



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

ÁREA ACADÉMICA DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y MATERIALES

LICENCIATURA EN INGENIERÍA EN GEOLOGÍA AMBIENTAL

TÍTULO

**“Evaluación de la Laguna de Metztitlán, Hidalgo, México,
Mediante el Índice Diatómico de Eutrofización y
Contaminación Ambiental (EPI-D)”.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

Ingeniero Geólogo Ambiental

Presenta:

Edith Nayeli Núñez Martínez

Director de tesis:

M. en C. Misael E. Cruz Sánchez

Mineral de la Reforma, Hidalgo

Junio 2013

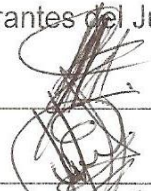








UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
DIRECCIÓN

M. en C. Julio César Leines Medécigo
Director de Control Escolar de la
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Presente

Por este conducto le comunico que el Jurado asignado a la pasante de la Licenciatura en Ingeniería en Geología Ambiental: **EDITH NAYELI NÚÑEZ MARTÍNEZ**, quien presenta el trabajo de: **“EVALUACIÓN DE LA LAGUNA DE METZTILÁN, HIDALGO, MÉXICO, MEDIANTE EL ÍNDICE DIATÓMICO DE EUTROFIZACIÓN Y CONTAMINACIÓN AMBIENTAL (EPI-D)”**, después de revisar el trabajo ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Jurado:

PRESIDENTE:	M. en C. Timóteo Camargo Cruz	
PRIMER VOCAL:	M. en C. Misael Eduardo Cruz Sánchez	
SEGUNDO VOCAL:	Dra. Yolanda Marmolejo Santillán	
TERCER VOCAL:	M. en C. Alberto Arenas Flores	
SECRETARIO:	Dr. Kinardo Flores Castro	
PRIMER SUPLENTE:	Dr. Eduardo Cerecedo Saenz	
SEGUNDO SUPLENTE:	Dra. Maria Isabel Reyes Valderrama	

Atentamente
“Amor, Orden y Progreso”
Mineral de la Reforma, Hgo. a 28 de Mayo de 2013


Dr. Orlando Avila Pozos
Director





AGRADECIMIENTOS

A Misael Eduardo Cruz Sánchez mi director de tesis por su apoyo, por compartir sus conocimientos, experiencias y consejos durante la realización del presente trabajo de investigación.

A la Dra. Ma. Isabel Reyes Valderrama, responsable del laboratorio de Espectrometría ICP y AA, AACTyM, UAEH, por su apoyo para la determinación de metales en soluciones acuosas mediante espectrometría de emisión en plasma acoplado inductivamente (ICP).

A la Q. Patricia Girón García del Laboratorio de Fluorescencia de Rayos X, Departamento de Geoquímica, Instituto de Geología, UNAM, por su apoyo para determinar la composición química de los sedimentos de la laguna de Metztitlán.

Al Dr. Juan Hernández Ávila responsable del laboratorio de Microscopia Electrónica de Barrido, AACTyM, UAEH, por su apoyo para realizar microanálisis y micromorfología de diatomeas en muestras de agua.

Al Dr. Alberto Arenas y Dr. Eduardo Cerecedo del Laboratorio de Difracción de Rayos X, AACTyM, UAEH, por su apoyo para determinar la mineralogía de sedimentos por difracción de rayos X (polvos).

Al M. en C. Timoteo Camargo Cruz, por sus valiosos comentarios e información sobre la zona de estudio.

A la Secretaría de Educación Pública por el apoyo otorgado durante la realización del servicio social (BECANET 2011-2012) y beca para titulación (BECANET 2012-2013).



DEDICATORIA

A Dios por permitirme llegar hasta este momento tan importante y lograr una meta más en mi vida.

A mi hija Zuri con todo mi amor por ser la alegría de mi vida y fuente de inspiración para seguir adelante.

A mis padres Magdalena y Ernesto por todo su amor e interminable apoyo en todo momento de mi vida, por sus enseñanzas, consejos y por su eterna paciencia. Gracias por alentarme en momentos difíciles y por ayudarme a concluir mi carrera, los quiero mucho.

A mis hermanos Ernesto y Aldo gracias por estar conmigo y apoyarme siempre, los quiero mucho.

A Misael por su amistad y sobre todo paciencia durante esta investigación, gracias por todo el tiempo dedicado, por sus enseñanzas y por ayudarme a concluir mi carrera.



ÍNDICE

	Página
Lista de tablas.	i
Lista de figuras.	ii
Resumen.	vii
Introducción.	viii
Objetivos.	xi
Capítulo 1. Bioindicadores.	1
1.1. Bioindicadores.	2
1.2. Organismos bioindicadores.	4
1.2.1. Bacterias.	4
1.2.2. Protozoos.	5
1.2.3. Fitoplancton.	6
1.2.4. Macrófitas.	20
1.2.5. Peces.	21
1.2.6. Macroinvertebrados bentónicos.	22
1.3. Métodos biológicos de evaluación de calidad del agua.	24
1.3.1. Métodos ecológicos.	24
1.3.2. Métodos fisiológicos y bioquímicos.	31
1.3.3. Método de bioacumulación.	31
Capítulo 2. Lagos y lagunas.	33
2.1. Sistemas lacustres.	34
2.1.1. Procesos físicos.	35
2.1.2. Procesos bioquímicos.	39
2.1.3. Sedimentos lacustres.	41
2.2. Contaminación de sistemas lacustres.	44
2.3. Salinidad.	46



	Página
Capítulo 3. Descripción del área de estudio.	47
3.1. Localización y vías de comunicación.	48
3.2. Descripción.	49
3.3. Fisiografía.	51
3.4. Geología.	53
3.5. Hidrogeología.	56
3.6. Clima.	57
3.7. Vegetación.	59
Capítulo 4. Metodología.	61
4.1. Caracterización de sedimentos.	62
4.1.1. Mineralogía de sedimentos mediante análisis de difracción de rayos-X (método de polvos).	63
4.1.2. Composición química de los sedimentos.	64
4.2. Toma de muestras de agua.	65
4.3. Análisis fisicoquímicos de las muestras de agua.	66
4.4. Parámetros de calidad para agua riego.	69
4.5. Identificación de diatomeas y evaluación del EPI-D.	71
Capítulo 5. Resultados y discusión.	73
5.1. Caracterización de sedimentos.	74
5.1.1. Mineralogía de sedimentos mediante análisis de difracción de rayos-X (método de polvos).	74
5.1.2. Composición química de los sedimentos.	74
5.2. Evaluación geoquímica de la laguna de Metztitlán a partir de los análisis fisicoquímicos realizados a las muestras de agua.	82
5.2.1. Características geoquímicas del agua.	84
5.2.2. Parámetros de salinidad.	89
5.3. Identificación de diatomeas y cálculo del EPI-D.	95
Conclusiones.	103
Bibliografía.	106



Lista de tablas

	Página
Tabla 1.1. Clasificación de la calidad del agua en base al índice EPI-D en escalas de 0-4 y 1-20 (Dell 'Uomo, 2004).	30
Tabla 4.1. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo.	63
Tabla 5.1. Clasificación de color de los sedimentos.	75
Tabla 5.2. Elementos mayores en los sedimentos de la laguna de Metztlán y en la Roca Sedimentaria (RS) e Índice de Alteración Química (IAQ).	77
Tabla 5.3. Elementos traza en los sedimentos de la laguna de Metztlán y en la Roca Sedimentaria (RS).	78
Tabla 5.4. Parámetros fisicoquímicos evaluados durante el mes de marzo del 2011 y Límite máximo permisible para agua de riego, LAR (Ayers y Westcot, 1987).	86
Tabla 5.5. Parámetros fisicoquímicos evaluados durante el mes de noviembre del 2011 y Límite máximo permisible para agua de riego, LAR (Ayers y Westcot, 1987).	87
Tabla 5.6. Solubilidad como carbonatos y límites de detección por ICP de algunos elementos metálicos.	88
Tabla 5.7. Minerales disueltos en la laguna de Metztlán (Aquachem 4.0.284, 2003).	90
Tabla 5.8. Índices de salinidad evaluados durante el mes de marzo del 2011.	92
Tabla 5.9. Índices de salinidad evaluados durante el mes de noviembre del 2011.	93
Tabla 5.10. Principales diatomeas presentes en la laguna de Metztlán y parámetros para el cálculo del EPI-D durante el mes de marzo del 2011.	100
Tabla 5.11. Principales diatomeas presentes en la laguna de Metztlán y parámetros para el cálculo del EPI-D durante el mes de noviembre del 2011.	101
Tabla 5.12. Composición química de las principales diatomeas presentes en la laguna de Metztlán.	102



Lista de figuras

	Página
Figura 1.1. <i>Escherichia coli</i> o <i>E.coli</i> (http://higieneialiments.blogspot.com/2011_04_01_archive.html).	5
Figura 1.2. Microorganismos que conforman el fitoplancton (Parkinson y Gordon, 1999).	6
Figura 1.3. Estructura de las diatomeas (Round <i>et al.</i> , 1990).	7
Figura 1.4. Diatomeas céntricas (Round <i>et al.</i> , 1990).	8
Figura 1.5. Diatomeas pennales (Round <i>et al.</i> , 1990).	9
Figura 1.6. Reproducción asexual y sexual de diatomeas (Round <i>et al.</i> , 1990).	10
Figura 1.7. Algunos usos de las diatomeas.	11
Figura 1.8. (a) <i>Nitzschia</i> sp. y (b) <i>Stephanodiscus</i> sp. (Round <i>et al.</i> , 1990).	12
Figura 1.9. Producción de biodiesel a partir de microalgas (http://scienceblo.gcarles.wordpress.com/2011/03/17/new-biodiesel/).	13
Figura 1.10. Estructura de dinoflagelado atecado (Fensome <i>et al.</i> , 1996).	15
Figura 1.11. Estructura de dinoflagelados tecados (Fensome <i>et al.</i> , 1996).	15
Figura 1.12. Ciclo de vida de los dinoflagelados: 1) incremento de la población de células móviles vegetativas en la fase haploide; 2) fusión de células vegetativas generando cigotos diploides; 3) cambio morfológico del cigoto diploide a planocigoto, perdiendo gradualmente su movilidad; 4) cambio morfológico a quiste, pérdida total de movilidad; 5) deposición del quiste en sedimentos; 6) germinación del quiste bajo condiciones favorables (Fensome <i>et al.</i> , 1996).	16
Figura 1.13. Estructura de cianobacterias (http://recursostic.educacion.es/ciencias/proyectobiologia/web/bachillerato/primero/biologia/ud02/01_02_04_02_011.html).	18



	Página
Figura 1.14. Cianobacteria <i>Spirulina</i> (http://adiendhealthhouse.blogspot.com/2011/06/type-of-herbs-spirulina.html).	19
Figura 1.15. Tipos de macrófitas (http://www.tropica.com/plants/plantdescription.aspx?pid=095).	20
Figura 1.16. (a) Carpa común y (b) Tilapia (De la Lanza <i>et al.</i> , 2000).	22
Figura 1.17. Macroinvertebrados bioindicadores (De la Lanza <i>et al.</i> , 2000).	23
Figura 2.1. Estratificación térmica del agua de un lago (Hamblin, 1996).	37
Figura 2.2. Ciclos estacionales en un sistema lacustre (Lewis, 1983).	37
Figura 2.3. Factores que afectan el agua de un lago (Chubarenko, 2007).	38
Figura 2.4. Modelo de distribución de sedimentos (Twenhofel, 1932).	41
Figura 2.5. Modelo de sedimentación química en lagos (Reeves, 1968).	42
Figura 3.1. Foto panorámica de la laguna de Metztitlán, vista desde la parte sureste (embarcadero).	48
Figura 3.2. Ubicación geográfica de la laguna de Metztitlán, Estado de Hidalgo.	49
Figura 3.3. Imagen satelital de la laguna de Metztitlán, Hgo. Perspectiva a 9.21 Km de altura (Google Earth, 2011).	50
Figura 3.4. Corte transversal del deslizamiento de rocas que dio origen a la obstrucción del paraje Los Sótanos en el río Metztitlán (Suter, 2004).	51
Figura 3.5. Fisiografía del Estado de Hidalgo (Ortega <i>et al.</i> , 1992).	52
Figura 3.6. Localización de la laguna de Metztitlán y características geológicas de la región (Carta Metalogénica Geológico-Estructural del Estado de Hidalgo, 1999).	55
Figura 3.7. Subcuenca Río Grande de Tulancingo (Camargo, 2000).	56



	Página
Figura 3.8. Datos de la temperatura de las tres estaciones meteorológicas más cercanas a la laguna de Metztitlán (SEMARNAT, 2007).	58
Figura 3.9. Datos de precipitación de las tres estaciones meteorológicas más cercanas a la laguna de Metztitlán (SEMARNAT, 2007).	58
Figura 3.10. Datos de la evaporación de las tres estaciones meteorológicas más cercanas a la laguna de Metztitlán (SEMARNAT, 2007).	59
Figura 3.11. Vegetación alrededor de la laguna de Metztitlán.	60
Figura 3.12. Vegetación introducida alrededor de la laguna de Metztitlán.	60
Figura 4.1. Ubicación de los sitios de muestreo de sedimentos en la laguna de Metztitlán, Hidalgo.	62
Figura 4.2. Determinación de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) por espectrofotometría de absorción de radiación visible.	68
Figura 4.3. Determinación de la conductividad eléctrica en muestras de agua sin acidular.	68
Figura 4.4. Microscopio Electrónico de Barrido marca Jeol, modelo 6300.	72
Figura 5.1. Patrones de difracción de rayos-X (polvos) de las muestras de sedimentos de la laguna de Metztitlán (1 a 12) y roca sedimentaria (RS). Se indican las principales líneas de Cuarzo, Q (JCPDSF* 88-2487); Caolinita, K (JCPDSF 83- 0971), Calcita, Ca (JCPDSF 88-1808) y Plagioclasa, P (JCPDSF 84-0751).	76
Figura 5.2. Índice de Alteración Química (IAQ) de los sedimentos de la laguna de Metztitlán.	79
Figura 5.3. Factores de Enriquecimiento (FE) para los sedimentos respecto de la composición química de la roca sedimentaria analizada (RS) mediante fluorescencia de rayos-X.	80
Figura 5.4. Factores de Enriquecimiento (FE) para los sedimentos respecto de la composición química de la Corteza Terrestre reportada por Taylor (1964).	81
Figura 5.5. Vista panorámica de la laguna de Metztitlán obtenida en el mes de marzo de 2011.	83



	Página
Figura 5.6. Vista panorámica de la laguna de Metztitlán en el mes de noviembre de 2011.	83
Figura 5.7. Diagrama de Piper para la laguna de Metztitlán (Aquachem 4.0.284, 2003).	88
Figura 5.8. Diagramas de dispersión (a) HCO_3^- con Mg^{2+} y (b) HCO_3^- con Ca^{2+} .	89
Figura 5.9. Diagrama de clasificación de agua de riego según CE y RAS (Richards, 1980).	94
Figura 5.10. Diagrama de reducción relativa de la infiltración de agua de riego (Ayers y Westcot, 1987).	94
Figura 5.11. <i>Aulacoseira granulata</i> caracterizada por frústulas con forma cilíndrica que se unen para crear colonias filamentosas generalmente rectas y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	96
Figura 5.12. <i>Nitzschia amphibia</i> una diatomea pinnada mostrando la línea dorsal característica y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	96
Figura 5.13. Vista frontal de <i>Stephanodiscus hantzschii</i> una diatomea radial característica de ambientes acuáticos eutróficos y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	97
Figura 5.14. Hipovalva de <i>Cyclotella meneghiniana</i> otra diatomea céntrica y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	97
Figura 5.15. Valva de <i>Navícula cryptocephala</i> , diatomea pinnada que posee un frústulo plano y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	97
Figura 5.16. División celular de <i>Asterionella formosa</i> , es una diatomea cosmopolita que tiende a crear colonias en forma de estrella unidas a través de uno de los extremos de las valvas y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	98
Figura 5.17. Micrografía de <i>Asterionellopsis glacialis</i> diatomea que se une a través de la cara de la valva para formar cadenas en forma de espiral y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	98
Figura 5.18. Micrografía de <i>Eolimna subminúscula</i> coexistiendo con fragmentos de minerales no metálicos y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	99



	Página
Figura 5.19. <i>Nitzschia acicularis</i> coexistiendo con abundantes fragmentos líticos y espectro de energía dispersiva de rayos-X.	99



RESUMEN

En el presente trabajo se han evaluado durante los meses de marzo y noviembre de 2011 las principales características de los sedimentos y del agua de la laguna de Metztitlán, Hidalgo, México.

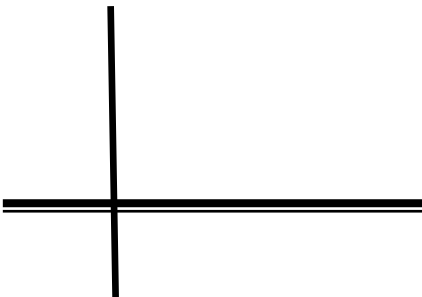
Los sedimentos se caracterizan por una textura que va de franco arenosa a franco limosa y una coloración grisácea. Los principales minerales que constituyen los sedimentos son cuarzo, caolinita, calcita y plagioclasa; siendo más abundante esta última. Se ha observado que la composición mineralógica es homogénea para los diferentes sedimentos analizados. En cuanto a su composición química destaca la abundancia de SiO_2 , CaO y Al_2O_3 , con un enriquecimiento muy alto de Cr y de alto a muy alto para Zn y Nb cuando se compara su composición química con una roca sedimentaria del lugar. La alteración química de los sedimentos es baja de acuerdo al cálculo del Índice de Alteración Química (IAQ).

