Stephanocyclus meneghiniana* (dominante en el sitio 3) y *Aulacoseira granulata*, lo que indica que sí se encontraban creciendo sobre las rocas muestreadas. Por tanto, es muy posible que estas especies, características de ambientes lénticos, se encontraban creciendo asociadas a otras algas (forma de vida metafítica), como lo reportado en México para *Aulacoseira granulata* (Oliva-Martínez *et al.*, 2005) y *Stephanocyclus meneghiniana* (Valadez Cruz *at al.*, 1996). Las cinco especies antes mencionadas también han sido reportadas en ambientes lóticos por Lowe (1974), Cox (1996), Ramírez Vázquez *et al.* (2001) y por Segura García (2011).

La presencia de especies características de ambientes lénticos (generalmente diatomeas céntricas) en ambientes lóticos puede dar un indicio de una disminución en el flujo del río. En el caso particular de Laja y sus tributarios, como consecuencia del represamiento al que están sujetos. Sería de esperar una mayor abundancia de especies céntricas cuando disminuye la velocidad de corriente (durante la temporada seca), lo cual se encontró para *Discostella pseudostelligera* y *Cyclostephanos invisitatus* en este estudio. Por el contrario, *Thalassiosira weissflogii*, *Stephanocyclus meneghiniana* y *Aulacoseira granulata* presentaron abundancias relativas más elevadas durante la temporada de lluvias, cuando por el incremento en la

corriente se esperaba una disminución en sus abundancias relativas. Lo anterior sugiere un posible efecto de las represas sobre la estacionalidad del río.

Respecto a los valores de pH registrados, todos alcalinos, la composición de especies más abundantes (2 %) concuerda con esto, ya que la mayoría de estas especies son características de aguas alcalinas (especies alcalífilas y alcalibiónticas), por ejemplo *Amphora veneta*, *Calonies schumanniana*, *Fallacia pygmaea* y las especies encontradas de *Nitzschia* (van Dam, 1994; De Wolf, 1982). También se encontraron especies sin un óptimo aparente (indiferentes), pero ninguna acidófila o acidobióntica (van Dam, 1994 y De Wolf, 1982).

De acuerdo con el Análisis de Conglomerados Jerárquico (Figura 9), las especies características de los dos grupos obtenidos presentan las siguientes afinidades relacionadas con el estado trófico de las aguas:

Grupo 1

Se caracterizó por presentar los valores asociados a mejor calidad del agua, tanto en físico-químicos como en biológicos. A este grupo se le puede considerar como de calidad intermedia. De manera general y teniendo en cuenta la heterogeneidad en las concentraciones de nutrientes en este grupo, su estado trófico se puede calificar como meso-eutrófico (Dodds *et al.*, 1998).

A partir del análisis IndVal se encontraron 14 especies indicadoras (IndVal>60%) (Cuadro 9). De acuerdo con la literatura y de manera general, la presencia de estas especies es indicadora de aguas mesotróficas. *Achnanthydium exiguum* y *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum* son reportados como afines a aguas limpias, bien oxigenadas y con bajas concentraciones de nitrógeno (Lowe, 1974; van Dam, 1994; Licursi y Gómez, 2003; Kelly, 2007); *Amphora copulata*, *Eolimna tantula*, *Nitzschia fonticola* y *Staurosira venter* son reportadas como indicadoras de aguas mesotróficas (Lowe, 1974; van Dam, 1994; Cox, 1996; Licursi y Gómez, 2003; Besse-Lototskaya *et al.*, 2011; Segura-García *et al.*, 2012); y *Diademsis confervacea*, *Nitzschia inconspicua*, *N. frustulum*, *N. aff. paleacea* y *Tryblionella hungarica* son reportadas como afines a ambientes eutróficos (Lowe, 1974; van Dam, 1994; Cox, 1996; Licursi y

Gómez, 2003; Besse-Lototskaya *et al.*, 2011). Tales afinidades concuerdan con los intervalos de las variables del grupo 1.

La excepción son *Navicula veneta* y *Nitzschia palea*, ampliamente reportadas como afines a ambientes eutróficos e hipertróficos, e incluso muy tolerantes a contaminación por descargas de aguas domésticas e industriales (van Dam, 1994; Lange-Bertalot, 2001; Licursi y Gómez, 2003; Besse-Lototskaya *et al.*, 2011; Segura-García *et al.*, 2012). A pesar de esto, es importante tomar en cuenta que la sola presencia de una especie no es suficiente para su uso como indicador, sino también su abundancia. Como ejemplifica Kelly (2007) con *Gomphomema parvulum*, aunque esta especie es característica de ambientes altamente modificados y contaminados, también se le puede encontrar en diferentes calidades de agua, lo cual concuerda con lo encontrado por Bojorge García (2006), quién la reporta como sensible a la contaminación en un río de alta montaña en el centro de México. Aunque se encontraron *Navicula veneta* y *Nitzschia palea*, no fueron los taxa dominantes en los sitios de muestreo que conforman el grupo 1, contrario a lo reportado por Segura-García *et al.* (2012), quienes las encontraron en abundancias relativas mayores y en sitios severamente contaminados.

De acuerdo con la normativa oficial vigente, NOM-001-ECOL-1996, las aguas de los sitios que conforman este grupo son apropiadas para la preservación de la vida acuática, para el riego en agricultura y para uso público urbano (DOF, 1997).

Grupo 2

Se considera como referente de perturbación alta, ya que en prácticamente todos los parámetros, tanto físico-químicos como biológicos (Cuadro 8), obtuvo valores que se asocian a aguas de baja calidad para la preservación de la vida acuática, hipertróficas, y que incluso podrían estar contaminadas por pesticidas y metales pesados debido a la presencia de formas teratológicas (Dodds *et al.*, 1998; Debenest *et al.*, 2008; Falasco *et al.*, 2009a), particularmente el sitio 2 en temporada seca, ya que presentó los valores extremos para casi todos los parámetros.

El análisis del valor indicador mostró que este grupo se caracterizó por cinco especies conocidas por su tolerancia a ambientes eutróficos e hipertróficos, e incluso contaminados por sustancias tóxicas: *Craticula accomoda*, *Nitzschia capitellata*, *N. umbonata*, *Sellaphora pupula* y *Stephanocyclus meneghiniana* (van Dam, 1994; Lange-Bertalot, 2001; Potapova y Charles, 2007; Besse-Lototskaya *et al.*; 2011; Licursi y Gómez, 2003) (Cuadro 9). De las cinco, *Nitzschia capitellata* y *Sellaphora pupula* se encontraron en abundancias relativas altas, particularmente la primera especie, lo que coincide con lo encontrado por Segura-García *et al.* (2012) también en el Laja.

De acuerdo con la normativa vigente, NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1997) y teniendo en cuenta la mediana del grupo 2 (Cuadro 8), las aguas de los tres sitios que integran este grupo se pueden usar para riego agrícola y usos urbanos.

Aunque no se contó con un referente de no perturbación, ya sea porque no existe en esta cuenca que es ampliamente manejada, por la sequía durante el año de muestreo o porque haría falta una exploración intensiva de la zona de estudio, se decidió definir como referentes a los sitios menos perturbados. Se eligieron los sitios 1 y 4 en temporada seca, aglomerados en el grupo 1, como los referentes de menor perturbación y por consiguiente de mejor calidad del agua, esto debido a que fueron los sitios con mayor puntuación en el QBR, presentaron riqueza específica, diversidad y equidad altas, valores de parámetros físico-químicos asociados a mejor calidad del agua comparado con el resto de sitios, composición de especies de diatomeas afines a aguas limpias a medianamente contaminadas y no presentaron formas teratológicas. Es por esto que se propone se usen como referentes provisionales en la zona baja de la cuenca alta del río Laja hasta que se encuentren verdaderos sitios de referencia.

De implementarse medidas para mejorar la calidad del agua (rehabilitación del bosque de galería, tratamiento de aguas residuales y disminución de los aportes de contaminantes difusos) en el área de estudio, se esperaría que los sitios rehabilitados muestren una estructura comunitaria parecida a la de los sitios 1 y 4 en secas, esto es: riqueza, equidad y diversidad de especies de diatomeas alta, y sin presencia de formas teratológicas. Además, que se de un incremento en la abundancia de especies reportadas como sensibles a contaminación, como

Achnanthydium exiguum, *A. minutissimum*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *placentula*, *Denticula kuetzingii*, *Eolimna tantula*, *Nitzschia fonticola* y *Staurosira venter*.

8. Conclusiones

1. Además de la caracterización físico-química, es necesario que en los estudios de monitoreo de la calidad del agua se utilicen indicadores biológicos como las diatomeas, ya que incorporan las condiciones históricas a las que ha estado sometido el sistema acuático.
2. Es indispensable la rehabilitación del bosque de galería de la zona de estudio, ya que se encuentra fuertemente alterado de acuerdo con el índice QBR.
3. Es importante incrementar los inventarios taxonómicos de diatomeas por regiones en México, ya que hasta ahora son muy puntuales los estudios sobre este grupo. El caso particular de la cuenca alta del río Laja evidencia esta afirmación, con el reporte de 19 taxa nuevos para México, de los cuales dos lo son a nivel genérico.
4. Para hacer una identificación precisa de las especies de diatomeas es necesario utilizar herramientas como la microscopía electrónica de barrido en complemento a la microscopía óptica. La microscopía electrónica de barrido permitió la determinación de taxa que difícilmente pueden ser identificados con el uso de la microscopía óptica: *Gomphonema laticollum*, nuevo registro para el país, se pudo diferenciar de los complejos *G. truncatum* y *G. capitatum*. *Staurosira venter* se distinguió con certeza de otras fragilarioides parecidas. Y se confirmó la presencia de *Nitzschia fonticola*, cuyos especímenes de menor tamaño se pueden confundir con otras especies.
5. La abundancia relativa de formas teratológicas puede ser incluida como una variable en los análisis de calidad del agua, ya que son un indicador de alteraciones graves en los sistemas acuáticos, por ejemplo, por concentraciones de nutrientes muy altas, conductividad alta y un bosque de galería fuertemente alterado, lo cual está ligado a actividades antrópicas.
6. La riqueza y el índice de diversidad de Shannon-Wiener, así como el QBR también pueden emplearse en estudios de monitoreo de calidad del agua, ya que se encontraron correlaciones significativas con el grado de alteración del sistema.
7. Las especies características de calidad del agua intermedia fueron *Achnanthydium exiguum*, *Nitzschia palea*, *N. sp. 1* y *Staurosira venter*. Las representativas de mala calidad fueron *Craticula accomoda* y *Nitzschia capitellata*.

8. El sitio 2 en secas no tuvo una calidad del agua apropiada para la protección de la vida acuática de acuerdo con la normativa vigente para México (NOM-001-ECOL-1996) y el sitio 3 en la misma temporada estuvo cerca del límite.
9. La condición general de los sitios en los dos ríos estudiados es intermedia a mala, como lo indican las concentraciones de nutrientes, la degradación del bosque de galería, la composición de especies de diatomeas y la presencia de formas teratológicas.
10. Es indispensable contar con sitios de referencia en estudios de monitoreo de la calidad del agua, para sobre éstos basar las medidas de rehabilitación de los sitios perturbados.

9. Literatura citada

- Alberts, B., D. Bray, K. Hopkin, A. Johnson, J. Lewis, M. Raff, K. Roberts y P. Walter. 2010. *Essential Cell Biology*. Tercera edición. Garland Science. Nueva York. 731 pp.
- Allan, J.D. y M.M. Castillo. 2007. *Stream ecology: structure and functioning of running waters*. Segunda Edición. Springer. Dorrecht. 436 pp.
- Aparicio, J. 2001. Hydrology of the Lerma-Chapala watershed. 3-30. *En*: Hansen, A.M. y M. van Afferden (eds.). *The Lerma-Chapala watershed: evaluation and management*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. Nueva York. 385 pp.
- Aponte, G.A., N.I. Maidana y H. Lange-Bertalot. 2005. On the taxonomic identity of *Diadsmis confervaceoides* Lange-Bert. et U. Rumrich (Bacillariophyceae). *Cryptogamie Algologie*. 26(4): 337-342.
- Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar-Sierra y J. Alcocer-Durand. 2000a. Aguas continentales y diversidad biológica de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México D.F. 327 pp.
- Arriaga-Cabrera, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000b. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México D.F. 609 pp.
- Bellinger, E.G. y D.C. Sigeo. 2010. *Freshwater algae and their use as bioindicators*. Wiley-Blackwell. Sussex. 271 pp.
- Besse-Lototskaya, A., P.F.M. Verdonschot, M. Coste y B. Van de Vijver. 2011. Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*. 11: 456-467.
- Blanco, S. y E. Bécares. 2010. Are biotic indices sensitive to river toxicants? A comparison of metrics based on diatoms and macro-invertebrates. *Chemosphere*. 79: 18-25.
- Branco, S.M. 1984. *Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales*. Serie de Biología, Monografía No. 28. Organización de los Estados Americanos. Washington. 120 pp.
- Bojorge García, M.G. 2006. *Indicadores biológicos de la calidad del agua en el río Magdalena, México, D.F.* Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 62 pp.

- Bojorge-García, M.G. y E.A. Cantoral-Uriza. 2007. Estructura comunitaria de diatomeas asociadas a talos de *Prasiola mexicana* (Chlorophyta) en el río Magdalena, D.F. *Hidrobiológica*. 17(1): 11-24.
- Caldera Sosa, A. 2007. Propuesta de rehabilitación del bosque ripario, en áreas de extracción de grava y arena en el río San Marcos, San Miguel de Allende, Guanajuato. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. 102 pp.
- Cantoral Uriza, E.A. 1997. Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes lóticos en la cuenca baja de la Huasteca Potosina. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 202 pp.
- Cantoral-Uriza, E.A., J. Carmona-Jimenez y G. Montejano. 1997. Diatoms of calcareous tropical springs in the central region of Mexico. *Cryptogamie Algologie*. 18(1): 19-46.
- Cantoral-Uriza, E.A. y L.D. Mora-Hernández. 2012. Diatomeas en bordos de la subcuenca San Miguel Allende, Guanajuato. *En: Estudio de Estado sobre la Biodiversidad de Guanajuato*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO) – Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato.
- Coste, M., S. Boutry, J. Tison-Rosebery y F. Delmas. 2008. Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*. 9(4): 621-650.
- Cox, E.J. 1996. Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman & Hall. Londres. 158 pp.
- De Wolf, H. 1982. Method of coding of ecological data from diatoms for computer utilization. *Mededelingen Rijks Geologische Dienst*. 36: 95-98.
- Debenest, T., J. Silvestre, M. Coste, F. Delmas y E. Pinelli. 2008. Herbicide effects on freshwater benthic diatoms: induction of nucleus alterations and silica cell wall abnormalities. *Aquatic Toxicology*. 88: 88-94.
- Delgado, D., I. Pardo y L. García. 2012. Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators*. 15: 131-139.
- Dell'Uomo, A. y M. Torrisi. 2011. Rheophile Apennine diatoms and their use as bioindicators of water quality. 401-417. *En: Seckbach, J. y J.P. Kociolek (eds). The diatom world*. Springer. Dordrecht. 534 pp.

