



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Diatomeas epilíticas como indicadores
biológicos para la evaluación de la calidad
ambiental del río Querétaro, Qro.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Licenciado en Ciencias de la Tierra

P R E S E N T A:

Carlos Emiliano Bolaños Aguilar

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza

Juriquilla, Qro. México. Junio 2019





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.

1. Datos del alumno

Bolaños

Aguilar

Carlos Emiliano

(442) 157 8572

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Ciencias de la Tierra

41404409-4

2. Datos del tutor

Dr.

Enrique Arturo

Cantoral

Uriza

3. Sinodal 1

Dr.

Manuel

Miranda

Anaya

4. Sinodal 2

Dra.

Rosa Gabriela

Castaño

Meneses

5. Sinodal 3

Dra.

Miriam Guadalupe

Bojorge

García

6. Sinodal 4

M. en C.

María Carolina

Muñoz

Torres

7. Diatomeas epilíticas como indicadores biológicos para la evaluación de la calidad ambiental del río Querétaro, Qro.

68 p

2019

Agradecimientos:

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), a la Facultad de Ciencias y a la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación de la Facultad de Ciencias en Juriquilla, por haberme brindado un espacio de desarrollo profesional y personal.

A la DGAPA-UNAM por la beca otorgada para la realización de esta tesis por parte del proyecto PAPIIME PE204918.

Al Laboratorio de Ecología Acuática y Algas de la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación de la Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla, por el espacio y medios brindados para la realización de esta tesis.

Al Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza, tutor principal de tesis y a mis sinodales: Dr. Manuel Miranda Anaya, Dra. Rosa Gabriela Castaño Meneses, Dra. Miriam Guadalupe Bojorge García y M. en C. María Carolina Muñoz Torres por el apoyo brindado para la realización y revisión de este trabajo.

A la Dra. Miriam Guadalupe Bojorge García, por el apoyo técnico en la colecta, limpieza, montaje e identificación taxonómica, así como en el análisis estadístico.

A la M. en C. María Carolina Muñoz Torres, por el apoyo técnico en el análisis de muestras de aguas por la técnica de Cromatografía de Líquidos de Alta Resolución y Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado por Inducción, llevado a cabo en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Centro de Geociencias de la UNAM.

A la Dra. Marina Vega González, por el apoyo brindado para la identificación de especies de diatomeas, por medio de la técnica de Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) llevado a cabo en el Laboratorio de Geoquímica de Fluidos Corticales del Centro de Geociencias de la UNAM.

Al Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón y al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, por el apoyo brindado en la colecta y análisis de muestras de agua, por medio del proyecto "Biomonitoring of Querétaro river basin".

Agradecimientos a título personal:

A mi mamá, gracias por el amor incondicional tan grande que me has dado. Todo lo que soy ahora te lo debo a ti y a tu impresionante fortaleza.

A mis hermanos Marco y Laura, por ser las maravillosas personas que son y por quererme siempre.

A mi papá, por tu apoyo y presencia en mi vida.

Al Dr. Enrique Cantoral, gracias por haberme abierto las puertas del laboratorio y por todas sus enseñanzas durante la realización de este trabajo.

A la Dra. Miriam Bojorge, por tu amistad, consejos y sugerencias que me diste durante mi tiempo en el laboratorio.

A la M. en C. Carolina Muñoz, por haber sido mi tutora de carrera, haberme dado tantas oportunidades de desarrollo profesional y por tu ejemplo como persona.

Al M. en C. Jorge Vega Marrot, por haberme dado una nueva forma de pensar y de ver la ciencia. Por esto siempre le estaré agradecido.

A la M. en C. Teresa Bosques Tistler, por las oportunidades de crecimiento profesional que me brindó durante la carrera.

A mis compañeros y compañeras de laboratorio: Laura Rodríguez, Laritza Márquez, Samuel Rico, Jaqueline Trejo, Gabriela Moya y Mariana Sánchez, por su amistad y apoyo durante las horas de trabajo.

A mis mejores amigas de la carrera: Aura, Mali y Paly, gracias por haber hecho de la época universitaria la mejor de mi vida.

A Sara y Blanca, por sus consejos, amistad y apoyo desde el inicio hasta el término de mi carrera.

A Xochitl, Dany y Marifer por su actitud siempre positiva y el apoyo que me dieron durante la escritura de la tesis.

A mi familia UMDI, profesores y amigos de la carrera: Lulú, Julieta, Norma, Tatiana, Itzel, Juanri, Benja, Daniel, Arturo, Ivonne, Erika y a todos con los que alguna vez coincidí y compartí momentos de crecimiento y amistad.

ÍNDICE

1. Introducción.....	1
1.1 Cuencas y ríos.....	1
1.2 La subcuenca del río Querétaro y la Zona Metropolitana de Querétaro.....	2
1.3 Contaminación del agua.....	4
1.4 Normatividad del agua en México.....	5
1.5 Generalidades de las diatomeas.....	7
1.6 Diatomeas y su uso como indicadores biológicos de cuerpos acuáticos.....	9
2. Antecedentes.....	12
3. Hipótesis y objetivos.....	14
4. Metodología.....	15
4.1 Trabajo de campo.....	15
4.2 Trabajo de laboratorio.....	17
4.3 Análisis estadístico.....	19
5. Resultados.....	21
5.1 Descripción de los sitios de muestreo.....	21
5.2 Físico-química del agua.....	24
5.3 Análisis estadístico.....	27
5.4 Diatomeas: riqueza, abundancias relativas e índices de diversidad.....	29
6. Discusión.....	37
6.1 Físico-química del agua.....	37
6.2 Riqueza, abundancias relativas e índices de diversidad.....	40
6.3 Afinidades ambientales de las especies.....	43
7. Conclusiones.....	45
8. Referencias.....	46

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Climograma elaborado a partir de datos de temperatura y precipitación de 5 estaciones meteorológicas dentro de la cuenca del río Querétaro.....	4
Figura 2. Estructura del frústulo de una diatomea central y una diatomea penada.....	7
Figura 3. <i>Melosira varians</i> , ejemplo de una diatomea central.....	8
Figura 4. <i>Rhopalodia gibba</i> , ejemplo de una diatomea penada.....	9
Figura 5. Sitios de muestreo en la subcuenca del río Querétaro y el uso de suelo.....	15
Figura 6. Río Querétaro cerca de la localidad de Santa María de los Baños.....	21
Figura 7. Río Querétaro a su paso por la presa del diablo en El Marqués.....	22
Figura 8. Río Querétaro acanalado en la localidad de Calesa.....	23
Figura 9. Río Querétaro en la intersección con la Avenida 5 de febrero.....	24
Figura 10. Variación espacial de los parámetros fisicoquímicos entre los cuatro sitios de muestreo del río Querétaro. Las letras indican diferencia significativa entre sitios.....	28
Figura 11. Riqueza de especies de diatomeas en los sitios de muestreo en lluvias, post-lluvias y totales.....	29
Figura 12. Variación espacial y temporal de las especies de diatomeas con abundancias relativas mayores al 2% en el río Querétaro.....	31
Figura 13. Curvas de rango-abundancia de diatomeas para los 4 sitios muestreados para cada temporada.....	33
Figura 14. Diferencias espaciales y temporales del índice de diversidad de Shannon (H') y el índice de equidad de Pielou (J')	34
Figura 15. Biplot de análisis de correspondencia canónica con la distribución de las especies de diatomeas abundantes (>2%) de acuerdo con los datos fisicoquímicos de los sitios muestreados.....	36

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Localización de los sitios de muestreo en el río Querétaro.....	16
Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos del río Querétaro.....	26

INDICE DE APÉNDICES

Apéndice 1. Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para la comparación entre los 4 sitios de muestreo con las variables físico-químicas.....	55
Apéndice 2. Abundancias relativas de las especies de diatomeas por sitio y temporada con acrónimos.....	56
Apéndice 3. Iconografía diatomológica y dimensiones.....	58
Apéndice 4. Algunas especies dominantes del sitio 1 (Santa María de los Baños).....	66
Apéndice 5. Especies dominantes de los sitios 2, 3 y 4.....	67
Apéndice 6. Mapa de la cuenca del río Querétaro con algunas de las especies dominantes de los sitios muestreados.....	68

RESUMEN

El río Querétaro, perteneciente a la subcuenca del río Querétaro, forma parte de la cuenca Lerma-Santiago, una de las más importantes de México por su superficie y, también, por ser una de las más pobladas y contaminadas. Debido a la importancia de este río, se evaluó la calidad ambiental del mismo, utilizando diatomeas epilíticas como indicadores biológicos en el 2017, durante dos épocas contrastantes: lluvias y post-lluvias, en cuatro sitios distintos a lo largo del cauce de la subcuenca. En la caracterización físico-química, de manera general se observó un aumento significativo en la temperatura, conductividad, sólidos disueltos totales y nutrientes, así como una disminución en el oxígeno disuelto, entre el sitio 1, encontrado en la parte alta de la subcuenca, y el resto de los sitios (3), encontrados a lo largo de la Zona Metropolitana de Querétaro.

Se identificaron 59 taxa infragenéricos de diatomeas, pertenecientes a 26 géneros, los mejor representados fueron *Nitzschia* (8), *Gomphonema* (8) y *Navicula* (6). Las especies más abundantes para ambas temporadas fueron: *Cocconeis placentula*, *Gomphonema pumilum*, *Melosira varians*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia umbonata*, *Gomphonema parvulum* y *Sellaphora pupula*. El sitio 1 (Santa María de los Baños) tuvo la mayor riqueza y equidad en ambas temporadas, por el contrario, el sitio 2 (El Marqués) tuvo los menores valores en diversidad y equidad.

Las curvas de rango abundancia mostraron que los sitios 2, 3 y 4 tienen las pendientes más pronunciadas entre los sitios, lo cual indica alta dominancia de especies y esto está asociado a alta contaminación y a afectación por aguas residuales. El análisis de correspondencia canónica mostró que los sitios 2, 3 y 4 estuvieron relacionados con variables de mala calidad y que especies como *Nitzschia palea*, *Nitzschia umbonata* y *Fistulifera saprophila* estuvieron relacionadas positivamente con la conductividad y con los nutrientes.

El sitio con mejor calidad ambiental, de acuerdo al ensamblaje de diatomeas y a la físico-química del agua, fue el sitio 1, por el contrario, los sitios 2, 3 y 4 tuvieron una mala calidad ambiental, lo que indica que el río Querétaro está sometido a procesos de urbanización y una falta en el seguimiento normativo de aguas residuales en la ciudad que están afectando fuertemente las características físico-químicas y biológicas del río.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Cuencas y ríos.

Las cuencas hidrográficas son espacios territoriales delimitados por un parteaguas donde se concentran todos los escurrimientos (arroyos y/o ríos) que confluyen y desembocan en un punto común llamado también punto de salida de la cuenca, que puede ser un lago o el mar. Las cuencas hidrográficas se utilizan a menudo como una unidad físico-biológica y una unidad socioeconómica-política para la planificación y gestión de los recursos (Brooks et al., 2003; SEMARNAT, 2013).

Las cuencas hidrográficas además de ser unidades funcionales, tener límites bien definidos y salidas puntuales, están estructuradas jerárquicamente, ya que pueden subdividirse en subcuencas, delimitadas también por un parteaguas y donde se concentran los escurrimientos que desembocan en el curso principal del río (SEMARNAT, 2013).

Los ríos son cursos naturales de agua que se originan en las montañas y fluyen hacia otro río o al océano. Los ríos tienen dos principales fuentes de agua: el “escurrimiento” que es agua desplazada por la superficie de la tierra hacia el río después de llover y el “flujo base” que es agua debajo del nivel freático que se mueve lateralmente a través de los poros en las rocas y que provee un flujo estable al río (UNESCO, 2017; Wetzel, 2001).

Los afluentes de un río corresponden a un curso de agua, también llamado tributario, que desemboca en otro río más importante en un punto llamado confluencia. Los efluentes de un río son una derivación (natural o artificial) que se desprende fuera de la corriente principal de un río mayor a través de otro menor, éste concepto es también empleado para nombrar a las aguas servidas con desechos sólidos, líquidos o gaseosos que son emitidos a los cursos de agua por viviendas y/o industrias (Gálvez, 2012).

Los ríos y sus cuencas constituyen algunos de los paisajes más dinámicos y complejos, los cuales han sostenido a comunidades humanas, estas sociedades han utilizado y

alterado los flujos de los ríos de varias maneras durante milenios. Sin embargo, el nivel de impacto humano en los ríos y en los entornos de las cuencas hidrográficas se ha agudizado principalmente durante los últimos cien años (Chakraborty & Chakraborty, 2017).

1.2 La subcuenca del río Querétaro y la Zona Metropolitana de Querétaro.

La subcuenca del río Querétaro pertenece a la Región Hidrológica N° 12. La corriente superficial más importante es el río Querétaro y su afluente principal el río Pueblito. El río Querétaro nace en la porción centro occidental del estado en las faldas del cerro El Zamorano a una altura de 3,200 msnm., en el municipio de Colón y toma el nombre de Arroyo Gachupines. Recorre aproximadamente 10 km, confluyendo por su margen derecha el arroyo Garambalito, cambiando su nombre a Arroyo El Grande. Luego desemboca a la Presa El Carmen (Municipio de El Marqués) cambiando su nombre a Río El Pinal. Al salir de la presa llega al poblado de Chichimequillas, tomando el nombre de Río Chichimequillas. Más adelante confluye con el Arroyo Pinal del Zamorano en la localidad de Amazcala, cambiando su nombre al de Río Querétaro y modifica su rumbo de NE-SO a E-O al entrar al valle de Querétaro donde llega al vaso de la Presa Jesús María. Luego cruza los poblados de La Cañada, Hércules y la zona urbana de la ciudad de Querétaro y sigue su curso con el mismo rumbo hasta Las Adjuntas, sitio donde recibe las aportaciones del río El Pueblito antes de cruzar el límite estatal hacia Guanajuato, para finalmente aportar al río La Laja (DOF, 2015; ORPALC, 2008).

La subcuenca del río Querétaro pertenece a la vertiente del Océano Pacífico, hacia donde drena en forma total su red hidrológica, formando parte de la cuenca Lerma-Santiago, una de las más importantes de México por su superficie y también por ser la más poblada y contaminada (ORPALC, 2008). La subcuenca se extiende por los municipios de Querétaro, Corregidora, El Marqués y Huimilpan y cuenta con una superficie de 2135 km², con lo que representa el 18.14 % del total de la superficie del Estado (Silvestre Sánchez, 2011).

Dentro de la subcuenca, existe una serie de estructuras de almacenamiento de las cuales, 52 obras son las que tienen como función principal regular los escurrimientos generados durante el temporal de lluvias; la capacidad mínima de los bordos considerados es de 12,000 m³ mientras que la de mayor capacidad de almacenamiento la tiene la presa de El Batán, con 8'647,811 m³ (Silvestre Sánchez, 2011).

La zona de la subcuenca donde inicia el río Querétaro forma parte de los terrenos pertenecientes a la provincia fisiográfica de la Mesa del Centro donde las rocas predominantes son riolitas y tobas ácidas del Terciario Superior, y suelos de tipo Litosol y Feozem, después al adentrarse al poniente de la Zona Metropolitana de Querétaro llega a los terrenos del Eje Neovolcánico, cuya geología está formada principalmente por tobas ácidas, brechas volcánicas y basalto, y suelos de tipo Vertisol pélico (CONCYTEQ, 2002).

La Zona Metropolitana de Querétaro (ZMQ) se encuentra dentro de la subcuenca del río Querétaro y la subcuenca de Huimilpan-Pueblito, sólo una sección muy pequeña al sureste del municipio de El Marqués drena hacia la cuenca del río Pánuco. Es importante destacar que el parteaguas continental, que divide estas dos subcuencas, se encuentra muy cerca de los límites de los municipios conurbados, en una zona de clima principalmente semiseco, lo que condiciona el hecho de que existe una cantidad muy limitada de agua superficial (ORPALC, 2008; Figura 1).

La ZMQ ha tenido en los últimos 30 años un aumento sostenido de la población como consecuencia de una migración extensiva debido al patrón de desarrollo económico de Querétaro, que se basó en un proceso de industrialización desde la década de 1960, lo que ha provocado un incremento de las presiones por el agua y el suelo, y una necesidad creciente de infraestructura para el tratamiento de aguas residuales, gases y desechos potencialmente nocivos para la población (ORPALC, 2008).

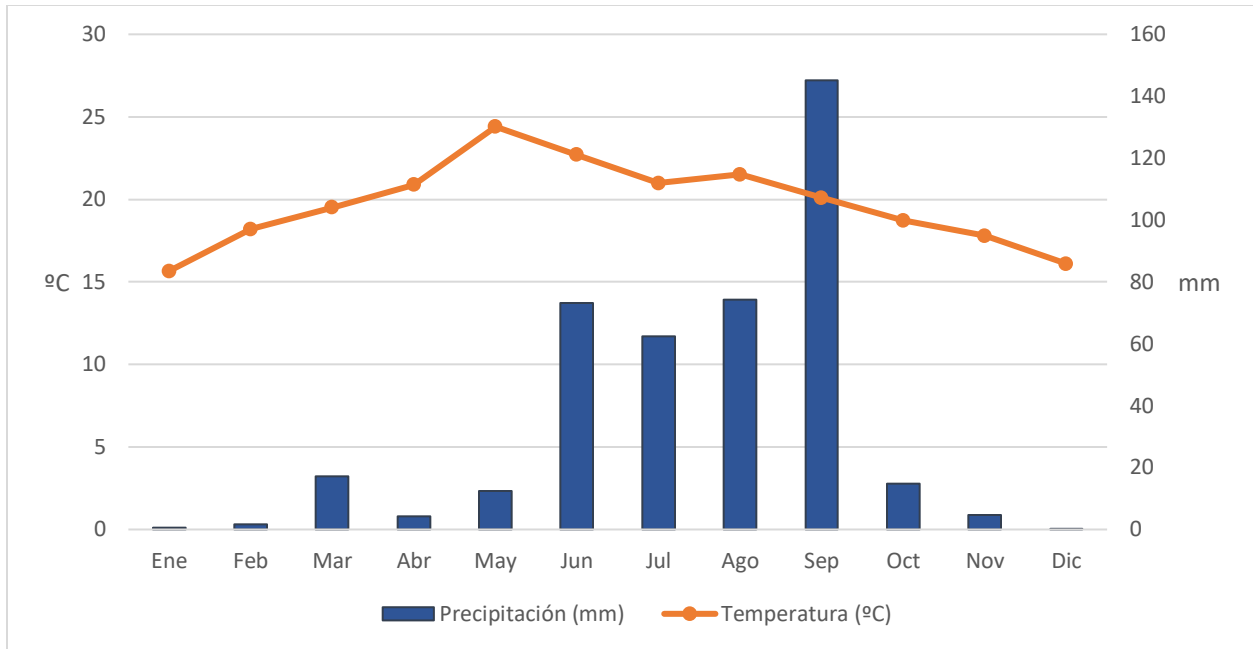


Figura 1 Climograma elaborado a partir de datos de temperatura y precipitación de 5 estaciones meteorológicas dentro de la cuenca del río Querétaro para el año 2017 (Fuente: <http://www.wunderground.com>).

1.3 Contaminación del agua.

El agua que contiene uno o más de varios tipos de impurezas se le puede considerar como contaminada, sin embargo, el término contaminación se restringe a situaciones en las que la condición se considera potencialmente dañina para la salud humana o puede interferir seriamente con el uso del agua o su entorno inmediato (Palmer, 1977).

El agua es un recurso de vital importancia en la vida del ser humano por lo que su conservación debe ser uno de los objetivos prioritarios. En la mayoría de los países desarrollados se tratan aguas residuales en un porcentaje elevado (92%), en México sólo el 20% del agua recibe tratamiento, por lo tanto, una inmensa cantidad de agua contaminada se vierte a cuerpos acuáticos sin ningún tratamiento previo, estas aguas residuales pueden contener diversos contaminantes como: grasas, aceites, metales pesados, residuos de materia fecal, bacterias, virus, entre otros (Valencia & Ramírez, 2009). Otro factor importante que contribuye a la contaminación de las aguas es la

evacuación directa de desechos sólidos en los cuerpos de agua cercanos a las poblaciones, así como su disposición en vertederos abiertos, sin control alguno (Dourojeanni & Jouravlev, 1999).

El tratamiento de las aguas residuales consta de un conjunto de operaciones físicas, biológicas y químicas, que persiguen eliminar la mayor cantidad posible de contaminantes antes de su vertido, de forma que los niveles de contaminación que queden en los efluentes tratados cumplan con los límites legales existentes y puedan ser asimilados de forma natural por los cauces receptores (Alianza por el Agua, 2008). En general existe una falta generalizada de plantas de tratamiento de aguas residuales salvo, en algunos casos, para los desechos industriales más tóxicos (Dourojeanni & Jouravlev, 1999).

Los problemas de la calidad del agua son muy variables entre las regiones y los países en el mundo y, en buena medida, son reflejos de condiciones económicas y sociales (Toledo, 2002). Las principales fuentes de contaminación de las aguas tanto dulces como salinas, son la descarga directa de aguas servidas de origen doméstico e industrial. (Dourojeanni & Jouravlev, 1999).