El agua de la laguna se clasificó mediante el diagrama de Piper como bicarbonatada cálcica y/o magnésica, con dolomita, halita, anhidrita y silvita como los principales minerales disueltos. De acuerdo a su evaluación como agua de riego se considera de salinidad media y adecuada para este propósito (NOM-005-ECOL-2000), sin embargo, desde el punto de vista de protección a la vida acuática las concentraciones de amonio representan una amenaza para la sobrevivencia de los peces (EPA, 2009).

Las principales variedades de diatomeas identificadas tanto para el mes de marzo como noviembre de 2011 fueron: *Aulacoseira granulata*, *Nitzschia amphibia*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navícula cryptocephala*, *Asterionellopsis glacialis*, *Eolimna subminúscula* y *Asterionella formosa*, las cuales permitieron evaluar la calidad del ambiente acuático mediante el EPI-D estableciéndose que en la escala de 0 a 4 la laguna se encuentra fuertemente contaminada y en la escala de 1 a 20 se clasificó como un ambiente acuático de mala calidad para la sobrevivencia de las especies acuáticas.



INTRODUCCIÓN





La contaminación de sistemas acuáticos constituye un problema que limita la supervivencia de los distintos seres vivos, en este sentido, cualquier perturbación natural o antropogénica repercute directamente en el equilibrio establecido entre un sistema acuático y las diferentes especies que dependen de ellos. Desafortunadamente, los métodos clásicos para evaluar la contaminación o perturbación de este tipo de sistemas requiere de una gran inversión económica debido a la múltiple aplicación de análisis fisicoquímicos, por ello, una alternativa para reducir costos y obtener información confiable sobre el estado trófico de un sistema es el empleo de organismos que actúan como bioindicadores.

Los bioindicadores acuáticos son organismos o comunidades de organismos que responden fisiológica o conductualmente a un amplio espectro de sustancias o concentraciones tóxicas (orgánicas o inorgánicas); su presencia y abundancia señala algún proceso o estado del sistema en el cual habita. Entre los principales bioindicadores se encuentran los macroinvertebrados (insectos, moluscos, anélidos y crustáceos), las macrófitas y los peces; los cuales son relativamente fáciles de coleccionar, manejar e identificar, existiendo una gran información ecológica asociada a ellos. De manera alternativa, se emplean microorganismos como protozoarios, ciliados, diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias.

El empleo de diatomeas como bioindicadores para establecer la calidad de los ambientes acuáticos data de los años ochenta, siendo los países de Europa y Estados Unidos quienes más información han generado al respecto (Figuerola *et al.*, 2003). Las diatomeas son algas unicelulares del reino protista pertenecientes a la clase *Bacillariophyceae*, las cuales se encuentran ampliamente distribuidas en habitats acuáticos tanto marinos como continentales. Las diatomeas son altamente sensibles ya que proporcionan información asociada a la cantidad de material orgánico; son excelentes indicadores de las características fisicoquímicas de los sistemas acuáticos, de la mezcla o estratificación, de la temperatura, del pH o la salinidad y también actúan como indicadores de eutrofización e impacto antropogénico (Round, 1990).



Para establecer la calidad del ambiente acuático empleando diatomeas como bioindicadores generalmente se emplea el Índice Diatómico de Eutrofización y Contaminación Ambiental o EPI-D (*Environmental Eutrophication and/or Pollution Index –Diatom based*), el cual es un índice integrado y ponderado de eutrofización y/o contaminación basado en la sensibilidad de las diatomeas a las condiciones ambientales; materia orgánica, nutrientes y sales minerales disueltas en el agua. El EPI-D permite establecer la calidad del cuerpo hídrico respecto de la contaminación orgánica e inorgánica (Dell Uomo, 2004). Debido a sus implicaciones ecológicas, este índice es ampliamente utilizado en la mayoría de los países de Europa y Estados Unidos desde hace más de 30 años, sin embargo, su empleo en México y Latinoamérica es incipiente.



OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el ambiente acuático en la laguna de Metztitlán, Estado de Hidalgo, México, mediante el Índice Diatómico de Eutrofización y Contaminación Ambiental (EPI-D) empleando diatomeas como bioindicadores para establecer su calidad.

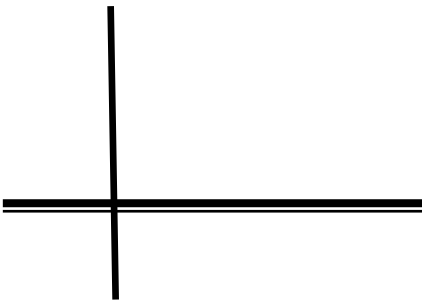
OBJETIVOS ESPECIFICOS

- 1.- Determinar los factores de enriquecimiento de los sedimentos de la laguna de Metztitlán respecto de metales de transición, comparando con la composición química de una roca sedimentaria del lugar y la composición química de la corteza terrestre para establecer las posibles afectaciones antropogénicas.
- 2.- Evaluar las características geoquímicas de muestras de agua de la laguna de Metztitlán mediante el análisis fisicoquímico para identificar la incorporación de metales pesados al ambiente acuático.
- 3.- Identificar las principales especies de diatomeas y calcular el valor del Índice Diatómico de Contaminación y Eutrofización Ambiental (EPI-D) para establecer la calidad del ambiente acuático en la laguna de Metztitlán.



CAPÍTULO 1

BIOINDICADORES





1.1. Bioindicadores

Los sistemas acuáticos poseen una gran diversidad de organismos, por lo que la contaminación induce a numerosas afectaciones tanto en la estructura del sistema acuático como en las funciones biológicas de los organismos (crecimiento y desarrollo). Por este motivo algunos organismos pueden proporcionar información de cambios físicos y químicos en el agua (Bartram y Ballance, 1996).

El crecimiento acelerado de la población, la industrialización y la urbanización son causas de la contaminación del agua (Courtemach *et al.*, 1989). Anteriormente la calidad del agua se evaluaba mediante análisis fisicoquímicos hasta que a principios de siglo XX los métodos biológicos se desarrollaron ampliamente en Europa y Estados Unidos (Figuroa *et al.*, 2003). Por medio de estas investigaciones se encontró que los organismos que indican la calidad del agua determinan el impacto en el sistema acuático de una manera integral. Sin embargo, la información generada a partir de bioindicadores, no reemplaza los análisis fisicoquímicos en el monitoreo de la calidad del agua (Chapman, 1996). Los análisis biológicos están basados en la reacción y sensibilidad de organismos vivos ante la presencia de sustancias que contaminan el lugar donde habitan.

Los bioindicadores o indicadores biológicos son organismos o comunidades de organismos que responden fisiológica o conductualmente a un amplio espectro de sustancias o concentraciones tóxicas, ya sean orgánicas, inorgánicas, de origen natural o antropogénica. Aunque cualquier organismo es indicador de las condiciones del lugar en donde se desarrolla, un bioindicador acuático se considera como aquel organismo cuya presencia y abundancia señala algún proceso o estado del sistema en el cual habita (Hellowell, 1986).

Un contaminante o cualquier evento que modifique las condiciones iniciales de un sistema acuático provoca cambios en los organismos, cuya magnitud depende del tiempo de perturbación, su intensidad y su naturaleza. Cuando un organismo acuático esta en contacto con sustancias tóxicas, su respuesta depende en mayor medida del tiempo de exposición a ellas, pasando desde respuestas individuales (fisiológicas y bioquímicas) hasta respuestas



poblacionales, comunitarias y del ecosistema. Por lo tanto un bioindicador es aquel que logra soportar los efectos ocasionados por las sustancias perturbantes, mostrando alguna respuesta tolerante (Raz, 2000).

El uso de organismos para detectar posibles alteraciones en los ecosistemas acuáticos tiene diversas ventajas (De la Lanza *et al.*, 2000):

- a) Las comunidades biológicas reflejan las condiciones del sistema acuático (físicas, químicas, biológicas y ecológicas).
- b) Los bioindicadores permiten detectar la aparición de contaminantes nuevos o insospechados, puesto que muchas de estas sustancias se acumulan en el cuerpo de ciertos organismos y su concentración puede reflejar el nivel de contaminación ambiental.
- c) La vigilancia biológica evita la determinación regular de un número excesivo de parámetros químicos y físicos, ya que en los organismos se sintetizan o confluyen muchas de estas variables.
- d) El monitoreo biológico resulta ser económico comparado con los análisis fisicoquímicos.

El principal uso de los bioindicadores ha sido la detección de sustancias contaminantes como: metales pesados; materia orgánica, eutrofización, o elementos tóxicos como hidrocarburos, ácidos, bases, pesticidas y gases para establecer la calidad del agua. Existen otra serie de fenómenos que se pueden determinar mediante indicadores biológicos como: condiciones de anoxia; saturación de oxígeno, condiciones de pH, estratificación térmica y de oxígeno en la columna de agua, fenómenos de sedimentación, turbulencia del agua, proceso de mezcla en cuerpos lénticos y grado de mineralización (Graça y Coimbra, 1997).

Antes de seleccionar un bioindicador se debe definir que factor ambiental o que tipo de contaminación se pretende identificar, de manera general un buen bioindicador ambiental debe tener las siguientes características (Hellowell, 1986):



- a) Fácil de identificar, ya que incertidumbres taxonómicas pueden confundir la interpretación de los datos.
- b) Fácil de coleccionar, es decir sin necesidad de varios operarios o equipos costosos.
- c) Tener amplia distribución, la ausencia de especies con requerimientos ecológicos muy estrechos y distribución limitada puede no estar asociado a la contaminación.
- d) Deben tener datos ecológicos apropiados, esto es de considerable ayuda en el análisis de resultados de estudios de contaminación o índices bióticos.
- e) Deben tener importancia económica como recurso (peces) o perjuicio (algas).
- f) Los organismos deben acumular fácilmente contaminantes que permitan reflejar niveles de perturbación ambiental.
- g) Deben ser fáciles de cultivar o procesar en el laboratorio.
- h) Deben tener baja variabilidad, tanto genética como en su rol en la comunidad biológica.

1.2. Organismos Bioindicadores

Los organismos o grupos de organismos más utilizados como indicadores de la calidad del agua son los siguientes: bacterias, protozoos, fitoplancton, macrófitas, peces y macroinvertebrados bentónicos.

1.2.1. Bacterias

Las bacterias son microorganismos muy abundantes que contribuyen en la degradación de la materia orgánica disuelta en el agua (Bernhard *et al.*, 2005). La dinámica y estructura de estos organismos dependen de la disponibilidad de alimento y las condiciones ambientales del lugar donde habitan (Comte *et al.*, 2006). Las bacterias que se encuentran con mayor frecuencia en el agua son las bacterias coliformes (figura 1.1), las cuales son adecuadas como bioindicador de contaminación debido a que estas afectan tanto al hombre como a los animales (De la Lanza *et al.*, 2000).



Figura 1.1. *Escherichia coli* o *E.coli* (http://higienealimentis.blogspot.com/2011_04_01_archive.html).

La presencia de coliformes en el agua es un indicador de contaminación fecal por la descarga de desechos y constituye un indicador de la degradación de los cuerpos de agua. La ventaja del uso de bacterias como bioindicadores es que el muestreo tiene una metodología bien desarrollada, dando respuesta rápida a cambios ambientales como descargas domésticas o municipales. Debido a la gran importancia de los índices bacteriológicos en cuanto a la sanidad pública y a la dispersión de enfermedades provocadas por las aguas, las técnicas de aislamiento e investigación de bacterias fecales están muy desarrolladas y existen métodos automáticos de conteo celular (Fernández *et al.*, 2001).

1.2.2. Protozoos

Los protozoos también llamados protozoarios, son organismos microscópicos unicelulares que viven en ambientes húmedos o en medios acuáticos (salados o dulces). Al igual que las bacterias, el muestreo es relativamente fácil y su respuesta a enriquecimiento orgánico es bien conocida. Existe abundante literatura sobre la posición de estos organismos en el sistema saprobio, pero la desventaja es que se necesita mucha experiencia en la identificación taxonómica, también existen dificultades de flotación y hay grandes

diferencias en la composición de sus comunidades en microhábitats, eso quiere decir que es difícil obtener muestras representativas (De la Lanza *et al.*, 2000).

1.2.3. Fitoplancton

Se denomina fitoplancton al conjunto de organismos acuáticos autótrofos del plancton, que tienen capacidad fotosintética y que viven dispersos en el agua, constituye la base de la cadena alimentaria de los ecosistemas acuáticos, siendo el productor primario de estos ambientes. El fitoplancton capta dióxido de carbono ayudando a regular el clima y es el principal responsable de la presencia de oxígeno en la atmósfera. Dentro de los principales microorganismos que conforman el fitoplancton (figura 1.2) se encuentran las diatomeas, los dinoflagelados y las cianobacterias (Karr *et al.*, 2000).

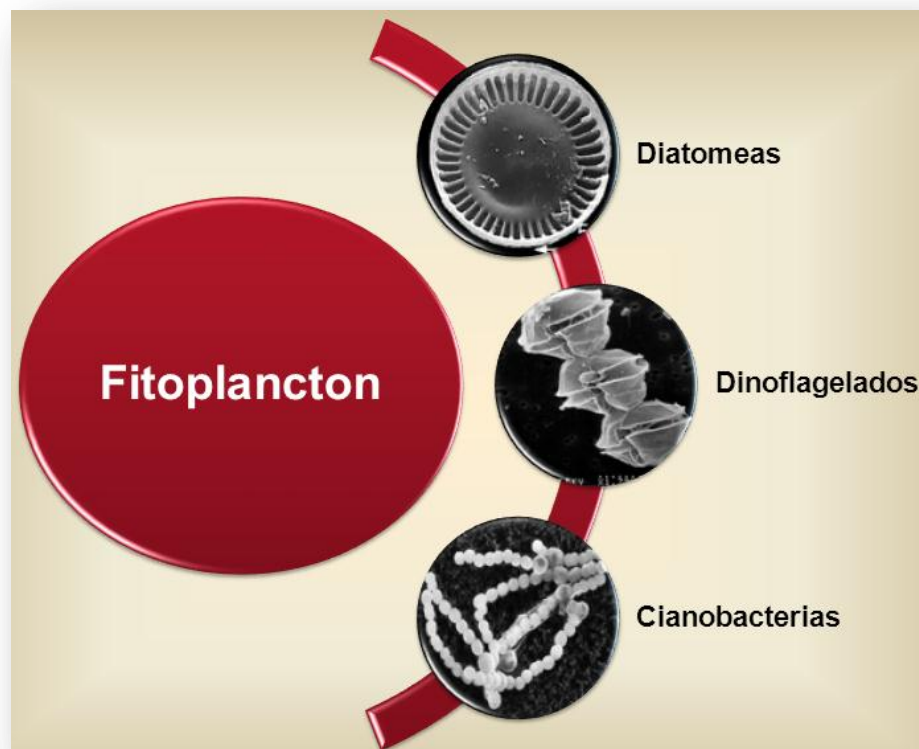


Figura 1.2. Microorganismos que conforman el fitoplancton (Parkinson y Gordon, 1999).

(a) Diatomeas

Las diatomeas son algas unicelulares del reino protista pertenecientes a la clase *Bacillariophyceae*, las cuales se encuentran ampliamente distribuidas en habitats acuáticos tanto marinos como continentales. Estos organismos presentan membrana celular formada principalmente por una mezcla silícica ($\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), celulosa y pectina formando una especie de caparazón al cual se le conoce como frústulo o teca (figura 1.3.). La membrana celular está constituida por dos partes llamadas semitecas. La semiteca superior de la diatomea se denomina epiteca y a la semiteca inferior se le conoce como hipoteca, siendo de mayor tamaño la epiteca que la hipoteca (Round *et al.*, 1990). La parte plana superior e inferior de cada una de las semitecas reciben el nombre de valvas, las cuales están divididas simétricamente por una estructura denominada rafe (Lee, 1999).

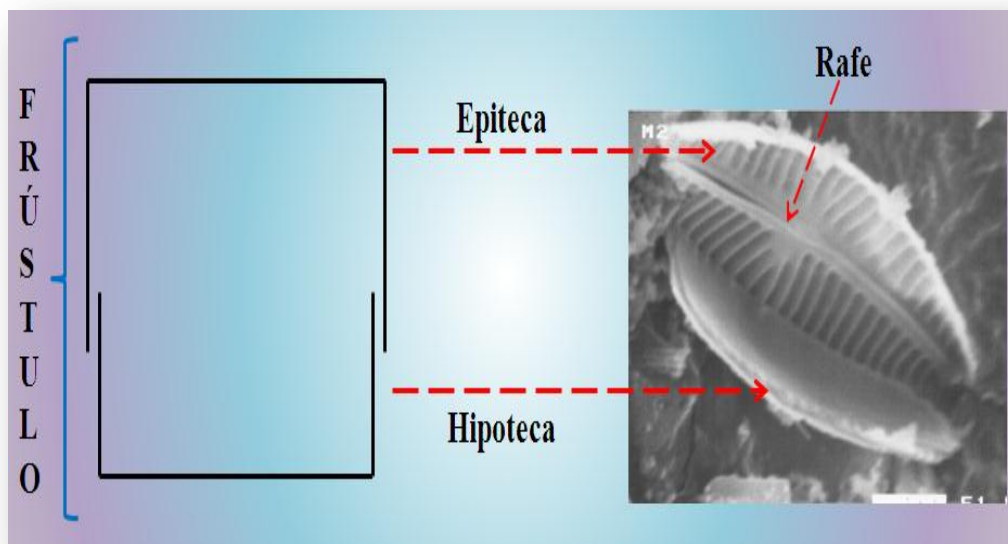


Figura. 1.3. Estructura de las diatomeas (Round *et al.*, 1990).