- Dodds, W.K., J.R. Jones y E.B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temporal stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Reserch*. 32(5): 1455-1462.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 1992. Ley de aguas nacionales. Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación, 8 de Junio de 2012.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de Enero de 1997.
- Dorigo, U., X. Bourrain, A. Bérard y C. Leboulanger. 2004. Seasonal changes in the sensitivity of river microalgae to atrazine and isoproturon along a contamination gradient. *The Science of the Total Environment*. 318: 101-114.
- Dufrêne, M. y P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67(3): 345-366.
- Dziengo-Czaja, M., J. Koss y A. Matuszak. 2008. Teratological forms of diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water pollution in the western part of Puck Bay (southern Baltic Sea). *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 37(2): 119-132.
- Ecosystem Sciences Foundation. 2006. Well water quality in San Miguel de Allende. Phase I: results and conclusions. 36 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2006. Wadeable streams assessment. A collaborative survey of the nation's streams. Office of Research and Development, Office of Water. EPA 841-B-06-002. Washington, D.C. 98 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2012. Watershed Academy Web. Principles of watershed management. 25 pp.
- Falasco, E., F. Bona, G. Badino, L. Hoffmann y L. Ector. 2009a. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*. 623: 1-35.
- Falasco, E., F. Bona, M. Ginepro, D. Hlúbiková, L. Hoffmann y L. Ector. 2009b. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions. *Water SA*. 35(5): 595-606.

- Feio, M.J., F.C. Aguiar, S.F.P. Almeida y M.T. Ferreira. 2012. AQUAFLOA: a predictive model based on diatoms and macrophytes for streams water quality assessment. *Ecological Indicators*. 18: 586-598.
- FONART (Fondo Nacional para el Fomento de las Artesanías). 2010. Informe: uso de plomo en la alfarería en México. Blacksmith Institute. 51 pp.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 217 pp.
- García, L., C. Delgado e I. Pardo. 2008. Seasonal changes in benthic communities in a temporary stream of Ibiza (Balearic Islands). *Limnetica*. 27(2): 259-272.
- Giller, P.S. y B. Malmqvist. 1998. The biology of streams and rivers. Oxford University Press. Oxford. 296 pp.
- Glenn-Lewin, D., R. Peet y T. Veblen. 1992. Plant succession: theory and practice. Chapman & Hall. 352 pp.
- Gómez, N., M.V. Sierra, A. Cortelezzi, A. Rodrigues-Capítulo. 2008. Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69: 472-479.
- Gómez, N. y M. Licursi. 2003. Abnormal forms of *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia*. 77 (3-4): 389-398.
- Gutiérrez Czelakowska, D. 2008. Propuesta de conectividad de áreas críticas para el mantenimiento de la estructura y función de la cuenca de San Miguel de Allende. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. 144 pp.
- Hering, D., R.K. Jonhson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz y P.F.M. Verdonschot. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*. 51: 1757-1785.
- Iliopoulou-Georgudaki, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. Georgiadis y B. Montesantou. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*. 2:345-360.

- Kelly, M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*. 32(1): 236-242.
- Kelly, M.G, C. Adams, A.C. Graves, J. Jamieson, J. Krokowski, E.B. Lycett, J. Murray-Bligh, S. Pritchard y C. Wilkins. 2001. Preparation of diatoms for microscopy. 17-24. *En: The Trophic Diatom Index: a user's manual*. Revised Edition. Environment Agency. Bristol. 135 pp.
- Kelly, M.G. 2007. *Gomphonema parvulum* and var. *exilissimum*. Diatoms of Britain and Ireland: identification notes. Bowburn Consultancy. Durham. 2 pp.
- Kelly, M.G, A. Cazaubon, E. Coring, A. Dell'Uomo, L. Ector, B. Goldsmith, H. Guasch, J. Hürlimann, A. Jarlman, B. Kawecka, J. Kwandrans, R. Laugaste, E.A. Lindstrøm, M. Leitao, P. Marvan, J. Padisák, E. Pipp, J. Prygiel, E. Rott, S. Sabater, H. van Dam y J. Vizinet. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*. 10:215-224.
- Kociolek, J.P. y S.A. Spaulding. 2000. Freshwater diatom biogeography. *Nova Hedwigia*. 71(1-2): 223-241.
- Krammer, K. 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. Allgemeines und *Encyonema* Part. Bibliotheca Diatomologica 36. J. Cramer, Berlin Stuttgart. 382 pp.
- Krammer, K. 2000. The genus *Pinnularia*. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 1. A.R.G. Gantner Verlag K.G. Ruggell. 703 pp.
- Krammer, K. 2002. *Cymbella*. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 3. A.R.G. Gantner Verlag K.G. Ruggell. 584 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. *En: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (eds.). Sü wasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1*. Gustav Fischer Verlag. Jena. 876 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae. Epithemiaceae, Surirellaceae. *En: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (eds.). Sü wasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 596 pp.

- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot H. 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. *En*: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (eds.). Sü wasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 576 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. *En*: Ettl, H., G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (eds.). Sü wasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 437 pp.
- Krebs, C. 1999. Programs for Ecological Methodology. Versión 5.2. *En*: Ecological Methodology. Segunda edición. Addison-Welsey, Menlo Park, California.
- Lange-Bertalot, H. 2001. *Navicula* sensu stricto, 10 Genera Separated from *Navicula* sensu lato, *Frustulia*. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 2. A.R.G. Gantner Verlag K.G. Ruggell. 526 pp.
- Lange-Bertalot, H. y D. Metzeltin. 1996. Indicators of oligotrophy. 800 taxa representative of three ecologically distinct lake types: carbonate buffered-oligodystrophic-weakly buffered soft water. *Iconographia Diatomologica*. Vol. 2 Ecology-Diversity-Taxonomy. Koeltz Scientific Books, Königstein. 390 pp.
- Lange-Bertalot, H., P. Cavacini, N. Tagliaventi y S. Alfinito. 2003. Diatoms of Sardinia: rare and 76 new species in rock pools and other ephemeral waters. *Iconographia Diatomologica*. Vol. 12. Biogeography-Ecology-Taxonomy. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 438 pp.
- Lavoie, I., S. Campeau, M. Grenier y P.J. Dillon. 2006. A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 8: 1793-1811.
- Lavoie, I., P.B. Hamilton, S. Campeau, M. Grenier y P.J. Dillon. 2008. Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada. Presses de l'Université du Québec, Québec. 241 pp.
- Lavoie, I., P.J. Dillon y S. Campeau. 2009. The effect of excluding diatom taxa and reducing taxonomic resolution on multivariate analysis and stream bioassessment. *Ecological Indicators*. 9: 213-225.

- Licursi, M. y N. Gómez. 2003. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la Llanura Pampeana Argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*. 21: 31-49.
- Licursi, M. y N. Gómez. 2009. Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Journal of Environmental Management*. 90: 973-982.
- López Mora, G. 2007. Modelo de humedales en zona perturbada del río San Marcos, microcuenca Cruz del Palmar. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. 99 pp.
- Lowe, R.L. 1974. Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. Environmental Monitoring Series. Environmental Protection Agency, Cincinnati. 334 pp.
- Lowe, R.L. 2011. The importance of scale in understanding the natural history of diatom communities. 293-311. *En*: Seckbach, J. y J.P. Kociolek (eds). The diatom world. Springer. Dordrecht. 534 pp.
- Luís, A.T., P. Teixeira, S.F.P. Almeida, J.X. Matos y E. Ferreira da Silva. 2011. Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. *Science of the Total Environment*. 409: 4312-4325.
- Mahlknecht, J., J.F. Schneider, B.J. Merkel, I. Navarro de León y S.M. Bernasconi. 2004a. Groundwater recharge in a sedimentary basin in semi-arid Mexico. *Hydrogeology Journal*. 12: 511-530.
- Mahlknecht, J., B. Steinich y I. Navarro de León. 2004b. Groundwater chemistry and mass transfers in the Independence aquifer, central Mexico, by using multivariate statistics and mass-balance models. *Environmental Geology*. 45: 781-795.
- Mahlknecht, J., J. Gárfias-Solis, R. Aravena y R. Tesch. 2006. Geochemical and isotopic investigations on groundwater residence time and flow in the Independence Basin, Mexico. *Journal of Hydrology*. 324: 283-300.
- Majewska, R., A. Zgrundo, P. Lemke y M. de Stefano. 2012. Benthic diatoms of the Vistula River estuary (Northern Poland): seasonality, substrata preferences, and the influence of water chemistry. *Phycological Research*. 60:1-19.
- Mann, D.G. 2001. The systematics of the *Sellaphora pupula* complex: typification of *S. pupula*. 225-241. *En*: Jahn, R., J.P. Kociolek, A. Witkowski y P. Compère (eds.). Lange-

- Bertalot-Festschrift. Studies on Diatoms. Dedicated to Prof. Dr. Dr. h.c. Horst Lange-Bertalot on the occasion of his 65th birthday. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 633 pp.
- Mann, D.G., S.M. McDonald, M.M. Bayer, S.J.M. Droop, V.A. Chepurnov, R.E. Loke, A. Ciobanu y J.M.H. du Buff. 2004. The *Sellaphora pupula* species complex (Bacillariophyceae): morphometric analysis, ultrastructure and mating data provide evidence for five new species. *Phycologia*. 43(4): 459-482.
- Mann, D.G., S.J. Thomas y K.M. Evans. 2008. Revision of the diatom genus *Sellaphora*: a first account of the larger species in the British Isles. *Fottea*. 8(1): 15-78.
- Martínez, M. y A. García Mendoza. 2001. Flora y vegetación acuáticas de localidades selectas del Estado de Querétaro. *Acta Botánica Mexicana*. 54: 1-23.
- Martínez-Cruz, J. y O. Téllez-Valdés. 2004. Listado florístico de la Sierra de Santa Rosa, Guanajuato, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 74: 31-49.
- McCormick, P.V. y J. Cairns. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology*. 6 (5-6):509-526.
- McCune, B. y J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Versión 4.25. MjM Software Design.
- McFarland, B.H., B.H. Hill y W.T. Willingham. 1997. Abnormal *Fragilaria* spp. (Bacillariophyceae) in streams impacted by mine drainage. *Journal of Freshwater Ecology*. 12 (1): 141-149.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez-Hernández, C.P. Ornelas-García, C. Pedraza-Lara y M.J. Vander Zanden. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central México. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 16: 533:546.
- Metzeltin, D., y H. Lange-Bertalot. 1998. Tropical diatoms of South America. About 700 predominantly rarely known or new taxa representative of the neotropical flora. *Iconographia Diatomologica*. Vol. 5 Diversity-Taxonomy-Geobotany. Koeltz Scientific Books, Königstein. 695 pp.
- Metzeltin, D., H. Lange-Bertalot, y F. García-Rodríguez. 2005. Diatoms of Uruguay compared with other taxa from South America and elsewhere. *Iconographia Diatomologica*. Vol. 15 Taxonomy-Biogeography-Diversity. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 736 pp.

- Morales, E.A. 2001. Morphological studies in selected fragilarioid diatoms (Bacillariophyceae) from Connecticut waters (U.S.A.). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 151: 105-120.
- Morales, E. 2010. *Staurosira construens*. *En: Diatoms of the United States*. Consultado el 29 de septiembre de 2012. http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/species/staurosira_construens_var._venter
- Morales, E.A., P.A. Siver y F.R. Trainor. 2001. Identification of diatoms (Bacillariophyceae) during ecological assessments: comparison between Light Microscopy and Scanning Electron Microscopy techniques. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 151: 95-103.
- Morin, S., M. Coste y P.B. Hamilton. 2008a. Scanning electron microscopy observations of deformities in small pennate diatoms exposed to high cadmium concentrations. *Journal of Phycology*. 44: 1512-1518.
- Morin, S., T.T. Duong, A. Dabrin, A. Coynel, O. Herlory, M. Baudrimont, F. Delmas, G. Durrieu, J. Schäfer, P. Winterton, G. Blanc y M. Coste. 2008b. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. 151(3): 532-542.
- Munné, A., N. Prat, C. Solá, N. Bonada y M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 13: 147-163.
- Navarro de León, I. 2006. Explotación y renovabilidad del agua subterránea en una cuenca semiárida del Altiplano Mexicano. *Ciencia UANL*. 9(4): 375-382.
- Naiman, R.J. y H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 28: 621-658.
- Novelo, E., R. Tavera y C. Ibarra. 2007. Bacillariophyceae from karstic wetlands in Mexico. *Bibliotheca Diatomologica*. Band 54. J. Cramer, Berlin Stuttgart. 136 pp.
- Oliva-Martínez, M.G., J.G. Ramírez-Martínez, G. Garduño-Solórzano, J. Cañetas-Ortega y M.M. Ortega. 2005. Caracterización diatomológica en tres cuerpos de agua de los humedales de Jilotepec-Ixtlahuaca, Estado de México. *Hidrobiológica*. 15(1): 1-26.
- Oliva Martínez, M.G., G. Garduño Solórzano, G. Vilaclara Fatjó, M.M. Ortega González, M.A. García Gómez y A. Pliego Avendaño. 2008. Diatomeas: Bacillariophyceae.

- Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. México. 110 pp.
- Ortega-Guerrero, A., J.Z. Castellanos, R. Aguilar, A. Vázquez-Alarcón, E. Alanís, C. Vargas y F. Urrutia. 2002. A conceptual model for increases of sodium, SAR, alkalinity and pH at the Independence aquifer in Guanajuato. *Terra*. 20(2): 199-207.
- Ortega-Guerrero, M.A. 2009. Presencia, distribución, hidrogeoquímica y origen de arsénico, fluoruro y otros elementos traza disueltos en agua subterránea, a escala de cuenca hidrológica tributaria de Lerma-Chapala, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 26(1): 143-161.
- Palacios Vélez, E. y C. López López. 2004. La sobreexplotación de las cuencas hidrológicas: el caso de la cuenca alta de Río de la Laja, Guanajuato; *En* Cotler, H. (compiladora). El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental. Instituto Nacional de Ecología. México D.F. 264 pp.
- Pan, Y., B.H. Hill, P. Husby, R.K. Hall y P.R. Kaufmann. 2006. Relationships between environmental variables and benthic diatom assemblages in California Central Valley streams (USA). *Hydrobiologia*. 561: 119-130.
- Patrick, R. y C.W. Reimer. 1966. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia No. 13, Vol. 1. Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia. 688 pp.
- Patrick, R. y C.W. Reimer. 1975. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia No. 13, Vol. 2. Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia. 213 pp.
- Peres-Weerts, F. 2000. Mise en évidence des effets toxiques des métaux lourds sur les diatomées par l'étude des formes tétratogènes. Agence de l'Eau Artois-Picardie. Douai. 24 pp.
- Peterjohn, W.T. y D.L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*. 65(5): 1466-1475.
- Piccinini, C. 2006. Diatomáceas perifíticas (Ochrophyta) do rio Gonçalves Dias, Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil. Tesis de Maestría. Universidad Federal de Paraná. 250 pp.