El agua del río Querétaro de acuerdo con el índice de calidad del agua medido por la CONAGUA está clasificado como altamente contaminada y su utilización está restringida inclusive para uso agrícola, debido al riesgo de contaminación para el suelo, cultivos y población involucrada. Además, la mala calidad del agua superficial constituye un riesgo para el agua subterránea y la que se entrega aguas abajo del estado de Querétaro (ORPALC, 2008).

1.4 Normatividad del agua en México.

En la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos se encuentra la gestión jurídica del agua en 3 artículos:

- El artículo 4to reconoce que toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible. El estado garantizará este derecho y la ley definirá las bases, apoyos y modalidades para el acceso y uso equitativo y sustentable de los recursos hídricos.
- El artículo 27 reconoce que las aguas son propiedad de la Nación y que el poder Ejecutivo Federal podrá reglamentar su extracción, aprovechamiento y uso con base en las leyes.
- El artículo 115 especifica que los municipios tendrán a su cargo las funciones y servicios públicos de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales.

La norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (DOF, 1997). La norma oficial NOM-002-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal (DOF, 1998). La norma NOM-003-SEMARNAT-1997 establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público (DOF, 1998).

En la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente se encuentran dos artículos de importancia:

- Art. 92 dice que con el propósito de asegurar la disponibilidad del agua y abatir los niveles de desperdicio, las autoridades competentes promoverán el ahorro y uso eficiente del agua, el tratamiento de aguas residuales y su reúso (DOF, 2012).
- Art. 93 dice que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) realizará las acciones necesarias para evitar, y en su caso controlar procesos de eutrofización, salinización y cualquier otro proceso de contaminación en las aguas nacionales (DOF, 2012).

La Ley de Aguas Nacionales reglamentaria del artículo 27 constitucional tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable, esto a través de la administración ejercida directamente a través de la Comisión Nacional del Agua (DOF, 1992).

1.5 Generalidades de las diatomeas.

Las diatomeas (Bacillariophyta) son algas microscópicas que incluyen a un gran número de géneros que habitan una amplia variedad de hábitats acuáticos a lo largo del planeta. Aunque principalmente microscópicas, las diatomeas pueden observarse sobre sustratos e identificarse como una “costra” de color café/dorada (Vinyard, 1979). Las diatomeas que viven sobre sustratos son clasificadas como bentónicas (Burliga & Kociolek, 2016), y se subclasifican en relación al sustrato sobre el cual se desarrolla, asignándoseles el término *epilíton* o comunidad epilítica, si su desarrollo es sobre piedras (Gaglioti, 1992).

Estos organismos remueven la sílice disuelta en el agua y construyen sus paredes celulares a partir de este material. La pared celular se compone de dos partes, una ligeramente más grande que la otra y que se juntan como en una caja de Petri. La célula se denomina frústulo y cada una de las dos partes de la pared celular se denominan valvas. La valva más grande se denomina epivalva y la ligeramente más pequeña es la hipovalva (Burliga & Kociolek, 2016; Figura 2)

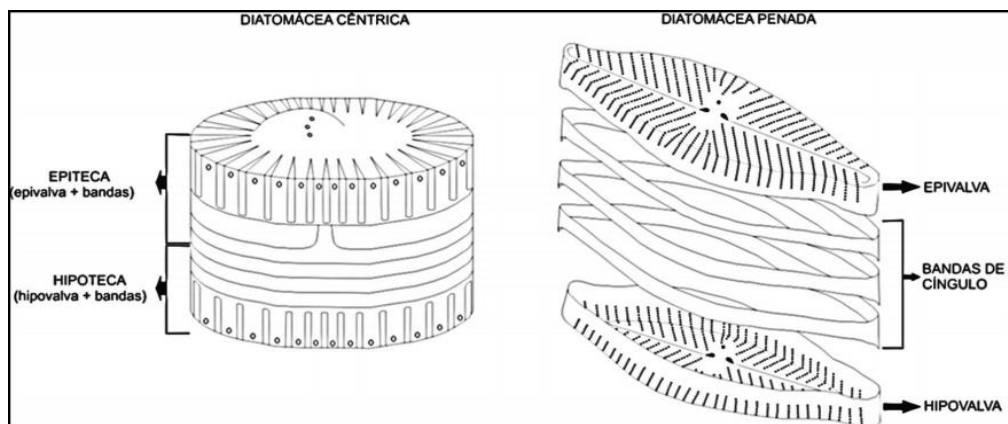


Figura 2. Estructura del frústulo de una diatomea central y una diatomea penada (Fuente: Cavalcante, 2012).

Las células carecen de flagelos, pero algunas diatomeas son capaces de deslizarse a través de superficies usando una rendija longitudinal en la valva denominada “rafe”, otras flotan libres y muchas utilizan excreciones de mucílago para adherirse a materiales orgánicos y minerales (John, Whitton, & Brook, 2002).

Las diatomeas normalmente se reproducen asexualmente por división celular simple, que ocurre cuando un individuo unicelular se divide en dos nuevos organismos, durante este proceso las valvas de la célula madre se separan, sirviendo de base para la formación de una nueva semicélula menor. De esta forma, la mayoría de las diatomeas tendrá una reducción progresiva del tamaño de los frústulos. Para recuperar el tamaño original las diatomeas necesitan del proceso de reproducción sexual, basado en la recombinación genética de dos organismos involucrados por medio de la formación de autocigotos (Lobo et al., 2002).

El sistema de clasificación para diatomeas se basa en dos características clave, el patrón de la pared celular y la forma de la célula. Se pueden distinguir dos grupos principales: las diatomeas centrales que son radialmente simétricas y las diatomeas penadas que son bilateralmente simétricas (Hardin, 2017).

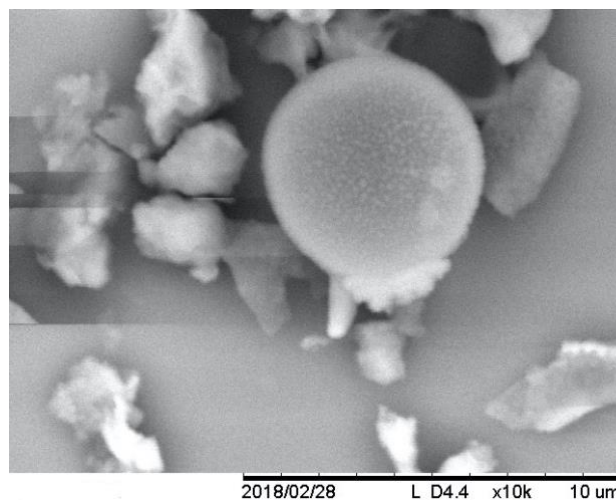


Figura 3. *Melosira varians*, ejemplo de una diatomea central. (Foto tomada en un microscopio electrónico de barrido).

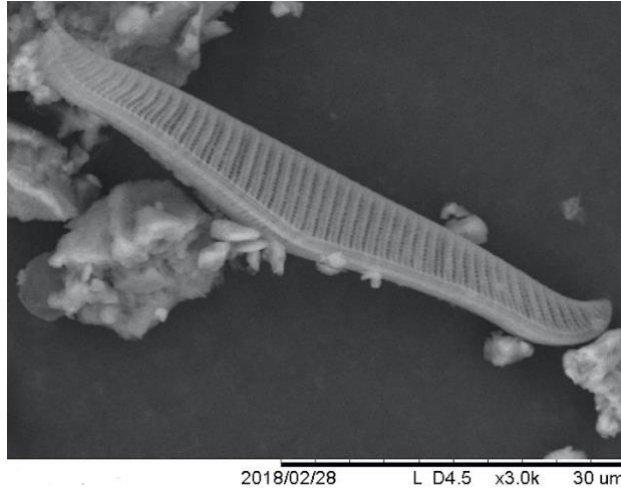


Figura 4. *Rhopalodia gibba*, ejemplo de una diatomea penada. (Foto tomada en un microscopio electrónico de barrido).

1.6 Diatomeas como indicadores biológicos de la calidad ambiental de cuerpos acuáticos.

Los indicadores biológicos, basados en organismos que viven desde un día hasta varios años, proporcionan una evaluación integrada de las condiciones ambientales las cuales son altamente variables (Smol & Stoermer, 2010), este tipo de indicadores han demostrado ser excelentes herramientas en evaluaciones ambientales, suministrando información que procede no solo de mediciones técnicas, esto debido a que los cambios en las poblaciones de organismos están influenciados por numerosos factores de estrés biótico y abiótico, como las fluctuaciones en el clima, la variación de la radiación y el suministro de alimentos, las relaciones depredador-presa, los parásitos, las enfermedades y las competencias intraespecíficas e interespecíficas (Markert et al., 2003).

El reconocimiento y la utilización de diferentes grupos taxonómicos, son considerados elementos definitorios y complementarios en la determinación de la calidad ambiental de cuerpos dulceacuícolas (Feio et al, 2007). Cualquier especie dada está adaptada genéticamente a ciertos rangos de tolerancia para todos los factores ambientales y si estos requisitos se cumplen, la especie prospera y se reproduce (Vinyard, 1979). En el

presente trabajo se tomó en cuenta el concepto de calidad ambiental como circunscrito al medio físico (Cartay, 2004).

Usar diatomeas como indicadoras de las condiciones ambientales en arroyos y ríos (así como en otros cuerpos de agua) ha llevado a métodos bien documentados para la recolección de muestras, tanto para análisis cualitativos como cuantitativos (Burliga & Kociolek, 2016), y su importancia se debe a su función como productores primarios en estos ecosistemas, su buen rendimiento al evaluar las condiciones ambientales y su facilidad de uso. Las diatomeas son buenas bioindicadoras porque responden de manera directa y sensible a muchos cambios físicos, químicos y biológicos en ecosistemas de ríos y arroyos (Smol & Stoermer, 2010).

De acuerdo con Lobo et al. (2002), algunas de las ventajas para la utilización de las diatomeas como indicadores de la calidad del agua son las siguientes:

1. Las diatomeas se encuentran en cualquier lugar a lo largo de un río, en desembocaduras, en estuarios y en ambientes marinos.
2. Algunas especies de este grupo son muy sensibles a los cambios ambientales mientras que otras son muy tolerantes.
3. Las diatomeas responden a cambios ambientales de corto a largo plazo.
4. Las diatomeas pueden ser fácilmente colectadas en grandes cantidades sobre superficies pequeñas y con relativa rapidez.
5. El material limpio puede ser preservado, reexaminado y distribuido a otros laboratorios.
6. Las láminas de diatomeas para su identificación son permanentes.
7. Son un grupo particularmente fácil de tratar debido a su pared celular fuertemente silificada. La taxonomía de las diatomeas se basa en la morfología de su frústulo.
8. Se conoce una gran cantidad de información ecológica acerca de las diatomeas.

De acuerdo a Bellinger et al. (2006), los ensamblajes de diatomeas han reflejado alteraciones de actividad humana en arroyos tropicales y se demostró que las diatomeas son buenos indicadores ecológicos para monitorear la calidad del agua en zonas

tropicales. Hering et al. (2006) afirmaron que las diatomeas eran más adecuadas que los macroinvertebrados para evaluar los efectos del enriquecimiento de nutrientes en corrientes de tierras bajas, así como en corrientes de montaña y que responden más fácilmente a la eutrofización de los cuerpos de agua, aunque también afirmó que son menos afectadas por falta de oxígeno y contaminación orgánica.

Los estudios realizados por Newall & Walsh (2005) indican que la mayoría de las especies de diatomeas encontradas en los sitios menos perturbados están asociadas con baja salinidad y con aguas con condiciones tróficas bajas, así como la mayoría de las especies que estaban asociadas positivamente al gradiente de urbanización eran indicadoras de condiciones tróficas, es decir, que eran altamente tolerantes.

Debido al alto grado de perturbación, resultado de las actividades urbanas, agrícolas, ganaderas e industriales sobre el río Querétaro, es necesario la implementación de métodos que sean sensibles, precisos y económicos para la evaluación de la calidad ambiental, por lo que se decidió utilizar diatomeas como bioindicadores por su respuesta rápida y sensible a los cambios de las condiciones ambientales en los sistemas acuáticos.

2. ANTECEDENTES

En México se han llevado a cabo varios estudios sobre la taxonomía y ecología de las comunidades de diatomeas, aunque la información y los trabajos en sistemas lóticos se siguen considerando como escasos y sin continuidad (Cantoral-Uriza, 1997; Rodríguez, 2018).

A continuación, se muestran los estudios más importantes para este trabajo:

Cantoral-Uriza (1997) describió y reportó 128 taxa para la región de la Huasteca potosina y para México. Afirmó que las diatomeas pueden usarse como indicadoras de condiciones ambientales, que son relativamente fáciles de trabajar y que pueden hacerse análisis cuantitativos detallados para estudios de tipo ecológico.

Mora (2013) identificó 173 taxa infragenéricos para el río Laja, de los cuales 138 eran nuevos registros para la cuenca alta del río Lerma. En este trabajo se caracterizó a *Achnantheidium exiguum*, *Nitzschia palea* y *Staurosira venter* como especies de aguas meso eutróficas y con perturbación intermedia. En aguas hipertróficas y sitios altamente degradados las especies representativas fueron *Craticula accomoda* y *Nitzschia capitellata*.

Rodríguez (2018) encontró 231 taxa pertenecientes a 56 géneros en la subcuenca de Galindo, Querétaro. Indicó que la temperatura, pH, oxígeno disuelto, velocidad de corriente y el contenido de nitratos y fósforo son los factores principales que influyen en la abundancia y distribución de las especies. También demostró afinidades ambientales de algunas especies de diatomeas como *Achnantheidium minutissimum* que fue influenciada por el pH y el oxígeno disuelto; así como *Cocconeis placentula* que estuvo fuertemente relacionada con la velocidad de corriente.

En la subcuenca del río Querétaro se encuentran los siguientes trabajos utilizando diatomeas como indicadores biológicos de la calidad del agua:

El estudio de Segura-García et al. (2011) localizado en la cuenca alta del río Lerma, mostró que en el río Querétaro hay una baja diversidad de especies y que la diversidad está dominada por especies características de aguas enriquecidas de materia orgánica como *Nitzchia umbonata*. Además de concluir que la distribución de diatomeas epilíticas está vinculada a características físicas y químicas del agua como profundidad, conductividad, pH, temperatura y sólidos totales disueltos.

Mejía (2017) trabajó en el arroyo El Arenal, Juriquilla, afluente del río Querétaro. Identificó 52 taxa infragenéricos y confirmó que el sitio más conservado tuvo la mayor riqueza de especies (38) y que el sitio altamente perturbado tuvo la menor riqueza (12). También demostró que especies como *Gomphonema parvulum* y *Nitzschia palea* son altamente resistentes a las perturbaciones.

3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Debido al impacto ambiental negativo que tienen los desechos orgánicos e industriales de la ZMQ sobre el río Querétaro, la riqueza de especies de diatomeas y su abundancia pueden verse afectadas de manera significativa. Se espera que en el sitio menos perturbado (concentraciones bajas de nutrientes y bien oxigenados) la riqueza de especies sea mayor y que en los sitios más perturbados (concentraciones altas de nutrientes y poca oxigenación) la riqueza de especies sea menor y tengan altas abundancias de especies de diatomeas tolerantes a la contaminación.

Objetivo General

Evaluar la calidad ambiental del agua en el río Querétaro, con base en diatomeas epilíticas y su relación con los parámetros físico-químicos.

Objetivos Específicos

- Evaluar las características estacionales de los sitios de muestreo: temporadas lluvias y post-lluvias.
- Identificar las especies de diatomeas encontradas en cada sitio de muestreo.
- Determinar la riqueza y abundancia de especies, así como los índices de diversidad y de equidad de diatomeas para cada sitio.
- Evaluar las condiciones químicas del agua del río a partir de análisis de nutrientes.
- Identificar los parámetros fisicoquímicos del agua que pueden estar influyendo en la riqueza y abundancia de diatomeas.

4. METODOLOGÍA

4.1 Trabajo de campo

Se seleccionaron 4 sitios a lo largo del río Querétaro para llevar a cabo el muestreo durante dos temporadas contrastantes: lluvias (junio, 2017) y post-lluvias (noviembre, 2017). El primer sitio está ubicado en la parte alta de la subcuenca del río Querétaro, el segundo sitio está empezando la ZMQ, el tercer sitio está dentro de la ZMQ y el cuarto sitio está al término de la ZMQ (Tabla 1; Figura 5).

Los sitios fueron elegidos en función de diferentes impactos antropogénicos que muestra el gradiente de deterioro al que está sometido el río, siendo Santa María de los Baños (SMB) el sitio de referencia.

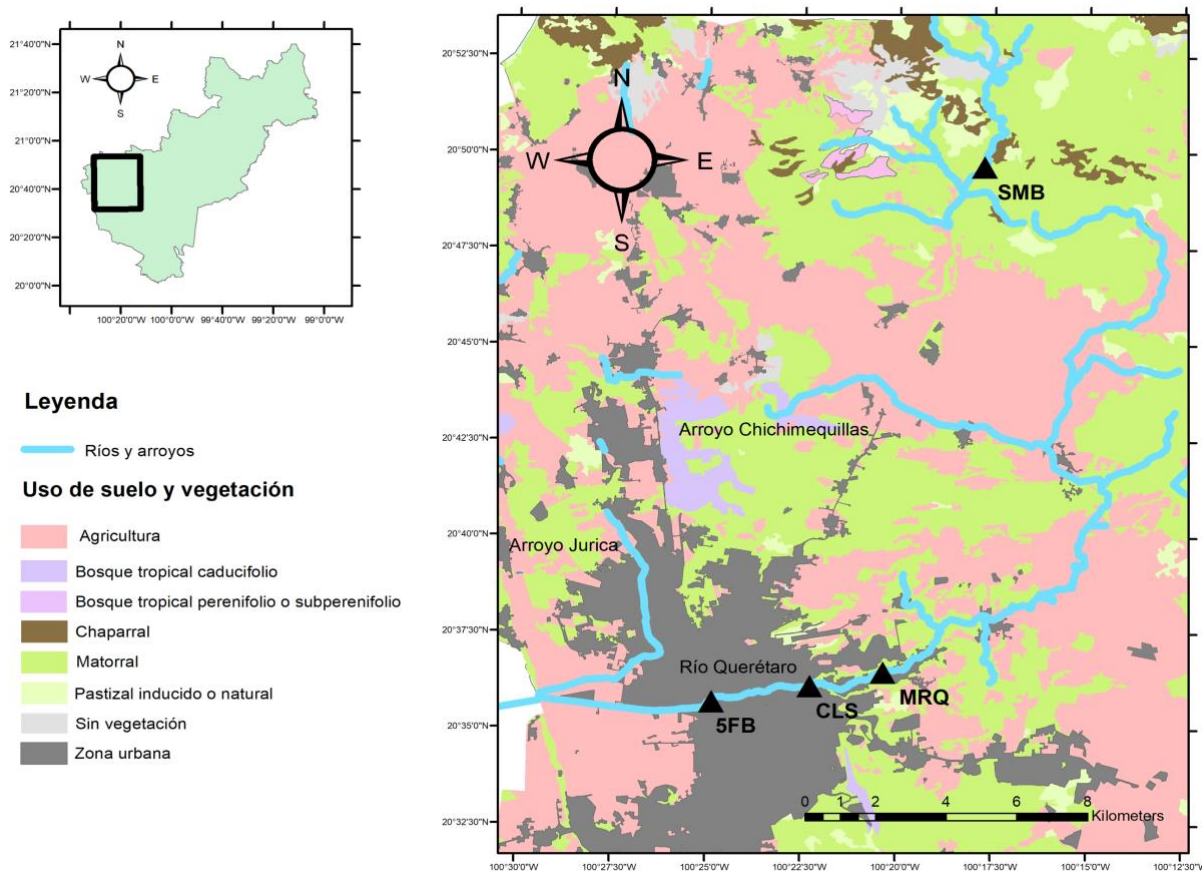


Figura 5. Sitios de muestreo en la subcuenca del río Querétaro y el uso de suelo. SMB= Santa María de los Baños; MRQ= El Marqués; CLS= Calesa; 5FB= 5 de febrero. (Elaborado por Gabriela Moya y Carlos Bolaños-Aguilar).

Para cada sitio se tomaron *in situ* los valores de los parámetros fisicoquímicos siguientes: temperatura y saturación de oxígeno con un oxímetro HI 9146, el pH, conductividad y sólidos disueltos totales con un potenciómetro Hanna HI 9812-5 y la velocidad de corriente con un flujómetro Flowatch Swissmade; se tomaron 3 repeticiones de los valores físico-químicos para el muestreo de lluvias y 5 repeticiones para el muestreo en post-lluvias. La localización geográfica de los puntos y su altitud se obtuvieron con un GPS Garmin eTrex 10. También se tomó una muestra de 250ml de agua por sitio y sus blancos, se conservaron en una hielera y resguardaron para su posterior análisis químico en laboratorio.