En la actualidad se conoce una gran cantidad de géneros de diatomeas vivientes, las cuales además de presentarse en agua dulce y agua salada, también pueden adaptarse a ambientes con condiciones extremas de temperatura o salinidad. La mayoría de las

diatomeas son pelágicas, es decir viven libres en el sistema acuático, aunque algunas viven adheridas al sedimento (Round *et al.*, 1990).

De acuerdo a la forma de la valva de las diatomeas se pueden clasificar en dos grandes grupos: diatomeas céntricas y diatomeas pennales.

Las diatomeas céntricas principalmente son de forma radial, aunque también se pueden encontrar con forma triangular, cuadrada o poligonal (figura 1.4.). Este tipo de algas generalmente se encuentran en el plancton de lagos y mares. Su forma está relacionada con la disposición de sílice, de manera que en la zona de menor disposición de sílice se forman poros denominados punteaduras o areolas mediante las cuales entra en contacto con el ambiente acuático. Por otra parte, las zonas con mayor disposición de sílice forman muros delimitando cada uno de los poros (Round *et al.*, 1990).

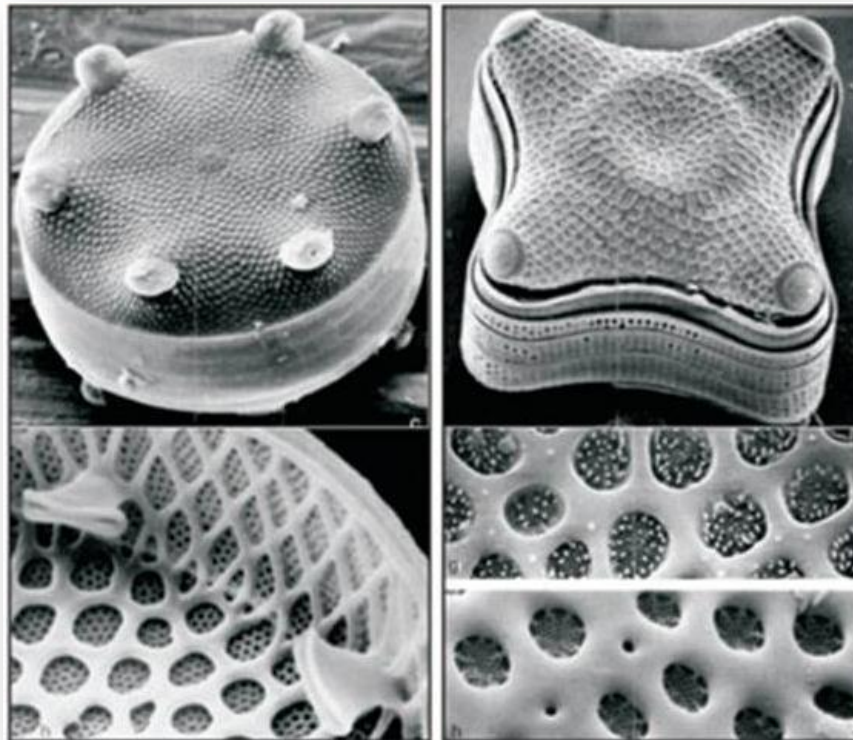


Figura 1.4. Diatomeas céntricas (Round *et al.*, 1990).

Las diatomeas pennales (o pinnadas) presentan valvas con forma alargada, con simetría bilateral. Estos organismos presentan una línea media longitudinal denominada rafe (figura 1.5). Es una zona donde no hay sílice y la célula tiene contacto con el medio acuático. En el rafe se produce mucílago, el cual permite a la célula adherirse al sustrato. Las diatomeas pennales también presentan estrías, que corresponden a zonas de menor disposición de sílice denominadas punetas, mientras que las zonas con mayor disposición de sílice se denominan costillas (Lee, 1999).

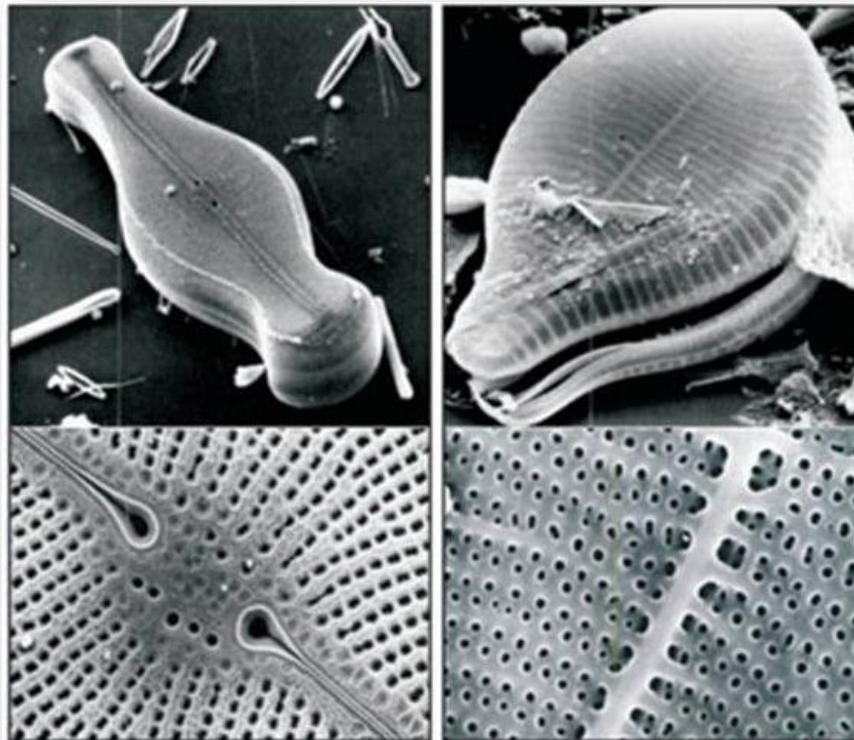


Figura 1.5. Diatomeas pennales (Round *et al.*, 1990).

La reproducción de las diatomeas es de dos tipos: asexual (división celular o mitosis) y sexual, lo cual depende del grupo de diatomeas (figura 1.6).

En la reproducción asexual los organismos unicelulares como las diatomeas se reproducen por división celular, sin embargo, por las características del frústulo ocurre un fenómeno único entre los seres vivos: mientras se lleva a cabo la mitosis, las dos valvas se separan y cada una de estas produce una nueva hipoteca o epiteca de una diatomea hija, de manera que cada célula hija tras varias divisiones celulares conduce a una disminución del tamaño de la diatomea, a este proceso se le conoce como “fisión binaria” (Falciatore y Bowler, 2002).

La reproducción sexual de las diatomeas se presenta cuando son muy pequeñas como para realizar una división celular, en este caso, las diatomeas producen gametos masculinos y femeninos. El gameto masculino (espermatozoide) fecunda una ovocélula y forma un cigoto denominado auxocigoto o auxoespora con la capacidad de crecer cuatro veces su tamaño original. Este nuevo cigoto da origen a una diatomea que tendrá la capacidad de presentar reproducción asexual (Round *et al.*, 1990).

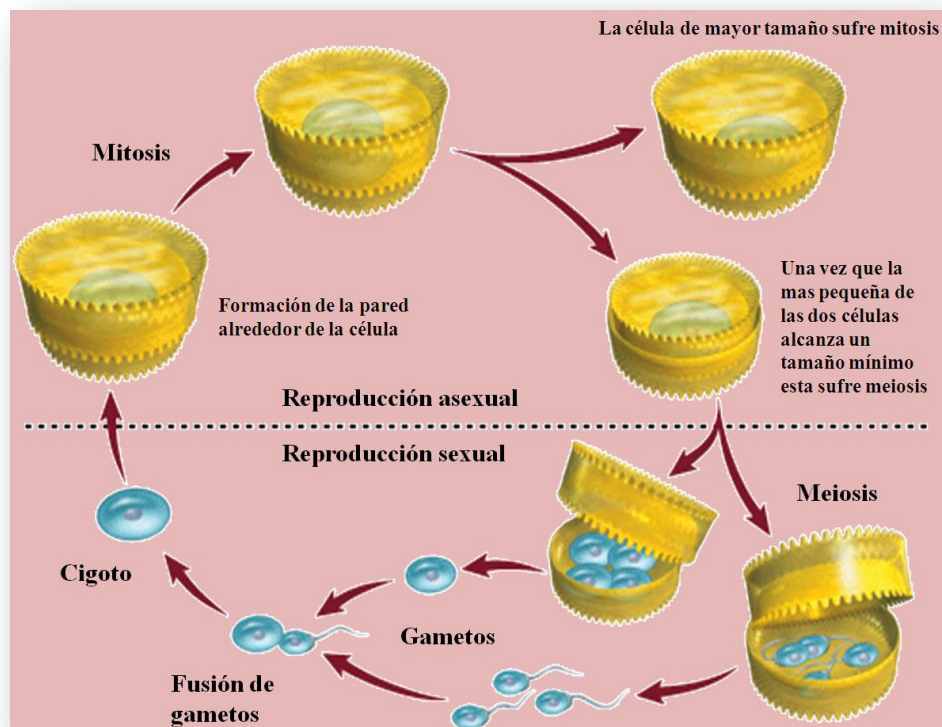


Figura 1.6. Reproducción asexual y sexual de diatomeas (Round *et al.*, 1990).

Debido a la eficiencia de las diatomeas para producir biomasa a un mínimo costo y su fácil cultivo, se han utilizado en numerosos estudios para su implementación en procesos biotecnológicos, industriales e incluso en la medicina (figura 1.7.). La presencia de luteína, ácidos grasos (omega 3) así como otros compuestos de acción anticarcinogénica, antimutagénica, y estimuladores del sistema inmune en algunas especies de diatomeas, ha planteado la posibilidad de emplearlas para reducir el riesgo de cierto tipo de cáncer, enfermedades cardíacas y oftalmológicas, así como para reducir la hipertensión, el colesterol, enfermedades coronarias y agregación plaquetaria (Yongmanitchai y Ward, 1991; Domergue *et al.*, 2002; Domergue *et al.*, 2003; Olaizola, 2003).

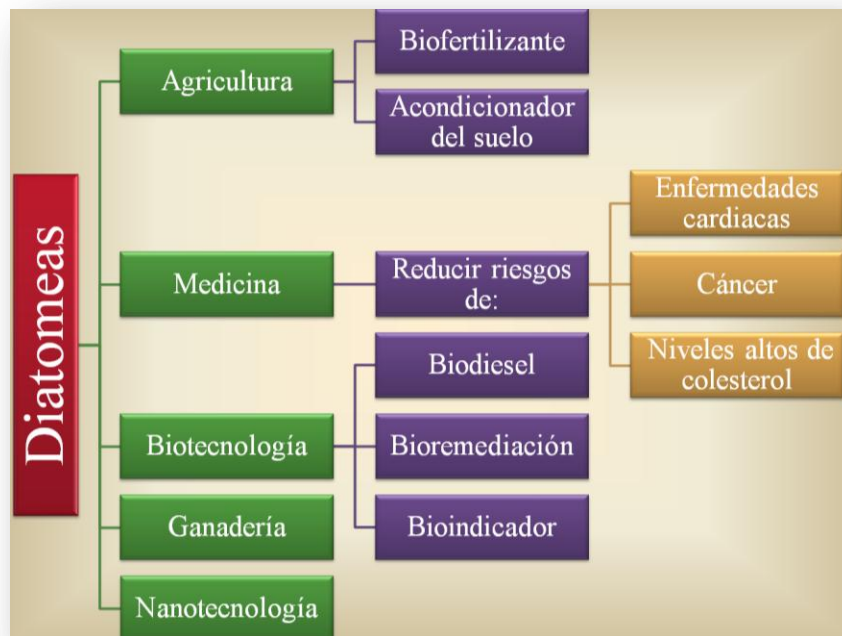


Figura 1.7. Algunos usos de las diatomeas.

Por otra parte, las diatomeas son utilizadas en agricultura como biofertilizantes y acondicionadoras del suelo por su alto contenido en proteínas, también se emplean como aditivos para forrajes de ganadería y en acuicultura (Ahlgren *et al.*, 1990). Estos organismos también se utilizan como depuradores de aguas residuales, ya que tienen la capacidad de desarrollarse en condiciones extremas abatiendo la concentración de materia orgánica (Lodi *et al.*, 2003).

Las diatomeas son altamente sensitivas por lo que proporcionan información asociada a la cantidad de material orgánico; son excelentes indicadores de las características fisicoquímicas de los sistemas acuáticos, así como la mezcla o estratificación, la temperatura, el pH o la salinidad. También son indicadores de eutrofización e impacto antropogénico, gracias a estas características, las diatomeas son empleadas como bioindicadores para establecer la calidad de los ambientes acuáticos desde los años ochenta, siendo los países de Europa y Estados Unidos quienes más información han generado al respecto (Smith *et al.*, 1999). Entre los principales géneros indicadores del estado trófico de un sistema se encuentran *Nitzschia* sp. y *Stephanodiscus* sp. (figura 1.8).

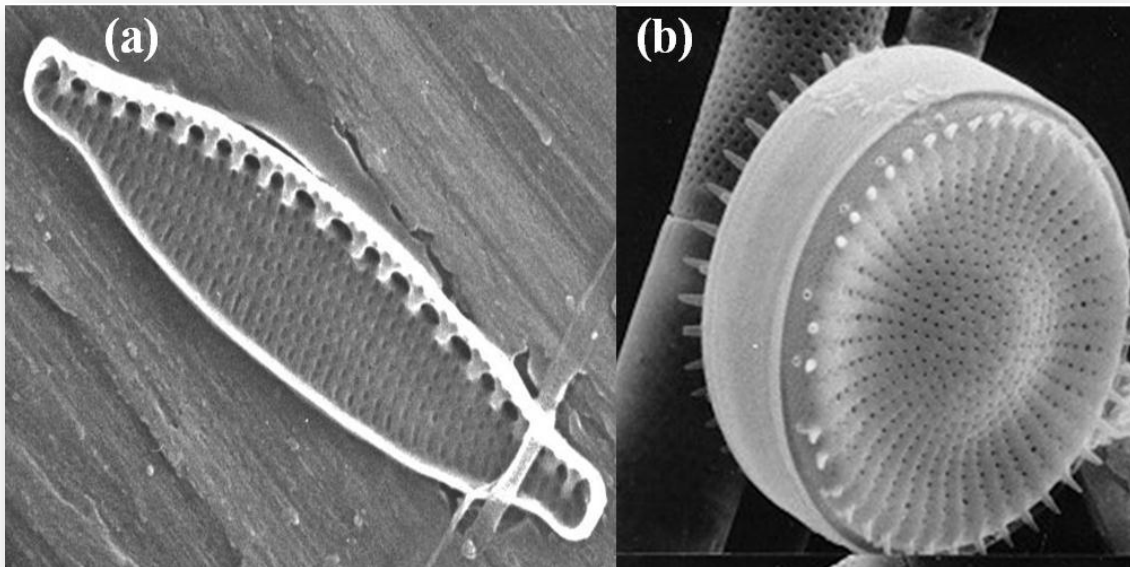


Figura 1.8. (a) *Nitzschia* sp. y (b) *Stephanodiscus* sp. (Round *et al.*, 1990).

Otra aplicación conocida desde 1979 es el empleo de diatomeas para la producción de biodiesel por su alto contenido de ácidos grasos (figura 1.9), permitiendo contribuir en la disminución de los niveles de CO₂ en la atmósfera, para ello los microorganismos deben tener alta eficiencia fotosintética y elevada producción de lípidos (Radakovits *et al.*, 2010).

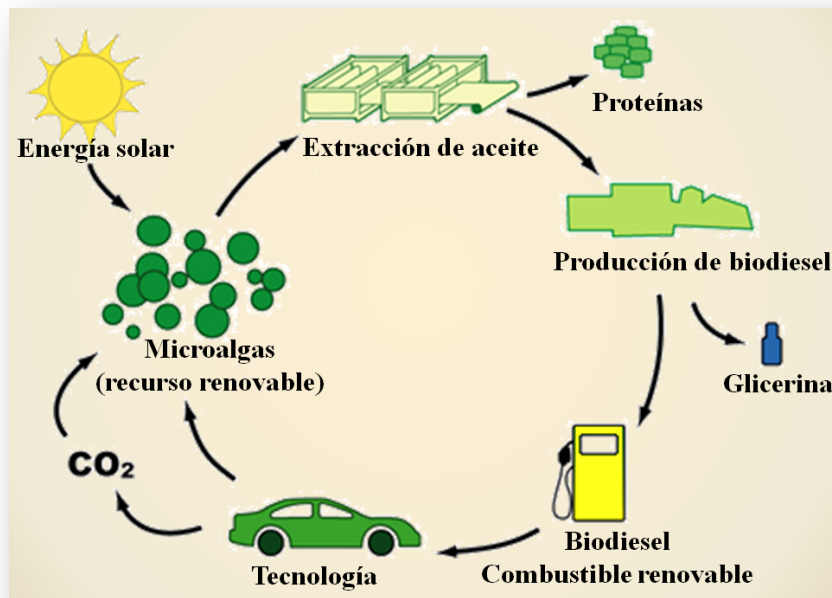


Figura 1.9. Producción de biodiésel a partir de microalgas
(<http://scienceblogcarles.wordpress.com/2011/03/17/new-biodiesel/>).

La estructura de las diatomeas está compuesta principalmente por sílice, por lo que se considera podría ser útil en aplicaciones nanotecnológicas, ya que el frústulo de la diatomea puede ser utilizado para la filtración y separación de biomoléculas (Parkinson y Gordon, 1999). Las diatomeas pueden permitir la deposición de moléculas en su interior, lo cual ayudaría para transportar medicamentos y dirigirlos selectivamente hacia ciertos órganos (Losic *et al.*, 2006).