- Potapova, M.G. y D.F. Charles. 2002. Benthic diatoms in USA rivers: distribution along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*. 29: 167-187.
- Potapova, M. y D.F. Charles. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*. 7: 48-70.
- Potapova, M. y P.B. Hamilton. 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology*. 43: 561-575.
- Pouli ková, A., J. Špa kova, M.G. Kelly, M. Duchoslav y D.G. Mann. 2008. Ecological variation within *Sellaphora* species complexes (Bacillariophyceae): specialists or generalists? *Hydrobiologia*. 614: 373-386.
- Prygiel, J. 2002. Management of the diatom monitoring networks in France. *Journal of Applied Phycology*. 14: 19-26.
- Quero, H. 1984. La vegetación de las serranías de la cuenca alta del río de la Laja, Guanajuato. *Anales del Instituto de Biología*. 47-53: 73-83.
- Ramírez Vázquez, M., Y. Beltrán Magos, M. Bojorge García, J. Carmona Jiménez, E.A. Cantoral Uriza y F. Valadez Cruz. 2001. Flora algal del río La Magdalena, Distrito Federal, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 68: 45-67.
- Ramírez Vázquez, M. y E.A. Cantoral Uriza. 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.
- Reichardt, E. 2001. Revision der Arten um *Gomphonema truncatum* und *G. capitatum*. 187-224. En: Jahn, R., J.P. Kociolek, A. Witkowski y P. Compère (eds.). Lange-Bertalot-Festschrift. Studies on Diatoms. Dedicated to Prof. Dr. Dr. h.c. Horst Lange-Bertalot on the occasion of his 65th birthday. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 633 pp.
- Rimet, F. 2012. Diatoms: an ecoregional indicator of nutrients, organic matter and micropollutants pollution. Tesis de Doctorado. Universidad de Grenoble. 203 pp.
- Rojas Navarrete, L.T. 1995. Desarrollo de un vidrioado sin plomo de baja temperatura para la alfarería tradicional mexicana. Tesis de Maestría. Departamento de Ingeniería en Procesos e Hidráulica. Universidad Autónoma Metropolitana. 127 pp.

- Ros, M.D., J.P. Marín-Murcia y M. Aboal. 2009. Biodiversity of diatom assemblages in a Mediterranean semiarid stream: implications for conservation. *Marine and Freshwater Research*. 60: 14-24.
- Round, F.E. 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*. 3: 129-145.
- Round, F.E., R.M. Crawford, y D.G. Mann. 1990. The diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge. 747 pp.
- Sabater, S. 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology*. 12: 113-124.
- Salvemos al Río Laja A. C. y Fundación Ciencias del Ecosistema A. C. 2008. Todos por el agua en San Miguel de Allende: programa de pago por servicios hidrológicos en la cuenca alta del Río Laja. Iniciativa Mexicana de Aprendizaje para la Conservación.
- Sánchez Vélez, A.S., R.M. García Núñez y A. Palma Trujano. 2003. La cuenca hidrográfica: unidad básica de planeación y manejo de recursos naturales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 47 pp.
- Sedeño-Díaz, J.E. y E. López-López. 2007. Water quality in the Río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resource Management*. 21: 1797-1812.
- Segura García, V. 2011. Taxonomía y ecología de las diatomeas epilíticas de lo Cuenca del Alto Lerma, México. Tesis de Doctorado. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 149 pp.
- Segura-García, V., I. Israde-Alcántara y N.I. Maidana. 2010. The genus *Navicula sensu stricto* in the Upper Lerma Basin, Mexico. *Diatom Research*. 25(2): 367-383.
- Segura-García, V., E.A. Cantoral-Uriza, I. Israde y N. Maidana. 2012. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiológica*. 22(1): 16-27.
- Seitzinger, S.P. 1991. The effect of pH on the release of phosphorus from Potomac estuary sediments: implications for blue-green algal blooms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 33(4): 409-418.

- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2012. Normales Climatológicas, estado de Guanajuato. Consultado el 10 de mayo de 2012. http://smn.cna.gob.mx/index2.php?option=com_content&view=article&id=181:guanajuato&catid=14
- Simpson, M.G. 2010. Plant Systematics. Segunda Edición. Academic Press. Burlington. 752 pp.
- Southwood, T.R.E. 1978. Ecological methods. Chapman & Hall. Londres.
- Spaulding, S.A., D.J. Lubinski y M. Potapova. 2010. Diatoms of the United States. <http://westerndiatoms.colorado.edu>
- Spencer, R., R. Cross y P.L. Lumley. 2007. Plant names: a guide to botanical nomenclature. CSIRO Publishing. Collingwood. 162 pp.
- SPSS Inc. 1999. SigmaScan Pro Image Analysis. Versión 5.0.0. Chicago, IL.
- Stancheva, R., K. Manoylov y N. Gillet. 2009. Morphological variation of the *Caloneis schumanniana* species complex (Bacillariophyceae) from different environmental conditions in North American streams. *Hydrobiologia*. 635: 157-170.
- StatSoft Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system). Versión 8.0. www.statsoft.com
- Sterrenburg, F.A.S. 2011. Cleaning diatom samples. Consultado el 18 de enero de 2011. <http://www.microscopy-uk.org.uk/mag/artaug06/fs-diatoms.html>
- Stevenson, R.J., Y. Pan y H. van Dam. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. 57-85. *En*: Smol, J.P., y E.F. Stoermer (eds). The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Segunda edición. Cambridge University Press. Cambridge. 667 pp.
- Steward, A.L., D. von Schiller, K. Tockner, J.C. Marshall y S.B. Bunn. 2012. When the river runs dry: human and ecological values of dry riverbeds. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 10(4): 202-209.
- Sweeny, B.W. y S.J. Czapka. 2004. Riparian forest restoration: why each site needs and ecological prescription. *Forest Ecology and Management*. 192: 361-373.
- Szabó, K.É., J. Makk, K.T. Kiss, A. Eiler, E. Ács, B. Tóth, A.K. Kiss y S. Bertilsson. 2008. Sequential colonization by river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. *Freshwater Biology*. 53: 1359-1371.

- Tavera, R., J. Elster y P. Marvan. 1994. Diatoms from Papaloapan basin communities, Mexico. *Algological Studies*. 74: 35-65.
- Torgan, L.C. y C.B. Dos Santos. 2008. *Diademesmis confervacea* (Diademesmiaceae-Bacillariophyta): morfología externa, distribución e aspectos ecológicos. *Iheringia: Série Botânica*. 63 (1): 171-176.
- Toro, J., J.P. Schuster, J. Kurosawa, E. Araya y M. Contreras. 2003. Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, Río Maipo (Santiago: Chile). Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica.
- Torres-Benites, E., E. Mejía-Sáenz, J. Cortés-Becerra, E. Palacios-Vélez y A. Exebio-García. 2005. Adaptación de un modelo de simulación hidrológica a la cuenca del río Laja, Guanajuato, México. *Agrociencia*. 39: 481-490.
- Tremarin, P.I., L.M. Bertolli, D.M. Faria, J.C. Costin y T.A.V. Ludwig. 2009. *Gomphonema* Ehrenberg e *Gomphosphenia* Lange-Bertalot (Bacillariophyceae) do Rio Maurício, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*. 9(4): 111-130.
- Trobajo, R., D.G. Mann, V.A. Chepurnov, E. Clavero y E.J. Cox. 2006. Taxonomy, life cycle, and auxosporulation of *Nitzschia fonticola* (Bacillariophyta). *Journal of Phycology*. 42: 1353-1372.
- Trobajo, R., E. Clavero, V.A. Chepurnov, K. Sabbe, D.G. Mann, S. Ishihara y E.J. Cox. 2009. Morphological, genetic and mating diversity within the widespread bioindicator *Nitzschia palea* (Bacillariophyceae). *Phycologia*. 48(6): 443-459.
- Tucker, C.S. y L.R. D'Abramo. 2008. Managing high pH in freshwater ponds. Southern Regional Aquaculture Center. SRAC Publication No. 4604.
- USGS (United States Geological Survey). 2001. A primer on water quality. Consultado el 2 de Septiembre de 2012. <http://pubs.usgs.gov/fs/fs-027-01/index.html>
- Valadez Cruz, F., J. Carmona Jiménez y E.A. Cantoral Uriza. 1996. Algas de ambientes lóticos en el estado de Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*. 67(2): 227-282.
- Valiente-Banuet, A., L. Solís, P. Dávila, M. del C. Arizmendi, C. Silva Pereyra, J. Ortega-Ramírez, J. Treviño Carreón, S. Rangel-Landa y A. Casas. 2009. Guía de la vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Universidad Nacional Autónoma de México. 206 pp.

- van Dam, H., A. Mertens y J. Sinkeldam. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*. 28(1): 117-133.
- van de Vijver, B. y L. Beyens. 1999. Biogeography and ecology of freshwater diatoms in Subantarctica: a review. *Journal of Biogeography*. 26: 993-1000.
- Vanormelingem P., E. Verleyen y W. Vyverman. 2008. The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation*. 17: 393-405.
- Vázquez, G., J.A. Aké-Castillo y M.E. Favila. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia*. 667: 173-189.
- Werum, M. y Lange-Bertalot, H. 2004. Diatoms in springs from Central Europe and elsewhere under the influence of hydrogeology and anthropogenic impacts. Eine bemerkenswerte Diatomeenassoziation in einem Quellhabitat im Grazer Bergland, Österreich. *Iconographia Diatomologica*. Vol. 13 Ecology-Hydrology-Taxonomy. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell. 480 pp.
- Zamudio, S., J. Rzedowski, E. Carranza y G. Calderón de Rzedowski. 1992. La vegetación del estado de Querétaro, panorama preliminar. Instituto de Ecología, Centro Regional del Bajío. Pátzcuaro. 92 pp.

Apéndice

I. Flora vascular acuática

Listado de la flora vascular acuática registrada en los seis sitios de muestreo de la cuenca alta del río Laja. Las formas de vida siguen las utilizadas en Martínez y García (2001).

Forma de vida	Especie	Sitios de muestreo					
		1	2	3	4	5	6
Árbol	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	1					
	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingesh	1					
	<i>Populus</i> sp.				1		
	<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	1		1	1	1	1
	<i>Salix bonplandiana</i> Kunth	1	1		1	1	1
Arbusto	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz et Pavón) Pers.	1	1	1	1	1	1
	<i>Heimia salicifolia</i> (Kunth) Link	1					
Enraizada emergente	<i>Arundo donax</i> L.			1	1		
	<i>Cyperus</i> sp. 1				1		1
	<i>Cyperus</i> sp. 2				1		1
	<i>Eclipta postrata</i> L.						1
	<i>Heteranthera</i> sp.	1					
	<i>Hydrocotyle</i> aff. <i>ranunculoides</i> L.	1	1	1			1
	<i>Juncus</i> sp.	1					
	<i>Lilaeopsis schaffneriana</i> (Schltdl.) Coult. et Rose	1		1	1		1
	<i>Mimulus glabratus</i> Kunth	1					
	<i>Polygonum mexicanum</i> Small	1	1		1		1
	<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i> (L.) Hayek	1	1		1	1	1
<i>Typha</i> sp.	1						
Enraizada sumergida	<i>Egeria densa</i> Planch.	1					
Libre flotadora	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.				1		
	<i>Eichhornia crassipes</i> (C. Mart.) Solms			1	1	1	
	<i>Lemna</i> sp.	1			1	1	
Tallos postrados	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P. H. Raven	1				1	1
Especies por sitio de muestreo		17	5	6	13	7	11
Total de especies		24					

II. Físico-química del agua

Parámetros registrados durante las dos temporadas de colecta (seca-fría: Enero 2011; lluvias: Octubre 2011) en la cuenca alta del río Laja. K_{25} = conductividad específica a 25°C.

Parámetros	Secas							Lluvias						
	1	2	3	4	5	6	x±s	1	2	3	4	5	6	x±s
Temperatura (°C)	12.8	17.8	19.3	15.0	24.5	23.4	18.8±4.6	18.4	18.0	19.0	23.0	24.3	22.9	20.9±2.8
pH	8.8	10.4	10.9	9.4	10.5	10.2	10±0.8	7.2	7.5	8.0	8.4	7.7	7.8	7.8±0.4
K_{25} ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	658.4	845.2	895.5	657.6	500.8	527.1	680.8±161.4	596.6	690.2	935.2	605.3	591.5	620.7	673.2±133.3
Oxígeno disuelto (mg L^{-1})	8.0	1.4	7.0	7.2	6.8	6.6	6.2±2.4	7.0	7.4	7.5	6.8	7.0	7.2	7.2±0.3
Saturación de oxígeno (%)	95.4	18.5	95.0	89.2	101.1	96.2	82.6±31.6	94.0	98.3	101.4	99.1	104.3	104.7	100.3±4
Nitrógeno Total (mg L^{-1})	3.3	36.1	12.8	0.04	2.8	2.2	9.5±13.7	4.6	4.6	8.2	5.5	5.5	3.7	5.3±1.6
Fósforo Total (mg L^{-1})	0.3	4.4	2.9	0.3	0.5	0.4	1.5±1.7	0.05	0.02	0.7	0.04	0.04	0.05	0.2±0.3

III. Listado de diatomeas

Listado de los 173 taxa infragenéricos de diatomeas identificados en la cuenca alta del río Laja, ordenados alfabéticamente por género.

Achnanthes inflata (Kützing) Grunow

Achnanthidium exiguum (Grunow) Czarnecki

Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki

Amphipleura aff. *pellucida* (Kützing) Kützing

Amphora copulata (Kützing) Schoeman et Archibald

Amphora ovalis (Kützing) Kützing

Amphora pediculus (Kützing) Grunow

Amphora veneta Kützing

Amphora sp.

Anomoeoneis sphaerophora (Ehrenberg) Pfitzer

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen

* *Biremis circumtexta* (Meister ex Hustedt) Lange-Bertalot et Witkowski

* *Caloneis schumanniana* (Grunow) Cleve

Caloneis sp. 1

Caloneis sp. 2

Caloneis sp. 3

Caloneis sp. 4

Cocconeis pediculus Ehrenberg

Cocconeis placentula Ehrenberg var. *placentula*

Cocconeis placentula var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow

Cocconeis placentula var. *lineata* (Ehrenberg) van Heurck

Craticula accomoda (Hustedt) D.G. Mann

Craticula ambigua (Ehrenberg) D.G. Mann

* *Craticula citrus* (Krasske) Reichardt

Craticula cuspidata (Kützing) D.G. Mann

Craticula sp.

Cyclostephanos invisitatus (Hohn *et* Hellermann) Theriot, Stoermer *et* Håkansson

Cymatopleura elliptica (Brébisson) W. Smith

Cymatopleura solea (Brébisson) W. Smith

Cymbella mexicana (Ehrenberg) Cleve

Cymbella tumida (Brébisson) van Heurck

Cymbella sp.

Denticula kuetzingii Grunow

Denticula valida (Pedicino) Grunow

Diadesmis confervacea Kützing

Discostella pseudostelligera (Hustedt) Houk *et* Klee

Encyonema minutum (Hilse) D.G. Mann

Encyonema neogracile Krammer

Encyonema silesiacum (Bleisch) D.G. Mann

* *Encyonema triangulum* (Ehrenberg) Kützing

Encyonema sp. 1

Encyonema sp. 2

Encyonopsis microcephala (Grunow) Krammer

Eolimna minima (Grunow) Lange-Bertalot

Eolimna subminuscula (Manguin) Moser, Lange-Bertalot *et* Metzeltin

Eolimna tantula Hustedt

Epithemia adnata (Kützing) Brébisson

Epithemia sores Kützing

Epithemia turgida (Ehrenberg) Kützing

Eunotia sp.

* *Fallacia monoculata* (Hustedt) D.G. Mann

Fallacia pygmaea (Kützing) Stickle *et* D.G. Mann

Fistulifera sp.

Fragilaria capucina Desmazières

Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni

* *Geissleria decussis* (Østrup) Lange-Bertalot *et* Metzeltin

Gomphoneis aff. *clevei* (Fricke) Gil

Gomphonema acuminatum Ehrenberg

Gomphonema affine Kützing

Gomphonema clavatum Ehrenberg

Gomphonema gracile Ehrenberg

Gomphonema lagenula Kützing

* *Gomphonema laticollum* Reichardt

Gomphonema mexicanum Grunow

Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing

* *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum* Grunow

Gomphonema parvulum var. *parvulum* f. *saprophilum* Lange-Bertalot *et* Reichardt

Gomphonema pumilum (Grunow) Reichardt *et* Lange-Bertalot

* *Gomphonema subclavatum* (Grunow) Grunow

Gomphonema aff. *lipperti* Reichardt *et* Lange-Bertalot

Gomphonema aff. *truncatum* Ehrenberg

Gomphonema sp.