La toma de muestras de diatomeas en cada sitio se realizó dentro de una sección de río de 10 metros, mediante un raspado en la superficie de 2 a 3 rocas sumergidas con un cepillo de dientes en un área de 100 cm². La muestra se colocó en botes de plástico de 50 ml con aproximadamente 30 ml de agua del río. Para el muestreo en lluvias se colectó una muestra compuesta por sitio y para el muestreo en post-lluvias se colectaron 3 muestras compuestas por sitio. Para hacer este muestreo, se siguieron los lineamientos del protocolo de muestreo y análisis para fitobentos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (Cambra et al., 2004).

Tabla 1. Localización de los sitios de muestreo en el río Querétaro.

Sitios de muestreo	Coordenadas		Altitud (msnm)	Distancia entre sitios (km)
1. Santa María de los Baños	20°49'37.99"N	100°17'45.63"O	2089	
2. El Marqués	20°36'27.52"N	100°20'20.26"O	1851	24.7
3. Calesa	20°36'5.92"N	100°22'14.99"O	1832	3.41
4. 5 de febrero	20°35'40.84"N	100°24'50.31"O	1805	4.57

4.2 Trabajo de laboratorio

Análisis químico de las muestras de agua

Para hacer el análisis químico del primer muestreo, se filtró el agua con una membrana de 0.45 micrómetros con la técnica de filtrado al vacío debido a la alta concentración de sólidos suspendidos y turbidez. El análisis de fósforo total (P total) se hizo con la técnica de espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado por inducción (ICP-OES) en un equipo Thermo Scientific iCAP serie 6500 por el método 200.7 de la EPA (EPA, 1994). El análisis de aniones principales (SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^-) se determinó con la técnica de Cromatografía de Líquidos de Alto Desempeño (HPLC) en un equipo Thermo Scientific Model Dionex ICS-100 con detector de conductividad por el método 300.1 de la EPA (EPA, 1997). Los análisis de agua se realizaron en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Centro de Geociencias, UNAM Campus Juriquilla.

Para el análisis químico del segundo muestreo, las muestras se analizaron siguiendo los métodos de prueba de las normas mexicanas para análisis de aguas. El análisis de fósforo total (P total) se hizo siguiendo la norma NMX-AA-029-SCFI-2001 por el método de cloruro estañoso, el análisis de nitratos se hizo siguiendo la norma NMX-AA-079-SCFI-2001 por el método de sulfato de brucina, el análisis de nitritos se hizo siguiendo la norma NMX-AA-099-SCFI-2006 por el método espectrofotométrico de sulfanilamida y los sulfatos siguiendo la norma NMX-AA-074-SCFI-2014 por método turbidimétrico. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Calidad de Agua en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en Jiutepec, Morelos.

Limpieza de las muestras de diatomeas y preparación de laminillas permanentes

El procesamiento de muestras de diatomeas se hizo de acuerdo con los lineamientos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (Cambra et al., 2005) utilizando la técnica de peróxido caliente con algunas modificaciones. Las muestras de diatomeas de cada punto se homogeneizaron y cada una se vertió en vasos de precipitado de 100 ml, se colocaron en una parrilla eléctrica Thermoscientific y se calentaron a 90°C hasta que la mayor parte del agua se evaporara (entre 1 y 3 horas). Después se les agregó peróxido de hidrógeno

al 30% y se calentaron a 90°C en una parrilla eléctrica dentro de una campana de extracción hasta que toda la cantidad de materia orgánica se haya oxidado, dependiendo de la concentración de materia orgánica las muestras se oxidaban completamente en un lapso de 3 a 5 días. Posteriormente se dejaron enfriar y se les agregaron 3 gotas de ácido clorhídrico al 10% para la remoción de carbonatos. A continuación, se transfirió todo el contenido de cada vaso de precipitado a tubos cónicos para centrífuga de 15 ml, se aforaron con agua destilada a 10 ml, se centrifugaron a 1500 rpm durante 5 minutos y se retiró el sobrenadante con pipetas Pasteur, este procedimiento se repitió 5 veces. Por último, se recuperaron 2 ml de contenido del tubo de centrifuga y se colocó en viales de tipo Eppendorf ya etiquetados.

Para la preparación de laminillas permanentes se colocaron 200 µl de agua destilada en un cubreobjetos redondo y se le colocaron 100 µl de muestra, esto para esparcir la muestra sobre toda la superficie del cubreobjetos. Posteriormente se dejaron secar a temperatura ambiente durante 48 horas. Al evaporarse toda el agua destilada se colocó una gota de resina Naphrax® sobre los portaobjetos, se cubrieron con los cubreobjetos con muestra y se calentaron a 120°C; cuando se observó la ebullición de la resina se presionó homogéneamente hasta que no quedaran burbujas y se dejaron secar por una semana. Para muestras con alta densidad de valvas se hicieron diluciones 1:10 y 1:100 con agua destilada a partir de los 2 ml de muestra original. Para el primer muestreo se hicieron 3 laminillas permanentes con submuestras de la muestra original de cada sitio, y para el segundo muestreo se hizo una laminilla permanente por cada punto de muestreo (3 puntos por sitio), lo que resultó en 3 laminillas permanentes por sitio para cada temporada.

Identificación y conteos

La identificación de las especies consistió en la observación de las muestras ya limpias a través de un microscopio Axio Zeiss Imager.A2 con aumento de 100x y la toma de fotografías se hizo mediante una cámara digital AxioCam MRc Zeiss. Las mediciones de caracteres morfométricos (largo, ancho y número de estrías en 10 micrómetros) se

hicieron con el programa AxioVision Rel. 4.8. El número de individuos necesarios para una identificación morfométrica completa se calculó con la fórmula de Southwood (1978): $n=(S/EX)^2$, donde S es desviación estándar, E es error predeterminado (0.05) y X es el promedio.

La identificación se basó en las claves taxonómicas especializadas para la clase Bacillariophyceae de Krammer & Lange-Bertalot (2007), la guía ilustrada de diatomeas de Taylor et al. (2007) y las tesis de Cantoral-Uriza (1997), Segura-García (2011), Mora (2013) y Rodríguez (2018). También se recurrió a la microscopía electrónica de barrido (MEB), capaz de ofrecer un variado rango de caracteres procedentes de la superficie de la muestra con diatomeas, para ello las muestras fueron recubiertas con oro y analizadas en un microscopio electrónico de barrido Hitachi TM-1000 en el Laboratorio de Fluidos Corticales del Centro de Geociencias, UNAM Campus Juriquilla.

Para la determinación de abundancias relativas se contabilizaron 400 valvas de todas las especies por laminilla, utilizando los campos de visión necesarios para llegar a este número (Karthick, et al., 2010), lo que en total resultó un conteo de 1,200 valvas por sitio y temporada. En el caso de las variedades de la especie *Cocconeis placentula*, fueron consideradas como una sola entidad, debido a la dificultad en la identificación de las valvas con rafe.

4.3 Análisis estadístico

Primero se evaluó la normalidad de las variables físico-químicas de cada sitio por medio del test de Shapiro-Wilk; debido a que no cumplió con los supuestos de normalidad para hacer pruebas paramétricas, se realizaron pruebas no paramétricas. Para la comparación entre temporadas, los valores obtenidos de cada variable físico-química para cada sitio se analizaron por medio de la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon para dos muestras relacionadas. Para evaluar las diferencias estadísticas entre cada

sitio se utilizó la prueba de Kruskal Wallis y como *post hoc* la prueba U de Mann-Whitney, utilizando los valores de p corregidos de Bonferroni.

Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para identificar si existe una relación entre las variables físico-químicas y la abundancia de las especies de diatomeas, posteriormente se realizó el test de permutaciones (999), para conocer si hubo diferencias significativas en los ejes del ACC. Todas las pruebas estadísticas se realizaron en el programa Paleontological Statistics (PAST 3.22, Hammer et al., 2009).

La riqueza de especies se determinó mediante una revisión completa de un portaobjetos con muestra de cada sitio, identificando todas las especies presentes. Para el cálculo de las abundancias relativas se multiplicó por cien el número de individuos de cada especie por laminilla y se dividió entre el número total de individuos contados por laminilla (400), después se promediaron los 3 valores dados para cada sitio. Para obtener los patrones de distribución de abundancia de las especies de diatomeas en los sitios muestreados, se hicieron curvas de rango-abundancia para cada temporada y se calcularon los índices de diversidad de Shannon (H') y de equidad de Pielou (J'), tomando en cuenta tanto el número de especies, así como el número de individuos de cada especie (Hammer et al., 2009). Los índices de diversidad se calcularon en el programa Paleontological Statistics (PAST 3.22).

5. RESULTADOS

5.1 Descripción de los sitios de muestreo

Sitio 1: *Santa María de los Baños*

Es un río pequeño entre montañas, localizado antes de la presa del Carmen, cerca de la localidad de Santa María de los Baños. El ancho de la corriente es de 3 m con una profundidad máxima de 13 cm. Se observaron muchos cantos rodados y rocas grandes. El agua era transparente, sin mal olor y con flujo constante. El sitio está relativamente bien conservado y no se observó basura u otro impacto antropogénico, se observaron crecimientos de macroalgas. La vegetación es selva baja caducifolia. Debido a que es un sitio en donde empieza a formarse el río Querétaro y no existen alteraciones fuertes en la calidad fisicoquímica e hidromorfológica (Toro et al., 2009), este fue seleccionado como de referencia.

Posibles impactos antropogénicos: Pastoreo de ganado.



Figura 6. Río Querétaro cerca de la localidad de Santa María de los Baños.

Sitio 2: *El Marqués*

Este sitio se encuentra en el municipio del Marqués, antes de la presa del Diablo. El ancho de la corriente fue de 2 m con una profundidad máxima de 14 cm. El agua era turbia y constante. Se observaron cantos rodados pequeños y el sustrato tenía mucha presencia de sedimentos como arcillas y limos, corroborados por la formación de grietas de desecación. Había pastos aledaños al río, pero no había arbustos ni árboles. Se observó mucha basura y mal olor. Este sitio se encuentra dentro de la zona metropolitana de Querétaro, al lado de una carretera y con crecimiento urbano reciente a su alrededor. Posibles impactos antropogénicos: Actividades agrícolas, descargas industriales y urbanos.



Figura 7. Río Querétaro a su paso por la presa del Diablo en El Marqués.

Sitio 3: *Calesa*

Este sitio se encuentra en la colonia Calesa dentro del municipio de Querétaro. El río está acanalado con un ancho de corriente de 9 m y una profundidad máxima de 6 cm. El agua se observaba turbia y de flujo constante. No se observaron piedras para colecta de diatomeas en secas, por lo que la muestra se tomó sobre la superficie sumergida del canal y para lluvias se tomó en una muestra compuesta de rocas ya que se contaba con

el equipo necesario para su extracción. Se observó crecimiento de cianobacterias, mal olor y proliferación de moscas y mosquitos. Había mucha basura como bolsas de plástico y botellas y también basura orgánica como desechos de frutas y verduras.

Posibles impactos antropogénicos: Descargas de aguas negras y grises.



Figura 8. Río Querétaro acanalado en la localidad de Calesa.

Sitio 4: *5 de febrero*

Este sitio se encuentra en la intersección entre avenida Río Ayutla y Avenida 5 de febrero en Querétaro. El río está acanalado y cuenta con un ancho de corriente de 1.5 m y una profundidad máxima de 37 cm. El agua se observaba turbia y de flujo constante, con mal olor. Se observó mucho sedimento, con rocas angulares y cantos rodados. Había mucha basura, material de construcción y formación de espuma. La vegetación consiste en pastos y pocas herbáceas dentro del cauce.

Posibles impactos antropogénicos: Descargas de aguas negras y grises.



Figura 9. Río Querétaro en la intersección con la Avenida 5 de febrero.

5.2 Físico-química del agua

Temperatura

En ambas temporadas, los valores más altos se registraron en el sitio 3, siendo 23.7 °C post-lluvias la de mayor temperatura. El menor valor se obtuvo en temporada de lluvias en el sitio 1 con 17.4 °C (Tabla 2). La variación más fuerte se dio en la temporada de lluvias con una diferencia de 6.1 °C entre el sitio 1 y el sitio 3. Al comparar las dos temporadas no se encontraron diferencias estadísticas significativas (Tabla 2).

pH

Todos los valores se encontraron por encima de la neutralidad (7). En el sitio 1 se observó el mayor valor en la temporada de post-lluvias con 8.3 y el menor valor lo tuvieron el sitio 2 y 3 con 7.3, ambos en temporada de lluvias. Se encontraron diferencias significativas al comparar ambas temporalidades ($p= 0.003$) (Tabla 2).

K₂₅

En general, con relación a la conductividad se observó un aumento marcado entre los valores del sitio 1 y los demás sitios en ambas temporalidades. El mayor valor lo tuvieron

el sitio 2 en post-lluvias con 1875 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el menor valor lo tuvo el sitio 1 también en post-lluvias con 148 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Al comparar la temporalidad se encontraron diferencias significativas ($p= 0.009$) (Tabla 2).

Saturación de oxígeno

En ambas temporadas los mayores valores se registraron en el sitio 1, con 97.2% en lluvias y 127.4% de sobresaturación en post-lluvias. Los menores valores se registraron en los sitios 2 y 4 con 13% y 17.2% respectivamente, ambos en temporada de post-lluvias. No se encontró diferencia significativa entre temporalidad (Tabla 2).

Velocidad de flujo

En general se obtuvieron valores bajos en todos los sitios, siendo el mayor valor 0.4 m/s encontrado en el sitio 2 en lluvias. No hubo valores de flujo significativos en los sitios 1 y 2 en post-lluvias ni en los sitios 3 y 4 en lluvias. No se encontró diferencia significativa entre temporadas (Tabla 2).

Nitratos

Se encontraron que los valores más altos fueron obtenidos en el sitio 4 con 1.4 mg/L en lluvias y 13.8 mg/L en post-lluvias. Los demás sitios tuvieron valores bajos de concentración con el sitio 3 dando un valor debajo del límite de cuantificación en lluvias y el sitio 2 con 0.1 mg/L en post-lluvias. No se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Tabla 2).

Nitritos

De manera general se encontró que las mayores concentraciones se registraron en el sitio 4 con 0.3 mg/L en lluvias y 2.6 mg/L en post-lluvias. Las concentraciones más bajas se registraron en los sitios 1 y 3 con valores debajo del límite de cuantificación en lluvias y los sitios 2 y 3 con 0 mg/L en post-lluvias. No se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Tabla 2).

Fósforo total

Se encontró que el mayor valor en post-lluvias lo obtuvo el sitio 3 con 15.5 mg/L y en lluvias lo obtuvo el sitio 2 con 7.0 mg/L. De manera general se observa que el sitio 1 tiene concentraciones muy bajas de fósforo en comparación con los demás sitios, con valores debajo del límite de cuantificación en lluvias y con 0.1 mg/L en post-lluvias. No se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Tabla 2).

Sulfatos

En general se observa que los mayores valores se encontraron en los sitios 3 y 4, siendo el valor más alto 138 mg/L en el sitio 4 en post-lluvias. Los menores valores se encontraron en el sitio 1 con 6.7 mg/L en lluvias y 12.9 mg/L en post-lluvias. No se encontraron diferencias significativas entre temporadas (Tabla 2).

Tabla 2. Promedios de los parámetros fisicoquímicos del río Querétaro, 2017.

Temporada	Variable	SMB 1	El Marqués 2	Calesa 3	5 de feb 4	Media	DE
lluvias	T (°C)	17.4	21.3	23.5	23.1	21.9	1.9
post-lluvias		21.7	21.2	23.7	23.3		
lluvias	pH	7.5	7.3	7.3	7.3	7.6	0.4
post-lluvias		8.3	7.8	7.9	7.5		
lluvias	K ₂₅ (μS/cm)	294.0	786.0	940.0	996.0	1077.6	636.7
post-lluvias		148.0	1875.0	1798.0	1784.0		
lluvias	Sat. O (%)	97.2	33.1	45.1	89.2	56.6	42.3
post-lluvias		127.4	13.0	31.0	17.2		
lluvias	SDT (ppm)	636.6	496.0	382.0	549.0	609.4	281.3
post-lluvias		74.0	951.0	898.0	889.0		
lluvias	Flujo (m/s)	0.3	0.4	0.0	0.0	0.1	0.2
post-lluvias		0.0	0.0	0.3	0.1		
lluvias	Nitratos (mg/L)	1.3	0.6	<l.c	1.4	2.5	4.6
post-lluvias		0.2	0.1	0.2	13.8		
lluvias	Nitritos (mg/L)	<l.c	0.4	<l.c	0.5	0.6	1.0
post-lluvias		0.1	0.0	0.0	2.6		
lluvias	P total (mg/L)	<l.c	7.0	6.9	6.8	6.2	4.9
post-lluvias		0.1	0.0	15.5	7.4		
lluvias	Sulfatos (mg/L)	6.7	51.7	91.6	91.4	62.7	47.3
post-lluvias		12.9	19.6	89.8	138.0		

T = temperatura, K₂₅ = conductividad específica a 25°C, OD = oxígeno disuelto, SDT= sólidos disueltos totales, P total = Fósforo total, DE = Desviación estándar entre temporadas. n en lluvias = 3, n en post-lluvias = 5. (n-1) = 11.

5.3 Análisis estadístico

La prueba de Kruskal-Wallis mostró que hubo diferencias significativas entre sitios para temperatura ($H=13.1$, $p<0.05$), conductividad ($H=17.54$, $p<0.05$), oxígeno disuelto ($H=20.15$, $p<0.05$), sólidos disueltos totales ($H=11.33$, $p<0.05$), nitratos ($H=17.82$, $p<0.05$), nitritos ($H=17.14$, $p<0.05$), fósforo total ($H=11.47$, $p<0.05$) y sulfatos ($H=19.98$, $p<0.05$). No demostró diferencias significativas para pH ($H=6.64$, $p>0.05$) ni para la velocidad de corriente ($H=2.19$, $p>0.05$).

La prueba *post hoc* mostró que, para la temperatura, saturación de oxígeno, conductividad, sólidos disueltos totales, fósforo total y los sulfatos se forman 2 grupos: el grupo 1 conformado por el sitio 1 y el grupo 2 conformado por los sitios restantes (2, 3 y 4); el grupo 1 tuvo los menores valores de estas variables físico-químicas, excepto para la saturación de oxígeno que, por el contrario, tiene los mayores valores (Figura 10; Apéndice 1). Para los nitratos y nitritos se forman 2 grupos, uno conformado por el sitio 4 con los mayores valores y el otro conformado por los demás sitios con los menores valores (Figura 10; Apéndice 1).