(b) Dinoflagelados

Los dinoflagelados también llamados dinófitos son un grupo de microorganismos de carácter cosmopolita y de gran importancia en el fitoplancton tanto de aguas marinas como de aguas dulces, cuyo tamaño varía desde 5 μm hasta 2 mm por lo que forman parte del microplancton. Están adaptados a una gran variedad de ambientes lo que refleja su diversidad morfológica (Parra *et al.*, 2010). Los dinoflagelados están considerados como el grupo más primitivo de eucariotas, ya que combinan características tanto de procariotas como de eucariotas (Taylor *et al.*, 2008).



Los dinoflagelados tienen como rasgo más característico la presencia de dos flagelos, lo que les proporciona movimiento. Uno de ellos forma un círculo lateral (flagelo transversal) mientras que el otro flagelo se extiende hacia abajo (flagelo longitudinal); en muchas especies de dinoflagelados los flagelos se encuentran dentro de surcos, denominados cíngulos (surcos transversales) y sulcus (surcos longitudinales). Los dinoflagelados tienen una cubierta llamada anfiesma, integrada por vesículas planas a las cuales se les conoce como alveolos. En algunas especies las vesículas se apoyan en placas de celulosa entrelazadas que componen una especie de armadura llamada teca (Taylor, 1980).

Los dinoflagelados se dividen en dos grandes grupos diferenciados por la presencia o ausencia de placas de su anfiesma, por lo que se les denomina tecados o atecados respectivamente.

La estructura celular de los dinoflagelados atecados se divide en dos regiones una superior conocida como epicono (o episoma) y una inferior a la cual se le denomina hipocono (o hiposoma), ambas separadas por el cingulum (o cíngulo) que corresponde a un surco transversal que rodea a toda la célula y que aloja al flagelo transversal. En el hipocono, y en posición ventral, se encuentra el sulcus, el cual corresponde a un surco longitudinal que aloja al flagelo longitudinal. La cara por la que se puede ver el sulco se denomina ventral y la contraria dorsal (figura 1.10).

La estructura celular de los dinoflagelados tecados se basa también en dos regiones denominadas epiteca la superior e hipoteca la inferior. Al igual que en los atecados, ambas se encuentran separadas por el cingulum, que aloja al flagelo transversal, y en la región ventral de la hipoteca se encuentra el sulcus que aloja al flagelo longitudinal. Los dinoflagelados tecados, además de diferenciarse de los atecados por la presencia de placas, también lo hacen porque generalmente la epiteca e hipoteca presentan prolongaciones denominadas cuernos. La epiteca se prolonga en un cuerno apical, y la hipoteca en dos cuernos antapicales, los cuales en algunas especies corresponden a espinas. La dirección en que se proyectan los cuernos antapicales puede variar en las diferentes especies, es decir, se

pueden disponer hacia arriba, casi paralelos al cuerno apical, o bien hacia abajo. El grupo de los tecados también se caracteriza por la presencia de estructuras accesorias: aleta o expansiones aliformes, espinas, etc., todas se utilizan como una característica taxonómica (figura 1.11).

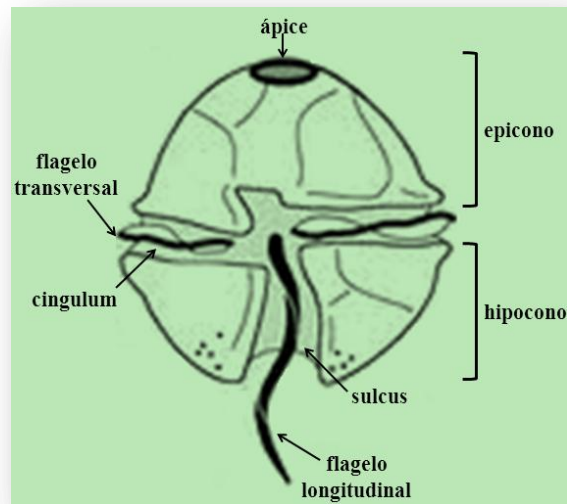


Figura 1.10. Estructura de dinoflagelado atecado (Fensome *et al.*, 1996).

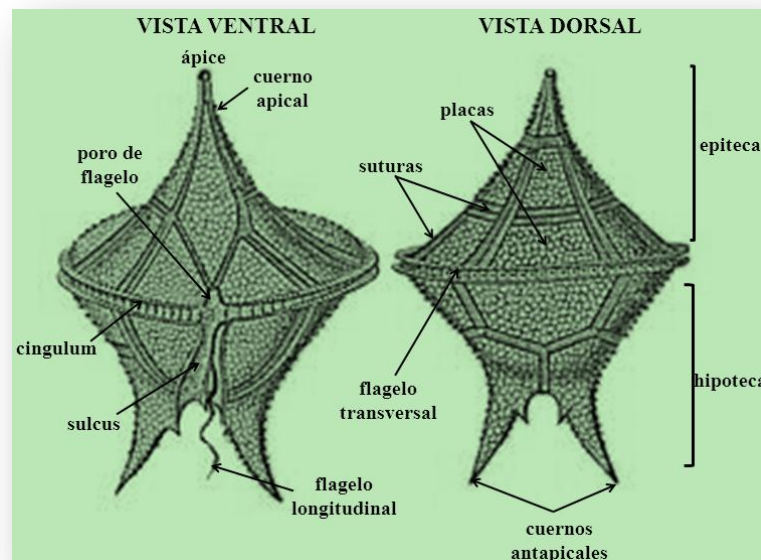


Figura 1.11. Estructura de dinoflagelados tecados (Fensome *et al.*, 1996).

El ciclo vital de muchas especies de dinoflagelados presenta dos estadios principales. Uno móvil en el cual la célula está envuelta en una membrana llamada anfiema y ocasionalmente por una estructura celulósica llamada teca, la cual no es fosilizable. En el otro estadio, la célula es inmóvil y se encuentra dentro de un quiste, el que en ocasiones está hecho de un material proteínico muy resistente que si es fosilizable. En términos generales su reproducción es asexual (figura 1.12).

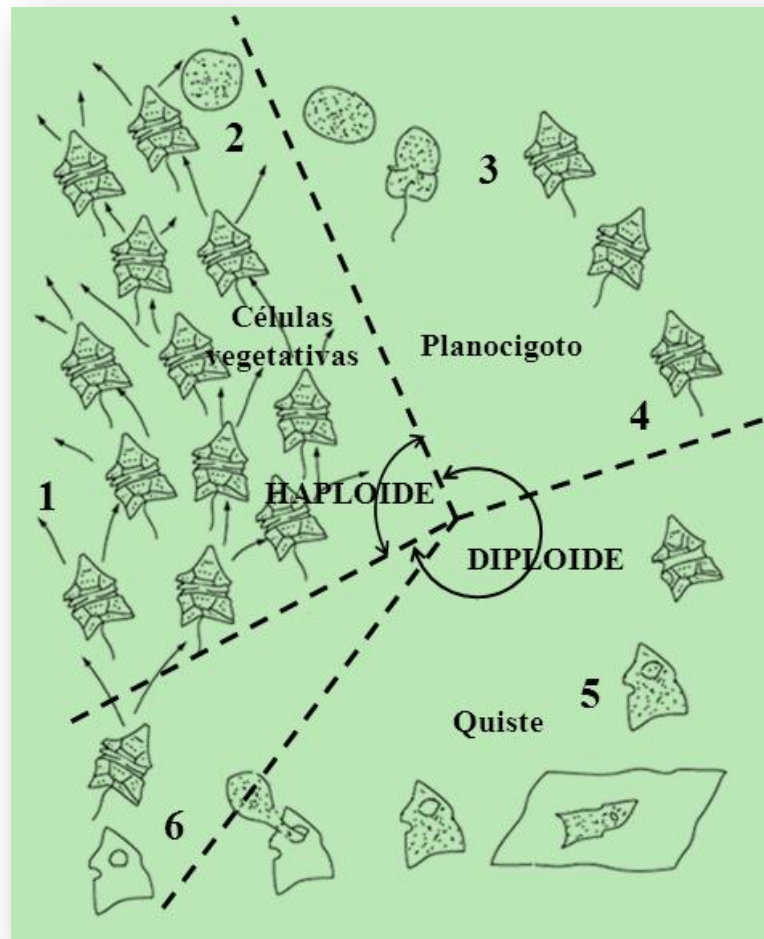


Figura 1.12. Ciclo de vida de los dinoflagelados: 1) incremento de la población de células móviles vegetativas en la fase haploide; 2) fusión de células vegetativas generando cigotos diploides; 3) cambio morfológico del cigoto diploide a planocigoto, perdiendo gradualmente su movilidad; 4) cambio morfológico a quiste, pérdida total de movilidad; 5) deposición del quiste en sedimentos; 6) germinación del quiste bajo condiciones favorables (Fensome *et al.*, 1996).



El fitoplancton es el primer eslabón en la cadena alimenticia, por ello los dinoflagelados son de gran importancia después de las diatomeas, como productores primarios (Licea *et al.*, 1995). Representan la fuente de alimentación más importante para poblaciones herbívoras del zooplancton y otros animales. El fitoplancton se ve afectado por la cantidad de nutrientes disponibles en la columna de agua, principalmente de materia orgánica, nitratos y fosfatos. Muchos de los dinoflagelados son organismos que prefieren condiciones especiales de temperatura y salinidad, lo cual los hace útiles como bioindicadores de masas de agua. Las ventajas más importantes de estos organismos es que son cosmopolitas, algunas especies son muy sensibles a cambios ambientales, mientras que otras son muy tolerantes, por otra parte algunas especies son sensibles a cambios ambientales por periodos muy largos, el muestreo es sencillo y rápido (Ochoa y Gómez, 1997).

Entre el 75 y 80% de las especies de fitoplancton tóxico lo constituyen los dinoflagelados. Estos organismos producen poderosas toxinas citolíticas, hepatotóxicas o neurotóxicas, peligrosas para los seres humanos, mamíferos marinos, peces, aves y otros componentes de la cadena trófica (Cembella, 2003). La aparición de estas toxinas está asociada a los *blooms* (*harmful algal blooms* o HABs) de algas dañinas, a menudo denominadas “mareas rojas” (Hallegraeff, 1993). Los principales problemas se presentan cuando las especies de dinoflagelados son consumidas por mariscos (mejillones, almejas, etc.), que acumulan las toxinas en niveles que pueden llegar a ser letales para los seres humanos y otros consumidores de estos organismos. Otras enfermedades provocadas por los dinoflagelados son: intoxicación paralítica (PSP), intoxicación neurotóxica (NSP), intoxicación diarreica (DSP), intoxicación amnésica (ASP) y ciguatérica o CFP. Las toxinas de los dinoflagelados se encuentran entre las biotoxinas más potentes conocidas (Lehane y Lewis, 2000).

(c) Cianobacterias

Las cianobacterias o cianofíceas son organismos procariontes aeróbicos fotoautótrofos. La fotosíntesis es su principal modo de obtener energía. Se encuentran entre los organismos más primitivos de la Tierra (Mez *et al.*, 1997). Son células poco complejas, carentes de orgánulos delimitados por membranas, es decir, no presentan núcleo, ni mitocondrias, ni cloroplastos (figura 1.13).

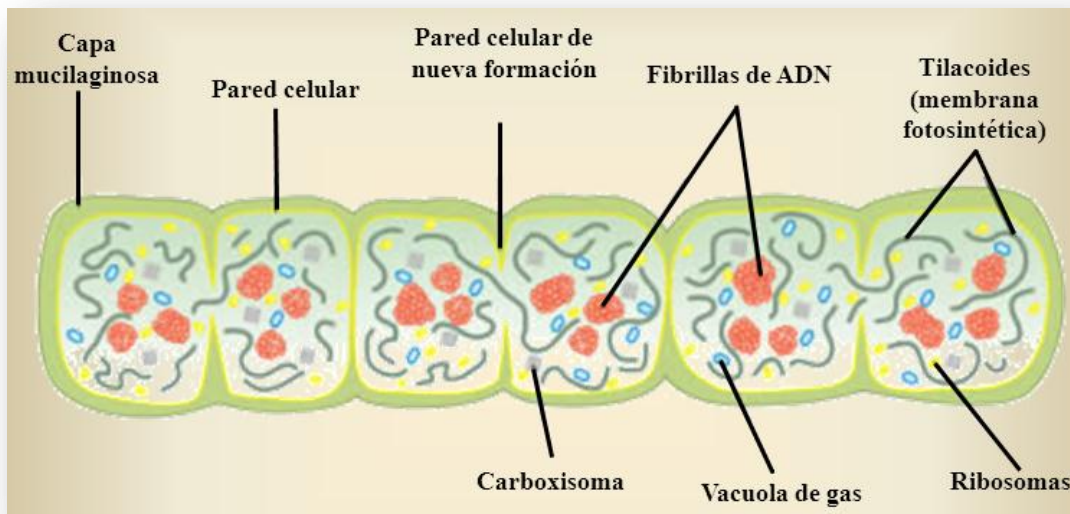


Figura 1.13. Estructura de cianobacterias

(http://recursostic.educacion.es/ciencias/proyectobiologia/web/bachillerato/primer/biologia/ud02/01_02_04_02_011.html).

A pesar de su simplicidad morfológica, las cianobacterias tienen una amplia distribución; ya que son abundantes tanto en aguas dulce como saladas. Las algas verde-azules se reproducen de forma asexual y son capaces de vivir en ambientes extremos tales como la Antártida o el desierto, incluso en ventilas hidrotermales submarinas. Las cianobacterias tienen gran importancia ecológica, ya que son las únicas algas capaces de fijar el nitrógeno atmosférico. Es decir, son capaces de convertir el N_2 en amonio (NH_4), que posteriormente es asimilado para formar aminoácidos, proteínas y otros compuestos orgánicos nitrogenados (Torres, 2001).

Algunas cianobacterias como la *spirulina* (figura 1.14) se cultivan comercialmente para obtener suplementos nutricionales, por su alto contenido en proteínas, vitaminas B, aceites esenciales insaturados y caroteno. Sin embargo estos cultivos deben ser muy cuidadosamente monitoreados para evitar la contaminación con cianobacterias tóxicas. Otro uso potencial de la actividad de las cianobacterias es la capacidad de producir sustancias antibióticas (Torres, 2001).

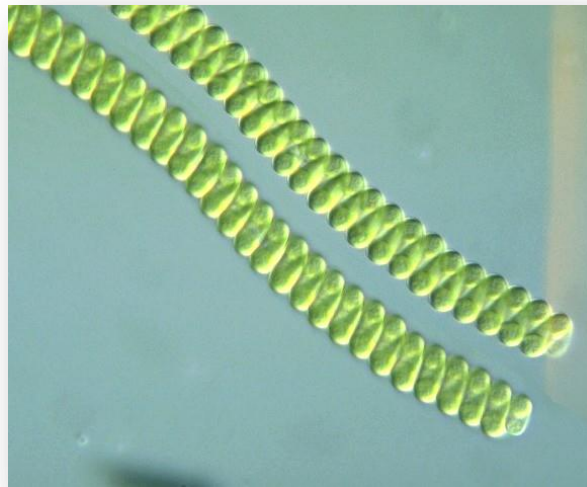


Figura 1.14. Cianobacteria *Spirulina* (<http://adiend-healthhouse.blogspot.com/2011/06/type-of-herbs-spirulina.html>).

Las cianobacterias también pueden causar problemas ecológicos, económicos y sanitarios, ya que algunos de estos organismos producen toxinas que pueden afectar el zooplancton, invertebrados marinos, peces y animales terrestres que consuman aguas contaminadas, e incluso a los humanos. Las intoxicaciones se asocian a grandes crecimientos de las poblaciones de cianobacterias o *blooms*, que liberan al medio una gran cantidad de toxinas (Codd *et al.*, 1999).

Las cianobacterias son consideradas de gran utilidad como indicadores de contaminación ambiental, porque presentan una gran variedad de características ecofisiológicas que les permite ser exitosas en un amplio rango de condiciones ambientales (Jozwiak *et al.*, 2008). Además, su sensibilidad a las variaciones de los niveles de nutrientes hace que represente un indicador ideal para evaluar la eutrofización (Khattak *et al.*, 2005).

1.2.4. Macrófitas

Las plantas acuáticas, denominadas también macrófitas, son plantas que tienen todas sus estructuras vegetativas (hojas, tallos y raíz) sumergidas o flotantes, también se incluyen plantas que necesitan medios muy húmedos o acuáticos como lagos, pantanos, estanques, estuarios, orillas de los ríos o lagunas marinas (Thiebaut *et al.*, 2002). Se distinguen tres tipos de macrófitas: (1) flotantes, (2) enraizadas-flotantes y (3) sumergidas (figura 1.15).

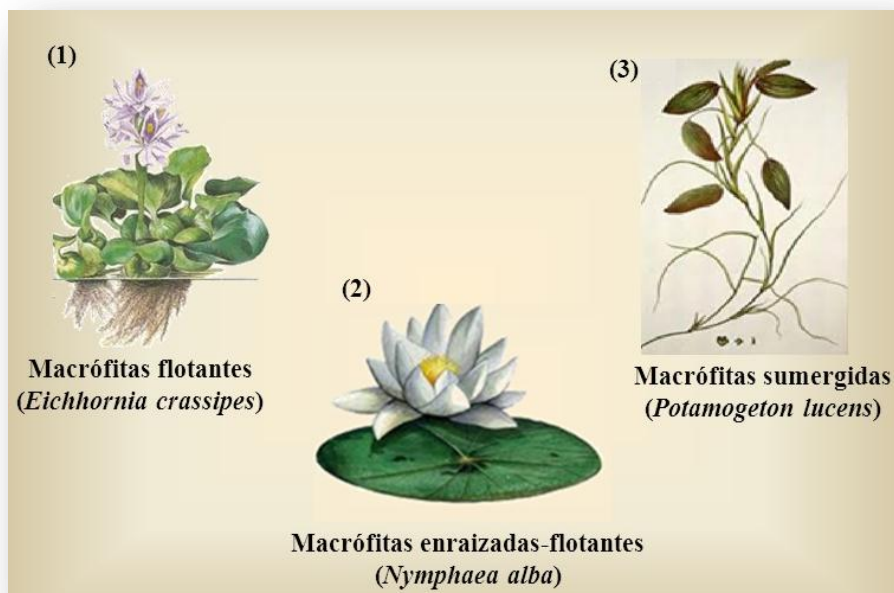


Figura 1.15. Tipos de macrófitas (<http://www.tropica.com/plants/plantdescription.aspx?pid=095>).