Gomphosphenia lingulatiformis (Lange-Bertalot *et* Reichardt) Lange-Bertalot

Gyrosigma aff. *acuminatum*

Gyrosigma aff. *scalproides*

* *Hantzschia abundans* Lange-Bertalot

Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow

Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin *et* Witkowski

Lemnicola hungarica (Grunow) Round *et* Basson

Luticola cohnii (Hilse) D.G. Mann

Luticola goeppertiana (Bleisch) D.G. Mann

Luticola kotschyi (Kützing) D.G. Mann

Luticola mutica (Kützing) D.G. Mann

Luticola nivalis (Ehrenberg) D.G. Mann

Mayamaea atomus var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot

Melosira varians Agardh

Navicula antonii Lange-Bertalot

Navicula capitatoradiata Germain

Navicula cryptocephala Kützing

Navicula cryptotenella Lange-Bertalot

Navicula erifuga Lange-Bertalot

Navicula gregaria Donkin

Navicula libonensis Schoeman

Navicula radiosa Kützing

Navicula riediana Lange-Bertalot *et* Rumrich

Navicula rostellata Kützing

* *Navicula symmetrica* Patrick

Navicula trivialis Lange-Bertalot

Navicula veneta Kützing

Navicula vilaplantii (Lange-Bertalot *et* Sabater) Lange-Bertalot *et* Sabater

Navicula sp. 1

Navicula sp. 2

Navicula sp. 3

* *Navigiolum* cf. *uruguayense* Metzeltin, Lange-Bertalot *et* García-Rodríguez

Neidium affine (Ehrenberg) Pfitzer

Neidium ampliatum (Ehrenberg) Krammer

* *Neidium bisulcatum* (Lagerstedt) Cleve

Nitzschia acicularis (Kützing) W. Smith

Nitzschia agnita Hustedt

Nitzschia amphibia Grunow

Nitzschia capitellata Hustedt

Nitzschia clausii Hantzsch

Nitzschia communis Rabenhorst

* *Nitzschia desertorum* Hustedt

Nitzschia dissipata (Kützing) Rabenhorst

Nitzschia fonticola (Grunow) Grunow

Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow

Nitzschia gracilis Hantzsch

Nitzschia inconspicua Grunow

Nitzschia intermedia Hantzsch
Nitzschia linearis (Agardh) W. Smith
Nitzschia microcephala Grunow
Nitzschia palea (Kützing) W. Smith
Nitzschia palea var. *tenuirostris* Grunow
* *Nitzschia rautenbachiae* Cholnoky
Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith
Nitzschia sinuata var. *delognei* (Grunow) Lange-Bertalot
* *Nitzschia solita* Hustedt
Nitzschia umbonata (Ehrenberg) Lange-Bertalot
Nitzschia aff. *hantzschiana* Rabenhorst
Nitzschia aff. *paleacea* (Grunow) Grunow
Nitzschia aff. *recta* Hantzsch
Nitzschia aff. *sublinearis* Hustedt
Nitzschia sp. 1
Nitzschia sp. 2
Nitzschia sp. 3

Pinnularia *acrosphaeria* W. Smith
Pinnularia borealis Ehrenberg
Pinnularia brebissonii (Kützing) Rabenhorst
Pinnularia gibba Ehrenberg
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg
Pinnularia sp. 1
Pinnularia sp. 2

Placoneis *placentula* (Ehrenberg) Heinzerling
Placoneis aff. *undulata* (Østrup) Lange-Bertalot
Placoneis sp.

* ***Planothidium*** *biporumum* (Hohn et Hellerman) Lange-Bertalot
Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot

Pleurosira *laevis* (Ehrenberg) Compère

Rhoicosphenia *abbreviata* (Agardh) Lange-Bertalot

Rhopalodia *brebissonii* Krammer
Rhopalodia gibba (Ehrenberg) O. Müller
Rhopalodia aff. *gibberula* (Ehrenberg) O. Müller

* *Sellaphora bacilloides* (Hustedt) Levkov, Krstic *et* Nakov
Sellaphora laevissima (Kützing) D.G. Mann
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowsky
Sellaphora seminulum (Grunow) D.G. Mann
Sellaphora sp.

Stauroneis sp.

Staurosira venter (Ehrenberg) H. Kobayasi

Stephanocyclus meneghiniana (Kützing) Skabitschevsky

Surirella angusta Kützing

* *Surirella minuta* var. *peduliformis* Frenguelli

Surirella ovalis Brébisson

Surirella tenera W. Gregory

Surirella sp. 1

Thalassiosira weissflogii (Grunow) Fryxell *et* Hasle

Tryblionella apiculata Gregory

Tryblionella calida (Grunow) D.G. Mann

Tryblionella hungarica (Grunow) Frenguelli

Ulnaria acus (Kützing) Aboal

Ulnaria goulardii (Brébisson) Lange-Bertalot

Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère

IV. Abundancia relativa de los taxa numéricamente importantes y sus acrónimos

Listado de las diatomeas numéricamente importantes por su abundancia relativa (> 2%). En el apartado Otros se incluyen los taxa con mínima representatividad (abundancia relativa menor al 2%).

Especie	Acrónimo	Secas						Lluvias					
		1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
1 <i>Achnantheidium exiguum</i>	Aex	2.3	0.1	0.0	0.3	0.3	0.7	0.7	0.0	0.0	0.3	0.5	1.7
2 <i>Achnantheidium minutissimum</i>	Ami	16.5	0.4	0.1	0.1	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3 <i>Amphora copulata</i>	Aco	0.1	0.0	0.0	1.0	0.4	18.7	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	1.5
4 <i>Amphora pediculus</i>	Ape	4.1	0.0	0.0	0.6	0.0	0.2	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
5 <i>Amphora veneta</i>	Ave	2.0	4.4	0.3	0.6	1.3	0.1	0.7	0.1	0.0	0.3	0.3	0.4
6 <i>Caloneis schumanniana</i>	Csc	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.1	0.4
7 <i>Caloneis</i> sp. 4	Csp	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.1
8 <i>Cocconeis placentula</i>	Cpl	2.5	1.8	0.0	1.6	0.2	0.9	0.9	0.0	0.0	0.0	0.1	0.8
9 <i>Craticula accomoda</i>	Cac	0.0	0.1	2.3	0.3	0.1	0.1	0.0	0.1	3.4	0.0	0.1	0.0
10 <i>Cyclostephanos invisitatus</i>	Cin	0.0	0.1	0.0	5.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
11 <i>Denticula kuetzingii</i>	Dku	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	8.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
12 <i>Diadesmis confervacea</i>	Dco	2.0	0.2	0.0	0.1	0.1	0.0	17.7	0.1	0.0	0.3	0.0	0.4
13 <i>Eolimna subminuscula</i>	Esu	0.4	1.4	1.2	0.8	1.0	0.8	0.9	4.2	2.1	0.6	0.5	1.9
14 <i>Eolimna tantula</i>	Eta	6.7	0.2	0.0	0.4	0.8	1.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.1	1.6
15 <i>Fallacia pygmaea</i>	Fpy	0.0	0.0	0.7	0.1	0.1	0.9	0.1	0.0	2.1	0.1	0.1	0.2
16 <i>Gomphonema mexicanum</i>	Gme	0.0	3.2	0.1	7.1	0.7	0.3	0.1	3.3	0.0	0.0	3.1	0.2
17 <i>Gomphonema parvulum</i>	Gpa	0.5	0.1	1.1	0.4	1.3	0.5	0.2	0.9	1.0	0.1	2.0	0.0
18 <i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>exilissimum</i>	Gpe	0.0	0.0	0.0	0.8	0.3	0.2	0.0	0.2	0.2	0.4	0.1	2.1
19 <i>Gomphonema pumilum</i>	Gpu	0.1	3.3	0.1	0.0	0.0	0.2	0.3	0.7	0.0	0.0	3.0	0.5
20 <i>Gomphosphenia lingulatiformis</i>	Gli	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	62.4	0.0
21 <i>Hippodonta capitata</i>	Hca	0.1	0.1	0.0	0.3	0.0	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
22 <i>Mayamaea atomus</i>	Mat	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.3	2.5	0.4	8.9	0.6	0.6

23	<i>Melosira varians</i>	Mva	0.2	0.3	0.0	2.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
24	<i>Navicula veneta</i>	Nve	1.5	1.2	0.4	5.8	8.0	1.1	2.7	0.2	0.7	5.3	0.5	1.6
25	<i>Nitzschia agnata</i>	Nag	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0	3.1	1.7
26	<i>Nitzschia amphibia</i>	Nam	2.7	62.6	1.6	2.2	10.1	11.3	2.0	64.5	0.1	4.4	6.5	27.2
27	<i>Nitzschia capitellata</i>	Nca	0.0	1.4	64.9	0.0	0.4	1.1	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0
28	<i>Nitzschia communis</i>	Nco	0.1	0.1	0.0	1.7	8.7	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
29	<i>Nitzschia desertorum</i>	Nde	1.5	0.4	0.0	2.1	3.4	2.6	0.8	2.6	13.1	12.6	1.6	7.4
30	<i>Nitzschia dissipata</i>	Ndi	0.1	0.0	0.1	2.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
31	<i>Nitzschia fonticola</i>	Nfo	8.9	0.0	0.0	0.0	0.1	1.4	1.6	0.0	0.0	0.6	0.0	1.0
32	<i>Nitzschia frustulum</i>	Nfr	1.4	0.6	0.0	0.3	0.5	0.2	2.9	0.0	0.0	7.7	0.2	1.6
33	<i>Nitzschia inconspicua</i>	Nin	0.1	0.5	0.1	1.5	14.1	1.4	0.3	0.0	0.0	0.1	0.5	4.0
34	<i>Nitzschia palea</i>	Npa	2.2	0.0	0.0	9.1	5.8	9.5	17.7	8.4	6.4	12.4	2.8	7.5
35	<i>Nitzschia solita</i>	Nso	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	1.2
36	<i>Nitzschia umbonata</i>	Num	0.0	0.0	2.1	0.0	0.1	0.5	0.1	0.2	6.4	0.0	0.0	0.2
37	<i>Nitzschia</i> aff. <i>hantzschiana</i>	Nha	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	4.7
38	<i>Nitzschia</i> aff. <i>paleacea</i>	Npc	2.8	0.6	0.0	10.9	2.5	2.2	1.5	0.0	0.0	0.8	0.0	1.8
39	<i>Nitzschia</i> sp. 1	Nsp	3.6	3.8	0.0	15.5	12.6	2.1	4.1	5.0	0.2	10.5	0.3	5.9
40	<i>Planothidium frequentissimum</i>	Pfr	1.7	8.6	0.1	0.1	0.1	0.3	1.0	0.4	0.0	0.3	0.0	1.1
41	<i>Sellaphora pupula</i>	Spu	0.1	0.4	18.3	0.8	10.8	4.0	0.6	0.6	45.6	0.8	6.3	3.4
42	<i>Sellaphora</i> sp.	Ssp	0.0	0.0	0.0	0.1	1.3	15.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
43	<i>Staurosira venter</i>	Sve	26.5	0.0	0.1	0.0	0.8	5.4	8.2	0.1	0.0	6.1	1.7	5.4
44	<i>Stephanocyclus meneghiniana</i>	Sme	0.7	2.3	3.0	4.0	2.6	0.5	3.8	1.0	15.8	1.3	0.8	0.8
45	<i>Surirella ovalis</i>	Sov	0.0	0.1	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	2.2
46	<i>Tryblionella hungarica</i>	Thu	0.0	0.0	0.1	0.5	0.0	2.2	0.0	0.2	0.0	0.1	0.2	0.1
	Otros		4.9	1.9	1.5	20.4	10.0	7.5	16.0	4.6	1.0	15.2	2.4	8.9

V. Iconografía diatomológica

Lámina 1: Figuras 10-32

Figura 10. *Stephanocyclus meneghiniana* (Kützing) Skabitshevsky

Figura 11. *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) Fryxell et Hasle

Figuras 12 y 13. *Melosira varians* Agardh. 12: vista valvar; 13: vista cingular.

Figura 14. *Cyclostephanos invisitatus* (Hohn et Hellermann) Theriot, Stoermer et Håkansson

Figura 15. *Discostella pseudostelligera* (Hustedt) Houk et Klee

Figuras 16 y 17. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen. 17: valva de separación con espina muy larga.

Figura 18. *Pleurosira laevis* (Ehrenberg) Compère

Figuras 19 y 20. *Gomphosphenia lingulatiformis* (Lange-Bertalot et Reichardt) Lange-Bertalot. 19: vista valvar; 20: vista cingular.

Figura 21. *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal

Figura 22. *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère

Figura 23. *Ulnaria gouldarii* (Brébisson) Lange-Bertalot

Figuras 24 y 25. *Fragilaria capucina* Desmazières. 24: vista valvar; 25: vista cingular.

Figuras 26 y 27. *Staurosira venter* (Ehrenberg) H. Kobayasi. 26: vista valvar; 27: vista cingular.

Figuras 28 y 29. *Eunotia* sp. 28: vista valvar; 29: vista cingular.

Figuras 30-32. *Rhoicosphenia abbreviata* (Agardh) Lange-Bertalot. 30: vista cingular; 31: valva con rafe; 32: valva sin rafe.

Escala= 10 μ m.