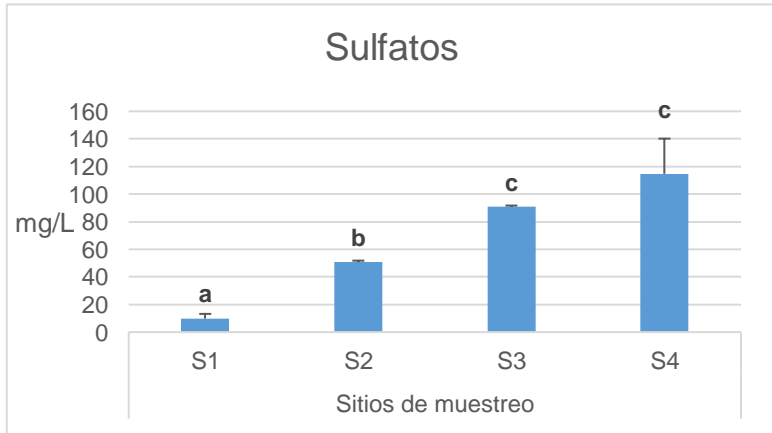
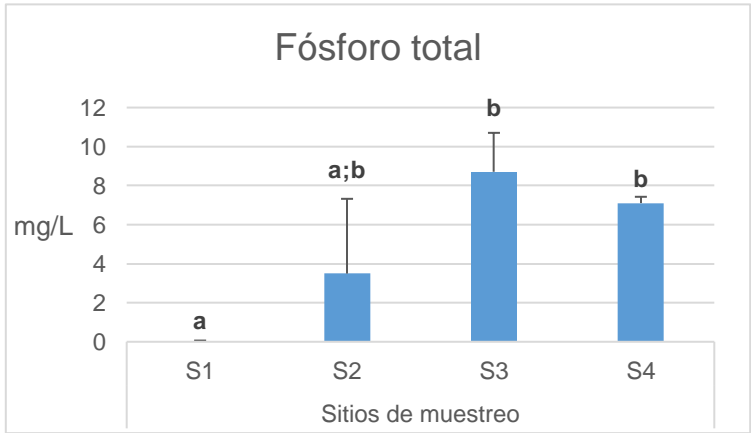
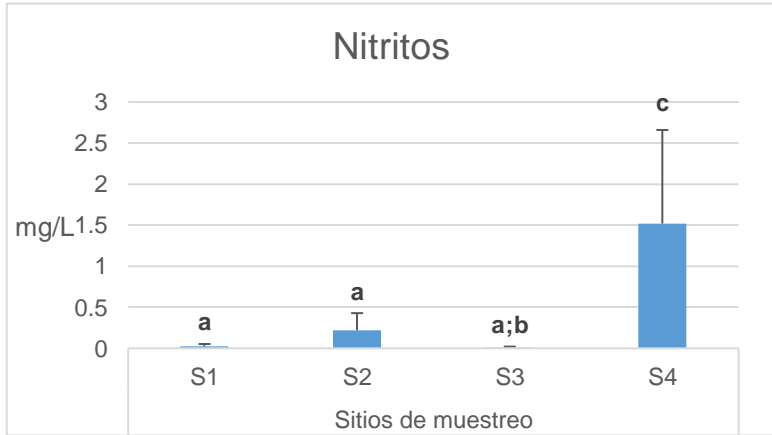
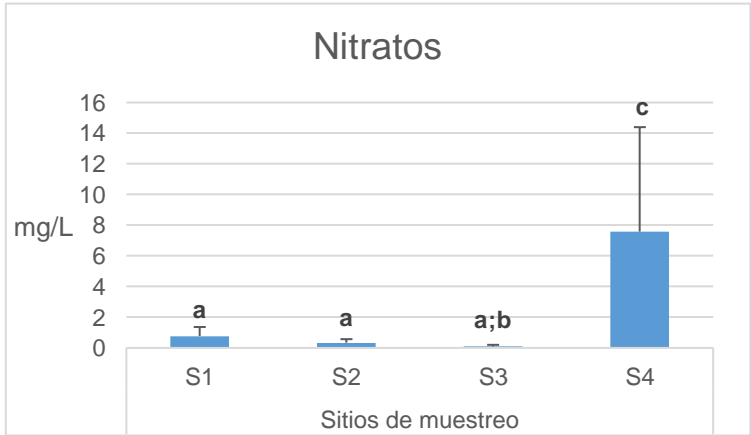
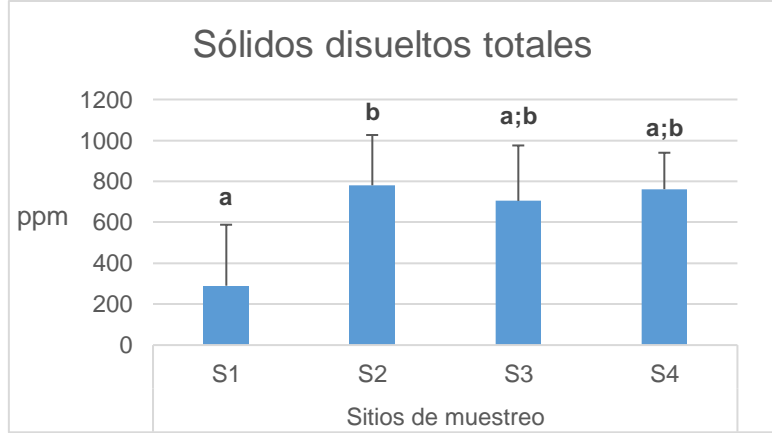
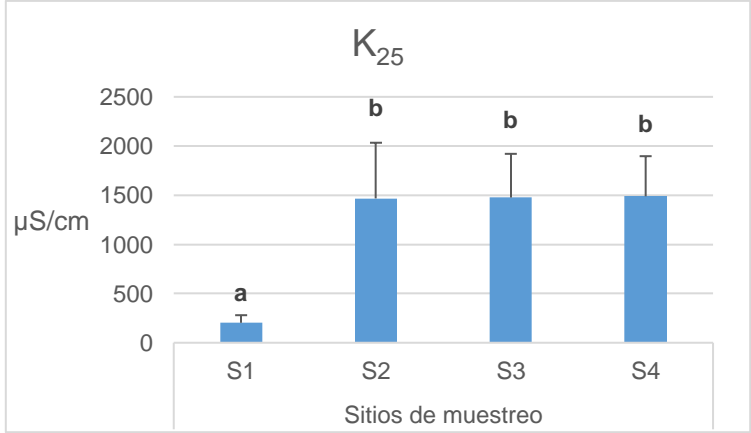
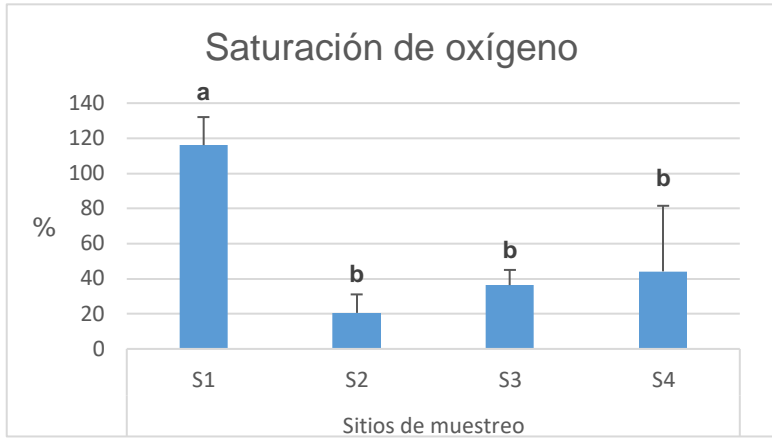
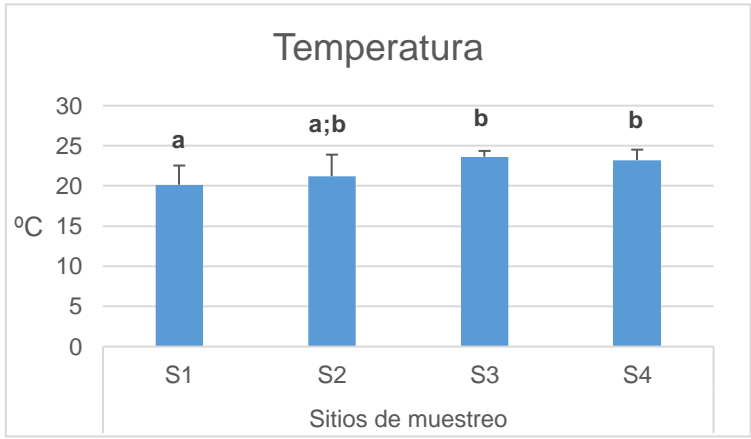


Figura 10. Variación espacial de los parámetros fisicoquímicos entre los cuatro sitios de muestreo del río Querétaro. Las letras indican diferencia significativa entre sitios ($p < 0.05$).

5.4 Diatomeas: riqueza, abundancias relativas e índices de diversidad

Riqueza

Se encontraron en total 59 taxa infragenéricos de diatomeas, pertenecientes a 26 géneros, lo que corresponde a la riqueza total encontrada en la revisión de las laminillas permanentes (Apéndice 3).

De acuerdo a los conteos realizados, se encontraron un total de 56 taxa infragenéricos, pertenecientes a 26 géneros. Los géneros mejor representados fueron *Nitzschia* (8), *Gomphonema* (8) y *Navicula* (6). El sitio con mayor riqueza de especies para ambas temporadas fue el sitio 1, por el contrario, el sitio con menor riqueza en la temporada de lluvias fue el sitio 2 y en post-lluvias fue el sitio 4 (Figura 11). Se encontraron un mayor número de taxa para la temporada de lluvias que para la temporada de post-lluvias para todos los sitios muestreados (Figura 11). Las especies presentes en los 4 sitios fueron: *Achnantheidium minutissimum*, *Eolimna tantula*, *Fistulifera saprophila*, *Gomphonema parvulum*, *Hantzschia amphyoixis*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia semirobusta* y *Sellaphora pupula*.

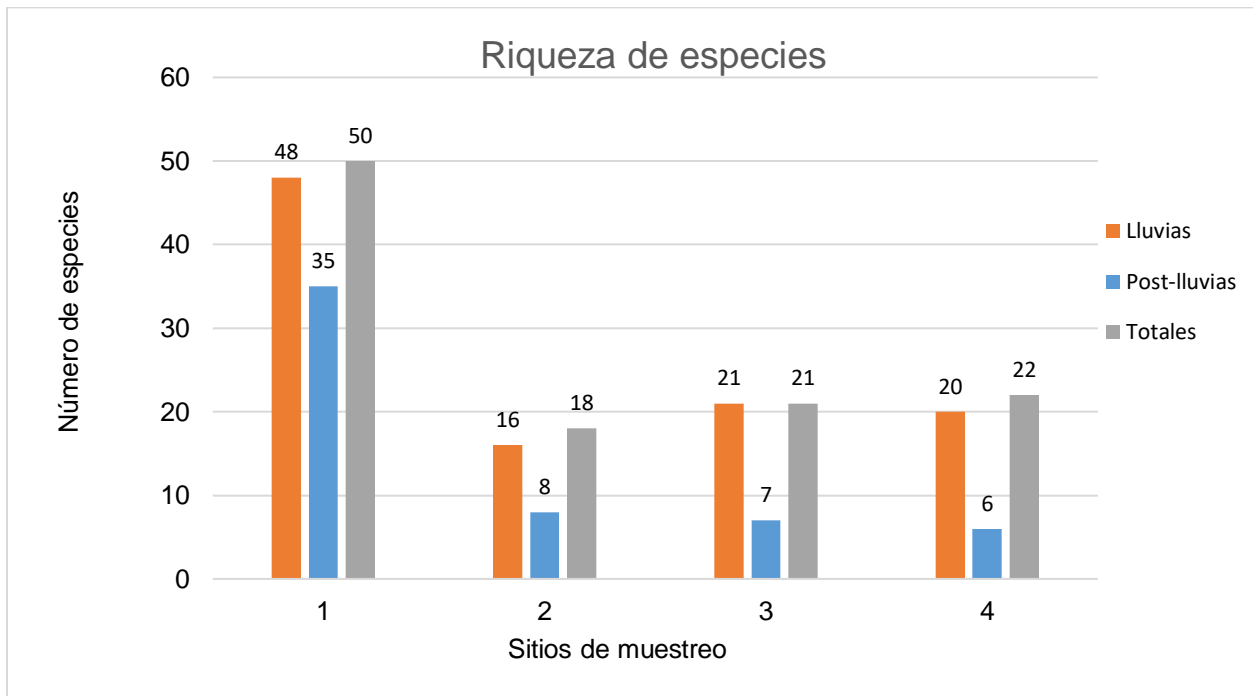


Figura 11. Riqueza de especies de diatomeas en los sitios de muestreo en lluvias, post-lluvias y totales.

Abundancias relativas

En el sitio 1 se encontró un cambio considerable entre temporadas en el número de especies más abundantes, ya que en lluvias se encontraron 11 y en post-lluvias se encontraron 6. Se observó que *Cocconeis placentula* fue la especie más abundante en ambas temporadas y tuvo un cambio notable en la abundancia relativa que va de 16.58% en lluvias a 64.58% en post-lluvias (Figura 12; Apéndice 2).

En el sitio 2 se encontraron 2 especies abundantes para la temporada de lluvias y 1 especie para post-lluvias, la especie más abundante en ambas temporadas fue *Nitzschia palea* con 89.08% en lluvias y 97.75% en post-lluvias. El sitio 2 tuvo el menor número de especies abundantes entre todos los sitios contando únicamente con *Nitzschia palea* y *Nitzschia umbonata*. (Figura 12; Apéndice 2).

En el sitio 3 se encontraron 5 especies abundantes para ambas temporadas. En la temporada de lluvias se encontraron 2 especies mientras que para post-lluvias se encontraron 4. *Nitzschia palea* fue compartida por ambas temporadas y también fue la especie más abundante con 90.33% para lluvias y 84.58% en post-lluvias. *Fistulifera saprophila* fue otra especie abundante en post-lluvias con 8.00% (Figura 12; Apéndice 2).

En el sitio 4 se encontró que, en la temporada de lluvias, 5 especies fueron las más abundantes, mientras que en post-lluvias fueron 2. *Nitzschia palea* fue la especie más abundante en ambas temporadas con 81.42% para lluvias y 94.92% para post-lluvias. *Nitzschia umbonata* fue otra especie abundante en lluvias con 5.08%. (Figura 12; Apéndice 2).

En general se observó que la especie más abundante en los sitios 2, 3 y 4 fue *Nitzschia palea* para ambas temporadas. *Nitzschia umbonata* tuvo una presencia en los sitios 2, 3 y 4 para la temporada de lluvias y *Sellaphora pupula* fue abundante en sitio 1 en lluvias y los sitios 3 y 4 en post-lluvias. También se observó un aumento muy grande en la abundancia relativa de *Nitzschia palea* en lluvias entre el sitio 1 con 5.67 % y el sitio 2 con 89.08%.

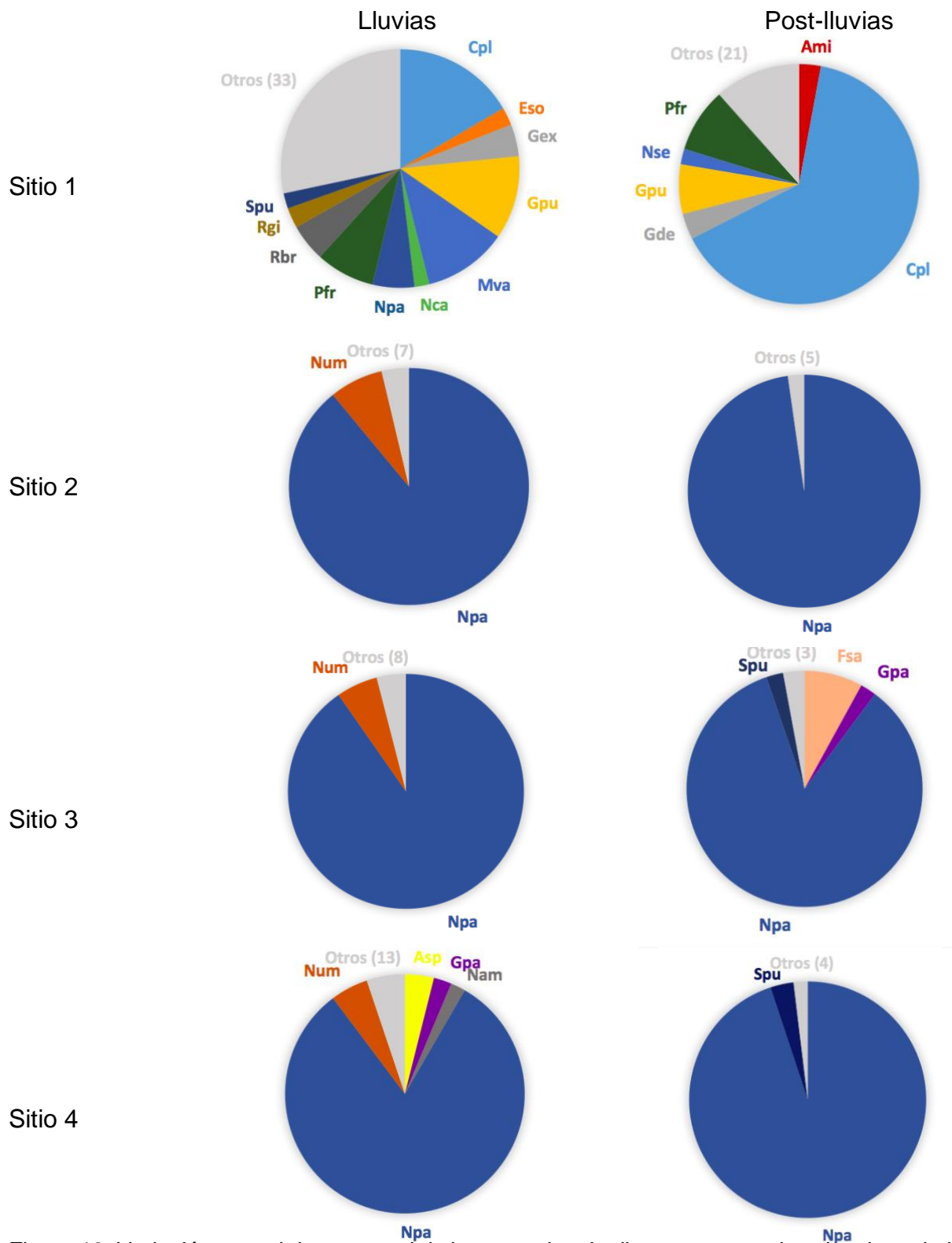


Figura 12. Variación espacial y temporal de las especies de diatomeas con abundancias relativas mayores al 2% en el río Querétaro. Acrónimos y abundancias relativas se encuentran en el Apéndice 2.

Curvas rango-abundancia

El sitio 1 mostró una pendiente poco pronunciada en comparación con el resto de los sitios para ambas temporadas, lo que indica una menor dominancia de las especies de diatomeas para este sitio (Apéndice 4). Los sitios 2, 3 y 4 tuvieron una pendiente pronunciada para ambas temporadas, lo que indica que para estos sitios se encontró una alta dominancia por pocas especies de diatomeas (Apéndice 5). En general se observó que hubo mayor dominancia para la temporada de post-lluvias, que para la temporada de lluvias (Figura 13).

Las curvas muestran que la dominancia de las especies cambia tanto entre sitios como entre épocas (Figura 13). Dentro de las especies compartidas entre los sitios, se observó que la dominancia cambia entre estos, por ejemplo: *Nitzschia palea* fue la especie dominante para los sitios 2, 3 y 4 en lluvias (2.55, 2.56 y 2.51) y en post-lluvias (2.59, 2.53 y 2.58) y esta dominancia disminuye a 1.35 para el sitio 1 en lluvias y no tuvo valor de dominancia para post-lluvias. *Nitzschia umbonata* tuvo una alta dominancia en los sitios 2, 3 y 4 para lluvias (1.09, 1.35 y 1.31) y no tiene dominancia para el sitio 1. *Sellaphora pupula* tuvo una alta dominancia en los sitios 3 y 4 (0.92 y 0.95) para post-lluvias y disminuye su dominancia en los sitios 1 y 2 (0.20 y 0.10).

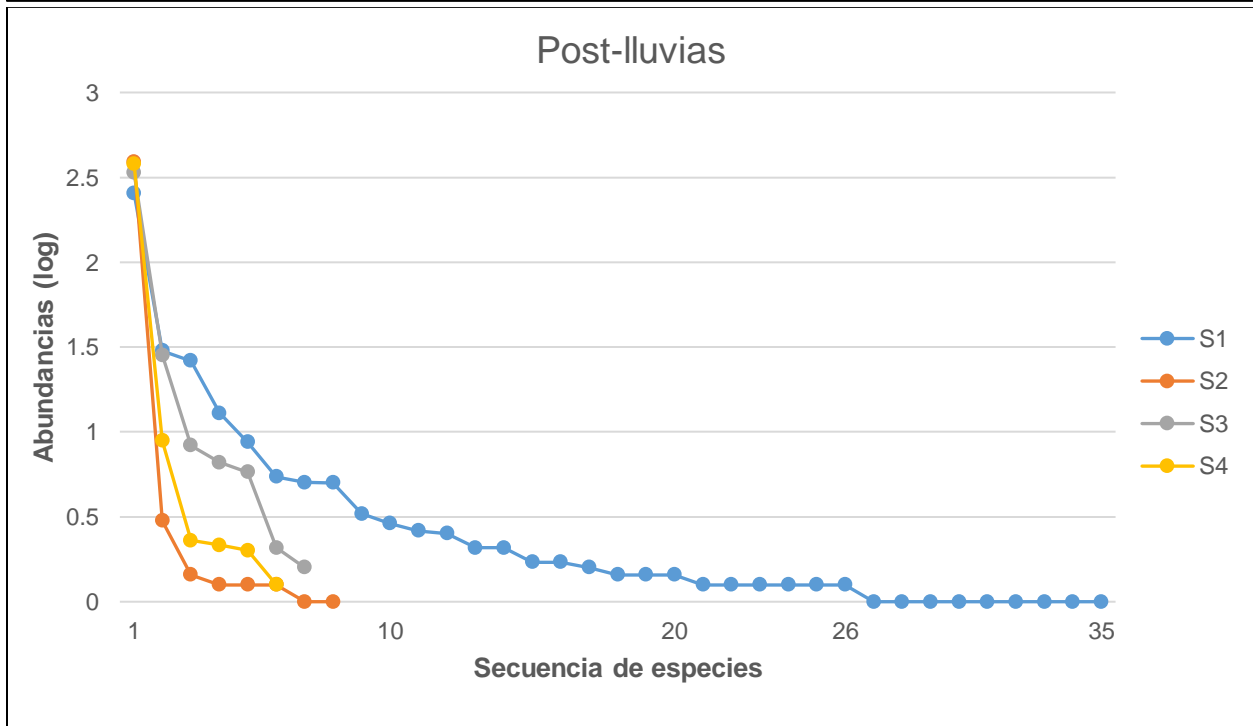
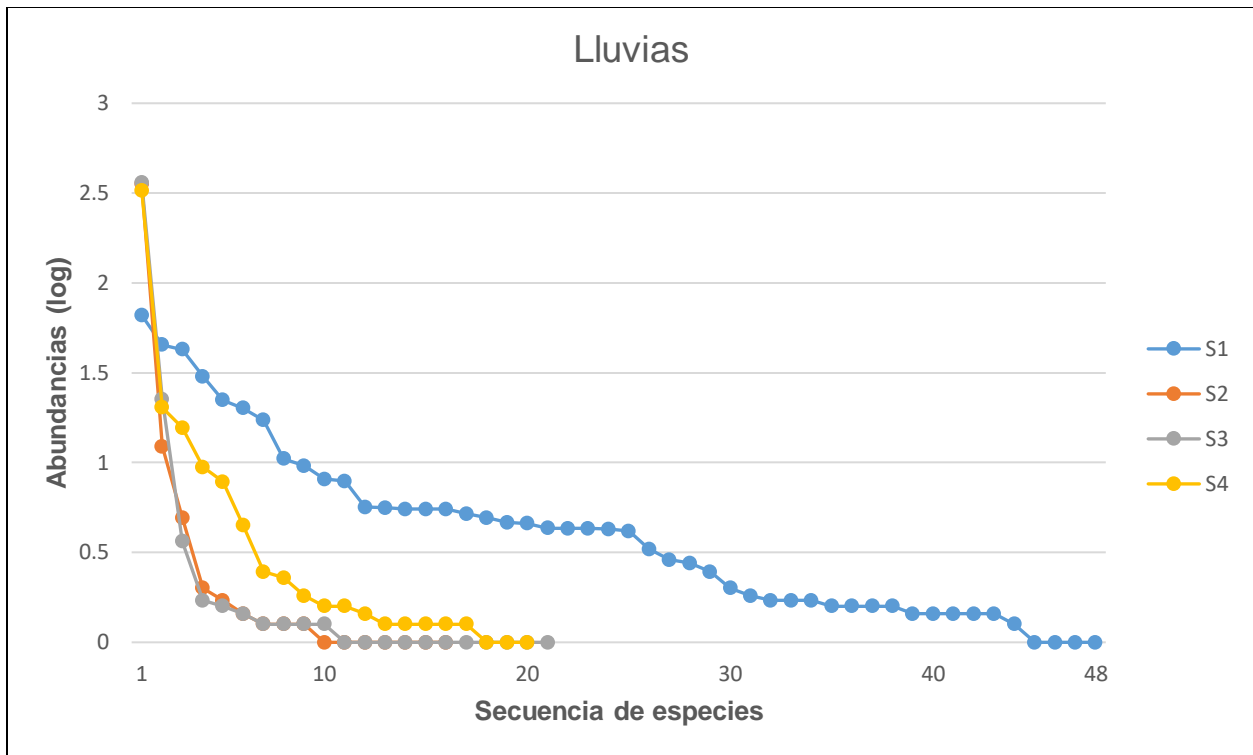


Figura 13. Curvas de rango-abundancia de diatomeas para los 4 sitios muestreados para cada temporada. S1=Santa María de los Baños, S2= El Marqués, S3= Calesa, S4= 5 de febrero.