Las macrófitas brindan indirecta o directamente alimento, protección y un gran número de hábitats para muchos organismos de estos ecosistemas. Muchas de estas plantas son útiles para el ser humano, ya que sirven de alimento; materia prima de industrias, en procesos de biorremediación (absorben sustancia disueltas), brindan oxígeno mediante la fotosíntesis y como bioindicadores (Cook *et al.*, 1974).



Las macrófitas como bioindicadores presentan diversas propiedades (Thiebaut *et al.*, 2002):

- a) Se pueden observar fácilmente.
- b) Son organismos sedentarios.
- c) Responden rápidamente a variaciones de condiciones fisicoquímicas en el medio donde se encuentren.
- d) Son sensibles a presencia de diversos contaminantes y sustancias tóxicas, ya que son acumulados en sus órganos.
- e) Están presentes en gran cantidad de hábitats acuáticos.

1.2.5. Peces

Los peces viven en un medio donde interactúan de forma constante, ya que ahí se alimentan, crecen y se reproducen. Los peces se han utilizado como indicadores de la calidad del agua en diversos países; ya que los peces son un grupo muy diverso entre los vertebrados. Los peces reflejan efectos de contaminación directa o indirecta, esta última por alimentarse de otros peces contaminados. Estos organismos se encuentran amenazados por las actividades humanas (Duncan y Lockwood, 2001). Por esta razón su caracterización resulta una herramienta muy útil como índices de la calidad del medio acuático y como indicadores de niveles de degradación (Oberdorff *et al.*, 2002).

Los peces son considerados buenos indicadores de la calidad del sistema acuático, su gran diversidad y abundancia en ríos, lagos y mares indican que es un ambiente sano; por el contrario, una elevada mortandad o elevado porcentaje de peces enfermos podrían ser causados directa o indirectamente por altos niveles de contaminación (Aguilar, 2005). Las especies de peces más utilizadas como bioindicadores son la carpa común (*Cyprinus carpio*) y la tilapia (*Oreochromis* sp.) ya que estos organismos están ampliamente distribuidos en los sistemas acuáticos (figura 1.16).

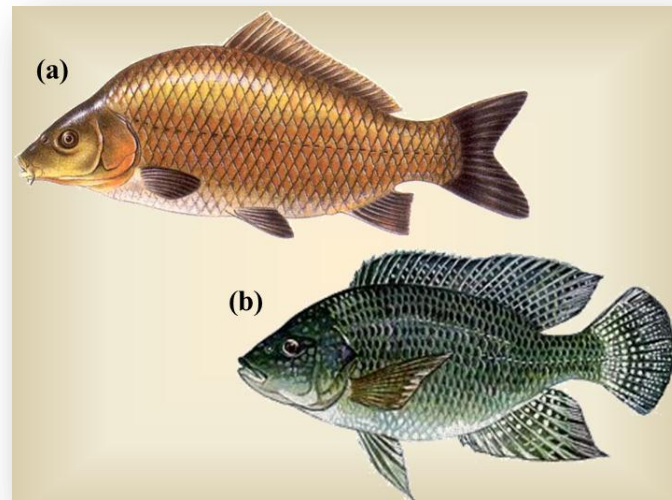


Figura 1.16. (a) Carpa común y (b) Tilapia (De la Lanza *et al.*, 2000).

Este grupo de organismos muestra ciertas ventajas como herramienta para determinar la calidad del sistema acuático (Hinton y Laurén, 1990):

- a) Las comunidades comprenden una amplia variedad de especies que representan diferentes niveles tróficos.
- b) Son los organismos mejor conocidos de hábitats acuáticos.
- c) Están presentes en ecosistemas con ciertos niveles de contaminación.

La mayor desventaja de emplear peces como bioindicadores es que se necesitan muchos recursos humanos, además de la dificultad para tomar las muestras cuantitativas en sistemas con altas velocidades y profundidades (Hinton y Laurén, 1990).

1.2.6. Macroinvertebrados bentónicos

El plancton, los peces y los invertebrados han sido los grupos de organismos más empleados como bioindicadores. Dentro de ellos destacan los macroinvertebrados bentónicos, los cuales involucran a todos los invertebrados que viven en el fondo de los ecosistemas acuáticos (Hauer y Resh, 1996). En la fauna bentónica se incluyen grupos de invertebrados como moluscos, lombrices, sanguijuelas, crustáceos e insectos (figura 1.17).



Figura 1.17. Macroinvertebrados bioindicadores (De la Lanza *et al.*, 2000).

Los macroinvertebrados presentan diversas ventajas como bioindicadores (Reece y Richardson, 2000):

- Son sedentarios y por lo tanto son representativos del lugar donde habitan.
- Tienen ciclos de vida relativamente cortos y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del sistema acuático.
- Viven y se alimentan sobre los sedimentos donde tienden a acumularse toxinas, las cuales son incorporadas a la cadena trófica a través de ellos.
- Son sensibles a factores de perturbación.
- Responden a sustancias contaminantes presentes en agua y sedimentos.
- Constituyen la fuente primaria de alimento para otros organismos.

El uso de estos organismos también presenta algunas desventajas (Reece y Richardson, 2000):



- a) Los muestreos requieren un gran número de réplicas, lo cual puede ser muy costoso.
- b) Pueden existir otros factores independientes a la calidad del sistema acuático que afectan la distribución y abundancia (inundaciones).
- c) Las variaciones estacionales pueden afectar los resultados.
- d) Algunos grupos taxonómicos no son bien conocidos.
- e) Los macroinvertebrados no son siempre sensibles a ciertos contaminantes.

1.3. Métodos biológicos de evaluación de la calidad del agua

A pesar de que la contaminación del agua es un problema biológico, muchos países dependen esencialmente de parámetros físico-químicos para evaluar la calidad del agua. Para ello, se han desarrollado numerosos métodos e índices que tratan de interpretar la situación real o el grado de alteración de los sistemas acuáticos. Algunos métodos se basan exclusivamente en análisis químicos, que si bien son de gran precisión, representan únicamente las condiciones de los sistemas así como los efectos de los contaminantes en un instante de tiempo determinado. Es decir, los resultados son puntuales en la dimensión cronológica y no revelan mucho la evolución de una carga contaminante (Toro *et al.*, 2003). Los índices biológicos reflejan tanto la condición instantánea como lo acontecido en un periodo de tiempo antes de la toma de muestras, es decir, proporcionan información presente y pasada de un sistema acuático (Alba y Sánchez, 1988).

Tomando en cuenta a los organismos como indicadores de contaminación se pueden distinguir algunos métodos biológicos para evaluar la calidad del agua: (a) Métodos ecológicos, (b) Métodos fisiológicos y bioquímicos y (c) Método de bioacumulación.

1.3.1. Métodos ecológicos

En este caso se pretende establecer criterios de calidad ecológica mediante el uso de bioindicadores, atendiendo no a la cantidad del flujo vertido sino a sus efectos sobre el ecosistema. Desde este punto de vista, los índices de calidad biológica constituyen una herramienta de mucha utilidad. Por otra parte, son pocos los métodos que analizan la



calidad del agua mediante la presencia o ausencia de especies individuales, en la mayoría de los casos, se toma en cuenta la composición de toda la comunidad acuática o de un grupo taxonómico determinado (Alba, 1996).

Una comunidad biológica es el conjunto de especies que conforman un hábitat o ecosistema. La diversidad de una comunidad está en función del número de especies e individuos por especie. A menudo se ha observado que la distribución de los individuos dentro de las especies siguen un patrón definido: en algunos casos un número pequeño de especies están representadas por muchos individuos, en contra parte, hay situaciones en las que muchas especies están representadas por un número pequeño de individuos e incluso en condiciones extremas algunas especies son raras. De esta manera se han propuesto modelos matemáticos que describen esta estructura y muchos autores indican que estas comunidades siguen una distribución normal (Hellawell, 1986).

A través de modelos matemáticos se pueden hacer comparaciones entre ambientes contaminados y no contaminados. Cuando la comunidad sufre estrés, la abundancia de las especies raras disminuye y el de las especies resistentes aumenta, aunque también se puede observar la desaparición de algunas especies. Un problema frecuente en los estudios sobre calidad de las aguas consiste en concentrar todos los datos de campo disponibles y presentarlos de forma clara y concisa, de manera que se puedan manejar e interpretar, para ello se emplean índices que relacionan los datos y simplifican su significado, traduciendo la información contenida en la lista de las especies presentes en valores que indican el orden o grupo que ocupan las muestras dentro de una escala establecida. Estos valores son fácilmente graficables y pueden ser manejados por personas no expertas en el campo de la biología. El análisis de las comunidades requiere utilizar expresiones matemáticas sencillas empleando para ello datos taxonómicos y de tolerancia, en general se utilizan tres tipos de índices: de diversidad, sapróbicos y bióticos (De la Lanza *et al.*, 2000).

(a) Índices de diversidad

Los índices de diversidad son expresiones matemáticas que usan tres componentes de la estructura de una comunidad: riqueza (número de especies presentes); equitatividad



(uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies) y abundancia (número total de organismos presentes) para describir la respuesta de una comunidad a la calidad de su ambiente. Este planteamiento se basa en la diversidad de los ambientes no alterados que se caracterizan por tener una elevada diversidad o riqueza, una distribución uniforme de individuos entre las especies y una cantidad de individuos que puede ir desde moderada hasta alta. En ambientes contaminados con desechos orgánicos, la comunidad generalmente responde con un descenso en la diversidad de organismos sensibles y un aumento de los organismos tolerantes a los contaminantes, los cuales tienen una fuente enriquecida de alimentos (Metcalf, 1989). Los índices de diversidad más utilizados para medir la calidad del agua son:

1) Índice de Shannon-Weaver (1949) cuya expresión es:

$$D = - \sum_{i=1}^S (N_i/N) \ln (N_i/N) \quad (1.1)$$

2) Índice de Simpson (1949):

$$D = - \sum \frac{N_i (N_i-1)}{N (N-1)} \quad (1.2)$$

3) Índice de Margalef (1951):

$$D = \frac{S-1}{\ln N} \quad (1.3)$$

donde:

D = Índice de diversidad.

N = Número de individuos de la muestra.

N_i = Número de individuos de la especie.

S = Número de especies.

Las principales ventajas que tiene los índices de diversidad son los siguientes (Roldán, 1999):



- a) Son estrictamente cuantitativos, adimensionales y se utilizan para análisis estadísticos.
- b) La mayoría son relativamente independientes del tamaño de la muestra.
- c) No se asume la relativa tolerancia de especies individuales, las cuales pueden ser subjetivas.
- d) Pueden aplicarse a medidas de biomasa las cuales son menos laboriosas que los conteos individuales.

Dentro de las principales desventajas que presentan estos índices son (Roldán, 1999):

- a) Sus valores varían dependiendo de la ecuación que se usa para su cálculo, del método de muestreo, de la identificación (la diversidad específica es mayor a la diversidad genética), de la ubicación y de la naturaleza del ambiente.
- b) Los valores no son aplicados universalmente.
- c) Para el cálculo del índice de diversidad, las especies individuales se reducen a números anónimos la cual ignora su tolerancia a la contaminación.
- d) No indican si la comunidad está compuesta por especies tolerantes o intolerantes a los contaminantes.
- e) La respuesta de una comunidad al incremento de la contaminación no necesariamente es lineal, puesto que existen evidencias de que una contaminación moderada puede causar un incremento en la abundancia sin exclusión de especies.

(b) Índices sapróbicos

El término sapróbico indica la dependencia de un organismo a las sustancias orgánicas como fuente de alimento. Este índice considera que algunos organismos (protozoos, bacterias, hongos y algas) se desarrollan preferentemente en aguas con presencia de abundante materia orgánica. Este sistema fue propuesto por Kolkwitz y Marsson (1908, 1909) como un primer intento para establecer un índice biológico que refleje los distintos estados de deterioro y progresiva recuperación de las comunidades de organismos como respuesta al efecto del enriquecimiento orgánico de los sistemas acuáticos. El índice sapróbico está basado en la presencia de especies indicadoras que reciben un valor sapróbico dependiente de su tolerancia frente a la contaminación; estos



valores varían de 0 a 8, es decir, de menor a mayor tolerancia (Metcalf, 1989). Mediante este sistema la calidad del agua se establece en 10 niveles basados en parámetros relacionados a la contaminación orgánica como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), concentración de oxígeno disuelto (OD) y H_2S .

Las principales desventajas del índice sapróbico son (Roldán, 1999):

- a) La taxonomía de algunos microorganismos es poco conocida.
- b) Los límites de tolerancia a la contaminación son subjetivos.
- c) Las listas de las especies no son aplicables mundialmente.
- d) No es aplicable a todos los tipos de contaminación.
- e) El sistema no da información sobre la estructura de las comunidades.

(c) Índices Bióticos

Un índice biótico es la combinación de la diversidad de grupos taxonómicos y la tolerancia a la contaminación en un solo índice o valor. Los índices bióticos clasifican el grado de contaminación de un ecosistema acuático mediante la tolerancia o sensibilidad de un organismo a un determinado contaminante. A cada bioindicador se le asigna un valor de acuerdo a su tolerancia o sensibilidad (algunos índices también le dan valor a la abundancia), la suma de los valores individuales da otro valor que es la clase a la que pertenece el lugar muestreado. Muchos autores han desarrollado diferentes índices en Europa para regiones específicas, aunque algunos de ellos han sido modificados para aplicarlos en otras regiones (Girgin, 2010).

De acuerdo con De La Lanza, *et al.* (2000) existen numerosos índices que se han desarrollado para evaluar la calidad del agua con base en la diversidad biológica que se presenta en un sitio. Algunos de estos índices son: Índice Sapróbico, Índice Biótico de Beck, Índice Secuencial de Comparación, Índice Estadístico de Pielou, Índice de Hilsenhoff, Índice de Monitoreo Biológico e Índice de Macroinvertebrados Bénticos.



Otro tipo de índice que considera la sensibilidad de un bioindicador respecto de los contaminantes para establecer la calidad de un sistema acuático es el Índice Diatómico de Eutrofización y Contaminación Ambiental o EPI-D (*Environmental Eutrophication and/or Pollution Index –Diatom based*), el cual es un índice integrado y ponderado de eutrofización y/o contaminación basado en la sensibilidad de las diatomeas a las condiciones ambientales; materia orgánica, nutrientes y sales minerales disueltas en el agua. El EPI-D permite establecer la calidad del cuerpo hídrico respecto de la contaminación orgánica e inorgánica. Debido a sus implicaciones ecológicas, este índice es ampliamente utilizado en la mayoría de los países de Europa y Estados Unidos. El EPI-D se calcula mediante la ecuación de Zelinka y Marvan (1961):

$$\text{EPI-D} = (\sum a_j r_j i_j) / (\sum a_j r_j) \quad (1.4)$$

donde:

a_j = % abundancia relativa de la especie j .

r_j = valor de confiabilidad de la especie j el cual es inversamente proporcional a su valor ecológico, los valores que se emplean son 5 para un indicador óptimo, 3 para un indicador bueno y 1 para un indicador deficiente.

i_j = índice integral ponderado de sensibilidad de la especie j , en él se considera la tolerancia de la especie a la contaminación orgánica, inorgánica y al grado trófico del cuerpo hídrico. Su valor va de cero (para una especie que indica un ambiente de óptima calidad) a cuatro (para una especie que indica un cuerpo hídrico completamente degradado).

Para establecer la calidad del ambiente acuático se dispone de una clasificación basada en los valores del EPI-D en una escala de 0 a 4 y de 1 a 20 (tabla 1.1).

Aunque el valor del EPI-D en la escala 0-4 proporciona una excelente guía para establecer la calidad de un cuerpo hídrico, en Europa es más empleado el valor del EPI-D en una escala 1-20 con la siguiente ecuación de transformación de la escala 0-4 hacia la escala 1-20:



$$\text{EPI-D}_{1-20} = [(-4.75) (\text{EPI-D}_{0-4})] + 20 \quad (1.5)$$

De esta manera, de acuerdo al valor del EPI-D_{1-20} la clasificación del cuerpo hídrico se define en 5 clases de calidad (tabla 1.1).

Para el uso de cualquier índice es necesario que se tome en cuenta su estandarización y certificación en varios países donde se apliquen comúnmente en programas de monitoreo. Además de que su manejo sea fácil, aun para personas no especializadas en la identificación taxonómica y que permita, a su vez, realizar diagnósticos rápidos y económicos de calidad de agua (Metcalf, 1989).

Tabla 1.1. Clasificación de la calidad del agua en base al índice EPI-D en escalas de 0-4 y 1-20 (Dell 'Uomo, 2004).