Lámina 1

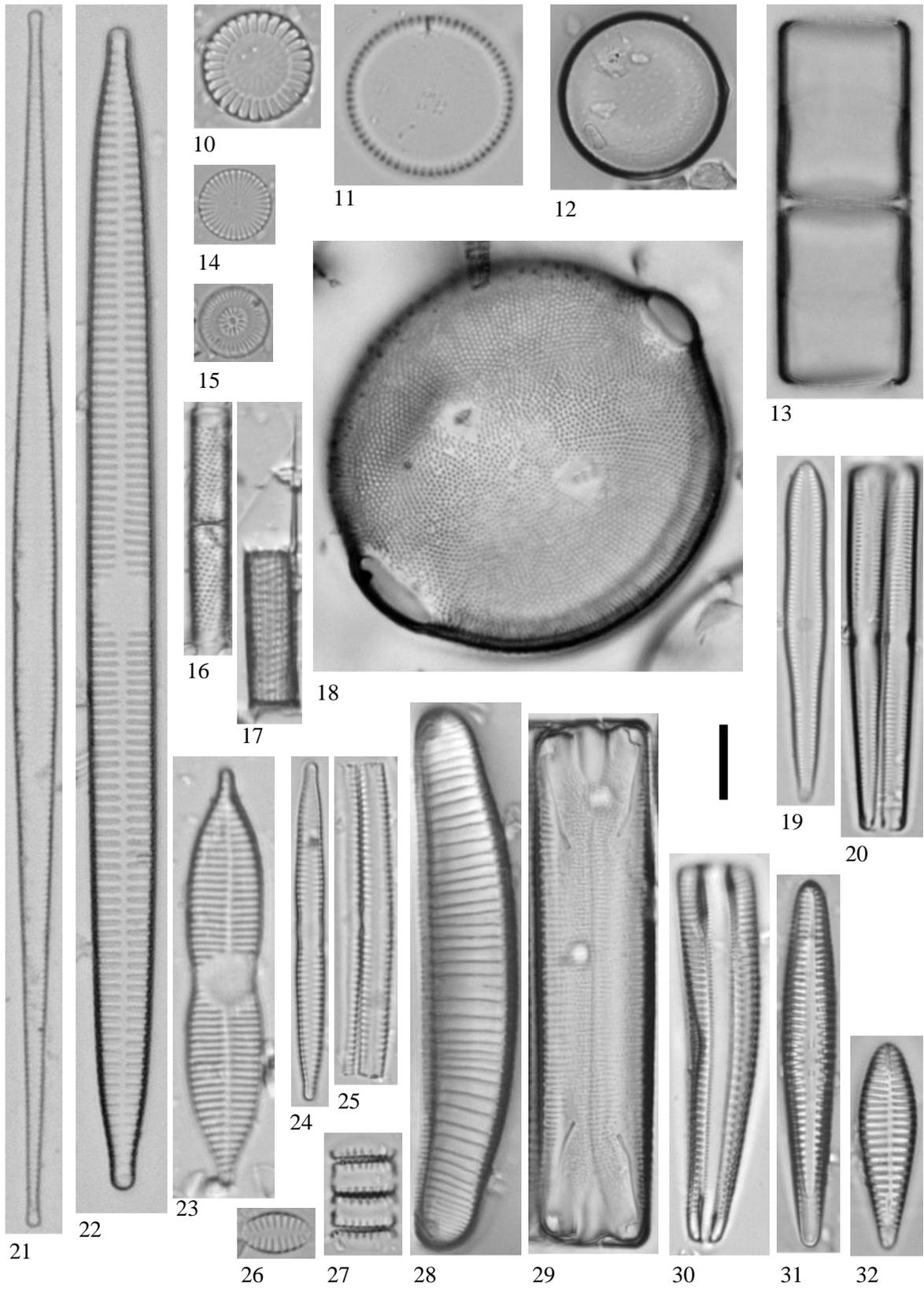


Lámina 2: Figuras 33-64

Figura 33. *Cymbella tumida* (Brébisson) van Heurck

Figuras 34 y 35. *Encyonema* sp. 1

Figura 36. *Encyonema neogracile* Krammer

Figuras 37 y 38. *Placoneis* aff. *undulata* (Østrup) Lange-Bertalot

Figuras 39 y 40. *Encyonema* sp. 2

Figuras 41 y 42. *Encyonema triangulum* (Ehrenberg) Kützing

Figuras 43 y 44. *Fistulifera* sp.

Figuras 45 y 46. *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot

Figura 47. *Cymbella mexicana* (Ehrenberg) Cleve

Figuras 48 y 49. *Eolimna tantula* Hustedt

Figura 50. *Cymbella* sp.

Figuras 51 y 52. *Geissleria decussis* (Østrup) Lange-Bertalot *et* Metzeltin

Figuras 53 y 54. *Gomphoneis* aff. *clevei* (Fricke) Gil

Figuras 55 y 56. *Eolimna subminuscula* (Manguin) Moser, Lange-Bertalot *et* Metzeltin

Figura 57. *Hippodonta capitata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin *et* Witkowski

Figura 58. *Gomphonema pumilum* (Grunow) Reichardt *et* Lange-Bertalot

Figuras 59 y 60. *Encyonema silesiacum* (Bleisch) D.G. Mann

Figuras 61 y 62. *Encyonema minutum* (Hilse) D.G. Mann

Figuras 63 y 64. *Encyonopsis microcephala* (Grunow) Krammer

Escala= 10 µm.

Lámina 2

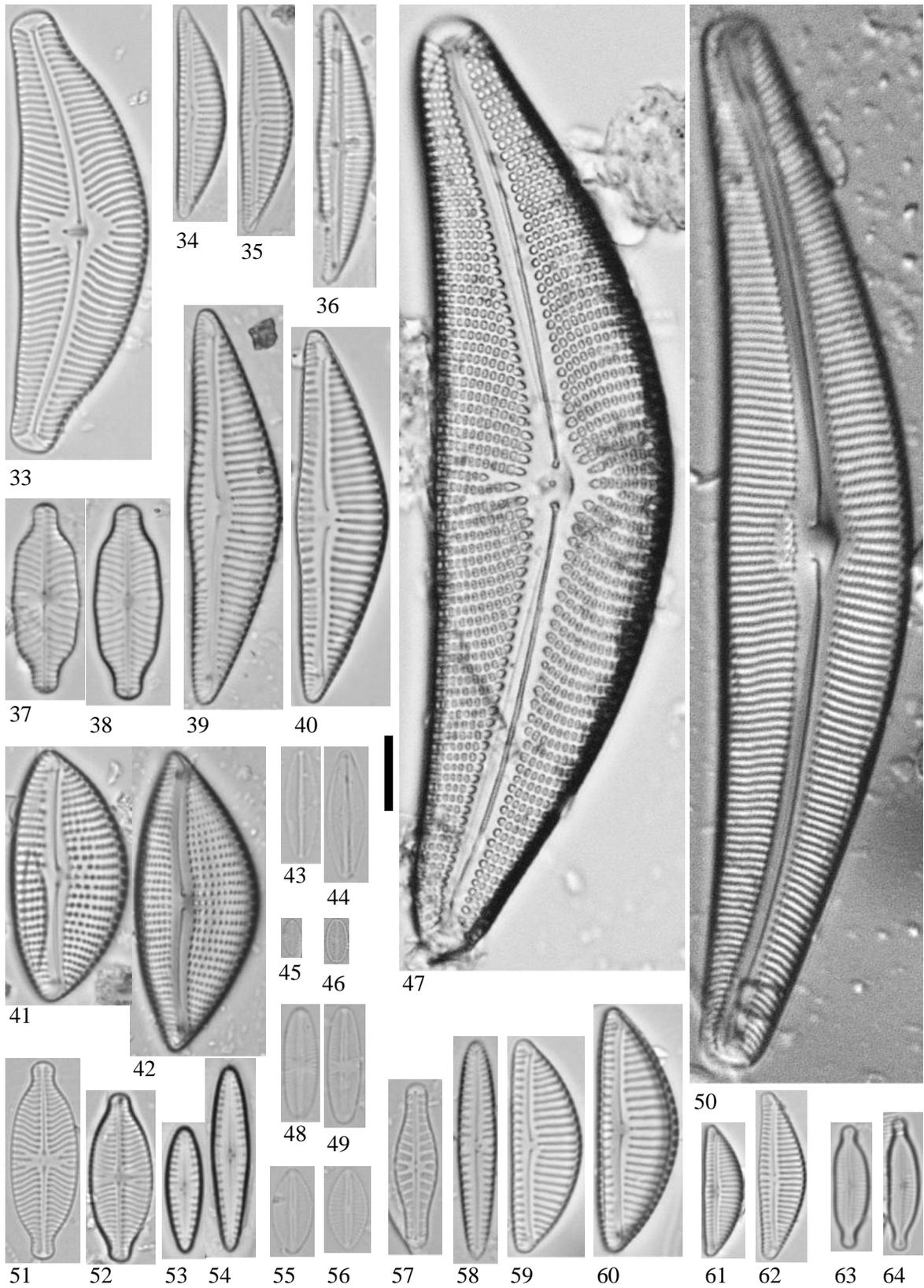


Lámina 3: Figuras 65-100

Figuras 65 y 66. *Placoneis placentula* (Ehrenberg) Heinzerling

Figuras 67 y 68. *Placoneis* sp.

Figuras 69 y 70. *Gomphonema* sp.

Figura 71. *Anomoeoneis sphaerophora* (Ehrenberg) Pfitzer

Figuras 72 y 73. *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* f. *saprophilum* Lange-Bertalot et Reichardt

Figura 74. *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing

Figura 75. *Gomphonema lagenula* Kützing

Figura 76. *Gomphonema* aff. *lipperti* Reichardt et Lange-Bertalot

Figuras 77 y 78. *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum* Grunow

Figuras 79 y 80. *Planothidium biporumum* (Hohn et Hellerman) Lange-Bertalot. 79: valva con rafe; 80: valva sin rafe.

Figura 81. *Luticola nivalis* (Ehrenberg) D.G. Mann

Figuras 82 y 83. *Gomphonema mexicanum* Grunow

Figura 84. *Luticola goeppertiana* (Bleisch) D.G. Mann

Figuras 85 y 86. *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot. 85: valva con rafe; 86: valva sin rafe.

Figura 87. *Luticola cohnii* (Hilse) D.G. Mann

Figura 88. *Gomphonema clavatum* Ehrenberg

Figura 89. *Gomphonema affine* Kützing

Figuras 90 y 91. *Achnanthes inflata* (Kützing) Grunow. 90: valva con rafe; 91: valva sin rafe.

Figura 92. *Gomphonema gracile* Ehrenberg

Figuras 93 y 94. *Luticola kotschyi* (Kützing) D.G. Mann

Figuras 95-97. *Achnanthidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki. 95: valva con rafe; 96: valva sin rafe; 97: vista cingular, valva con rafe cóncava y la valva sin rafe convexa.

Figuras 98 y 99. *Achnanthidium exiguum* (Grunow) Czarnecki. 98: valva con rafe; 99: valva sin rafe.

Figura 100. *Luticola mutica* (Kützing) D.G. Mann

Escala= 10 µm.

Lámina 3

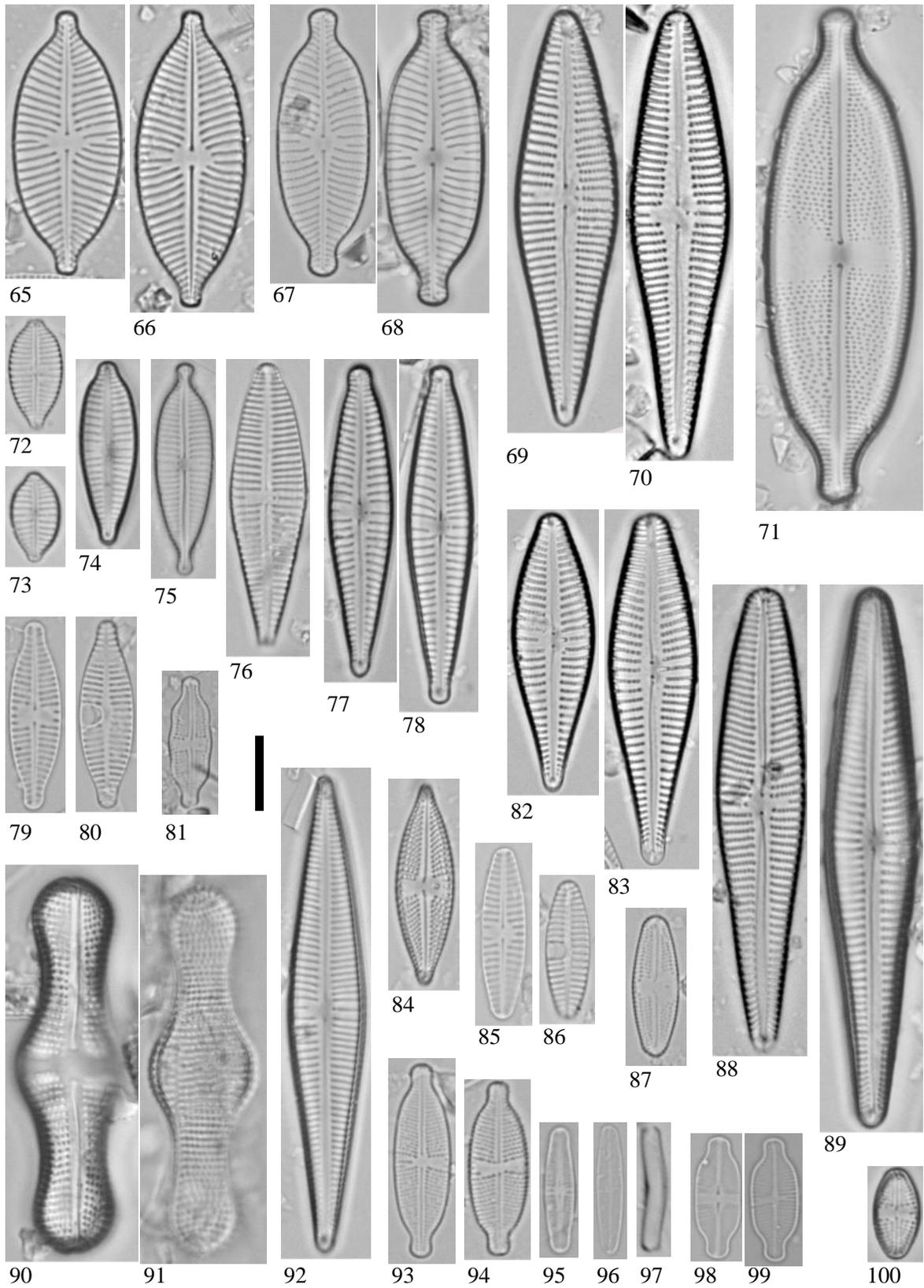


Lámina 4: Figuras 101-131

Figura 101. *Amphipleura* aff. *pellucida* (Kützing) Kützing

Figuras 102 y 103. *Gomphonema laticollum* Reichardt

Figura 104. *Gomphonema* aff. *truncatum* Ehrenberg

Figura 105. *Gomphonema acuminatum* Ehrenberg

Figuras 106 y 107. *Cocconeis pediculus* Ehrenberg. 106: valva con rafe; 107: valva sin rafe.

Figuras 108 y 109. *Sellaphora seminulum* (Grunow) D.G. Mann

Figuras 110 y 111. *Gomphonema subclavatum* (Grunow) Grunow

Figuras 112-114. *Diadesmis confervacea* Kützing. 112 y 114: vista valvar; 113: vista cingular.

Figuras 115 y 116. *Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehrenberg) van Heurck. 115: valva con rafe; 116: valva sin rafe.

Figuras 117 y 118. *Fallacia monoculata* (Hustedt) D.G. Mann

Figura 119. *Fallacia pygmaea* (Kützing) Stickle et D.G. Mann

Figura 120. *Frustulia vulgaris* (Thwaites) De Toni

Figura 121. *Navicula* sp. 1

Figura 122. *Navicula* sp. 2

Figuras 123 y 124. *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow. 123: valva con rafe; 124: valva sin rafe.

Figuras 125 y 126. *Lemnicola hungarica* (Grunow) Round et Basson. 125: valva con rafe; 126: valva sin rafe.

Figuras 127-129. *Biremis circumtexta* (Meister ex Hustedt) Lange-Bertalot et Witkowski

Figuras 130 y 131. *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *placentula*. 130: valva con rafe; 131: valva sin rafe.

Escala= 10 μ m.