Índices de diversidad

Se encontró que la diversidad y equidad fueron mayores en el sitio 1 en relación al resto de los sitios, tanto para la temporada de lluvias ($H' = 3.01$; $J' = 0.83$) y también para la temporada de post-lluvias ($H' = 1.47$; $J' = 0.47$). Los sitios 2, 3 y 4 estuvieron dominados por pocas especies por lo que tuvieron valores bajos de diversidad y equidad. El cambio temporal más contrastante fue para el sitio 1 donde se observó una disminución en la diversidad y equidad entre ambas temporadas (Figura 14).

En general se observó que la diversidad y equidad fueron mayores en la temporada de lluvias que en la de post-lluvias, con excepción del sitio 3 (Figura 14).

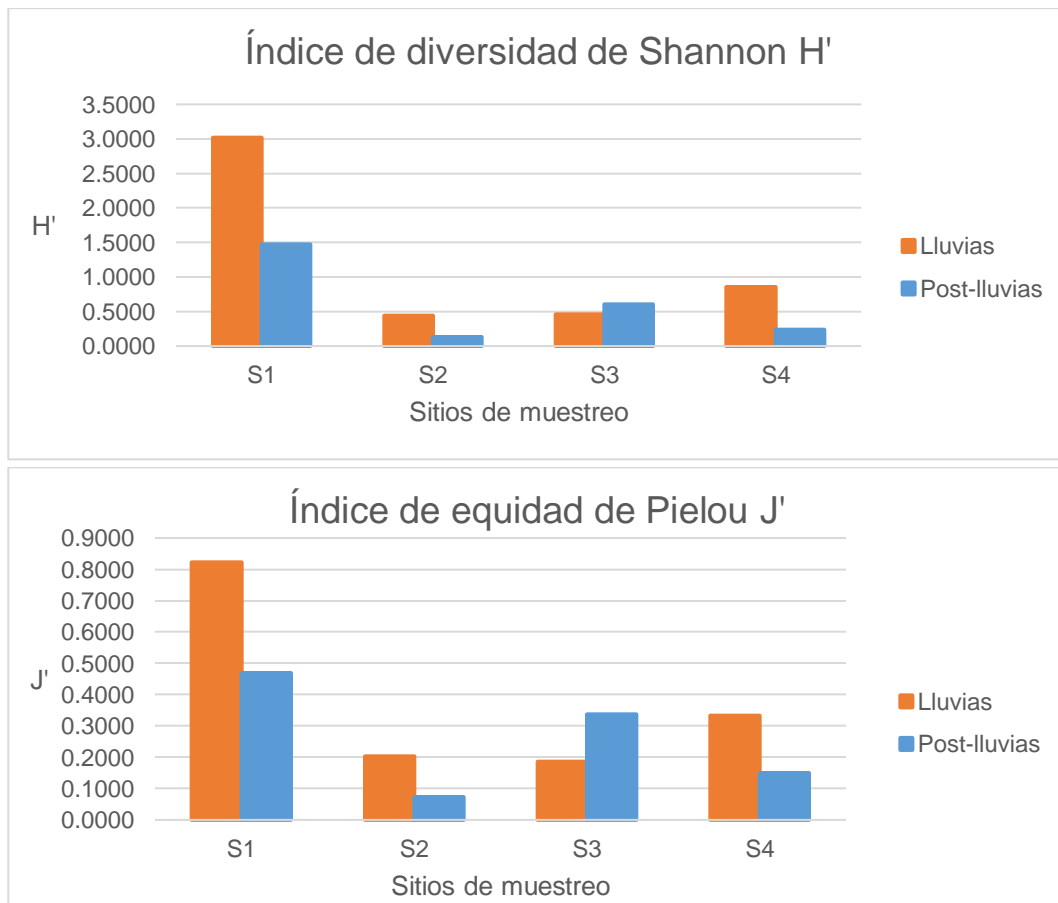


Figura 14. Diferencias espaciales y temporales del índice de diversidad de Shannon (H') y el índice de equidad de Pielou (J').

Relación entre físico-química del agua y abundancia de especies

El análisis de correspondencia canónica mostró la relación entre la abundancia de las especies con las variables ambientales. El eje 1 explicó el 81.03% de la variación de los datos y el eje 2 explicó el 11.49% de la variación; en conjunto ambos ejes explicaron el 92.52% de la variación. El test de permutaciones no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$) para la relación.

En general se puede observar que el eje 1 estuvo fuertemente relacionado con el oxígeno disuelto (0.83) y el pH (0.30), y negativamente relacionado con la conductividad (-0.78), temperatura (-0.64), nitratos (-0.19) y fósforo total (-0.25). El eje 2 estuvo relacionado con la velocidad de corriente (0.55) y fósforo total (0.50) y negativamente relacionado con la temperatura (-0.54) y el pH (-0.48). También se observó que casi todas las especies de diatomeas abundantes estuvieron relacionadas positivamente con el eje 1, por ejemplo: *Epithemia sorex* (1.85), *Achnanthydium minutissimum* (1.63), *Cocconeis placentula* (1.84) y *Gomphonema exilissimum* (1.65). Las especies relacionadas negativamente con el eje 1 fueron: *Nitzschia palea* (-0.54), *Sellaphora pupula* (-0.03), *Nitzschia umbonata* (-0.53), *Gomphonema parvulum* (-0.01) y *Fistulifera saprophila* (-0.61) (Figura 15).

Se encontró que el sitio 1 en lluvias (1.60) y en post-lluvias (1.87) estuvieron fuertemente relacionados con el eje 1, mientras que el resto de los sitios, para ambas temporadas, estuvieron relacionados negativamente con el eje 1 (Figura 15).

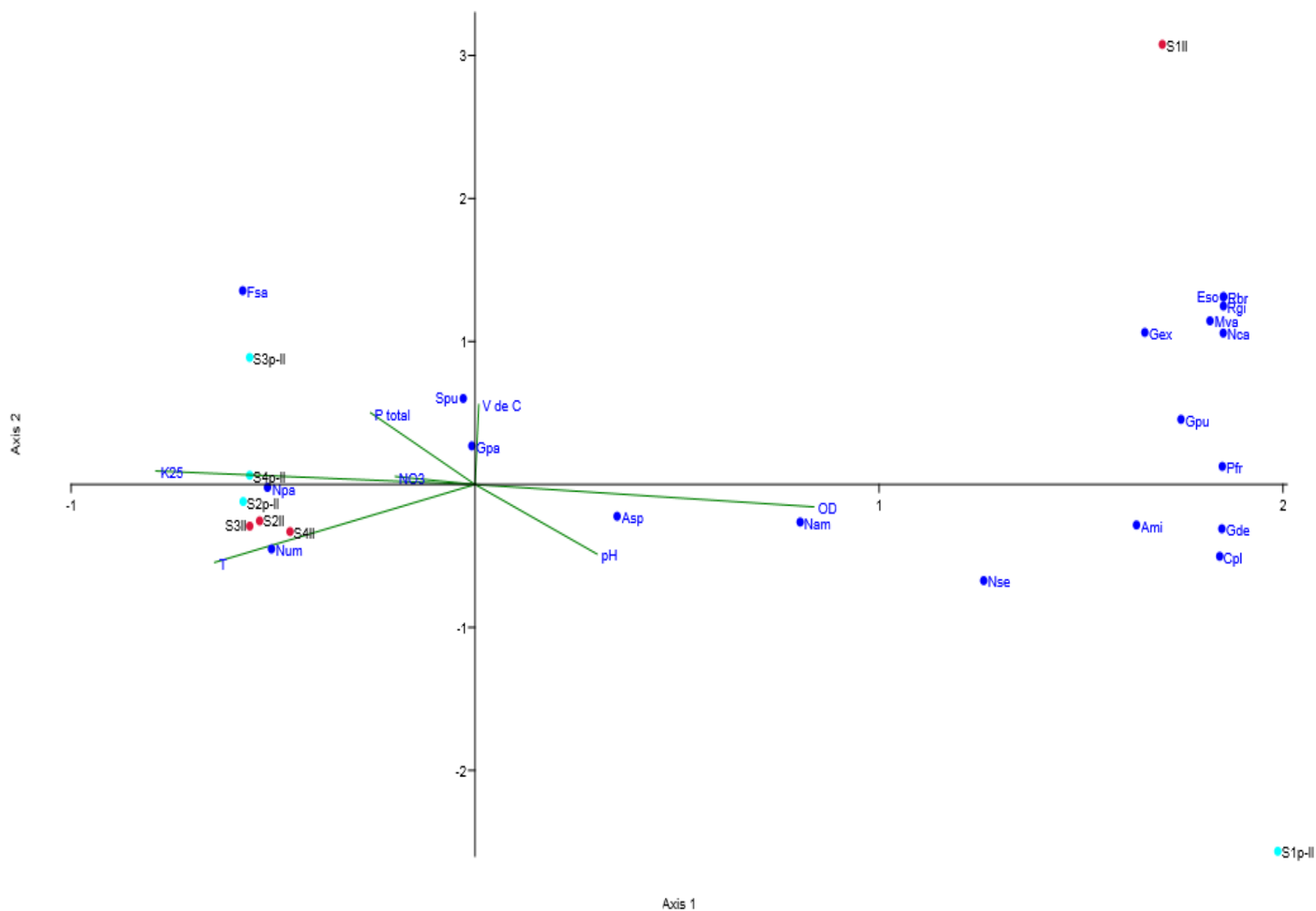


Figura 15. Biplot de análisis de correspondencia canónica con la distribución de las especies de diatomeas abundantes (>2%) de acuerdo con los datos fisicoquímicos de los sitios muestreados. II= lluvias, p-II= post-lluvias. Los acrónimos de las especies se encuentran en el Apéndice 2.

6. DISCUSIÓN

6.1 Físico-química del agua

De acuerdo a los valores obtenidos de temperatura, saturación de oxígeno y la altitud en el sitio de referencia (Santa María de los Baños), se puede clasificar al río Querétaro como río tropical de montaña, ya que se obtuvieron valores de temperatura entre 10-24 °C, hay buena oxigenación, está a una altitud mayor a los 1000 msnm y se encuentra sobre el paralelo 20° (Dudgeon, 2011).

Temperatura

Debido a la turbulencia y a la mezcla continua del agua, los ríos no tienen una estratificación termal comparable a la de los lagos, en cambio, los ríos tienen gradientes de temperatura longitudinales del inicio a su término. Estas variaciones resultan en un aumento gradual de la temperatura río abajo debido al contacto con la atmósfera (Lampert & Sommer, 2007; Gamarra-Torres et al., 2018), lo que puede explicar el aumento en la temperatura entre el sitio 1 y los demás sitios.

Así mismo, la temperatura del río también puede estar modificada por las actividades humanas, a través de la descarga de efluentes al río Querétaro en forma de agua “caliente” que ha sido utilizada para la generación de poder eléctrico y en las industrias (Webb, 1996).

pH

La medición del pH del agua es muy importante para muchos tipos de muestra, ya que se ha demostrado que es el parámetro primordial en la evaluación de las propiedades corrosivas de un medio ambiente acuático (Gómez et al, 2014). El pH encontrado en los sitios del río Querétaro tendieron a ser ligeramente básicos (7.3-8.3), con el mayor valor en el sitio 1, esto puede deberse al basamento rico en silicatos que hay en la parte alta de la subcuenca (Gómez et al, 2014) y coincide con lo encontrado en la cuenca alta del río Lerma por Segura-García (2011) y Mejía (2017).

No se encontraron diferencias significativas con respecto a la variación longitudinal del río y todos los sitios mostraron estar dentro de los límites permisibles de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés), para la protección de la vida acuática, que son de 6.5 a 9 (EPA, 1986), por lo que las actividades antropogénicas no afectaron este parámetro de manera significativa. La diferencia temporal significativa puede deberse al cambio en los valores de velocidad de flujo entre temporadas, ya que se ha registrado durante periodos de flujo bajo, los valores del pH son mayores (Clair & Whitfield, 1983).

Sólidos disueltos totales

Los SDT son la suma de todos los minerales, metales, y sales disueltos en el agua y son considerados como buenos indicadores de la calidad del agua (Sigler & Bauder, 2017). De acuerdo a la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, el límite máximo permisible de SDT en agua para considerarla con buena calidad es de 250 mg/L (EPA, 1986). En los sitios 2, 3 y 4 se encontraron las mayores concentraciones, por lo que se puede inferir que, de acuerdo a este parámetro, éstos son los sitios más perturbados. Los SDT provienen de fuentes orgánicas, desechos industriales, aguas residuales y escorrentía de las zonas urbanas de los fertilizantes y pesticidas (PanaChor, 2016), lo cual es posible, tomando en cuenta las actividades industriales y agrícolas que se realizan antes y dentro de la zona urbana de Querétaro.

Conductividad (K_{25})

La conductividad del agua depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se realice la determinación (Gómez et al., 2014; Driscoll et al., 2002), por lo que la relación entre los sólidos disueltos totales y la conductividad es normalmente la siguiente: $SDT = K_{25}(0.65)$ (Gómez et al., 2014). Para los sitios del río Querétaro no hay una correlación clara, esto sucede en sistemas de aguas residuales y con altos grados de contaminación (Rusydi, 2018). Los sitios 2, 3 y 4

rebasaron el límite permisible para agua potable de la Organización Mundial de la Salud de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (WHO, 2011) para la temporada de post-lluvias, lo cual puede estar dado por las descargas urbanas al río (Daniel et al., 2002).

Saturación de oxígeno

El porcentaje de saturación de oxígeno equivale al máximo de oxígeno que se puede disolver en el agua a una presión y temperatura determinadas (Gómez et al., 2014). De acuerdo a la Agencia Europea del Medio Ambiente (2000), las concentraciones de oxígeno por encima del 90% son indicativas de buena calidad del agua, siguiendo éste parámetro, el sitio 1 en ambas temporadas, sería el único sitio con buena calidad. La disminución del porcentaje de oxígeno disuelto en el río Querétaro dentro de la zona urbana, puede estar dado por materia orgánica de las descargas de aguas residuales, ya que se ha documentado que la contaminación orgánica en ríos lleva a una disminución en las concentraciones de oxígeno disuelto, producto de la degradación biológica de los compuestos orgánicos (Raffo & Ruiz, 2014), y a la degradación de la calidad ambiental del río (Varunprasath & Daniel, 2010). Se sugiere que para trabajos posteriores se cuantifique la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) para cuantificar el contenido de material demandante de oxígeno y el grado de contaminación (Gómez et al., 2014).

Nutrientes

Los iones de nitrógeno y el fósforo son nutrientes necesarios para la formación de proteínas, aminoácidos y nucleótidos, que se requieren para la estructura y metabolismo de organismos acuáticos (Gómez et al., 2014). Grandes aportes de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua pueden conducir a la aceleración de la eutrofización, que causa cambios ecológicos resultando en la pérdida de especies de plantas y animales, y que afectan el uso del agua para el consumo humano y otros propósitos (Agencia Europea del Medio Ambiente, 2015).

Según la NOM-001-ECOL-1996, el máximo permisible de fósforo en ríos para la protección de la vida acuática es de 10mg/L (DOF, 1997), lo que indica que el sitio 3 rebasó el límite permisible en post-lluvias. En general se observó un aumento

significativo en la concentración de nitratos y nitritos en post-lluvias para el sitio 4, y sus valores rebasaron el límite permisible de la EPA para agua potable de 10 mg/L y 1 mg/L para nitratos y nitritos respectivamente (Driscoll *et al.*, 2002). Rara vez los nitritos aparecen en concentraciones mayores a 1 mg/L, incluso en efluentes de plantas de tratamiento municipales (DOF, 2011). El aumento en el fósforo, nitratos y nitritos en el río puede estar dado por las descargas industriales y domésticas dentro de la zona urbana (Agencia Irlandesa de Protección del Medio Ambiente, 2001; Mainstone & Parr, 2002), así como por las actividades agrícolas dentro de la subcuenca (Stubbs, 2016).

Los sulfatos son uno de los aniones más comunes en las aguas naturales y su variación depende de la naturaleza del terreno por el cual fluye el río (Agencia de Protección del Medio Ambiente, 2001; Gómez *et al.*, 2014). Se observó un incremento longitudinal entre los sitios del muestreo que puede deberse a las descargas de origen antropogénico al río (Trembaczowski & Halas, 1993), aunque la concentración de este parámetro no excede el límite permisible recomendado de la EPA para agua potable de 250 mg/L (EPA, 2018).

De acuerdo a la Comisión Nacional del Agua, en el 2014 se encontraban en funcionamiento 6 plantas tratadoras de aguas residuales en el municipio de Querétaro (CONAGUA, 2014) las cuales se encuentran reguladas bajo las Normas Oficiales Mexicanas que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Los resultados previamente obtenidos sobre la físico-química del río Querétaro, muestra una falta en el tratamiento y/o regulación de aguas residuales en la Zona Metropolitana de Querétaro y muy probablemente no ha aumentado el tratamiento en relación al crecimiento poblacional.

Nota: En esta discusión no se tomó en cuenta la velocidad de flujo, ya que no tuvo diferencias significativas temporales ni espaciales, además de que su obtención pudo haber estado manipulado por la falta de sensibilidad del equipo.

6.2 Riqueza, abundancias relativas e índices de diversidad

La identificación de especies de diatomeas en México se basa principalmente en claves de otros países, esto dificulta su identificación en primera instancia, ya que frecuentemente no se logran identificar los taxones que pertenecen a regiones con historia geológica y condiciones ambientales diferentes a las de nuestro país, esto se debe a que el estudio de diatomeas continentales en México se encuentra aún en desarrollo (Segura-García, 2011).

En el río Querétaro los géneros de algas diatomeas mejor representados fueron *Nitzschia*, *Gomphonema* y *Navicula*, lo cual coincide con lo esperado, ya que se ha registrado a estos géneros como resistentes a contaminación orgánica y a condiciones eutróficas (Ramírez & Plata-Díaz, 2008; Morales & Salazar, 2012); por otro lado, las especies de diatomeas más abundantes, son similares a lo encontrado en estudios de la cuenca del río Lerma-Santiago (Herrera, 1951; Segura-García, 2011; Mora, 2013; Mejía, 2017).