EPI-D₀₋₄	Calidad del agua	EPI-D₁₋₂₀	Clase	Calidad del agua
0.0 - 1.0	Excelente	15-20	I	Óptima
1.0 - 1.5	Buena	12-15	II	Buena
1.5 - 1.8	Suficiente			
1.8 - 2.0	Ligeramente alterada	9-12	III	Mediocre
2.0 - 2.2	Moderadamente contaminada	6-9	IV	Mala
2.2 - 2.5	Fuertemente contaminada			
2.5 - 3.0	Pésima	1-6	V	Pésima
3.0 - 4.0	Completamente degradada			



1.3.2. Métodos fisiológicos y bioquímicos

Estos métodos están basados en respuestas fisiológicas o bioquímicas de los organismos a un determinado ambiente. Los más usados son: (a) la producción y consumo de oxígeno por las comunidades existentes en el cuerpo de agua; (b) respiración y crecimiento de organismos suspendidos en el agua, (c) estudios sobre efectos de las enzimas, (d) evaluación de los efectos tóxicos o benéficos de diversas sustancias sobre organismos en condiciones de laboratorio (eco toxicidad o bioensayos), (e) evaluación de los efectos de las aguas y efluentes sobre organismos definidos y (g) análisis de la clorofila por métodos colorimétricos o espectrofotométricos (Girgin, 2010). Los indicadores bioquímicos de estrés ambiental en macroinvertebrados bentónicos caen en las siguientes categorías: (a) metabolismo energético, (b) actividades enzimáticas, (c) contenido de ARN, ADN, aminoácidos y proteínas y (d) regulación de iones.

Los métodos fisiológicos y bioquímicos han sido experimentados en laboratorio mediante bioensayos y se les ha relacionado muy poco con experiencias en la naturaleza, por lo que es necesario hacer pruebas en ambientes naturales para verificar los resultados obtenidos en el laboratorio (Girgin, 2010).

1.3.3. Método de bioacumulación

El término bioacumulación se usa para destacar la diferencia entre un indicador ecológico y un indicador de contaminación. Un bioacumulador es un organismo que acumula diversas sustancias contaminantes en su cuerpo, siendo útil para establecer la perturbación de un sistema por un contaminante específico, orgánico o inorgánico.

El uso de bioacumuladores tiene una ventaja importante sobre el análisis directo de los contaminantes en el agua o el sedimento: facilitan el análisis del contaminante cuando sus concentraciones en el agua o los sedimentos son muy bajas como para realizar un análisis directo, lo cual permite establecer en que periodo de tiempo un contaminante se encuentra biodisponible (Hellowell, 1986).



Un bioacumulador ideal debe presentar las siguientes características:

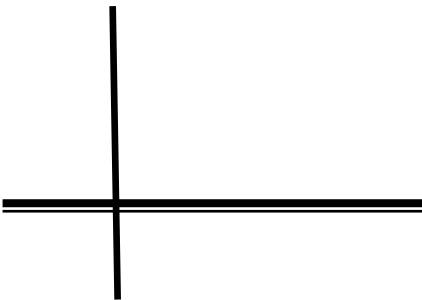
- a) Los individuos de una especie deben tener la misma correlación entre la concentración del contaminante en sus tejidos y el promedio de esta concentración en el ambiente.
- b) La especie debe sobrevivir al someterse a diferentes niveles de contaminación que se encuentran en el ambiente.
- c) El bioindicador debe ser sedentario para asegurar que esté relacionado al área de estudio.
- d) La especie tiene que ser abundante en todos los lugares y es necesario que tenga una amplia distribución para hacer comparaciones entre áreas. Generalmente se prefieren especies que tengan un ciclo de vida largo y que posean un gran tamaño para proporcionar suficiente tejido para el análisis.
- e) La especie debe ser de fácil obtención y resistente para sobrevivir bajo condiciones de laboratorio.

Existen diferentes factores que afectan la eficacia del indicador, entre ellos: las velocidades de acumulación y excreción; las condiciones fisiológicas de la especie, la edad y tamaño de los bioindicadores y la interferencia entre sustancias y los factores ambientales. La utilización de bioacumuladores en diagnósticos ambientales de aguas continentales generalmente se hace a través del uso de macrófitas para determinar la contaminación con metales pesados, mientras que para analizar residuos de pesticidas organoclorados se utilizan generalmente peces (Hellowell, 1986).



CAPÍTULO 2

LAGOS Y LAGUNAS





2.1 Sistemas lacustres

Existen diferentes ambientes sedimentarios continentales, uno de ellos son los sistemas lacustres, constituidos por un lago (o laguna) como cuerpo principal de agua almacenada, el cual es sometido a diferentes procesos de circulación hidrodinámica, y la cuenca lacustre, que comprende la extensión de terreno que contiene al lago, aporta o drena sus aguas superficiales (con cargas de sustancias y sedimentos) y subterráneas hacia o desde el lago.

Los lagos son sistemas dinámicos similares a organismos vivos: nacen, se desarrollan y presentan una etapa de envejecimiento y muerte, relacionados con procesos geológicos, biológicos, hidrológicos y antropogénicos. Los períodos de vida de los lagos son muy diversos: algunos pueden durar millones de años, mientras que otros pueden ser almacenamientos temporales de pocos meses o años (Scheffer, 1998).

Los lagos son depresiones de tierra firme ocupadas por agua. Las lagunas son cuerpos de agua contiguos al océano, también se consideran como agua marina aislada parcial o totalmente del mar. El término laguna es de uso internacional. Sin embargo, en el idioma Español y particularmente en México, el uso de los términos lago y laguna es confuso, empleándose con mayor frecuencia el segundo termino tanto para los cuerpos de agua del altiplano como para los de la costa (Scheffer, 1998).

Las depresiones cerradas en tierra firme son incontables y se convierten en lagos cuando hay agua suficiente y condiciones del subsuelo que impiden la infiltración total. De acuerdo con los procesos que dan origen a las cuencas lacustres éstas pueden ser de varios tipos (Scheffer, 1998):

- a) Lagos tectónicos: estos se forman en las depresiones desarrolladas por movimientos estructurales del relieve: plegamientos, fallas, graben, cuencas monoclinales, etc. Estas depresiones se interponen en el curso de un río y embalsan sus aguas hasta que encuentran un punto en el que se desbordan formando un río emisario. Este mecanismo actúa en todos los tipos de lagos excepto los endorreicos.



- b) Lagos glaciares: estos son los más abundantes en el mundo. Su origen se debe a la sobreexcavación de la roca que produce el hielo dentro de los grandes glaciares. Cuando este hielo desaparece el valle es ocupado por un lago.
- c) Lagos kársticos: son aquellos que se alojan en una depresión kárstica: dolina o uvala, que se han formado por la disolución de calizas. En la mayoría de estos lagos tanto la alimentación de los ríos afluentes, como el río emisario, se realiza debido a ríos subterráneos.
- d) Lagos de cráter o volcánicos: son los que se alojan en el interior de un cono volcánico, o de una caldera volcánica. Tienen una forma generalmente circular y no son muy extensos. No presentan un río emisario y se evaporan poco antes de una erupción.
- e) Lagos de meandro: la dinámica de los ríos en las llanuras adoptan un curso meandrítico. Cuando el meandro es muy pronunciado y especialmente tras una avenida se recupera un curso más recto y quedan abandonados meandros que forman un lago.
- f) Lagos artificiales: son los creados por el ser humano para satisfacer sus necesidades. Los hay muy antiguos pero los más característicos son los pantanos, o embalses, retenidos tras una presa artificial que se coloca en una parte estrecha del terreno. Hay lagos que se forman por derrumbes en las altas montañas, constituyendo represas, creando una cortina que encierra las aguas.

2.1.1. Procesos físicos

Los lagos no suelen ser estructuras estables y por ello tienden a desaparecer. Generalmente reciben alimentación de agua de las precipitaciones, manantiales o afluentes. Estos a su vez pueden alimentar corrientes superficiales y acuíferos subterráneos, la hidrodinámica de un lago depende de los procesos mediante los cuales fue formado y de la topografía del lugar donde se localiza (Holloway, 1986).



Los dos principales factores físicos que condicionan la dinámica de los lagos son: la densidad y la cinética del cuerpo de agua. La densidad está en función de tres aspectos principales: temperatura, concentración de sedimentos y salinidad. Las diferencias de densidad en el agua de los lagos resultan del gradiente térmico e influyen sobre la circulación vertical de las aguas a lo largo del año. La circulación general depende de la temperatura y por consiguiente del clima de la región. La densidad de agua aumenta con la disminución de temperatura, alcanzando una mayor densidad a los 4 °C, sin embargo, a temperaturas inferiores a 4 °C la densidad del agua disminuye (Horne y Goldman, 1994).

Debido a la variación de densidad y temperatura en el agua de los lagos, el agua del lago se puede dividir en tres estratos o capas: epilimnion, metalimnion y hypolimnion. El epilimnion es el estrato más superficial del agua de un lago y el de mayor temperatura, el hypolimnion es la zona más profunda, más densa, con menor temperatura y en ocasiones poco oxigenadas, y el metalimnion es la zona intermedia entre el epilimnion y hypolimnion donde la temperatura desciende paulatinamente a medida que aumenta la profundidad y por lo tanto también va aumentando la densidad (figura 2.1). La termoclina tiene diferente comportamiento en cada uno de los estratos del agua del lago, ya que en el epilimnion la temperatura se mantiene constante, mientras que en el metalimnion existe un descenso brusco de temperatura a medida que va aumentando la profundidad (aproximadamente hasta los 13 m) y en el hypolimnion la temperatura va descendiendo hasta los 6 °C aproximadamente (Hamblin, 1996).

Las variaciones de temperatura en cada estación del año producen ciclos estacionales que alteran la estratificación del agua del lago. Durante el verano, el epilimnion se calienta más que los estratos del fondo marcando una clara diferenciación entre cada estrato, en primavera y otoño la temperatura baja en el epilimnion hasta igualarla con los otros estratos provocando la circulación total de las aguas del lago y en el invierno se produce una estratificación debido a que las aguas de la superficie se congelan, mientras las aguas del fondo permanecen a 4° C como se observa en la figura 2.2 (Lewis, 1983).

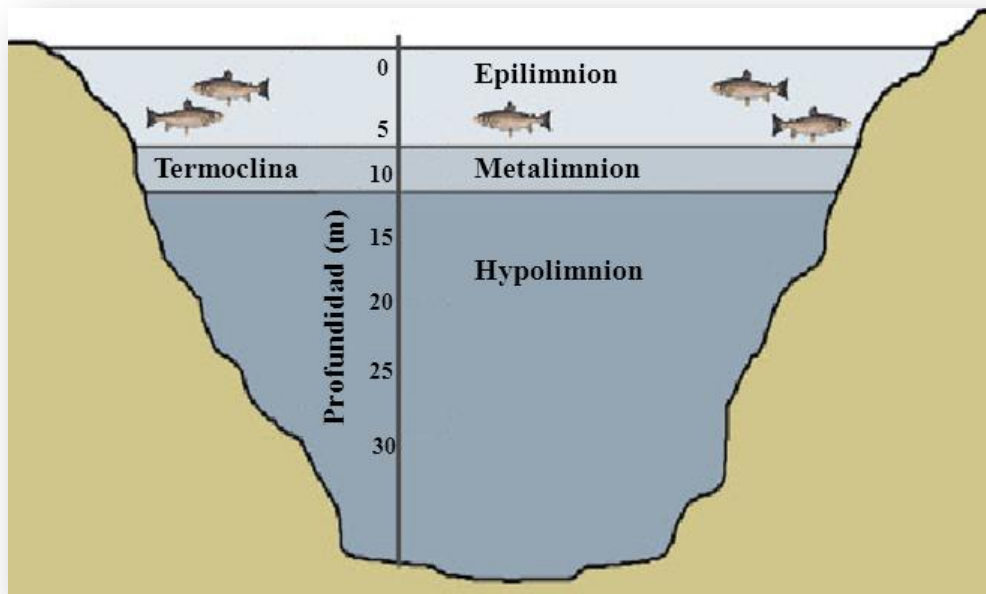


Figura 2.1. Estratificación térmica del agua de un lago (Hamblin, 1996).

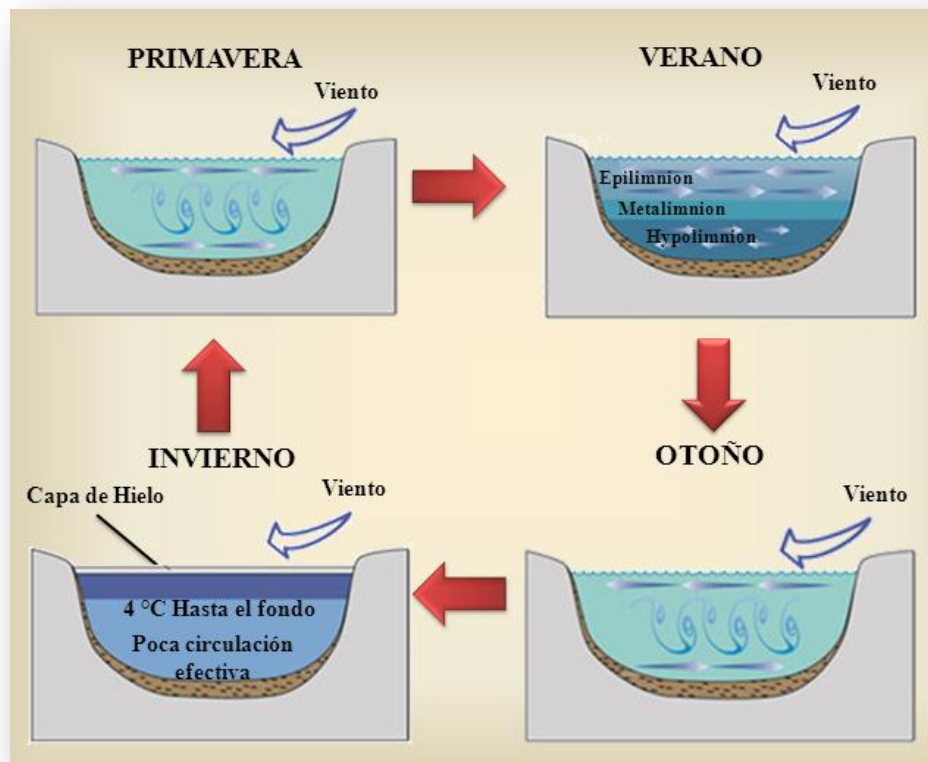


Figura 2.2. Ciclos estacionales en un sistema lacustre (Lewis, 1983).

Los sistemas lacustres son relativamente cerrados, en los que sus patrones de circulación interna influyen en su evolución. La circulación interna de un lago es un fenómeno muy complejo influido por varias condiciones tanto externas como internas (Batchelot, 1967).

El agua en lagos, lagunas, mares y océanos nunca esta en reposo como lo muestra la figura 2.3. Aunque cualquier carga externa se detuviera, la masa de agua se sigue moviendo debido a su inercia.

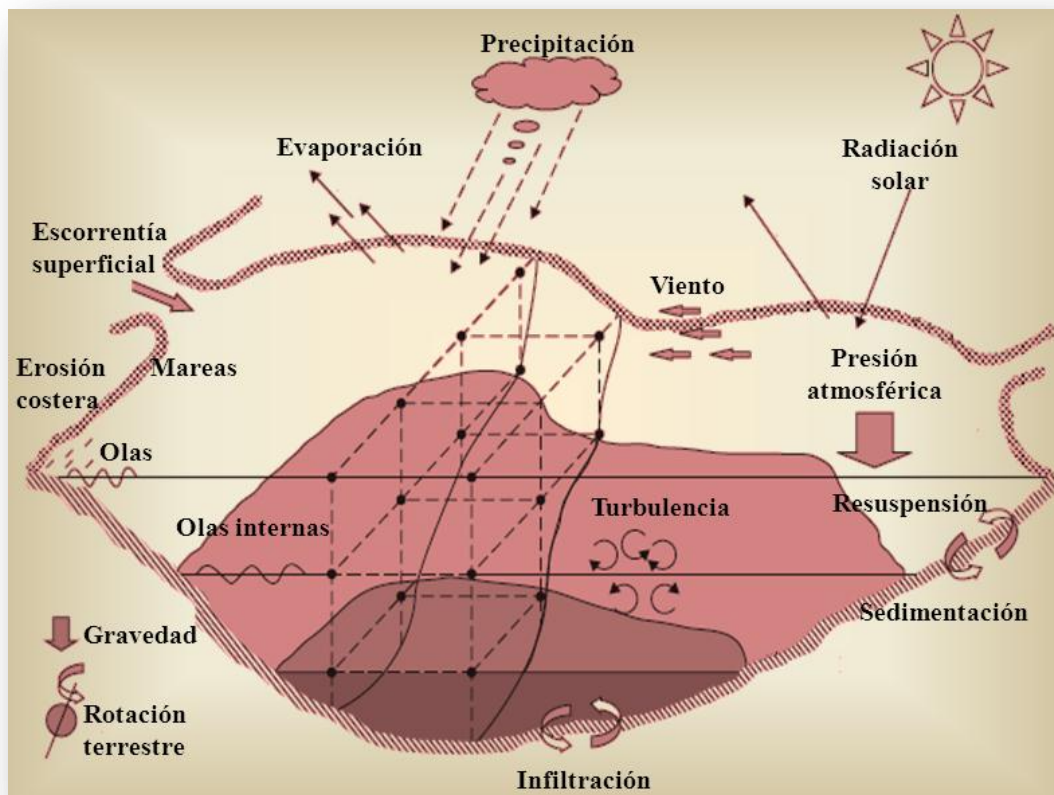


Figura 2.3. Factores que afectan el agua de un lago (Chubarenko, 2007).