Lámina 4

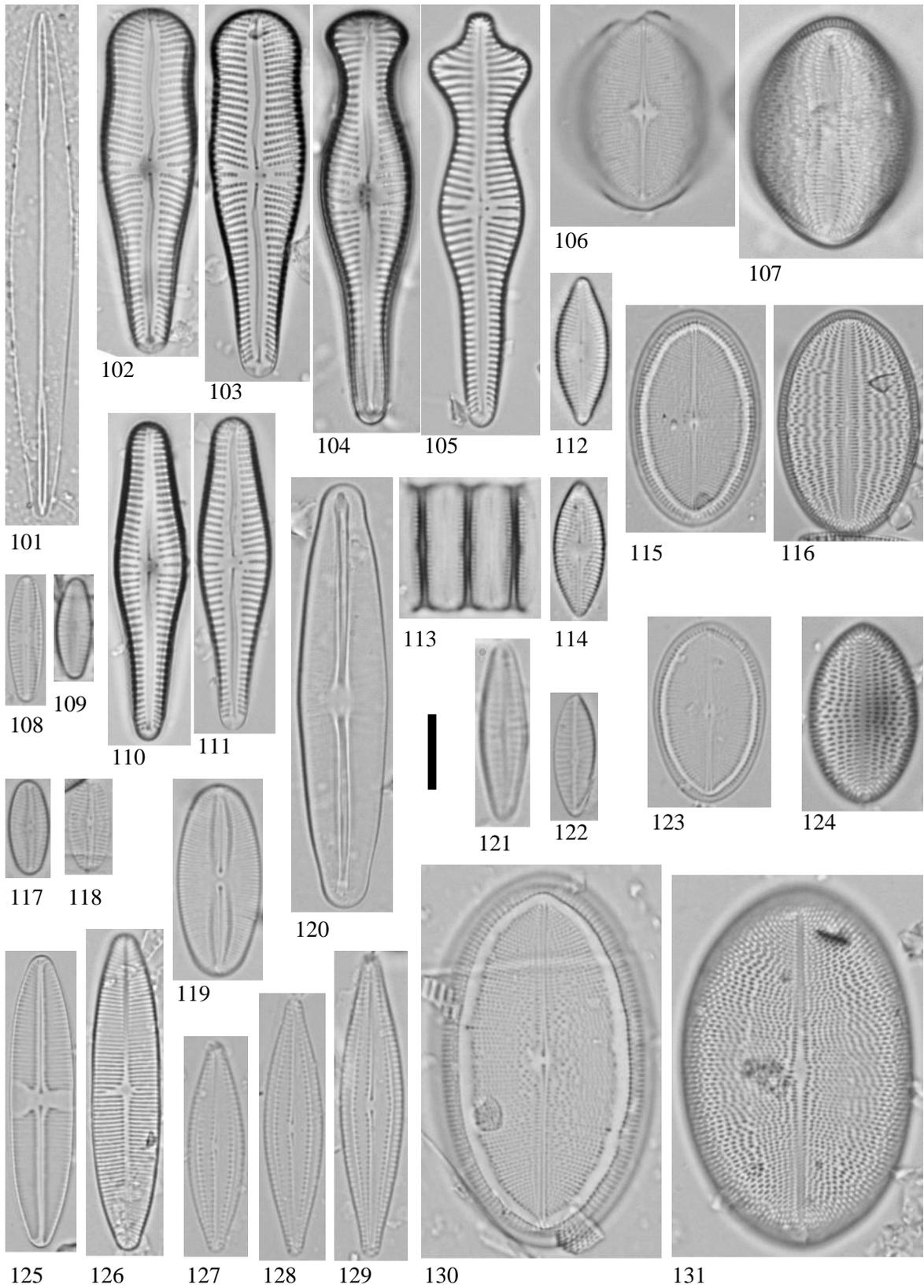


Lámina 5: Figuras 132-167

Figuras 132 y 133. *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkowsky

Figuras 134 y 135. *Sellaphora* sp.

Figura 136. *Sellaphora laevissima* (Kützing) D.G. Mann

Figuras 137 y 138. *Neidium bisulcatum* Lagerstedt (Cleve)

Figura 139. *Neidium affine* (Ehrenberg) Pfitzer

Figura 140. *Neidium ampliatus* (Ehrenberg) Krammer

Figuras 141 y 142. *Sellaphora bacilloides* (Hustedt) Levkov, Krstic et Nakov

Figuras 143 y 144. *Navigiolum* cf. *uruguayense* Metzeltin, Lange-Bertalot et García-Rodríguez

Figuras 145 y 146. *Navicula* sp. 3

Figuras 147 y 148. *Caloneis* sp. 2

Figuras 149 y 150. *Caloneis* sp. 4

Figura 151. *Pinnularia borealis* Ehrenberg

Figuras 152 y 153. *Navicula veneta* Kützing

Figuras 154 y 155. *Caloneis* sp. 1

Figuras 156 y 157. *Mayamaea atomus* var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot

Figura 158. *Navicula gregaria* Donkin

Figuras 159. *Navicula capitatoradiata* Germain

Figuras 160 y 161. *Navicula symmetrica* Patrick

Figuras 162 y 163. *Caloneis schumanniana* (Grunow) Cleve

Figuras 164 y 165. *Caloneis* sp. 3

Figura 166. *Pinnularia acrosphaeria* W. Smith

Figura 167. *Pinnularia gibba* Ehrenberg

Escala= 10 μ m.

Lámina 5

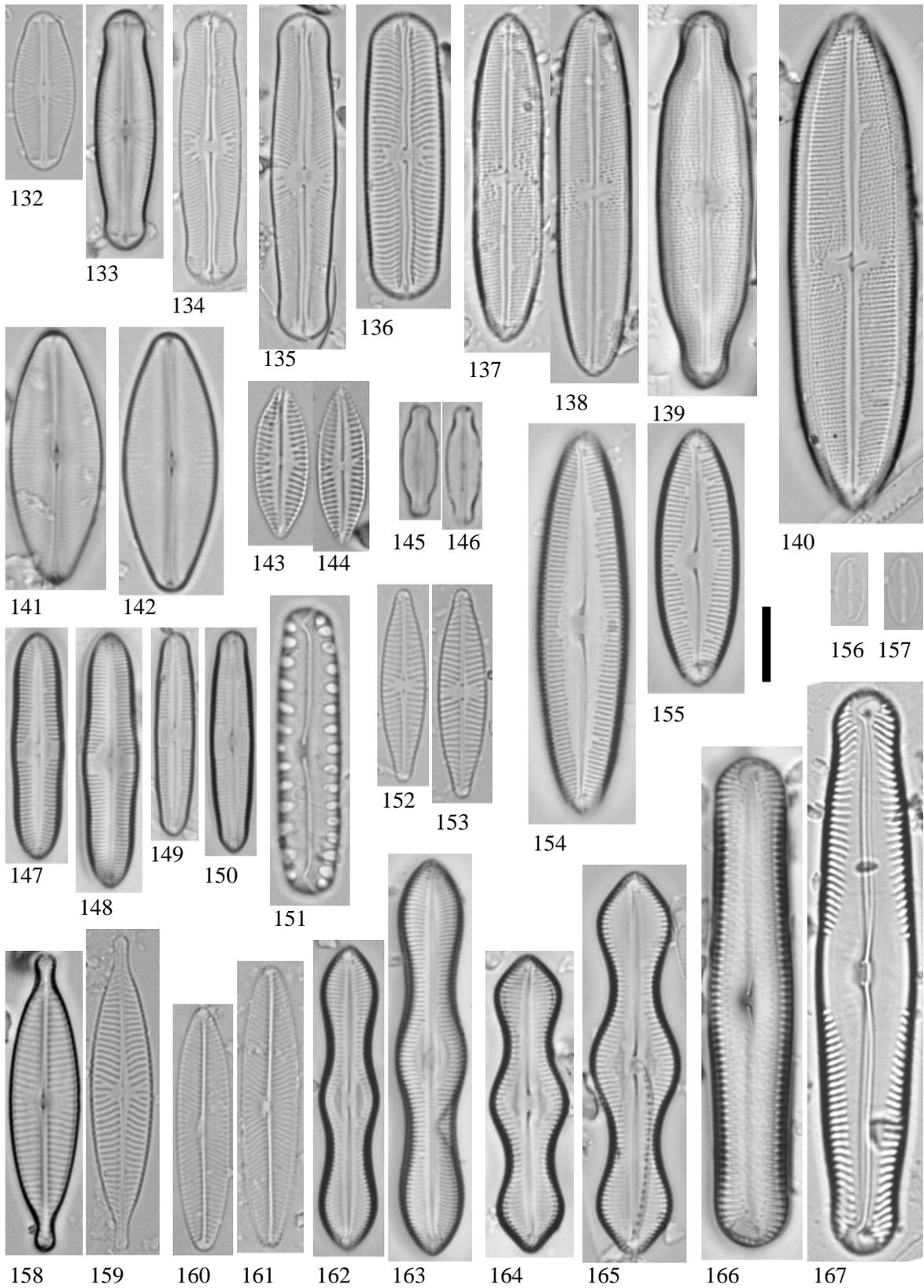


Lámina 6: Figuras 168-191

Figura 168. *Navicula antonii* Lange-Bertalot

Figura 169. *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot

Figuras 170 y 171. *Craticula* sp.

Figura 172. *Pinnularia brebissonii* (Kützing) Rabenhorst

Figuras 173 y 174. *Pinnularia* sp. 1

Figuras 175 y 176. *Pinnularia* sp. 2

Figuras 177 y 178. *Navicula vilaplantii* (Lange-Bertalot *et* Sabater) Lange-Bertalot *et* Sabater

Figuras 179 y 180. *Navicula erifuga* Lange-Bertalot

Figura 181. *Navicula cryptocephala* Kützing

Figura 182. *Navicula libonensis* Schoeman

Figura 183. *Gyrosigma* aff. *scalproides* (Rabenhorst) Cleve

Figura 184. *Gyrosigma* aff. *acuminatum* (Kützing) Rabenhorst

Figuras 185 y 186. *Craticula citrus* (Kraske) Reichardt

Figura 187. *Navicula radiosa* Kützing

Figura 188. *Navicula riediana* Lange-Bertalot *et* Rumrich

Figura 189. *Navicula trivialis* Lange-Bertalot

Figura 190. *Navicula rostellata* Kützing

Figura 191. *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenberg

Escala= 10 μ m.

Lámina 6

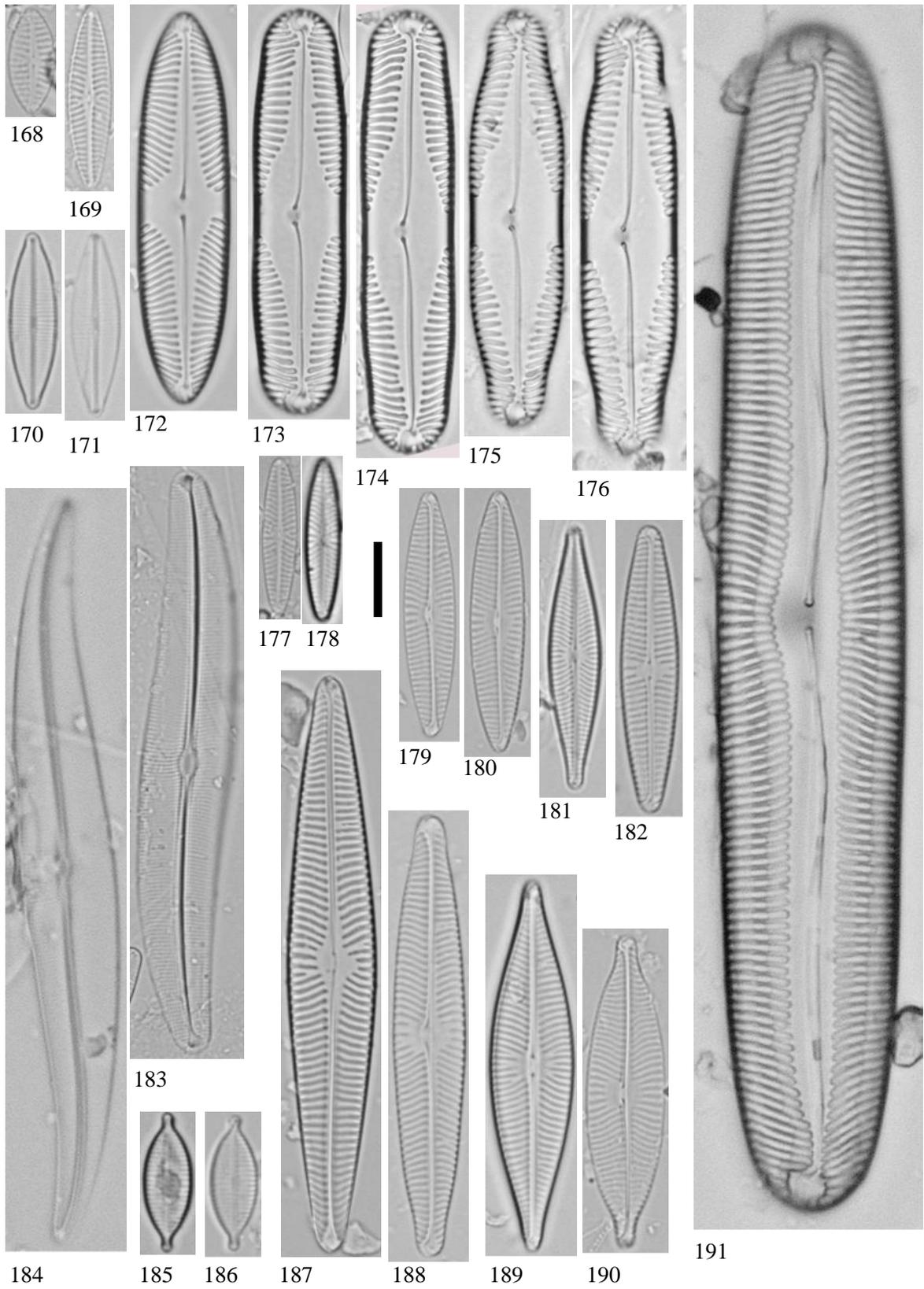


Lámina 7: Figuras 192-227

Figuras 192 y 193. *Amphora copulata* (Kützing) Schoeman et Archibald

Figura 194. *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing

Figuras 195-197. *Amphora veneta* Kützing

Figuras 198 y 199. *Craticula accomoda* (Hustedt) D.G. Mann

Figuras 200 y 201. *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow

Figura 202. *Craticula ambigua* (Ehrenberg) D.G. Mann

Figura 203. *Stauroneis* sp.

Figuras 204 y 205. *Denticula kuetzingii* Grunow

Figuras 206. *Amphora* sp.

Figuras 207 y 208. *Denticula valida* (Pedicino) Grunow. 207: vista valvar; 208: vista cingular.

Figuras 209 y 210. *Nitzschia inconspicua* Grunow

Figura 211. *Nitzschia sinuata* var. *delognei* (Grunow) Lange-Bertalot

Figura 212. *Craticula cuspidata* (Kützing) D.G. Mann

Figuras 213 y 214. *Nitzschia microcephala* Grunow

Figuras 215 y 216. *Nitzschia* aff. *hantzschiana* Rabenhorst

Figura 217. *Nitzschia* sp. 3

Figura 218. *Nitzschia dissipata* (Kützing) Rabenhorst

Figuras 219 y 220. *Nitzschia desertorum* Hustedt

Figura 221. *Hantzschia amphioxys* (Ehrenberg) Grunow

Figuras 222 y 223. *Hantzschia abundans* Lange-Bertalot

Figuras 224 y 225. *Nitzschia solita* Hustedt

Figuras 226 y 227. *Nitzschia amphibia* Grunow

Escala= 10 μ m.