De manera general, los sitios de estudio muestran una variación de la riqueza de diatomeas con una clara diferenciación espacial. En el sitio 1 se registró la mayor riqueza, así como la mayor diversidad y equidad. Por el contrario, en los sitios 2, 3 y 4 se registró una baja riqueza de especies y una menor diversidad y equidad. Los cambios registrados en la comunidad de diatomeas en los últimos 3 sitios coinciden con el aumento en la cantidad de nutrientes, conductividad, sólidos disueltos totales y temperatura. En general, las comunidades de diatomeas están distribuidas principalmente por las variables ambientales y su interacción, más que por los factores geográficos como la geología, edafología y el clima (Potapova & Charles, 2002), por lo que se puede inferir que los cambios en la comunidad de diatomeas en el río Querétaro está dada principalmente por la físico-química del agua.

Entre el sitio 1 y el sitio 2 se encontró la diferencia espacial más grande con respecto a las abundancias. La alta abundancia de *Cocconeis placentula* en el sitio 1 es debido a

que, en general, esta especie es característica de cuerpos de agua limpios (Palmer, 1977). Por el contrario, *Nitzschia palea*, la especie más abundante en los sitios 2, 3 y 4, ha sido descrita ampliamente como tolerante a altos grados de contaminación y eutrofización (Sabater, 1987; Krammer & Lange-Bertalot, 2008; Segura-García, 2016).

McIntire (1968) afirma que los cambios estacionales de iluminación y velocidad de corriente pueden provocar cambios importantes en las abundancias de comunidades abundantes de diatomeas, lo que puede explicar la disminución observada en la riqueza de especies para la temporada de post-lluvias en todos los sitios. En el sitio 1 se encontró la diferencia estacional más grande con respecto a las abundancias, la diversidad y la equidad, esto es debido a la disminución en la riqueza de especies (-5) y a un aumento (48%) en la abundancia de *Cocconeis placentula* para la temporada de post-lluvias (Mora, 2013). Por el contrario, en el resto de los sitios *Nitzschia palea* tuvo una muy alta abundancia (>80%) en ambas temporadas, por lo que las diferencias estacionales en estos sitios son menores a las encontradas en el sitio 1. En general las estructuras de las comunidades de diatomeas están caracterizadas por la presencia de una o ambas especies abundantes y un número limitado de especies raras (Van Dam, 1982), lo que explica la dominancia de pocas especies en todos los sitios.

Las curvas rango-abundancia se usan para determinar los patrones de distribución de la abundancia de las especies en las comunidades ecológicas (Whittaker, 1965). Entre más elevada la riqueza y/o la equitatividad de especies sea, más se aproxima la curva de rango-abundancia a un pendiente plano (Carmona-Galindo & Carmona, 2013). En el río Querétaro se encontró que el sitio 1 tuvo una pendiente menos pronunciada que el resto de los sitios para ambas temporadas, esto coincide con el hecho de que tuvo el mayor número de especies registradas, así como el mayor valor en el índice de equidad de Pielou (J'). Los sitios 2, 3 y 4 tienen pendientes pronunciadas para ambas temporadas, lo que coincide con Van Dam (1982), el cual concluye que las curvas de rango-abundancia con pendientes pronunciadas ocurren en sitios muy contaminados y afectados por aguas residuales, así como con altos contenidos de fósforo, compuestos

nitrogenados y bajos niveles de oxígeno, lo cual concuerda con los valores obtenidos en la fisicoquímica para estos sitios.

La poca dominancia en el sitio 1 y alta dominancia en los sitios 2, 3 y 4 de especies como *Nitzschia palea*, *Nitzschia umbonata* y *Sellaphora pupula* (Figura 13) puede estar dado por el aumento en las concentraciones de nutrientes, conductividad, sólidos disueltos totales y en la disminución del oxígeno disuelto, ya que estas especies han sido reportadas como tolerantes a condiciones meso-eutróficas a eutróficas (Taylor et al., 2007; Segura-García, 2011)

Los índices de diversidad y equidad son comúnmente utilizados por los ecólogos para completar la descripción de una comunidad (Heip et al., 1998). En este estudio se encontró que, los sitios 2, 3 y 4, localizados dentro de la zona urbana, tuvieron baja diversidad y equidad; por el contrario, el sitio 1 tuvo la mayor equidad y diversidad, las cuales son características biológicas que son consideradas de aguas con buena calidad físico-química (Bojorge-García, 2006).

6.3 Afinidades ambientales de las especies.

El análisis de correlación canónica (ACC) es una técnica estadística muy útil que proporciona una representación que permite una rápida interpretación y comprensión de los datos (Greenacre, 2008). De acuerdo a Badii et al., (2007) los tamaños muestrales que son muy pequeños, no representarán correlaciones adecuadamente y como consecuencia esconderá cualquier relación significativa que pueda existir, por el contrario los tamaños muestrales muy grandes, tendrán una tendencia a indicar una significación estadística en todas las instancias, lo anterior puede indicar que el tamaño muestral de los datos obtenidos en este trabajo no fueron suficientes para obtener una significancia estadística por medio de un análisis de correspondencia canónica, sin embargo, se pudo obtener una tendencia sobre como las variables fisicoquímicas influyen en la abundancia y distribución de las especies de diatomeas en este ambiente.

Nitzschia palea y *Nitzschia umbonata* estuvieron relacionadas positivamente con la conductividad y con los nutrientes, lo cual concuerda con estudios los cuales describen a estas especies como altamente tolerantes a la contaminación orgánica, a condiciones polisaprobias y a bajas concentraciones de oxígeno (Ndiritu et al., 2003; Lobo et al., 2014).

Fistulifera saprophila estuvo relacionada positivamente con los nitratos y el fósforo total, características químicas que son consideradas de mala calidad (Mora, 2013). Esto concuerda con Taylor et al., 2007, el cual describe a esta especie como perteneciente al grupo de diatomeas más resistentes y encontrada en aguas altamente impactadas antropogénicamente.

En este estudio se encontró que las especies *Epithemia sorex*, *Gomphonema exilissimum*, *Achnanthisidium minutissimum*, *Cocconeis placentula* estuvieron relacionadas positivamente con el oxígeno disuelto y negativamente con los nutrientes y la conductividad, esto coincide con la bibliografía, ya que se ha reportado que estas especies tienen poca tolerancia a ambientes eutróficos y son sensibles a diversos grados de contaminación (Taylor et al., 2007; Delgado et al., 2012; Mora, 2012; Abuhatab-Aragón & Donato-Rondón, 2012).

El sitio 1 en lluvias y en post-lluvias estuvo relacionado positivamente con variables físico-químicas de buena calidad y tuvo la presencia de especies con poca tolerancia a la contaminación y a la eutrofización (Apéndice 6). Los sitios 2, 3 y 4 en ambas temporalidades, estuvieron relacionados con variables de mala calidad y tuvieron la presencia de especies con alta tolerancia a ambientes contaminados y eutróficos (Apéndice 6), por lo que, de acuerdo a éste estudio, se puede inferir que el sitio 1 tuvo la mejor calidad ambiental entre los sitios muestreados y que el resto de los demás sitios están siendo impactados antropogénicamente cambiando la físico-química del río, así como el ensamblaje de las comunidades de diatomeas dentro de este.

7. CONCLUSIONES

- En este estudio se identificó la flora diatomológica que está presente a lo largo de la subcuenca del río Querétaro.
- El uso de diatomeas epilíticas como indicadores biológicos es necesario para una mejor evaluación de la calidad ambiental de cuerpos acuáticos, ya que los análisis físico-químicos solo reflejan la condición actual del río, pero los ensamblajes de diatomeas dan perspectiva histórica en función de las características ambientales de su entorno a la que está sometido el sistema acuático.
- Los índices ecológicos, así como las curvas de rango abundancia demuestran alteraciones en el ensamblaje de diatomeas en el río y se recomienda su uso para la evaluación de la calidad ambiental de cuerpos acuáticos.
- Las especies características de buena calidad ambiental fueron: *Epithemia adnata*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema exilissimum* y *Achnanthydium minutissimum* y las de mala calidad fueron *Nitzschia palea*, *Nitzschia umbonata*, *Sellaphora pupula* y *Fistulifera saprophila*.
- De acuerdo con las características físico-químicas del agua, así como la riqueza, presencia y abundancia de especies de diatomeas, se encontró que el sitio 1 (de referencia) tuvo una buena calidad ambiental, por el contrario, los sitios 2, 3 y 4, los cuales se encuentran dentro de la zona urbana, tuvieron una mala calidad ambiental, por lo que se infiere que las condiciones ambientales del río Querétaro están asociados fuertemente a los procesos de urbanización e industrialización que hay en la ciudad de Querétaro.
- Los resultados encontrados refuerzan la importancia de la evaluación de la calidad ambiental por medio de bioindicadores y da una perspectiva general de las condiciones a las que se está sometiendo el río, los cuales son importantes para que pueda haber futuros esfuerzos de rehabilitación, tomando en cuenta al sitio 1 (Santa María de los Baños) como el de referencia para la condición ambiental de preferencia en el río Querétaro.

8. REFERENCIAS

- Abuhatab-Aragón, Y. A., & Donato-Rondón, J. C. (2012). *Cocconeis placentula* y *Achanthidium minutissimum* especies indicadoras de arroyos oligotróficos andinos. *Caldasia*, 205-212
- Agencia Europea del Medio Ambiente (2000). Total oxygen in river stations by river size. Report no. YIR01WQ2.
- Agencia Europea del Medio Ambiente (2015). Nutrients in freshwater in Europe. Indicator Assessment, Data and maps.
- Agencia Irlandesa de Protección del Medio Ambiente (2001). Parameters of Water Quality. Interpretation and Standards. Ireland.
- Alianza por el Agua (2008). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. *Centa, Secretariado de Alianza Por El Agua, Ecología Y Desarrollo*, 264.
- Badii, M.H., Castillo, K. Cortez, A. Wong & P. Villalpando. (2007). Análisis de correlación canónica (ACC) e investigación científica (Canonical correlation analysis and scientific reserach). *Innovaciones de negocios*, 4(8), 405-422.
- Barrientos, R., Leirana, J., & Navarro, A. (2016). Métodos gráficos para la explotación de patrones de diversidad en Ecología.
- Bellinger, B., Cocquyt, C. & O'Reilly, C. (2006). Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, 573(1), 75-87.
- 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.
- Brooks, K. N., Ffolliott, P. F., Gregersen, H. M., & DeBano, L. F. (2003). *Hydrology and the management of watersheds* (No. Ed. 3). Iowa State University Press.
- Burliga, A. L., & Kociolek, J. (2016). Diatoms (Bacillariophyta) in rivers. In *River Algae* (pp. 93-128). https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1_5

- Cambra, J., Ector, L. & Sabater, S. (2004). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente. España. 235 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.
- Carmona-Galindo, V. D., & Carmona, T. V. (2013). La Diversidad de los Análisis de Diversidad. [The Diversity of Diversity Analysis]. Bioma.
- Cartay, A. (2004). Consideraciones en torno a los conceptos de calidad de vida y calidad ambiental. FERMENTUM. Revista Venezolana de Sociología y Antropología, 14(41).
- Cavalcante, K. (2012). Diatomáceas – as algas douradas. Disponible en: <<https://docs.ufpr.br/~veiga/ficologia/diatomaceas.html>> . Acceso en junio de 2019.
- Chakraborty, A., & Chakraborty, S. (2017). Rivers as socioecological landscapes. In Rivers and Society: Landscapes, Governance and Livelihoods (pp. 9-26).
- Clair, T. A., & Whitfield, P. H. (1983). Trends in pH, calcium, and sulfate of rivers in Atlantic Canada. *Limnology and Oceanography*, 28(1), 160-165.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), (2014). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Diciembre 2014.
- CONCYTEQ (Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro). (2002). Uso actual y potencial del suelo en los municipios conurbados de Querétaro. Santiago de Querétaro, Qro., México.
- Daniel, M. H., Montebelo, A. A., Bernardes, M. C., Ometto, J. P., De Camargo, P. B., Krusche, A. V., & Martinelli, L. A. (2002). Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. *Water, Air and Soil Pollution*, 136(1-4), 189-206.
- Delgado, C., Pardo, I., & García, L. (2012). Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators*, 15(1), 131-139.

- DOF (Diario Oficial de la Federación). (1992). Ley de aguas nacionales. Publicada el, 1.
- 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. SEMARNAR. México, DF.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (1998). Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. SEMARNAT. México, DF.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (1998). Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. SEMARNAT. México, DF.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2011). Norma Oficial Mexicana NMX-AA-154-SCFI-2011. Análisis de Agua- Determinación de Nitrógeno de Nitritos en Aguas Naturales, Residuales, Residuales Tratadas y Marinas-Método de Prueba. SEMARNAT. México, DF.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2012). Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA). Reforma actual. México, 4.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2015). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Valle de Querétaro (2201), Estado de Querétaro.
- Dourejeanni, A., & Jouravlev, A. (1999). Gestión de cuencas y ríos vinculados con centros urbanos. División de Recursos Naturales E Infraestructura, 181. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.04.003>
- Driscoll, D. G., Carter, J. M., Williamson, J. E., & Putnam, L. D. (2002). Hydrology of the Black Hills area, South Dakota. Water Resources Investigations Report, 2, 4094.
- Dudgeon, D. (Ed.). (2011). *Tropical stream ecology*. Elsevier.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1986). Quality Criteria for Water. Office of Water Regulations and Standards. Washington, DC 20460.

- Environmental Protection Agency (EPA). (1994). Method 200.7, Revision 4.4: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. USA.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1997). Method 300.1 Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography. USA.
- Federal, G. (2001). Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación, 10.
- Feio, M. J., Almeida, S. F., Craveiro, S. C., & Calado, A. J. (2007). Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 169(3), 247-258.
- Gaglioti, P. V. (1992). Variación espacial y estacional en la estructura de las comunidades de diatomeas epilíticas de un arroyo andino. Su relación con factores abióticos (Doctoral dissertation, Asociación Argentina de Ecología).
- Gálvez, J. J. O. (2012). Cartilla técnica: ¿qué Es Cuenca Hidrológica?. Sociedad Geográfica de Lima.
- Gamarra Torres, O. A., Gurbillón, B., Angel, M., Barboza Castillo, E., Rascón Barrios, J., Corroto, F., & Taramona Ruiz, L. A. (2018). Fuentes de contaminación estacionales en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas, Perú. *Arnaldoa*, 25(1), 179-194.
- Gómez, M. J. L., Blancas, A. G. A., Constanzo, C. E., & Cervantes, S. A. (2014). Análisis de la calidad de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. UNAM, FES Zaragoza. 204 pp.
- Greenacre, M. (2008). La práctica del análisis de correspondencias. Fundacion BBVA.
- Hammer, O., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2009). *Paleontological statistics*. Ver, 1, 92.
- Hardin, J. M. (2017). Diatoms. Salem Press Encyclopedia of Science.
<http://pbidi.unam.mx:8080/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AN=89475589&lang=es&site=eds-live>
- Heip, C. H., Herman, P. M., & Soetaert, K. (1998). Indices of diversity and evenness. *Oceanis*, 24(4), 61-88.

- Hering, D., Johnson, R., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewics, K. & Verdonshot, P. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51(9), 1757-1785.
- Herrera, T. (1951). Algunos datos ecológicos sobre la vegetación de Lerma. *Botanical Sciences*, (13), 1-3.
- John, D. M., Whitton, B. A., & Brook, A. J. (2002). The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1002/aqc.579>
- Karthick, B., Taylor, J. C., Mahesh, M. K., & Ramachandra, T. V. (2010). Protocols for Collection, Preservation and Enumeration of Diatoms from Aquatic Habitats for Water Quality Monitoring in India. *IUP Journal of Soil & Water Sciences*, 3(1).
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 2008. Bacillariophyceae. 2. Teil/Part 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. En: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 610 p.
- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). Limnoecology: the ecology of lakes and streams. Oxford university press.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., & Bender, E. P. (2002). Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Edunisc.
- Mainstone, C. P., & Parr, W. (2002). Phosphorus in rivers—ecology and management. *Science of the total environment*, 282, 25-47.
- Markert, B.A., Breure, A.M., & Zechmeister, H.G. (Eds.). (2003). Bioindicators and biomonitors (Vol. 6). Elsevier.
- McIntire, C. D. (1968). Structural characteristics of benthic algal communities in laboratory streams. *Ecology*, 49(3), 520-537.

- Mejía, G. M. de L. (2017). Diatomeas como indicadores de la calidad del agua en el arroyo el arenal, Juriquilla, Querétaro, México. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia. Universidad Nacional Autónoma de México. 80 pp.
- Mora Hernández, L.D. (2013). Diatomeas epilíticas como indicadores biológicos de la calidad del agua en la cuenca alta del río Laja, Guanajuato, México. Tesis profesional Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Morales, V. A., & Salazar S., M. (2012). Diatomeas perifíticas de lagos con diferente estado trófico en el departamento del Cauca (Colombia). *Revista Luna Azul*, (35).
- Ndiritu, G. G., Gichuki, N. N., Kaur, P., & Triest, L. (2003). Characterization of environmental gradients using physico-chemical measurements and diatom densities in Nairobi River, Kenya. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 6(3), 343-354.
- Newall, P., & Walsch, C. J. (2005). Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. *Hydrobiologia*, 532 (1-3), 53.
- ORPALC (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe). (2008). *Perspectivas del medio ambiente urbano*. Ciudad de Panamá, Panamá.
- Palmer, C. M. (1977). *Algae and water pollution*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA-600/9-77-036.
- PanaChor, P. (2016). *Sólidos Disueltos Totales (TDS) & Electroconductividad (EC)*.
- Potapova, M. G., & Charles, D. F. (2002). Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of biogeography*, 29(2), 167-187.
- Raffo, L. E., & Ruiz, L. E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1).
- Ramírez, A. M., & Plata-Díaz, Y. (2008). Diatomeas perifíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (Páramo de Santurbán, Norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta biológica colombiana*, 13(1), 217-228.

- Rodríguez Guadarrama, L.E. (2018). Variación espacial y temporal en la riqueza y diversidad de diatomeas epilíticas en arroyos de la subcuenca de Galindo, Querétaro. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. 95 pp.
- Rusydi, A. F. (2018). Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. *In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 118, No1, p. 012019). IOP Publishing.
- Sabater, S., Sabater, F., & Armengol, J. (1987). Comunidades de diatomeas en localidades altamente contaminadas del Río Ter (Cataluña, NE España). *Limnetica*, 3, 103-109.
- Segura García, V. (2011). Taxonomía y ecología de las diatomeas epilíticas de la 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., Almanza Álvarez, J. S., & Ponce-Saavedra, J. (2016). Diversidad en comunidades de diatomeas epilíticas con relación a los parámetros fisicoquímicos en la cabecera del río Zinapécuaro, México. *Hidrobiológica*, 26(2), 187-202.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2013). Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión.
- Sigler, W. A. & Bauder, J. (2017). Alcalinidad, pH y Sólidos Disueltos Totales. Disponible en: http://region8water.colostate.edu/PDFs/we_espanol/Alkalinity_pH_TDS%202012-11-15-SP.pdf
- Silvestre Sánchez, A. (2011). Respuesta Hidrológica de la Cuenca Urbana del Río Querétaro bajo diferentes escenarios de uso de suelo y regulación por embalses (Doctoral dissertation). Universidad Autónoma de Querétaro. 102 pp.
- Smol, J. P., & Stoermer, E. F. (2010). The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences, second edition. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences, Second Edition*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175>
- Stubbs, M. (2016). Nutrients in Agricultural Production: A Water Quality Overview. *Congressional Research Service*. 25 pp.

- Taylor, J. C., Harding, W. R., & Archibald, C. G. M. (2007). *An illustrated guide to some common diatom species from South Africa* (p. 225). Pretoria: Water Research Commission.
- Toledo, A. (2002). El agua en México y el mundo. *Gaceta Ecológica*, (64), 9-18.
- Toro, M., Robles, S., Tejero, I., Prat, N., Solá, C., & Beltrán, D. (2009). Aguas Continentales Corrientes. Ecosistemas Lóticos. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. 134 pp.
- Trembaczowski, A., & Halas, S. (1993). Sulphur and oxygen isotopes in sulphates in natural waters: (1) Surface waters of relatively unpolluted terrains. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 28(3-4), 215-228.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) (2017). Drops of water. What is a river?
- Valencia, E., & Ramírez, M. L. C. (2009). La industria de la leche y la contaminación del agua. *Elementos*, 73, 27-31. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26584-1>
- Van Dam, H. (1982). On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwigia* 73, 97-115.
- Varunprasath, K., & Daniel, N. A. (2010). Physico-chemical parameters of river Bhavani in three stations, Tamilnadu, India. *Iranica J Energy Environ*, 1(4), 321-325.
- Vinyard, W. C. (1979). *Diatoms of North America*. 120p
- Webb, B. W. (1996). Trends in stream and river temperatura. *Hydrological processes*, 10(2), 205-226.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. Gulf professional publishing. New York: Academic Press.
- Whittaker R. H. (1965). Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147:250-260.
- WHO (World Health Organization) (2011). *WHO guidelines for drinking-water quality* (Geneva: World Health Organization).