Las principales fuerzas externas ejercidas en un sistema acuático son (Chubarenko, 2007):

- a) La rotación de la tierra que induce a que el agua se mueva por inercia.
- b) La gravedad en la generación de mareas y fuerzas de flotabilidad (atracción gravitacional de un cuerpo de agua).
- c) La fuerza del viento en la superficie del agua, la cual es la principal causa de circulación dependiendo de la topografía del lugar.
- d) La radiación solar que al penetrar la superficie del cuerpo de agua causa el calentamiento de las capas, afectando la circulación.
- e) Propiedades del agua tales como la densidad, el cambio de volumen en cada uno de los estados de la materia y estructura de la molécula.

Muchos de los procesos están influidos por la profundidad del lago, ya que la circulación interna puede reducirse o aumentar (Ligget y Lee, 1971). Los lagos y lagunas también pueden diferenciarse en regiones según el proceso de interacción del agua con los sedimentos, ya que en algunos lugares predomina la erosión y el transporte, y en otros el depósito de sedimentos (Harvey *et al*, 1997).

2.1.2. Procesos bioquímicos

Los lagos conforman ecosistemas muy complejos y variados, son un sistema altamente organizado y jerarquizado que depende de los procesos hidrodinámicos como la circulación, los nutrientes, la estratificación, posición geográfica y penetración de la luz. La productividad de lagos depende de la fuente de nutrientes (nitrógeno y fósforo), de la cantidad de oxígeno y del tiempo de residencia en el lago (Vollenweider, 1976).



El aporte natural de nutrientes a los lagos es limitado, sin embargo, la descarga no controlada de desechos sólidos, aguas residuales domésticas e industriales, detergentes a base de fosfatos y el uso excesivo de fertilizantes, provocan un enriquecimiento de nutrientes en las aguas y en consecuencia generan uno de los principales problemas ambientales en lagos: la eutrofización. La eutrofización se define como el envejecimiento de las aguas. En ambientes semicerrados como los lagos, este proceso se realiza de manera natural, sin embargo, las actividades humanas aceleran la aparición de este fenómeno (Pollinger, 1986).

La eutrofización usualmente se evidencia por un excesivo y rápido crecimiento de fitoplancton que satura el agua de los lagos con algas, este proceso es conocido como explosión de algas o Harmful Algal Bloom (HAB). En lagos no perturbados por el hombre, los nutrientes son tan bajos que constituyen un factor limitante para el crecimiento del fitoplancton. En estos sistemas el fósforo inorgánico disuelto puede ser empleado como un indicador natural de eutrofización (Jolánkai, 1992). Dependiendo de la productividad orgánica en el sistema lacustre se pueden diferenciar tres tipos de sistemas (Kukal, 1971):

- a) Oligotróficos: tienen concentraciones muy bajas de nutrientes y por lo tanto la productividad es baja. Presentan una elevada concentración de oxígeno debido a la escasa productividad.
- b) Eutróficos: se caracterizan por presentar una elevada tasa de productividad primaria y una gran concentración de nutrientes, en consecuencia la concentración de oxígeno es baja.
- c) Distróficos: presentan muy baja concentración de oxígeno y son dominados por humus coloidal.

2.1.3. Sedimentos lacustres

En los sistemas lacustres se puede encontrar diferentes tipos de sedimentos tales como detríticos, químicos, bioquímicos y orgánicos.

(a) Sedimentos detríticos

Los sedimentos detríticos son partículas no consolidadas producto de la erosión y la meteorización (física, química o biológica). Los lagos están dominados por la sedimentación clástica por lo que Twenhofel (1932) diseñó un modelo de distribución de sedimentos detríticos en un sistema lacustre ideal (figura 2.4).

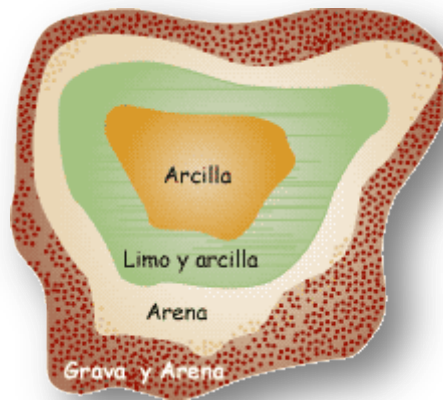


Figura 2.4. Modelo de distribución de sedimentos (Twenhofel, 1932).

La granulometría del material detrítico en un sistema lacustre es variada, va desde arcillas hasta gravas, sin embargo predominan las partículas más finas como limos y arcillas. La grava y arena pueden tener diversos orígenes, ya que pueden ser introducidas al sistema por corrientes fluviales o por erosión de la costa. Cuando estos sedimentos llegan por una corriente fluvial su tamaño dependerá del transporte por la corriente. Por lo general, las gravas se encuentran en zonas someras y su composición mineralógica dependerá de la diversidad de litologías que existan en el área (Reeves, 1968).

(b) Sedimentos químicos y bioquímicos

Los sedimentos químicos se forman mediante precipitación química originada en la columna de agua. La naturaleza de estos depósitos depende de los iones que se encuentran

disueltos en el cuerpo de agua, estos iones provienen de las rocas circundantes al lago y de los aportes fluviales que llegan a él. Los iones presentes son similares a los del agua marina, pero varían en la concentración, en los lagos son más abundantes los aniones CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^- y cationes como Na^+ , K^+ , Mg^{2+} y Ca^{2+} . Por esto, los sedimentos más importantes en los lagos están formados por carbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos y boratos; la precipitación de estos depósitos dependen del pH, la temperatura y solubilidad de cada compuesto (Millero, 1999).

Los carbonatos más frecuentes e importantes en los sistemas lacustres son la calcita, aragonita y dolomita. Puesto que el aragonito es la forma metaestable de los dos carbonatos de calcio, no se encuentra en sedimentos antiguos, debido a que este se transforma en calcita. La precipitación de la mayor parte de carbonato de calcio (CaCO_3), en especial de calcita está controlada por procesos bioquímicos, principalmente por la fotosíntesis de algas y la vegetación litoral. Dentro de los principales minerales formados por deposición química se encuentran las evaporitas como los sulfatos y cloruros, de los cuales anhidrita y yeso son los más frecuentes (Kinsman, 1976). La halita (NaCl) es menos frecuente que los carbonatos y sulfatos en depósitos de sistemas lacustres debido principalmente a la alta solubilidad de esta sal, influyendo también la baja concentración del ion cloro en las aguas lacustres. En la figura 2.5 se muestra un modelo de sedimentación química en lagos (Reeves, 1968).

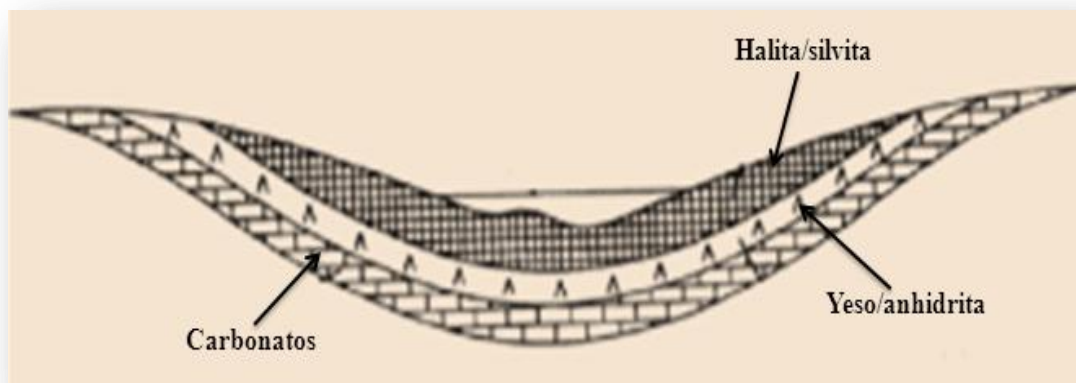


Figura 2.5. Modelo de sedimentación química en lagos (Reeves, 1968).



En los sistemas lacustres también pueden precipitar minerales de hierro; en algunos casos su formación es estrictamente por deposición química, mientras que en otros pueden intervenir organismos tales como las bacterias. El hierro precipita en óxidos y estos suelen estar mezclados con sedimentos finos. Existe otro tipo de depósitos bioquímicos formados a partir de algas azul-verdes llamados oncolitos; los de menor tamaño presentan una forma ovoide y casi esférica los de mayor tamaño. El tamaño de los oncolitos no suele sobrepasar los 2.5 cm. Se originan a partir de la precipitación del CaCO_3 sobre un núcleo, que puede ser de naturaleza variada como partículas detríticas o fragmentos de conchas (Müller, 1968).

(c) Sedimentos de origen orgánico

Dentro de estos sedimentos se pueden diferenciar dos grupos: (1) los que están constituidos por la acumulación de las partes duras de los organismos y que no han sufrido transporte y (2) los que están formados por el depósito de las partes blandas de los organismos. Al primer grupo pertenecen los sedimentos de diatomeas, se localizan en lagos de regiones frías, ya que el desarrollo de estos organismos está favorecido por las temperaturas bajas. En verano se forma una capa de diatomeas, en el agua más superficial, que al alcanzar el grosor de unos pocos milímetros se va hacia el fondo. Además las partes blandas de los organismos que existen en un lago, al morir se acumulan junto con los sedimentos más finos; una vez depositados comienzan a sufrir descomposición. En algunos casos este proceso de descomposición se lleva a cabo en condiciones oxidantes, mientras que en otros en ausencia de oxígeno. Los productos que resultan son de varios tipos, dependiendo de la naturaleza de la materia orgánica y de las características físico-químicas del sistema. Los productos más importantes son el sapropel, formado como producto de alteración en condiciones reductoras de macrófitas; y la gytja derivado de materiales ricos en grasas y proteínas que provienen principalmente de organismos plantónicos cuya alteración se realiza en condiciones oxidantes (Kukal, 1971).



2.2. Contaminación de sistemas lacustres

La contaminación del agua se define como cualquier alteración en su calidad, estas pueden tener efectos nocivos para la salud y el equilibrio ecológico; además interferir en el uso adecuado del recurso (Picazo, 2010). La contaminación puede ser originada por causas naturales o antropogénicas.

La contaminación del agua se pueden clasificar en: orgánica; por sedimentos, tóxica, por nutrientes inorgánicos, térmica y por derrames de petróleo. La forma en que la contaminación afecta un sistema acuático depende de la naturaleza de cada hábitat. En aguas lóxicas (manantiales, riachuelos y ríos) los seres vivos acuáticos están dominados por organismos bénticos, estos son muy sensibles a la deposición de sedimentos y materia orgánica, no obstante, las aguas lénticas (lagos, lagunas y pantanos) son dominadas por organismos planctónicos, los cuales son muy sensibles al incremento de nutrientes inorgánicos (Picazo *et al.*, 2010).

- a) La contaminación orgánica es un fenómeno que involucra tanto la proliferación de organismos acuáticos por el enriquecimiento de materia orgánica, como la pérdida de los mismos, provocada por la disminución en la concentración de oxígeno disuelto, con la constante deposición de materia orgánica al sistema acuático.

- b) La contaminación por sedimentos se genera por la descarga de grandes cantidades de partículas sólidas, estas se pueden originar de diversas formas, tales como: erosión de suelos y rocas, descargas industriales y de drenaje urbano, entre otras. El efecto que pueden tener las partículas sobre la vida acuática depende de que se encuentren en suspensión y en menor cantidad que sean orgánicas o inorgánicas. Cuando se encuentran en suspensión producen un aumento en la turbidez del agua y como consecuencia limitan la penetración de la luz, lo que dificulta el crecimiento de algunos organismos. Cuando la concentración de sedimentos es muy elevada, se presenta una acción abrasiva en los tejidos suaves de los peces.



- c) La contaminación por sustancias tóxicas se genera por la presencia de metales pesados (Hg, Pb, Cd y As); depresores respiratorios (NH_3 , CN^- , S^{2-}), bases y ácidos, detergentes, sustancias fenólicas (acridina), insecticidas y herbicidas (DDT, aldrin, malation). Estas sustancias se pueden encontrar biodisponibles como coloides, partículas minerales en suspensión o en fases disueltas (Topalián *et al.*, 1999).

- d) La contaminación por nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo) causa el aumento en la población de algas, principalmente en aguas lénticas las cuales favorecen el desarrollo de organismos planctónicos. Como consecuencia, aumenta la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), disminuyendo la concentración de oxígeno disuelto, llegando de esta manera a niveles nocivos ($< 7 \text{ mg/L}$) para la mayoría de los peces.

- e) La contaminación térmica puede afectar a las comunidades de organismos acuáticos disminuyendo la solubilidad de los gases y favoreciendo la actividad bacteriana. La actividad metabólica de los organismos aumenta hasta un 250 % por cada $10 \text{ }^\circ\text{C}$ de incremento en la temperatura. También se presenta una alteración en el patrón de reproducción, en particular los peces maduran en menos tiempo y causa un desorden fisiológico en la mayoría de los organismos acuáticos.

- f) La contaminación por derrames de petróleo en sistemas acuáticos no solo afectan su carácter estético sino también biológico. Los derrames pequeños de petróleo forman una película impermeable visible sobre el agua ocupando grandes extensiones, lo cual afecta rápida y directamente a mamíferos y aves. En derrames masivos, la asfixia por disminución de oxígeno en la columna de agua es una de las principales afectaciones a los organismos acuáticos.



2.3. Salinidad

La salinidad se define como el contenido de sales disueltas en un cuerpo de agua, también puede referirse al contenido de sales en un suelo. La salinidad del agua dulce se puede definir como la concentración de electrolitos (sustancia que puede separarse en iones con carga positiva o negativa) presentes en la solución (Lewis, 1983).

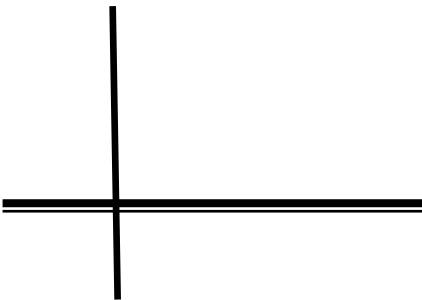
En el agua dulce, las sales más abundantes son los carbonatos, cloruros y sulfatos. Los cationes que tienen mayor importancia son el magnesio, el sodio y el potasio. Las concentraciones de iones en el sistema acuático dependen de las condiciones climáticas, topografía, actividad biológica, geología, entre otros (Webber y Thurman, 1991).

La principal fuente natural de las sales minerales en el agua es la erosión de las rocas y minerales. Otras fuentes secundarias incluyen la deposición atmosférica de sales oceánicas (sales en el agua de lluvia), el agua salina de las aguas subterráneas y el aumento de la intrusión de agua de mar en los acuíferos de las aguas subterráneas. Los productos químicos de fertilizantes, que lixivian a las fuentes de agua, también pueden afectar a la calidad del agua de riego. La calidad del agua que es utilizada para el riego puede variar de acuerdo a la cantidad de sales disueltas que contiene (Ayers y Westcot, 1994).



CAPÍTULO 3

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO



3.1. Localización y vías de comunicación

La laguna de Metztitlán se ubica a 15 km al norte de la cabecera municipal de Metztitlán, Hidalgo, México; abarca parte de los municipios de Meztlán y de Eloxochitlán. Geográficamente se localiza entre las coordenadas 20° 41' 02" latitud Norte y 98° 51' 20" longitud Oeste, a una altitud de 1 253 msnm (figura 3.1). Las comunidades más cercanas a la laguna son San Cristóbal y Hualula.



Figura 3.1. Foto panorámica de la laguna de Metztitlán, vista desde la parte sureste (embarcadero).

La principal vía de acceso a la laguna de Metztitlán es a través de la carretera federal No. 105 Pachuca-Huejutla hasta Puente de Venados. De este lugar se toma una desviación hacia el oeste por la carretera estatal No. 37, que comunica con la población de Metztitlán y se continúa hasta la laguna con un recorrido de 47 km aproximadamente (figura 3.2).

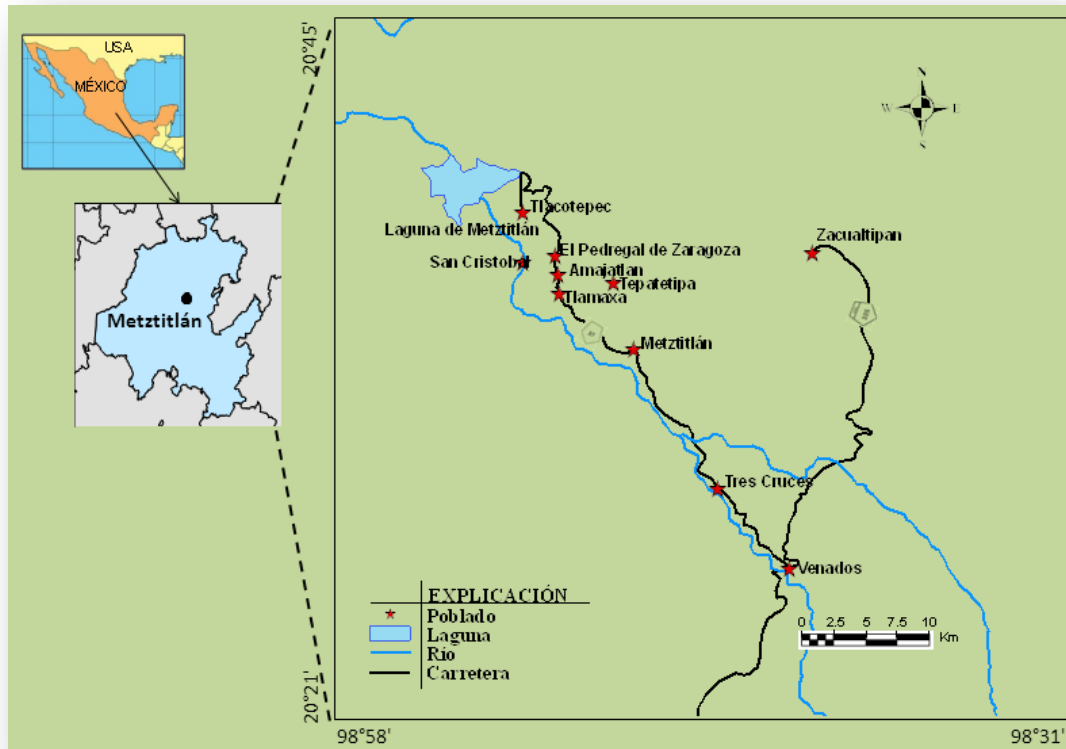


Figura 3.2. Ubicación geográfica de la laguna de Metztitlán, Estado de Hidalgo.