Lámina 7

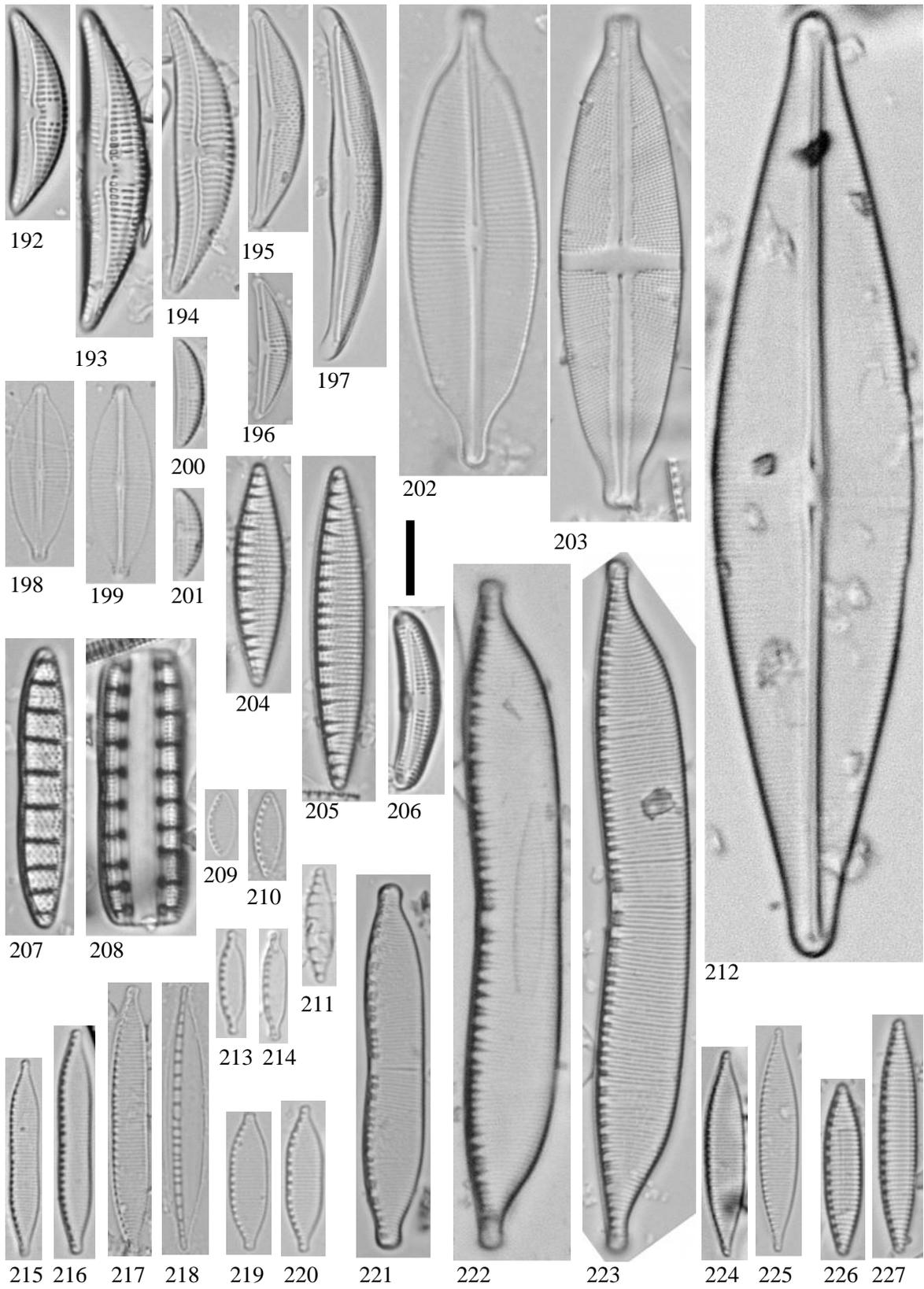


Lámina 8: Figuras 228-262

Figuras 228 y 229. *Nitzschia palea* var. *tenuirostris* Grunow

Figuras 230 y 231. *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith

Figuras 232 y 233. *Nitzschia capitellata* Hustedt

Figuras 234 y 235. *Nitzschia rautenbachiae* Cholnoky

Figuras 236 y 237. *Nitzschia agnita* Hustedt

Figuras 238 y 239. *Nitzschia* aff. *paleacea* (Grunow) Grunow

Figuras 240 y 241. *Nitzschia* aff. *sublinearis* Hustedt

Figuras 242 y 243. *Surirella minuta* var. *peduliformis* Frenguelli

Figura 244. *Surirella* sp. 1

Figura 245. *Tryblionella hungarica* (Grunow) Frenguelli

Figura 246. *Tryblionella apiculata* Gregory

Figura 247. *Tryblionella calida* (Grunow) D.G. Mann

Figuras 248 y 249. *Nitzschia fonticola* (Grunow) Grunow

Figuras 250 y 251. *Nitzschia* sp. 1

Figuras 252 y 253. *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow

Figura 254. *Nitzschia linearis* (Agardh) W. Smith

Figura 255. *Surirella ovalis* Brébisson

Figura 256. *Rhopalodia* aff. *gibberula* (Ehrenberg) O. Müller

Figura 257. *Nitzschia clausii* Hantzsch

Figura 258. *Epithemia adnata* (Kützing) Brébisson

Figura 259. *Epithemia turgida* (Ehrenberg) Kützing

Figura 260. *Nitzschia sigma* (Kützing) W. Smith

Figura 261. *Nitzschia intermedia* Hantzsch

Figura 262. *Nitzschia communis* Rabenhorst

Escala= 10 μ m.

Lámina 8

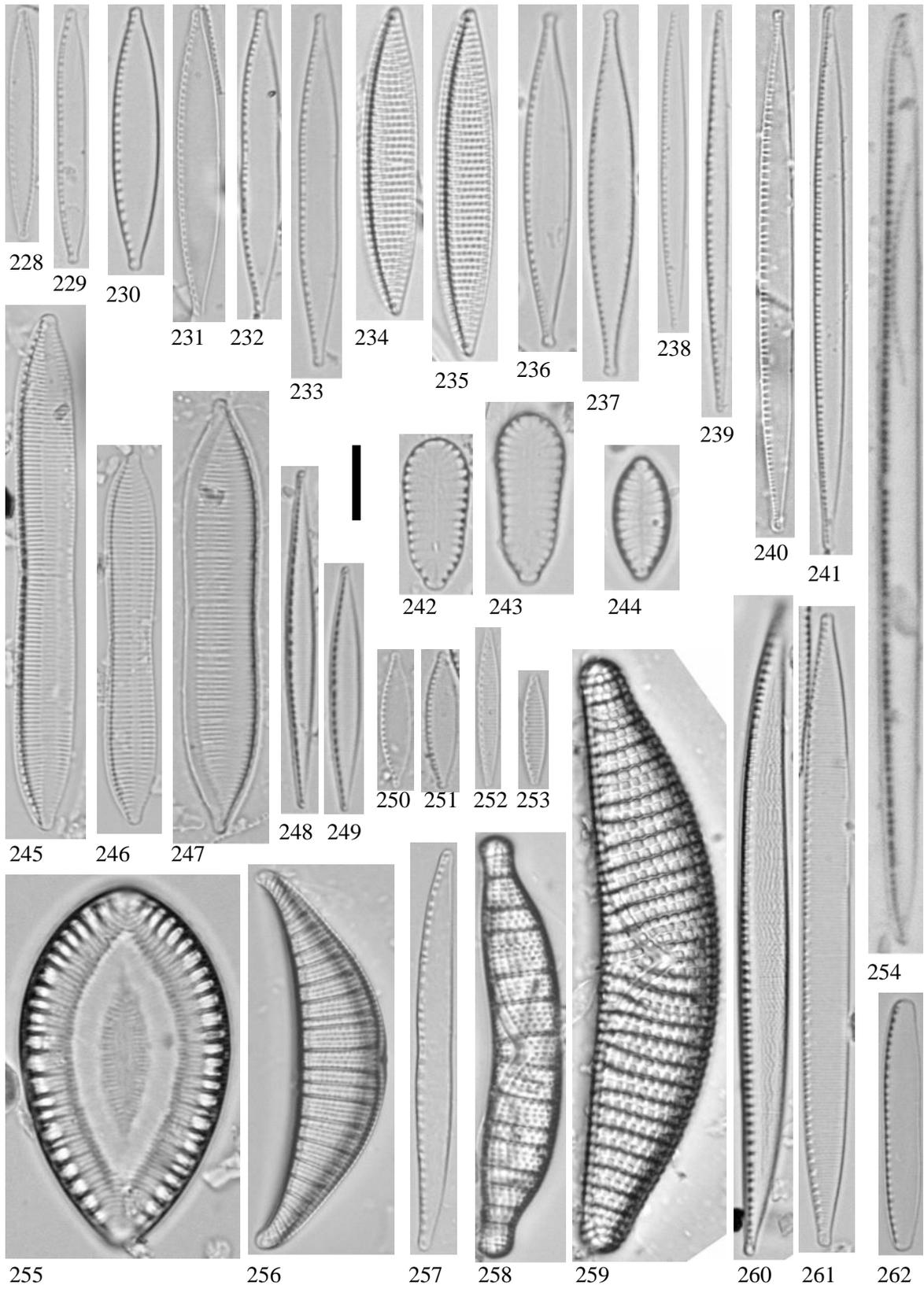


Lámina 9: Figuras 263-277

Figura 263. *Cymatopleura solea* (Brébisson) W. Smith

Figura 264. *Cymatopleura elliptica* (Brébisson) W. Smith

Figura 265. *Surirella tenera* W. Gregory

Figura 266. *Rhopalodia gibba* (Ehrenberg) O. Müller

Figuras 267 y 268. *Nitzschia umbonata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot

Figura 269. *Nitzschia* aff. *recta* Hantzsch

Figura 270. *Nitzschia gracilis* Hantzsch

Figura 271. *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith

Figuras 272 y 273. *Nitzschia* sp. 2

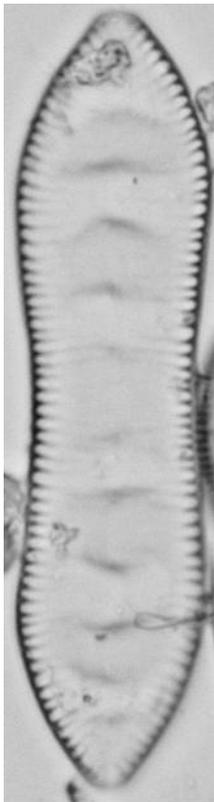
Figuras 274 y 275. *Rhopalodia brebissonii* Krammer

Figura 276. *Epithemia sorex* Kützing

Figura 277. *Surirella angusta* Kützing

Escala= 10 µm.

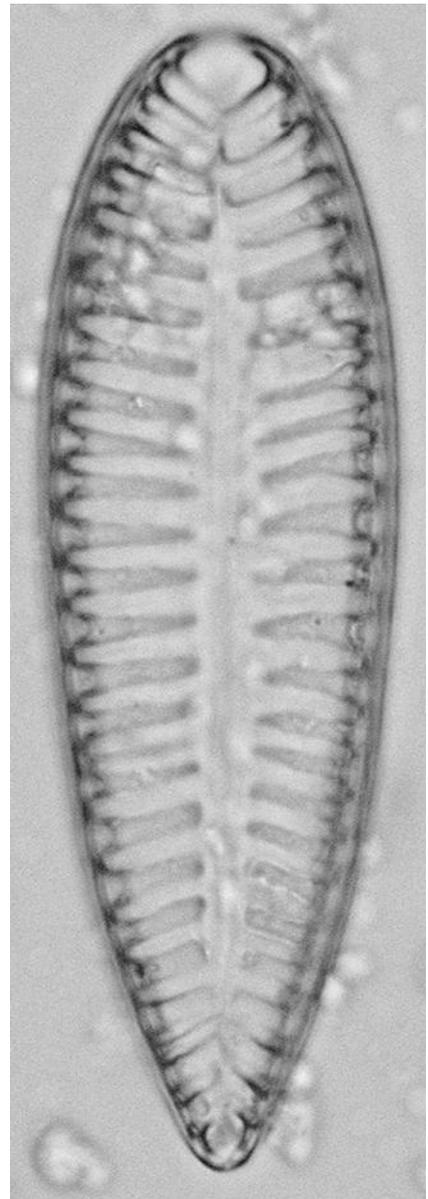
Lámina 9



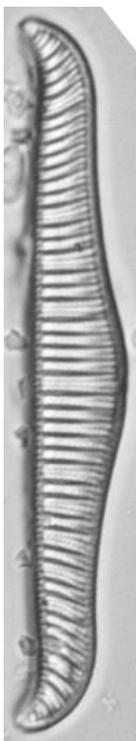
263



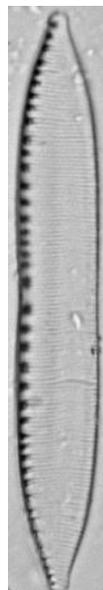
264



265



266



267



268



269



270



271



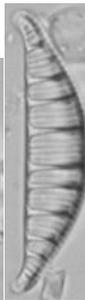
272



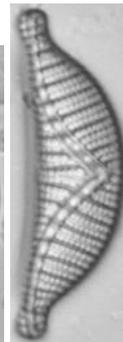
273



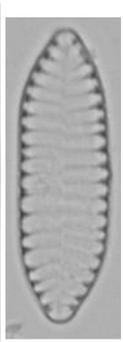
274



275

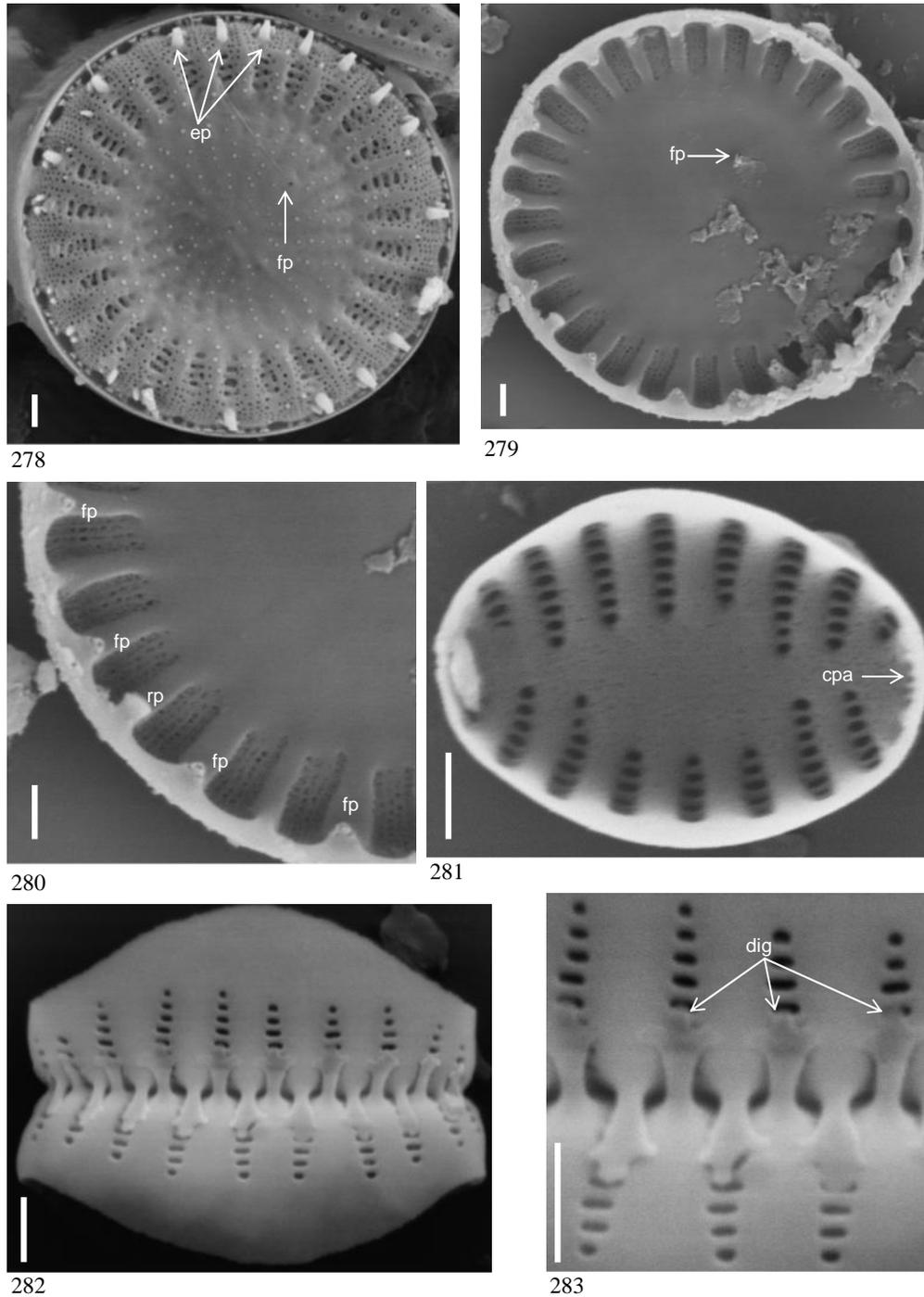


276



277

Lámina 10: Figuras 278-283



Figuras 278-280. *Stephanocyclus meneghiniana* (Kützing) Skabitschevsky. 278: vista externa; 279 y 280: vista interna. Se muestran: espinas marginales (ep), fultopórtulas (fp) y rimopórtula (rp). Figuras 281-283. *Staurosira venter* (Ehrenberg) H. Kobayasi. 281: vista interna; 282 y 283: vista cingular. Se muestra el campo de poros apical (cpa) y espinas digitadas (dig). Escala= 1 µm.