APÉNDICES

Apéndice 1. Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para la comparación entre los 4 sitios de muestreo con las variables físico-químicas con valores de p corregidos de Bonferroni.

Variable	Grupo	U	p	Variable	Grupo	U	p
T	S1vsS2	26	1	Flujo	S1vsS2	0	1
	S1vsS3	0	0.005		S1vsS3	0	1
	S1vsS4	5	0.03		S1vsS4	3	1
	S2vsS3	15	0.49		S2vsS3	0	1
	S2vsS4	17	0.76		S2vsS4	3	1
	S3vsS4	26	1		S3vsS4	1.5	1
pH	S1vsS2	0	0.3	Nitratos	S1vsS2	9	0.96
	S1vsS3	0	0.3		S1vsS3	0	0.023
	S1vsS4	0	0.3		S1vsS4	0	0.023
	S2vsS3	11	1		S2vsS3	9	0.96
	S2vsS4	0	1		S2vsS4	0	0.023
	S3vsS4	0	1		S3vsS4	0	0.023
K ₂₅	S1vsS2	0	0.004	Nitritos	S1vsS2	9	0.96
	S1vsS3	0	0.004		S1vsS3	13.5	1
	S1vsS4	0	0.004		S1vsS4	0	0.023
	S2vsS3	29	1		S2vsS3	0	0.023
	S2vsS4	29	1		S2vsS4	0	0.023
	S3vsS4	30	1		S3vsS4	0	0.023
Sat. O	S1vsS2	0	0.005	P total	S1vsS2	13.5	1
	S1vsS3	0	0.005		S1vsS3	0	0.009
	S1vsS4	0	0.005		S1vsS4	0	0.004
	S2vsS3	12	0.23		S2vsS3	9	1
	S2vsS4	19	1		S2vsS4	9	0.72
	S3vsS4	24	1		S3vsS4	9	1
SDT	S1vsS2	6.5	0.04	Sulfatos	S1vsS2	0	0.02
	S1vsS3	9	0.09		S1vsS3	0	0.02
	S1vsS4	9	0.09		S1vsS4	0	0.02
	S2vsS3	17	0.75		S2vsS3	0	0.02
	S2vsS4	21	1		S2vsS4	0	0.02
	S3vsS4	27.5	1		S3vsS4	9	0.96

T= Temperatura. K₂₅= Conductividad. Sat. O= Saturación de Oxígeno. SDT= Sólidos Disueltos Totales. Flujo= Velocidad de flujo. P total= Fósforo total.

Apéndice 2. Abundancias relativas de las especies de diatomeas por sitio y temporada con acrónimos.

Especie	Acrónimo	Lluvias				Post-lluvias			
		1	2	3	4	1	2	3	4
<i>Achnanthyidium exiguum</i>	Aex	1.08	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00
<i>Achnanthyidium minutissimum</i>	Ami	1.33	0.17	0.17	0.08	2.92	0.00	0.00	0.00
<i>Amphora inariensis</i>	Ain	0.00	0.00	0.17	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Amphora sp 1</i>	Asp	1.50	0.00	0.08	3.92	0.58	0.00	0.00	0.00
<i>Denticula kuetzingii</i>	Dku	0.17	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cocconeis placentula</i>	Cpl	16.58	0.00	0.00	0.17	64.58	0.00	0.00	0.00
<i>Craticula cuspidata</i>	Ccu	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cyclostephanos invistatus</i>	Cin	0.00	0.00	0.08	0.00	0.17	0.00	0.00	0.17
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Cme	0.00	0.08	0.00	0.17	0.08	0.00	0.00	0.00
<i>Encyonema minutum</i>	Emi	1.42	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
<i>Encyonema neogracile</i>	Ene	0.25	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00
<i>Eolimna subminuscula</i>	Esu	1.42	0.00	0.08	0.17	0.58	1.00	0.00	0.00
<i>Eolimna tantula</i>	Eta	1.08	0.08	0.08	0.33	0.08	0.00	0.75	0.00
<i>Epithemia adnata</i>	Ead	1.67	0.00	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	0.00
<i>Epithemia sorex</i>	Eso	2.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Fistulifera saprophila</i>	Fsa	0.00	0.42	0.50	0.00	0.17	0.17	8.00	0.67
<i>Frustulia vulgaris</i>	Fvu	1.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Geissleria decussis</i>	Gde	1.42	0.00	0.00	0.00	3.50	0.00	0.00	0.00
<i>Gomphonema sp 1</i>	Gsp	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gomphonema affine</i>	Gaf	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gomphonema exilissimum</i>	Gex	4.33	0.00	0.00	0.42	0.17	0.00	0.00	0.00
<i>Gomphonema gracile</i>	Gra	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gomphonema lagenula</i>	Gla	0.75	0.00	0.00	0.25	0.42	0.08	1.75	0.00
<i>Gomphonema parvulum</i>	Gpa	1.50	0.58	1.00	2.42	0.50	0.42	2.17	0.58
<i>Gomphonema pumilum</i>	Gpu	11.33	0.08	0.00	0.00	6.67	0.00	0.00	0.00
<i>Gomphonema saprophilum</i>	Gsa	0.00	0.25	0.17	0.17	0.00	0.17	0.00	0.00
<i>Hantzschia amphyoxis</i>	Ham	0.33	0.08	0.33	0.42	0.08	0.00	0.00	0.00
<i>Luticola goeppertiana</i>	Lgo	0.33	0.00	0.00	0.17	0.08	0.00	0.08	0.00
<i>Luticola mutica</i>	Lmu	0.58	0.08	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Melosira varians</i>	Mva	11.42	0.17	0.00	0.00	0.83	0.00	0.00	0.00
<i>Navicula sp 1</i>	Nsp1	0.33	0.00	0.00	0.00	0.92	0.00	0.17	0.00
<i>Navicula sp 2</i>	Nsp2	0.42	0.00	0.08	0.75	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Navicula capitatoradiata</i>	Nca	2.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00
<i>Navicula impexa</i>	Nim	0.50	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00
<i>Navicula notha</i>	Nno	1.50	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00
<i>Navicula radiosa</i>	Nra	1.33	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.17	0.00
<i>Nitzschia amphibia</i>	Nam	1.42	0.25	0.33	2.00	1.67	0.00	0.75	0.00
<i>Nitzschia communis</i>	Nco	0.50	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Nitzschia gracilis</i>	Ngra	1.08	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08	0.00
<i>Nitzschia palea</i>	Npa	5.67	89.08	90.33	81.42	0.08	97.75	84.58	94.92
<i>Nitzschia semirobusta</i>	Nse	0.33	0.08	0.17	0.58	2.08	0.00	0.00	0.00
<i>Nitzschia sp 1</i>	Nisp1	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Nitzschia sp 2</i>	Nisp2	0.67	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Nitzschia umbonata</i>	Num	0.00	7.25	5.67	5.08	0.00	0.08	0.42	0.50

Apéndice 2. Continuación

<i>Pinnularia borealis</i>	Pbo	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pinnularia cf. subcapitata</i>	Psu	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Planothidium biporum</i>	Pbi	1.17	0.00	0.00	0.00	0.83	0.00	0.00	0.00
<i>Planothidium frequentissimum</i>	Pfr	8.00	0.00	0.00	0.00	8.67	0.00	0.00	0.00
<i>Rhopalodia brebisonii</i>	Rbr	5.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rhopalodia gibba</i>	Rgi	2.75	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00
<i>Sellaphora pupula</i>	Spu	2.08	1.25	0.17	1.17	0.33	0.33	2.33	3.17
<i>Stauroneis aff. neohyalina</i>	Sne	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Stephanodiscus cf. aegyptiacus</i>	Sae	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Stephanodiscus cf. medius</i>	Sme	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Surirella angusta</i>	San	0.25	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00
<i>Ulnaria ulna</i>	Uul	0.92	0.08	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00

Apéndice 3. Iconografía diatomológica y dimensiones. Lámina 1

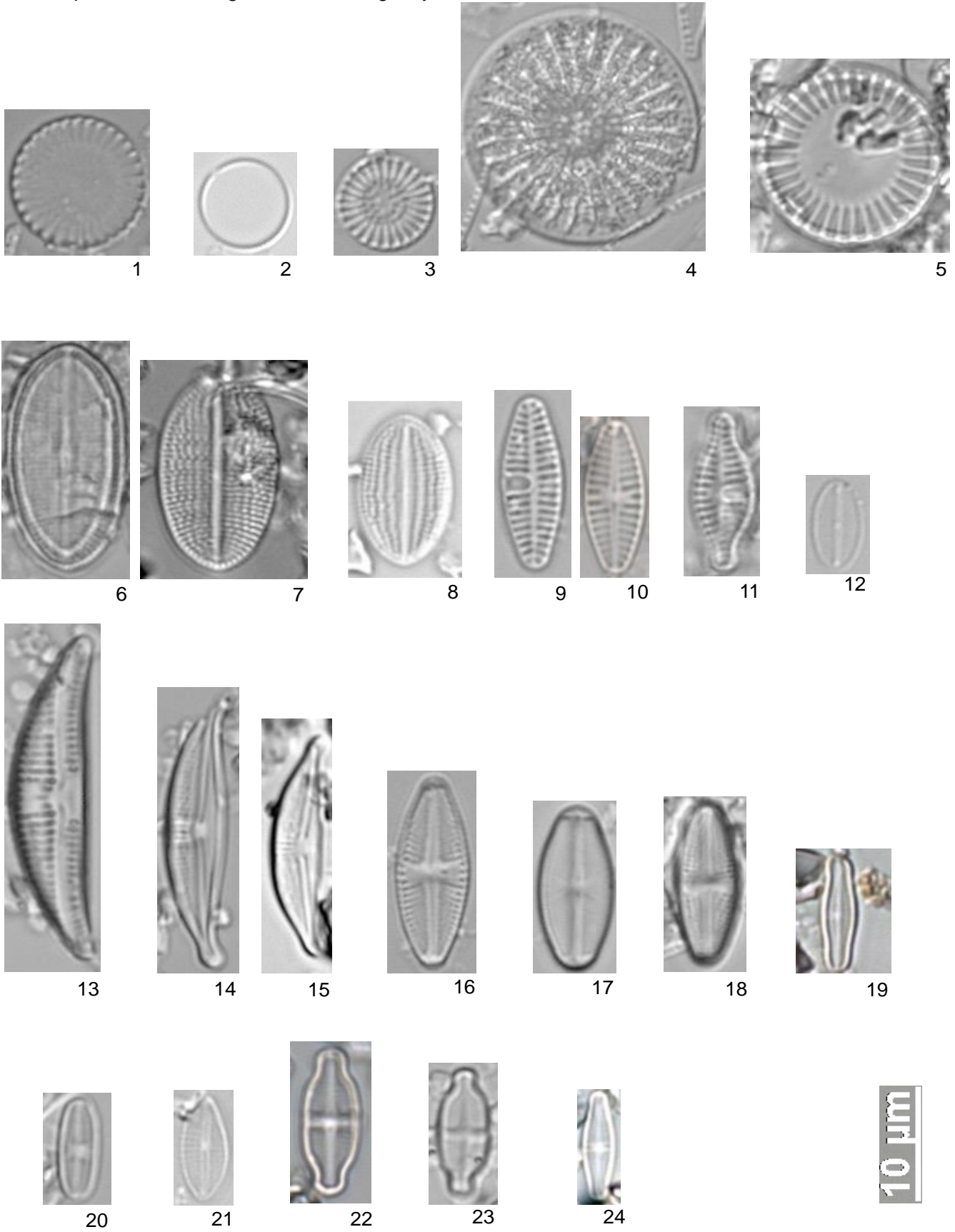
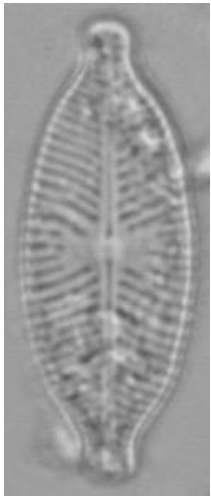


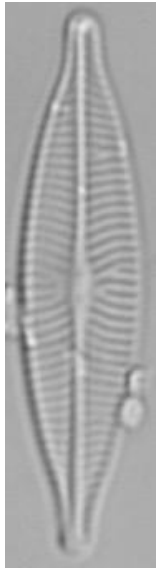
Lámina 1.

1. *Cyclostephanos invistatus*. D: 8.46-12.17 μm Estr. 10-13/10 μm
2. *Melosira varians*. D: 5.39-7.41 μm
3. *Stephanodiscus medius*. D: 9.6-10.55 μm Estr. 12-18/10 μm
4. *Stephanodiscus aegyptiacus*. D: 20.06-22.24 μm Estr. 5-7/10 μm
5. *Cyclotella meneghiniana*. D: 15.68-16.63 μm Est. 8-10/10 μm
- 6 y 7. *Cocconeis placentula* var. *lineata*. L: 19.39-20.14 μm . A: 9.99-10.53 μm . Estr. 18-22/10 μm
8. *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. L: 12.42-14.08 μm . A: 6.94-7.71 μm . Estr. 23-25/10 μm
- 9 y 10. *Planothidium frequentissimum*. L: 8.86-11.82 μm . A: 4.64-5.72 μm . Estr. 13-16/10 μm
11. *Planothidium biporum*. L: 13.63-13.76 μm . A: 5.06-5.75 μm . Estr. 15/10 μm
12. *Fistulifera saprophila*. L: 7.4-8.06 μm . A: 3.99-4.8 μm .
13. *Amphora inariensis*. L: 28.11-29.01 μm . A: 6.71-6.90 μm . Estr. 13/10 μm
- 14 y 15. *Amphora* sp1. L: 23.98-26.74 μm . A: 5.03-6.06 μm . Estr. 18-20/10 μm
16. *Luticola goeppertiana*. L: 16.35-16.62 μm . A: 5.86-6.33 μm . Estr. 17/10 μm
17. *Sellaphora pupula*. L: 16-26.94 μm . A: 6.16-7.74 μm . Estr. 17-19/10 μm
18. *Luticola mutica*. L: 13.22-14.26 μm . A: 5.42-5.48 μm . Estr. 19/10 μm
19. *Navicula impexa*. L: 9.89-10.02 μm . A: 3.44-3.49 μm .
20. *Eolimna tantula*. L: 8.85-9.34 μm . A: 3.27-3.86 μm .
21. *Eolimna subminuscula*. L: 9.10-9.34 μm . A: 3.50-3.86 μm .
- 22 y 23. *Achnantheidium exiguum*. L: 11.15-12.58 μm . A: 4.23-4.98 μm .
24. *Achnantheidium minutissimum*. L: 8.58-12.13 μm . A: 2.55-3.17 μm .

Lámina 2.



25



26



27



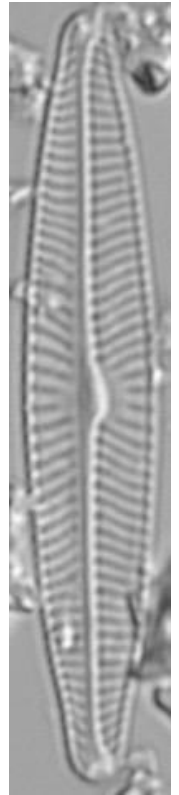
28



29



30

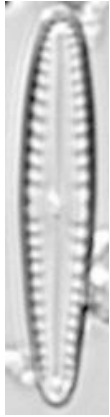


31

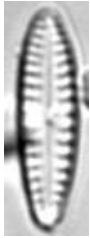
10 μ m



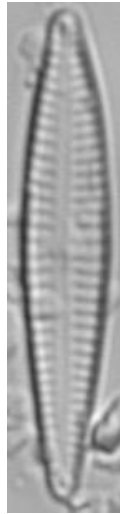
32



33



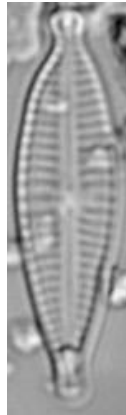
34



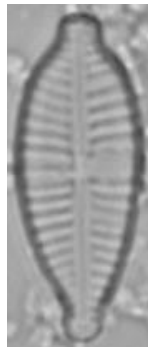
35



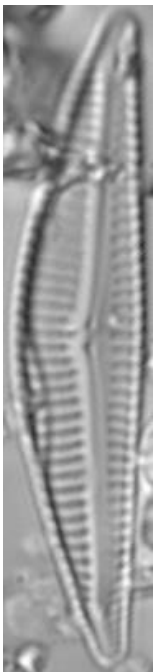
36



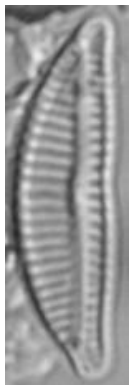
37



38



39



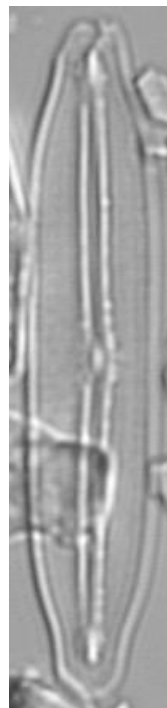
40



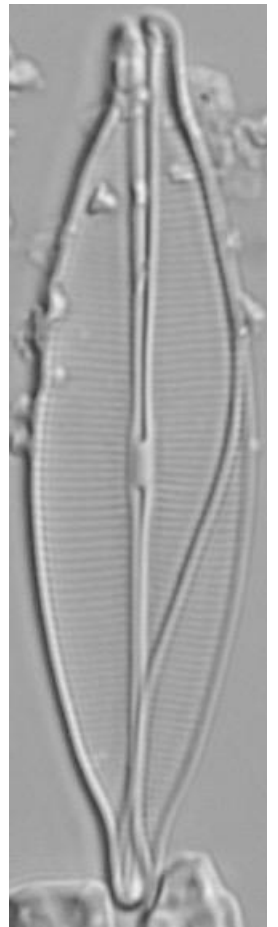
41



42



43



44

Lámina 2.

25. *Geissleria decussis*. L: 21.62-27.97 μm . A: 8.32-10.02 μm . Estr. 12/10 μm
26. *Navicula capitatoradiata*. L: 31.31-36.32 μm . A: 6.23-8.08 μm . Estr. 13-15/10 μm
27. *Navicula sp1*. L: 20.82-22.51 μm . A: 5.85-6.67 μm . Estr. 14-16/10 μm
28. *Navicula sp2*. L: 11.34-16.79 μm . A: 2.06-3.23 μm . Estr. 13-16/10 μm
29. *Navicula notha*. L: 16.89-17.9 μm . A: 3.72-3.99 μm . Estr. 18/10 μm
30. *Stauroneis aff. neohyalina*. L: 52.38-53.40 μm . A: 8.96-9.29 μm .
31. *Navicula radiosa*. L: 27.8-43.56 μm . A: 5.77-7.83 μm . Estr. 11-14/10 μm
32. *Gomphonema sp1*. L: 8.77-9.42 μm . A: 4.1-4.2 μm .
- 33 y 34. *Gomphonema pumilum*. L: 9.58-15.9 μm . A: 3.02-4.15 μm . Estr. 11-15/10 μm
35. *Gomphonema exilissimum*. L: 20.06-28.27 μm . A: 5.72-4.77 μm . Estr. 11-12/10 μm
36. *Gomphonema saprophilum*. L: 11.25-25.58 μm . A: 5.98-7.94 μm . Estr. 10-15/10 μm
37. *Gomphonema lagenula*. L: 20.25-25.1 μm . A: 5.74-6.51 μm . Estr. 11-15/10 μm
38. *Gomphonema parvulum*. L 14.78-20.53 μm . A: 4.46-7.31 μm . Estr. 14-18/10 μm
39. *Encyonema neogracile*. L: 35.49-39.17 μm . A: 6.99-7.76 μm . Estr. 12/10 μm
40. *Encyonema minutum*. L: 21.41-25.3 μm . A: 5.5-6.62 μm . Estr. 12-14/10 μm
41. *Gomphonema affine*. L: 32.02-32.55 μm . A: 9.17-9.90 μm . Estr. 9/10 μm
42. *Gomphonema gracile*. L: 34.43-36.21 μm . A: 6.2-6.57 μm . Estr. 12/10 μm
43. *Frustulia aff. vulgaris*. L: 40.1-47.67 μm . A: 7.6-9.03 μm .
44. *Craticula cuspidata*. L: 52.76-54.09 μm . A: 13.31-13.35 μm . Estr. 17/10 μm

Lámina 3.

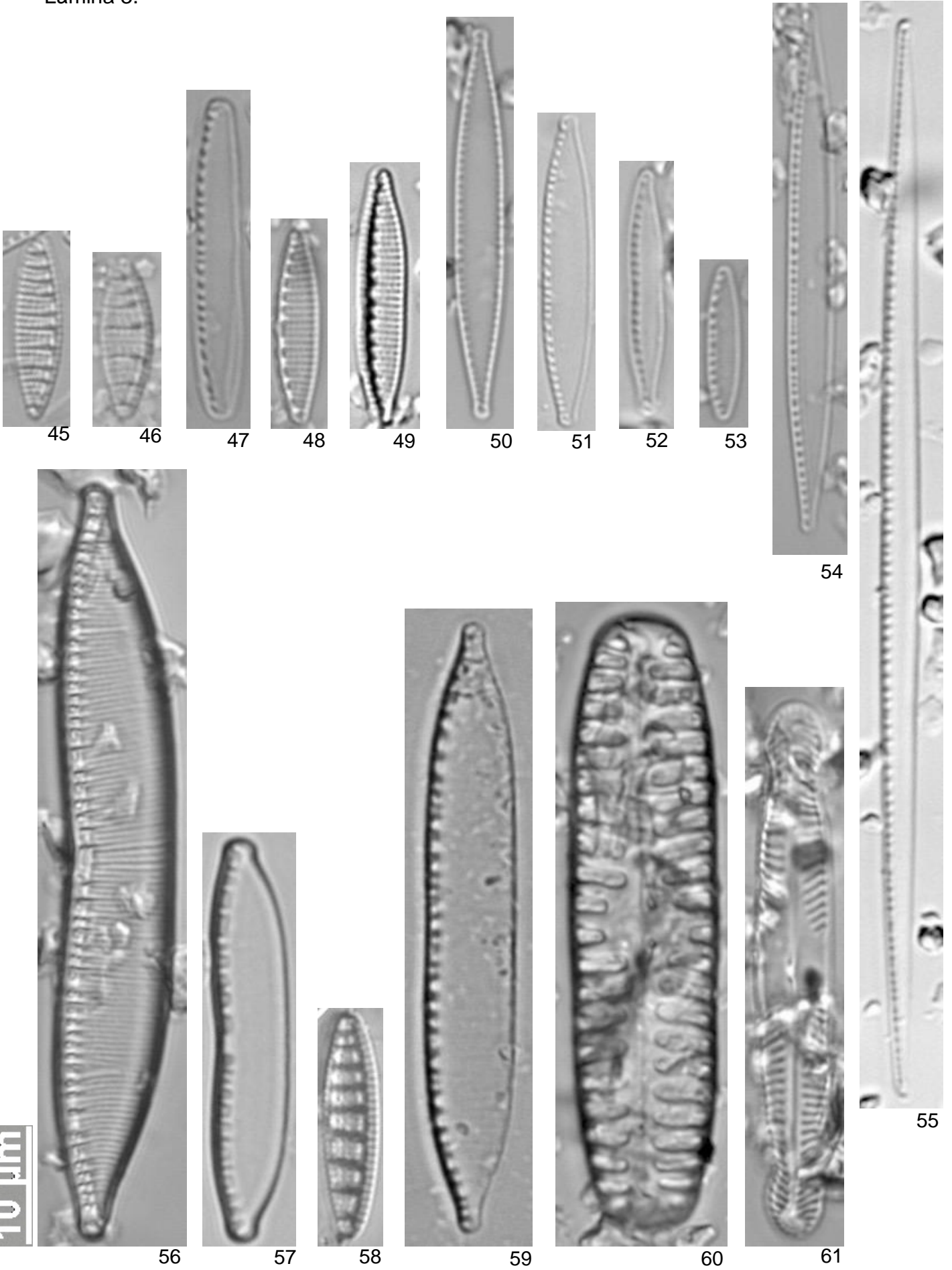
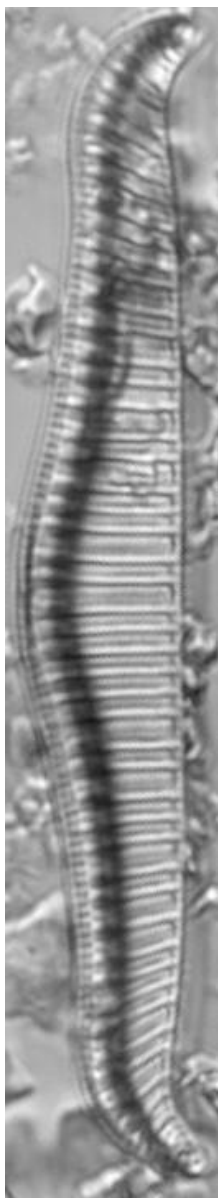


Lámina 3.

- 45 y 46. ***Nitzschia semirobusta***. L: 13.73 μm . A: 4.52 μm . Estr. 17/10 μm
47. ***Nitzschia communis***. L: 27.2-27.81 μm . A: 3.88-4.03 μm . Fib. 10-11/10 μm
48 y 49. ***Nitzschia amphibia***. L: 13.15-18.68 μm . A: 3.43-4.61 μm . Fib. 15-20/10 μm
50 y 51. ***Nitzschia palea***. L: 22.6-30.1 μm . A: 3.8-5.21 μm . Fib. 11-14/10 μm
52. ***Nitzschia sp1***. L: 20.97-22.98 μm . A: 3.03-3.43 μm . Fib. 9-11/10 μm
53. ***Nitzschia sp2***. L: 11.34-16.79 μm . A: 2.06-3.23 μm . Fib. 10-12/10 μm
54 y 55. ***Nitzschia gracilis***. L: 35.01-91.53 μm . A: 3.09-4.09 μm . Fib. 11/10 μm
56. ***Hantzschia abundans***. L: 64.46-70.3 μm . A: 9.11-9.33 μm . Estr. 19/10 μm
57. ***Hantzschia amphyoxis*** L: 37.82-69.45 μm . A: 4.75-9.10 μm . Fib. 8-11/10 μm
58. ***Denticula kuetzingii***. L: 18.69-20.73 μm . A: 4.64-5.27 μm . Fib. 4-7/10 μm
59. ***Nitzschia umbonata***. L: 46.13-59.05 μm . A: 7.09-8.07 μm . Fib. 7-10/10 μm
60. ***Pinnularia borealis***. L: 35.29-38.96 μm . A: 6.88-9.44 μm . Estr. 5/10 μm
61. ***Pinnularia subcapitata***. L: 45.29-46.44 μm . A: 6.51-6.54 μm . Estr. 13/10 μm

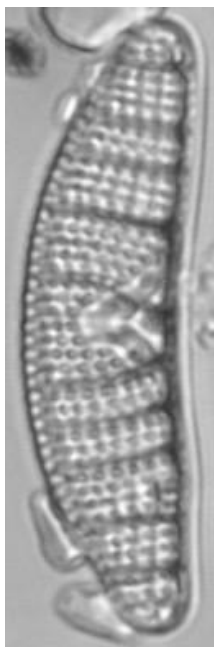
Lámina 4.



62



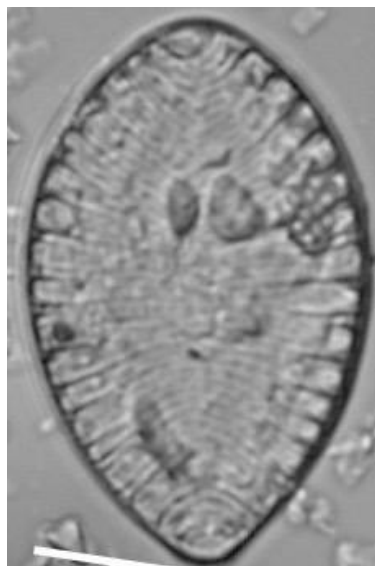
63



64



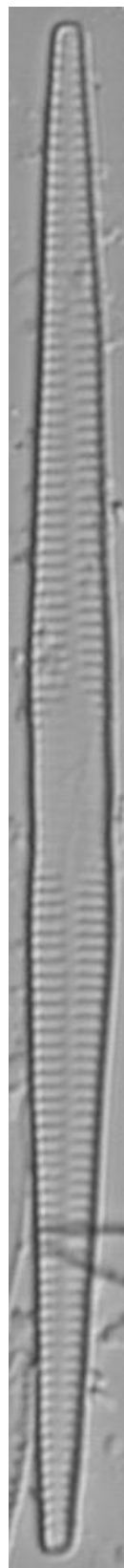
65



66



67



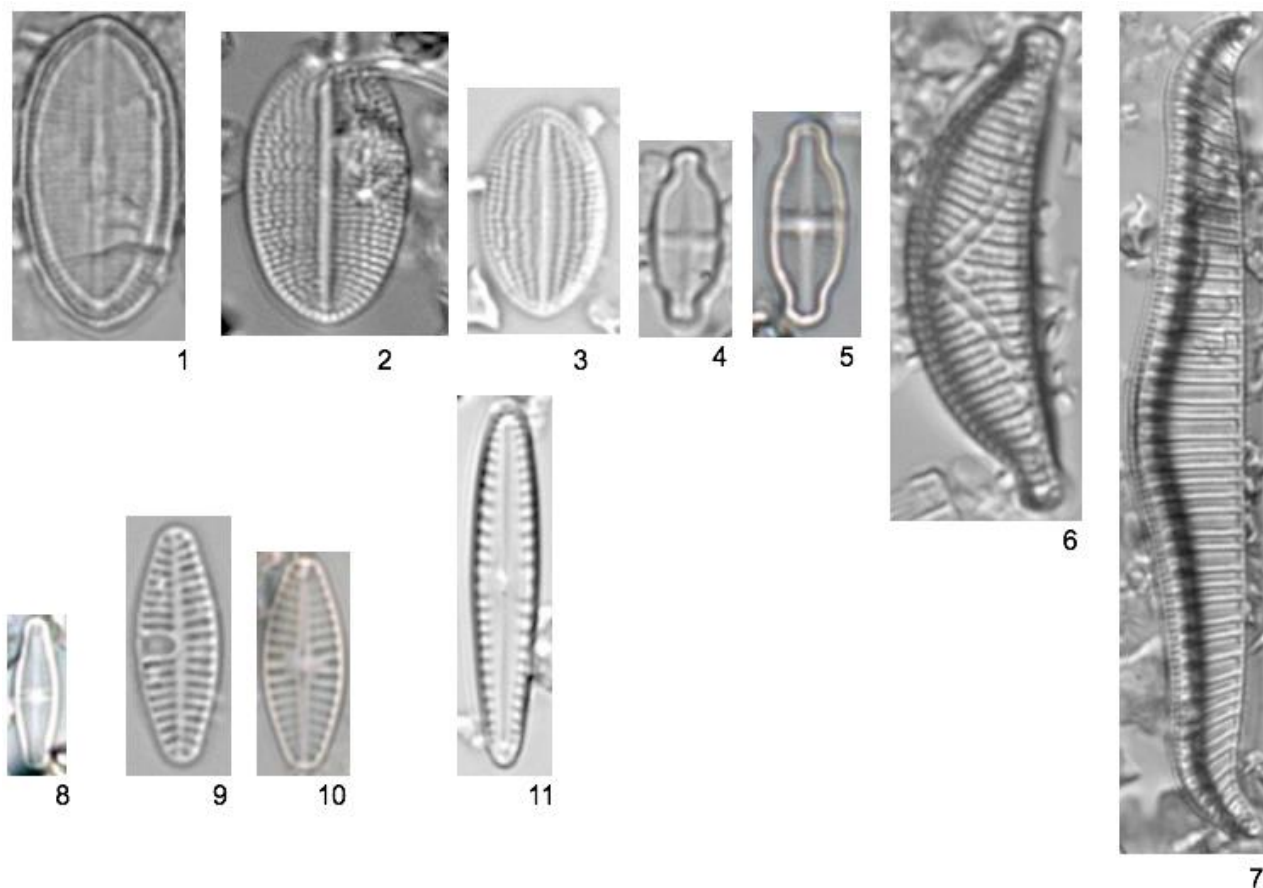
68

10 μ m

Lámina 4.

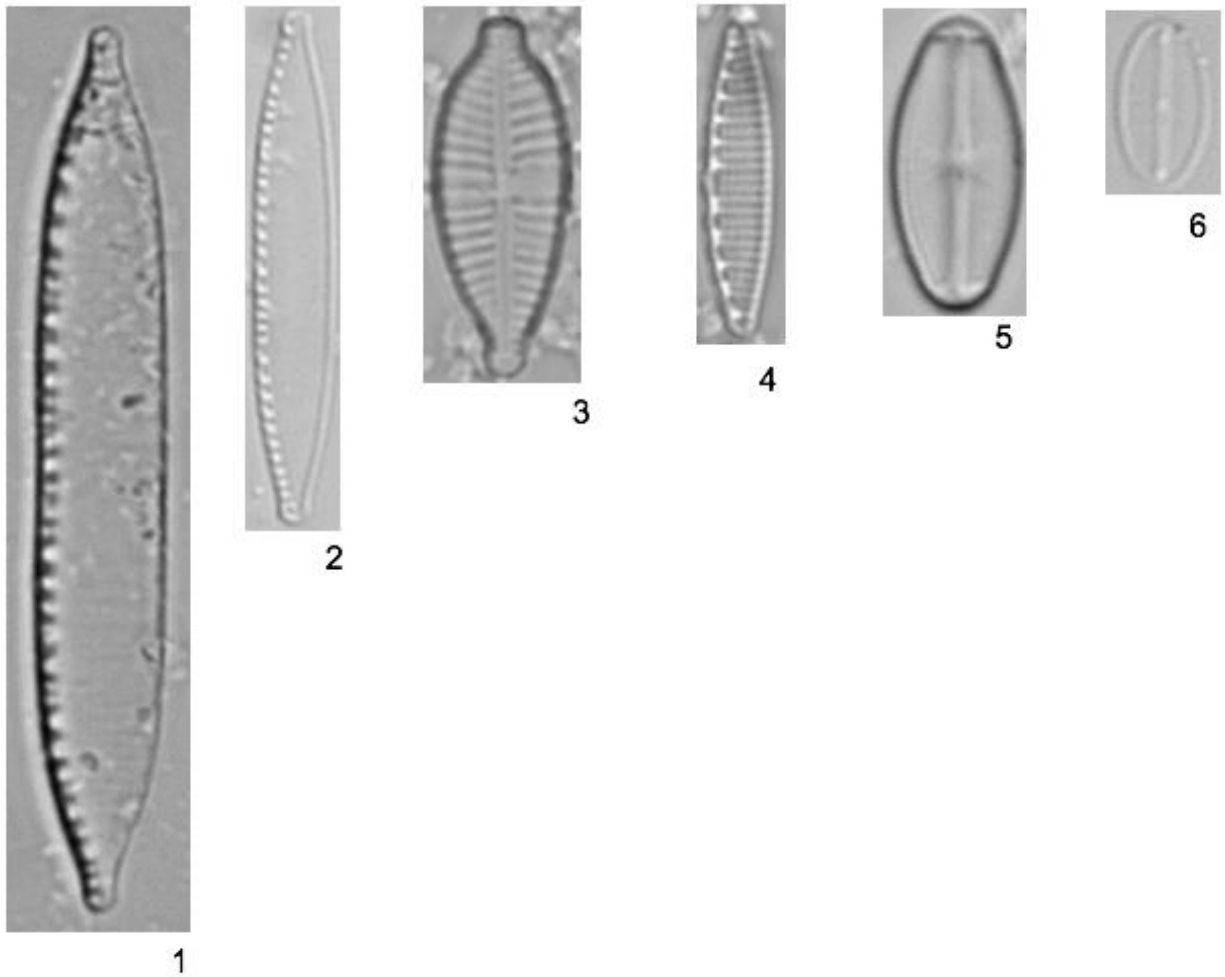
62. ***Rhopalodia gibba***. L: 49.59-71.08 μm . A: 8.89-11.51 μm . Cost. 13-17/10 μm
63. ***Rhopalodia brebisonii***. L: 18.7-24.58 μm . A: 5-6 μm . Cost. 16-19/10 μm
64. ***Epithemia adnata***. L: 32.85-35.23 μm . A: 9.28-10.57 μm . Estr. 12-13/10 μm
65. ***Epithemia sorex***. L: 28.41-32.36 μm . A: 7.48-9.79 μm . Estr. 13-15/10 μm
66. ***Surirella ovalis***. L: 31.53-33.50 μm . A: 19.93-20.69 μm . Cost. 14/10 μm
67. ***Surirella angusta***. L: 23.13-27.73 μm . A: 7.41-8.25 μm . Cost. 7-8/10 μm
68. ***Ulnaria ulna***. L: 91.58-150.28 μm . A: 7.09-8.38 μm . Estr. 10/10 μm

Apéndice 4. Algunas especies dominantes del sitio 1 (Santa María de los Baños).



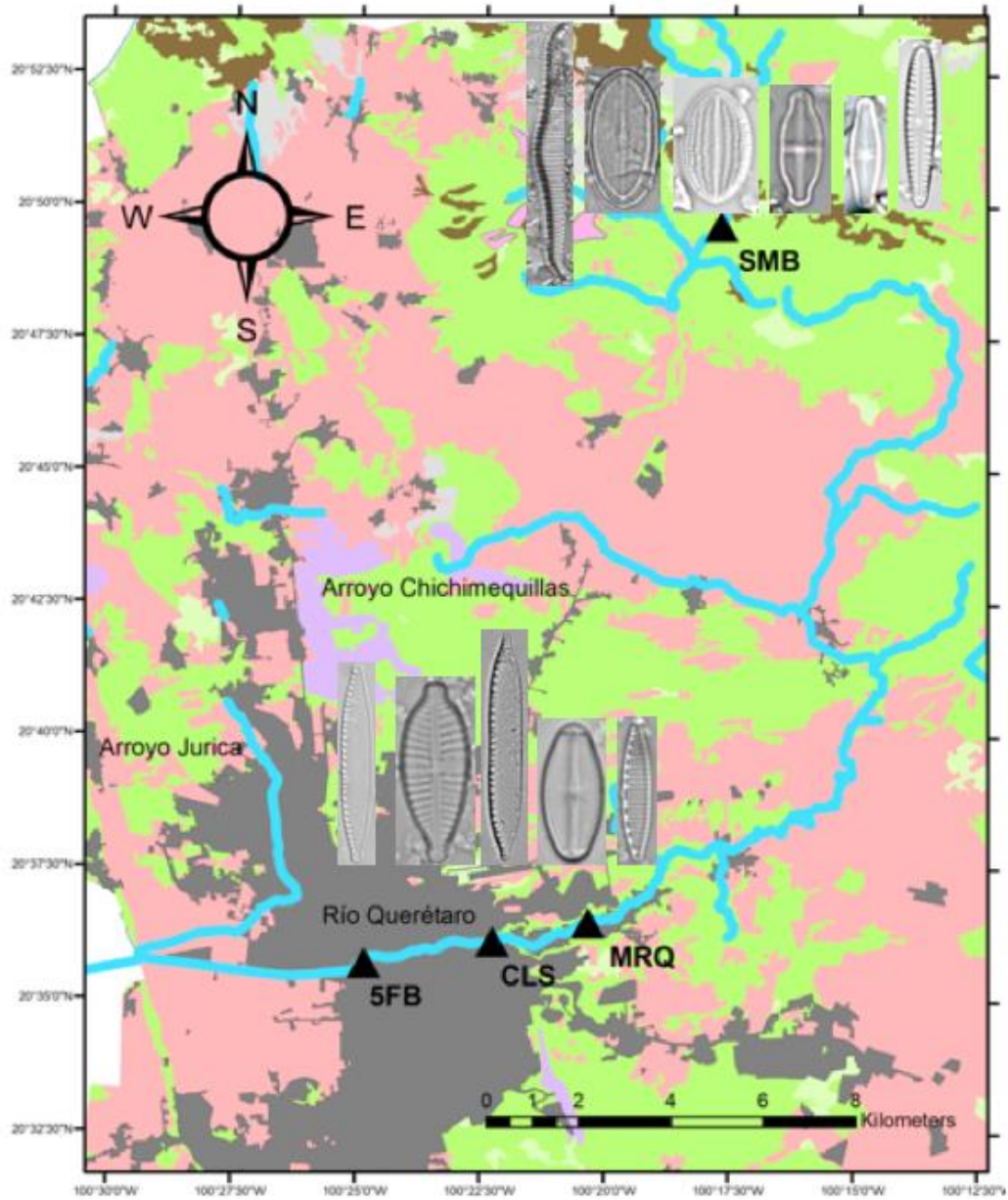
1. *Cocconeis placentula*
2. *Cocconeis placentula*
3. *Cocconeis placentula*
- 4 y 5. *Achnantheidium exiguum*
6. *Epithemia sorex*
7. *Rhopalodia gibba*
8. *Achnantheidium minutissimum*
- 9 y 10. *Planothidium frequentissimum*
11. *Gomphonema pumilum*

Apéndice 5. Especies dominantes de los sitios 2, 3 y 4.



1. *Nitzschia umbonata*
2. *Nitzschia palea*
3. *Gomphonema parvulum*
4. *Nitzschia amphibia*
5. *Sellaphora pupula*
6. *Fistulifera saprophila*

Apéndice 6. Mapa de la cuenca del río Querétaro con algunas de las especies dominantes de los sitios muestreados.



De izquierda a derecha, de arriba abajo:

- Rhopalodia gibba*
- Cocconeis placentula* con rafe
- Cocconeis placentula* sin rafe
- Achnanthydium exiguum*
- Achnanthydium minutissimum*
- Gomphonema pumilum*
- Nitzschia palea*
- Gomphonema parvulum*
- Nitzschia umbonata*
- Sellaphora pupula*
- Nitzschia amphibia*