Lámina 11: Figuras 284-289

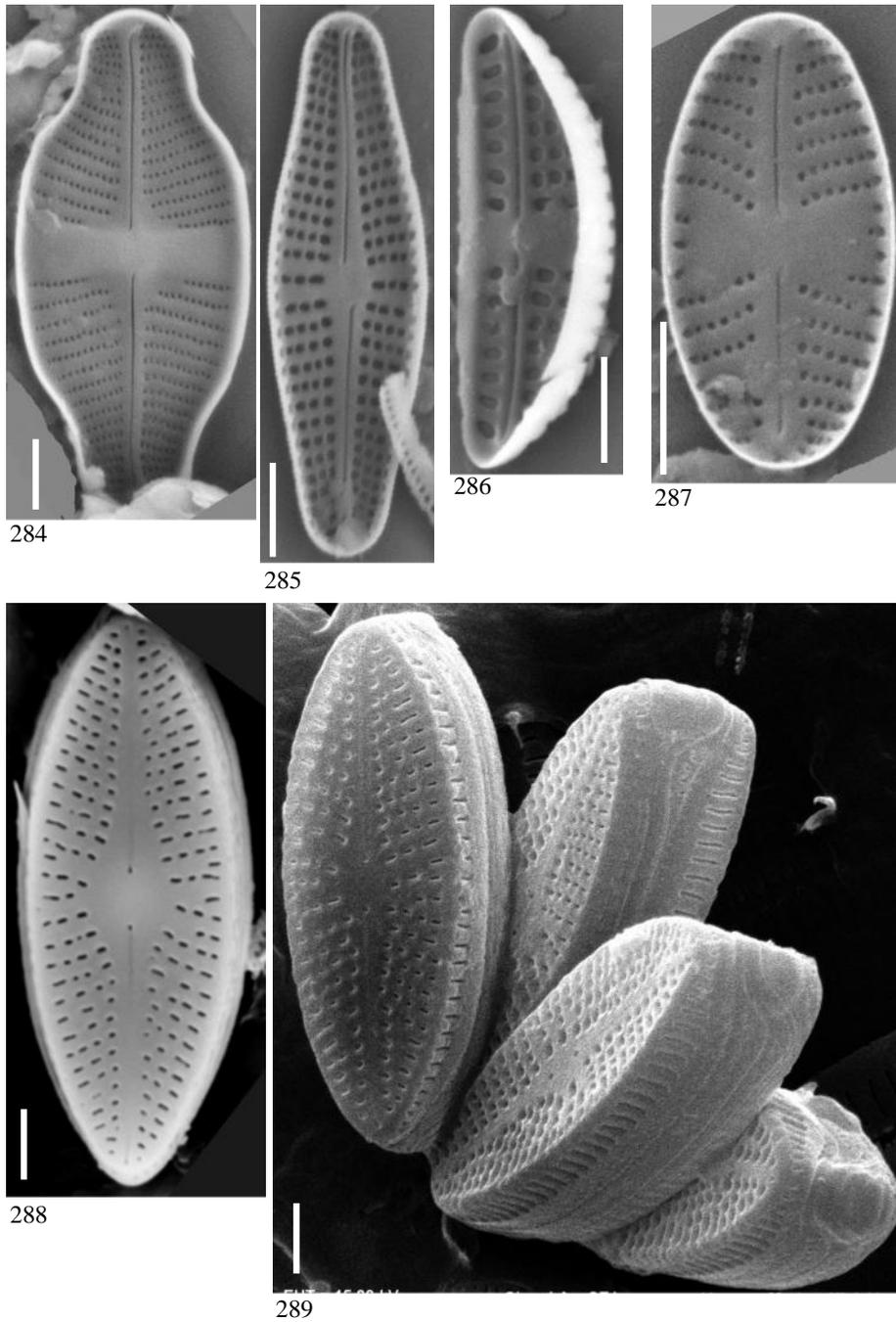


Figura 284. *Achnantheidium exiguum* (Grunow) Czarnecki, vista interna. Figura 285. *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, vista interna. Figura 286. *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, vista interna. Figura 287. *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot, vista interna. Figura 288. *Diadesmis confervacea* Kützing, vista externa. Figura 289. *Diadesmis* aff. *confervacea* Kützing, frústulos. Escala= 2 μ m.

Lámina 12: Figuras 290-295

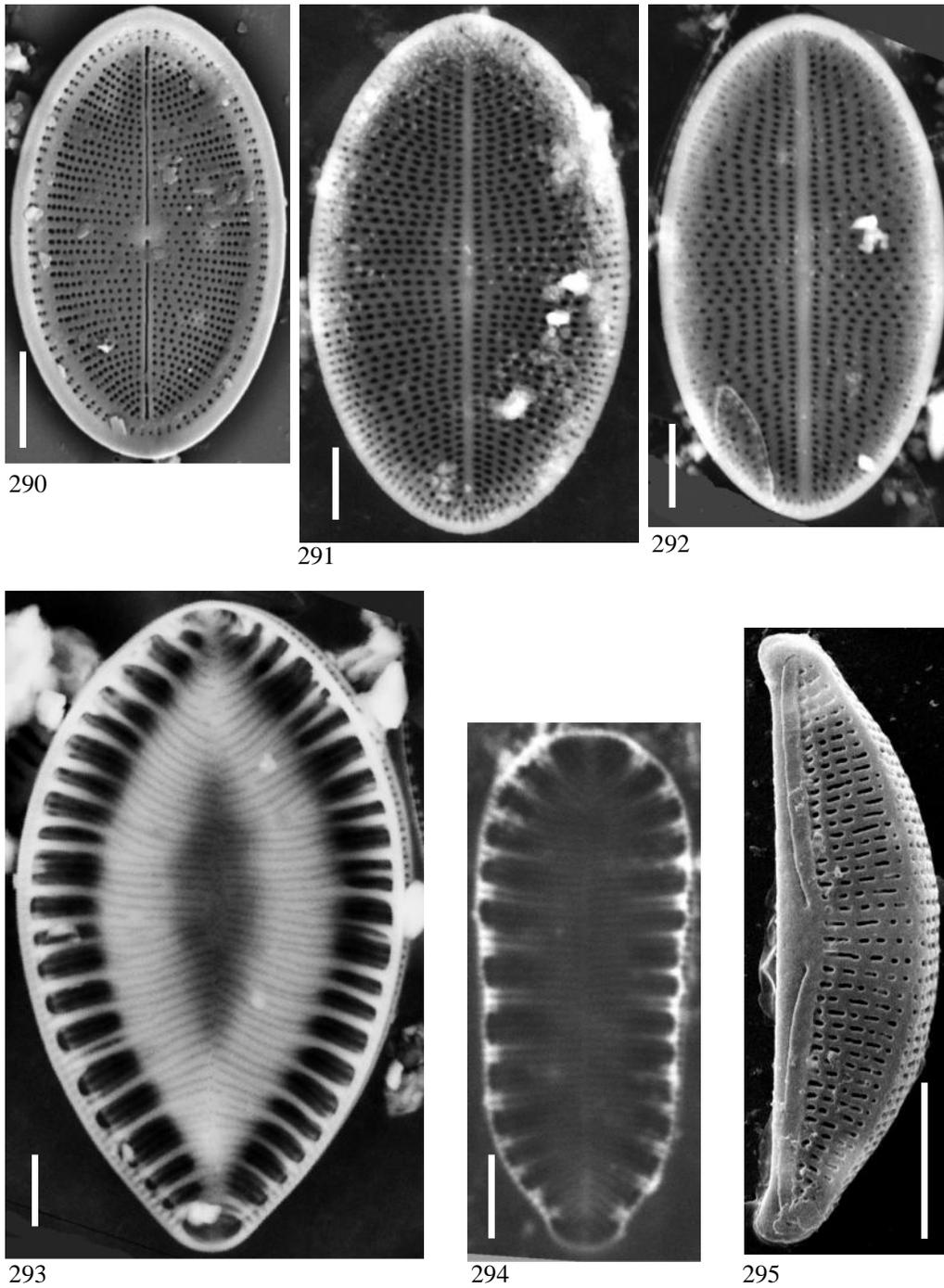
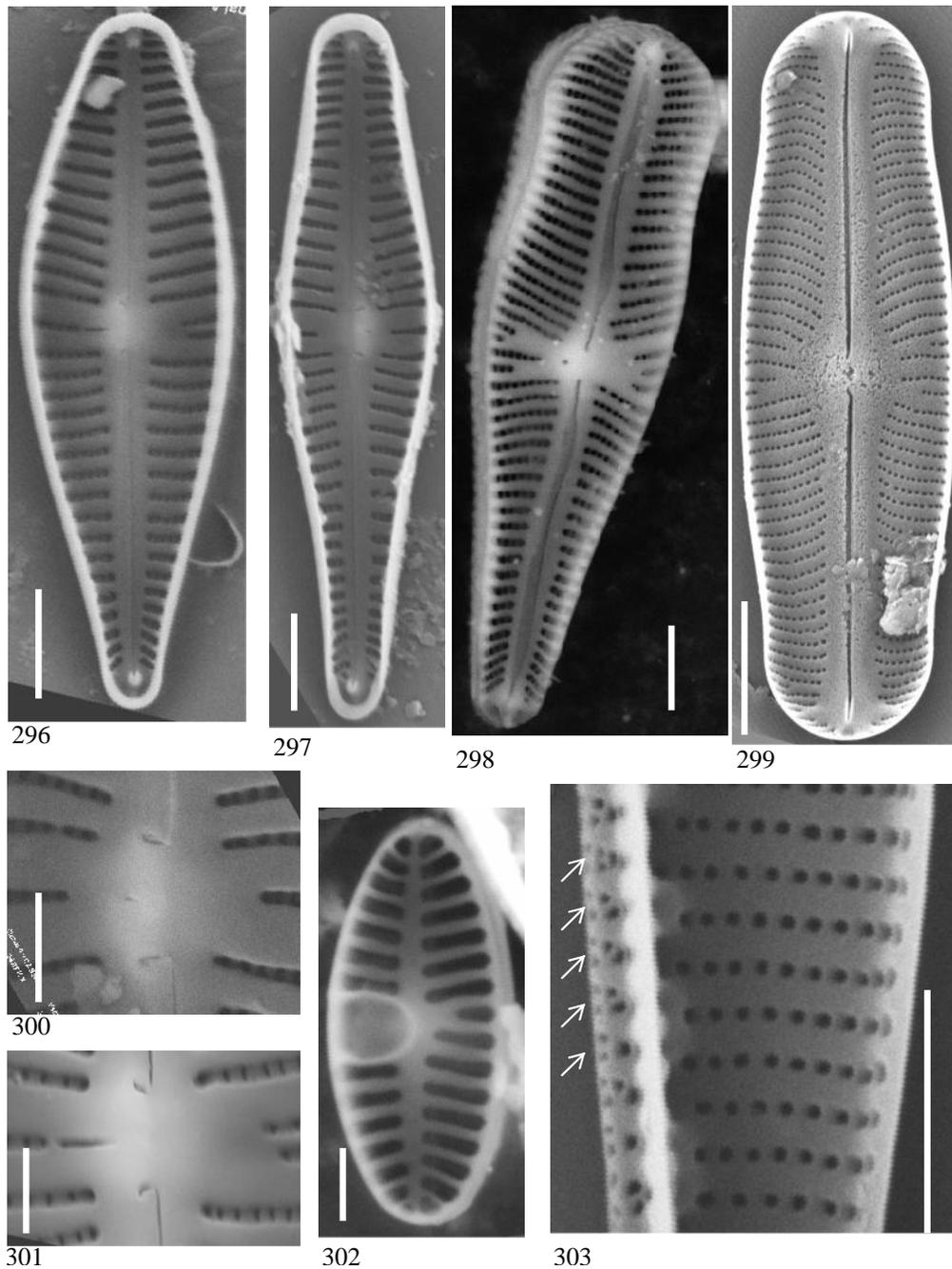


Figura 290. *Cocconeis placentula* Ehrenberg, valva con rafe. Figura 291. *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *placentula*, valva sin rafe. Figura 292. *Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehrenberg) van Heurck, valva sin rafe. Figura 293. *Surirella ovalis* Brébisson. Figura 294. *Surirella minuta* var. *peduliformis* Frenguelli. Figura 295. *Amphora veneta* Kützing. Barras de escala: figuras 290-293 y 295= 5 μm ; figura 294= 3 μm .

Lámina 13: Figuras 296-303



Figuras 296 y 301. *Gomphonema mexicanum* Grunow, vista interna. Figuras 297 y 300. *Gomphonema subclavatum* (Grunow) Grunow, vista interna. Figura 298. *Gomphonema laticollum* Reichardt, vista externa. Figura 299. *Sellaphora* sp., vista interna. Figura 302. *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, vista externa. Figura 303. *Nitzschia fonticola* (Grunow) Grunow, segmento de valva en vista interna, las flechas señalan las estrías biseriadas marginales. Escala: figuras 296-299= 5 μ m; figuras 300-303= 2 μ m.

VI. Iconografía de formas teratológicas

Lámina 14: Figuras 304-331

Figuras 304-308. *Eolimna subminuscula* (Manguin) Moser, Lange-Bertalot et Metzeltin. 304 y 305: formas normales; 306-308: formas teratológicas.

Figuras 309-314. *Nitzschia amphibia* Grunow. 309-311: formas normales; 312-314: formas teratológicas.

Figuras 315-318. *Gomphosphenia lingulatiformis* (Lange-Bertalot et Reichardt) Lange-Bertalot. 315 y 316: formas normales; 317 y 318: formas teratológicas.

Figuras 319 y 320. *Nitzschia umbonata* (Ehrenberg) Lange-Bertalot. 319: forma normal; 320: forma teratológica.

Figuras 321-326. *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkowsky. 321-323: formas normales; 324-326: formas teratológicas.

Figuras 327-331. *Nitzschia capitellata* Hustedt. 327 y 328: formas normales; 329-331: formas teratológicas.

Escala= 10 μ m.

Lámina 14