3.2. Descripción

La laguna de Metztitlán forma parte de la Reserva de la Biosfera “Barranca de Metztitlán”; la cual es un área natural protegida ubicada en una zona de transición entre las regiones Neártica y Neotropical. Está enmarcada dentro de un sistema de laderas abruptas, seguidas por la sierra baja (figura 3.3). La laguna es un cuerpo de agua de poca profundidad, que varía desde unos centímetros en los márgenes de la laguna hasta 9 m en

las partes más profundas y ocupa una superficie de 581.3 ha. El agua es aprovechada para la pesca a pequeña escala principalmente de tilapia (*Oreochromis* sp.) y carpa común (*Cyprinus carpio*) y para la irrigación de zonas agrícolas donde el maíz; la papa, el frijol, la calabaza, el chile verde, el tomate y el jitomate son los principales cultivos en la región (Camargo, 2000).

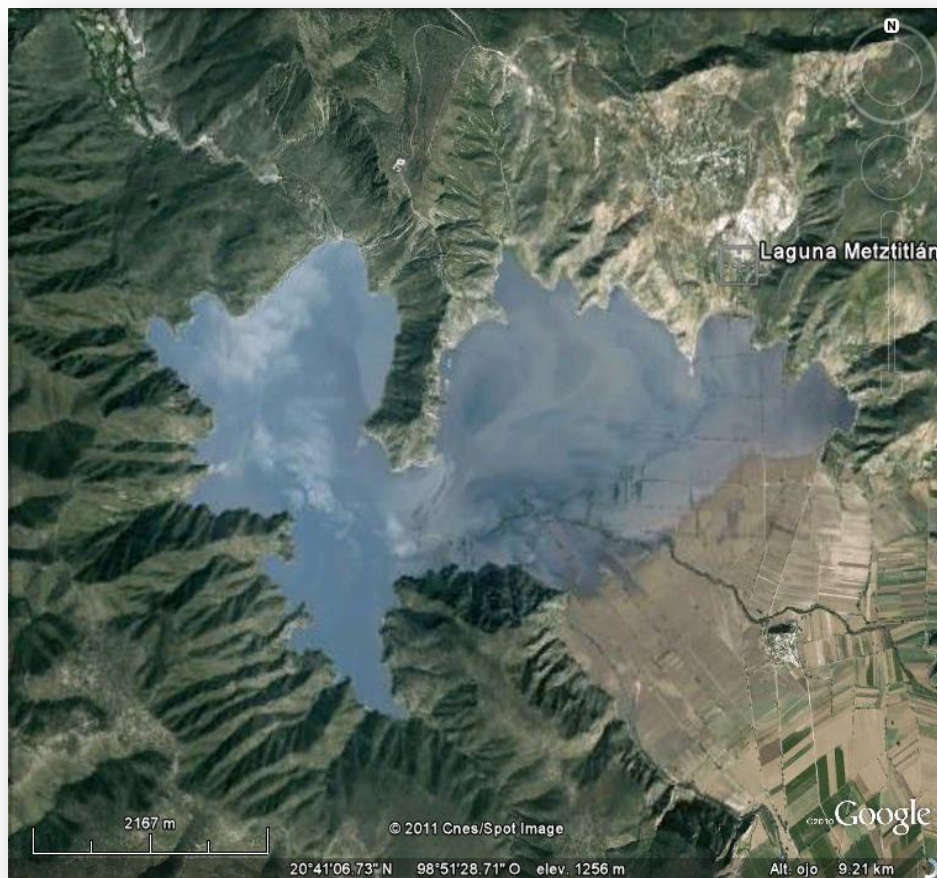


Figura 3.3. Imagen satelital de la laguna de Metztitlán, Hgo. Perspectiva a 9.21 Km de altura (Google Earth, 2011).

La laguna de Metztitlán es un embalse natural delimitado por un deslizamiento de rocas calizas provocado por un sismo ocurrido entre los años 900 y 1500 (figura 3.4) el cual obstruye el cauce del río Metztitlán en el paraje Los Sótanos, hacia el año de 1579 la laguna llegó a extenderse hasta el sur del poblado de Metztitlán (Suter, 2004). El drenaje natural de la laguna se lleva a cabo por filtración hacia el río Almolón a través de dos túneles que atraviesan los depósitos de rocas calizas; este río descarga a su vez en el río Amajac formando un caudal que desemboca en el río Moctezuma al norte del Estado de Hidalgo (Camargo, 2000).

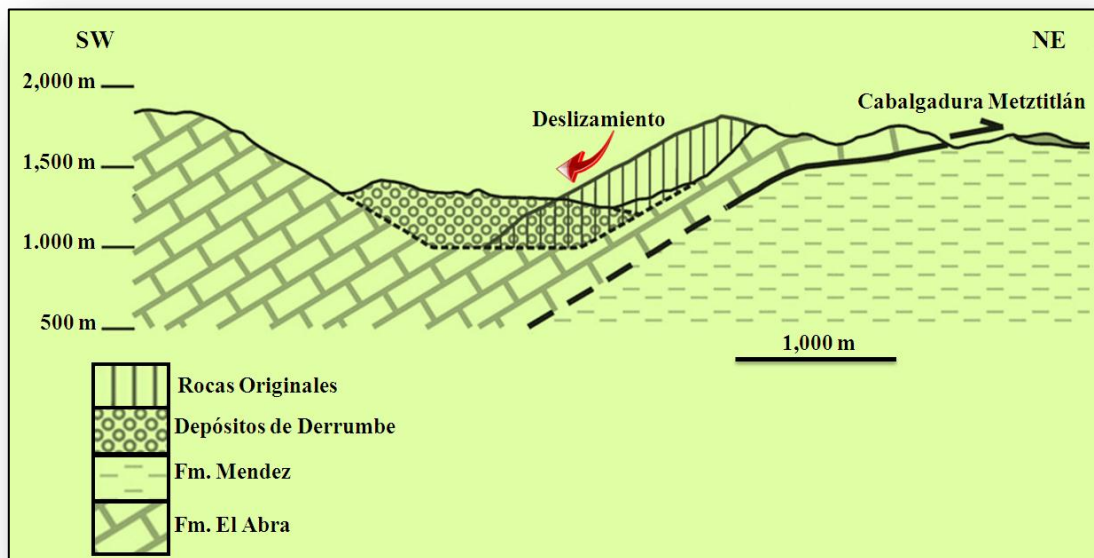


Figura 3.4. Corte transversal del deslizamiento de rocas que dio origen a la obstrucción del paraje Los Sótanos en el río Metztitlán (Suter, 2004).

3.3. Fisiografía

La laguna de Metztitlán se ubica en la provincia de la Sierra Madre Oriental, dentro de la subprovincia del Carso Huasteco (figura 3.5). Esta subprovincia es una zona de sierras plegadas y falladas formada en su mayor parte por rocas sedimentarias y cubierta en parte por rocas volcánicas. El carso presenta un fuerte grado de disección por la acción de los

ríos que fluyen en él. Esta región cársica es una de las más extensas del país, al disolverse las rocas calizas originan dolinas, pozos y grutas, sin embargo al sur de la subprovincia predominan rocas sedimentarias continentales, en las cuales no se manifiestan los rasgos de un carso (Suter, 2004). El relieve que ocupa la laguna corresponde a una superficie de casi plana a ligeramente ondulada hacia el centro de la misma. El área que ocupa está rodeada por sierras abruptas fuertemente erosionadas (Camargo, 2000).

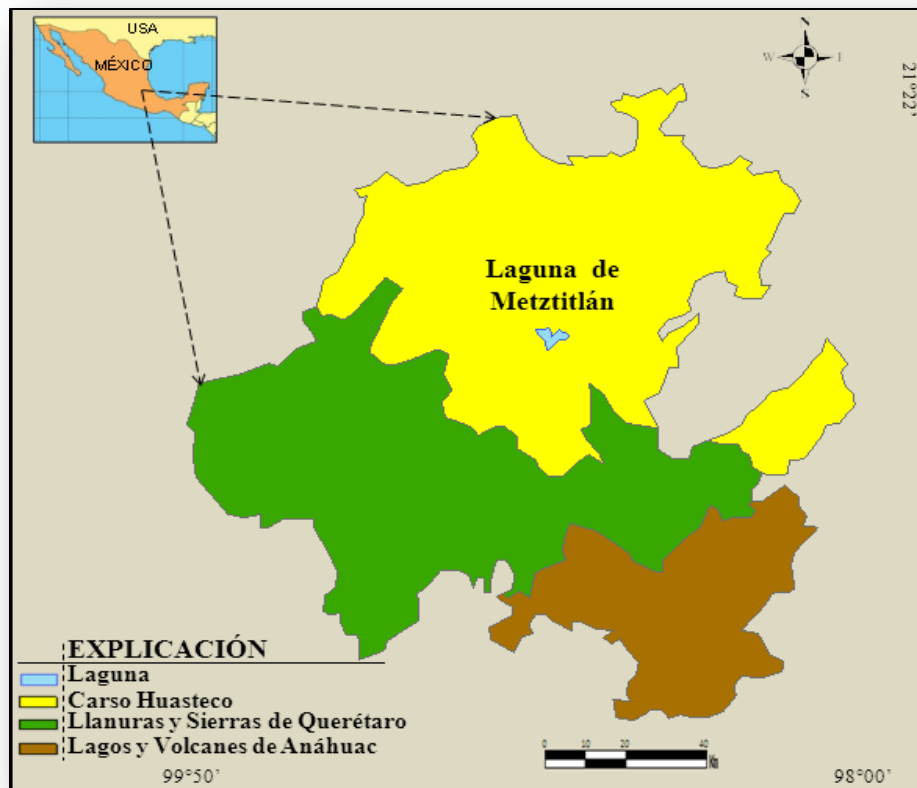


Figura 3.5. Fisiografía del Estado de Hidalgo (Ortega *et al.*, 1992).



3.4. Geología

La laguna de Metztlán se localiza en la parte norte del Anticlinorio Huayacocotla, una de las mayores estructuras que componen la Sierra Madre Oriental, el cual está formado por pliegues cuya orientación es NS-SE. Estas deformaciones son originados durante la Orogénia Laramide ocurrida a finales del Cretácico tardío y principios del Terciario (Hernández y Hernández, 1991).

La geología superficial que rodea la laguna está constituida por una secuencia de rocas sedimentarias marinas del Mesozoico, originadas en ambientes de cuenca y plataforma arrecifal. En la zona de estudio aflora la Formación El Abra de edad Albiano-Cenomaniano, constituida por estratos gruesos de caliza y caliza dolomítica de color gris claro. Hacia la base presenta nódulos y bandas de pedernal. Esta formación se caracteriza estructuralmente por estar plegada, fracturada y fallada; cubriéndola transicionalmente la Formación Tamaulipas Indiferenciado que consisten en estratos de caliza grisácea a amarillenta debido al intemperismo. Su textura es fina con matriz micrítica que contienen nódulos y bandas de pedernal (Carta Geológica Pachuca F14-11, 1999). La Formación Agua Nueva sobreyace concordantemente a la Formación Tamaulipas Indiferenciado y está constituida por caliza y caliza arcillosa de color gris claro con bandas y nódulos de pedernal con estratos delgados de lutita de edad Turoniano-Coniaciano, la cual subyace a la Formación San Felipe de edad Coniaciano-Santoniano caracterizada por calizas arcillosas de color verde claro y verde olivo con algunos estratos de lutita y bentonita; cubierta concordantemente por la Formación Méndez que corresponde a una secuencia de lutitas y margas de edad Campaniano-Maastrichtiano.

Los depósitos continentales Terciarios están representados por el Grupo El Morro que es un conglomerado constituido por fragmentos calcáreos mal clasificados cementados por una matriz areno-arcillosa de edad Eoceno-Oligoceno. La Formación Atotonilco El Grande sobreyace al Grupo El Morro representada por derrames de andesita basáltica, toba andesítica, dacítica y riolítica; cubierta parcialmente por derrames andesítico-basáltico, toba andesítica-riolítica de la Formación Tarango. Los depósitos Cuaternarios y recientes que



cubren el valle de Metztitlán están constituidos por aluviones, sedimentos poco consolidados y suelos recientes acarreados por el río Metztitlán y arroyos tributarios que drenan lateralmente a la laguna (figura 3.6). Los sedimentos de la laguna son en su mayoría de naturaleza calcárea y arcillosa derivado de la erosión de las rocas calizas y lutitas. Los minerales de hierro son producto de la erosión de las rocas volcánicas que cubren las partes altas de las sierras que rodean la laguna. Los suelos que cubren la mayor parte del área cercana a la laguna son fluvisoles (Carta de inestabilidad de laderas, 2003).



Figura 3.6. Localización de la laguna de Metztlán y características geológicas de la región (Carta Metalogénica Geológico-Estructural del Estado de Hidalgo, 1999).

3.5. Hidrogeología

La laguna de Metztitlán pertenece a la Región Hidrológica (RH26) Cuenca del Río Pánuco, dentro de la subcuenca (26C-2) del Río Grande Tulancingo (figura 3.7), este se forma en la sierra de Tlachaloya, al norte del Estado de Puebla que toma diferentes nombres según el lugar por donde fluye (Amajac, Río Grande Tulancingo, Metztitlán y Quetzalapa). El caudal en su trayecto es aprovechado para la irrigación de tierras tanto del Distrito de Riego 064 Tulancingo, como de los cultivos del poblado Puente de Venados hasta su desembocadura en la laguna de Metztitlán donde es aprovechado para uso piscícola (CNA, 2002). La laguna está sometida a fuertes vientos, procedentes del Golfo de México que favorecen un patrón de circulación del tipo polimíctico cálido continuo. La columna de agua está siempre bien oxigenada y es rica en materia orgánica gracias a los aportes de la zona agrícola adyacente. Las variaciones de nivel presentan una fase de llenado, de julio a noviembre, asociada con la temporada de lluvias, y otra de descenso de nivel de noviembre a julio, por filtración en la roca caliza y condiciones climáticas. La permeabilidad y porosidad de los materiales no consolidados permite la recarga de los mantos acuíferos, donde están localizados algunos pozos de uso agrícola como el Hualula (Ibáñez *et al.*, 2002).



Figura 3.7. Subcuenca Río Grande de Tulancingo (Camargo, 2000).



3.6. Clima

El clima es de seco a semiseco cálido en diferentes partes del Estado de Hidalgo; estos cambios son determinados por el efecto de sombra de lluvia que la Sierra Madre Oriental ejerce sobre esta región.

El clima que predomina en el área de estudio de acuerdo a la clasificación climática de Köppen modificado por E. García (1970), es semiseco templado (BS1kw-W) con temperatura media anual de 21°C (figura 3.8), precipitación media anual de 400 mm (figura 3.9); siendo junio, julio y septiembre los meses de mayor precipitación. La evaporación media anual es de 1800 mm (figura 3.10), estos promedios fueron calculados a partir de las tres estaciones meteorológicas más cercanas a la laguna ubicadas en Metztlán, Venados y San Cristóbal. La laguna presenta variaciones en el nivel del agua de acuerdo a las precipitaciones registradas anualmente, la infiltración y las condiciones climáticas, favoreciendo inundaciones entre los meses de julio y noviembre, sirviendo como estabilizador de las condiciones climáticas locales principalmente de la temperatura y para la recarga de los mantos acuíferos (Ibáñez *et al.*, 2002).

El agua que almacena la laguna es de gran importancia desde el punto de vista ecológico como hábitat para el desarrollo de aves migratorias y de las propias de la región (Martínez *et al.*, 2007).

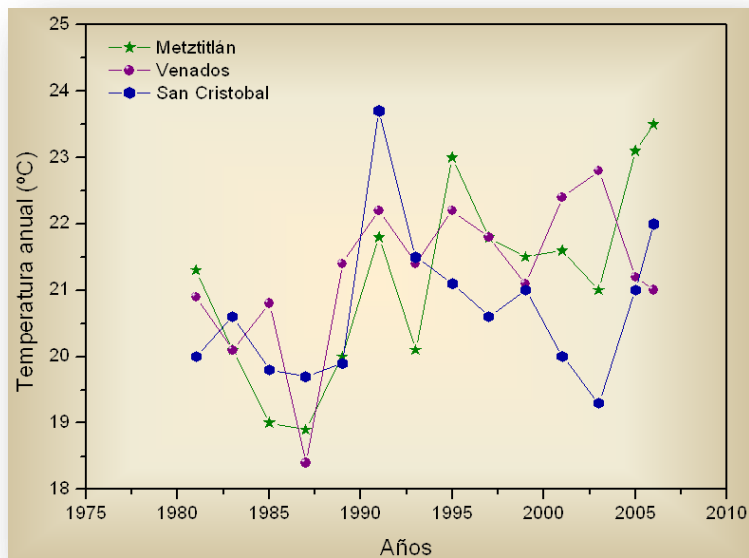


Figura 3.8. Datos de la temperatura de las tres estaciones meteorológicas más cercanas a la laguna de Metztlán (SEMARNAT, 2007).

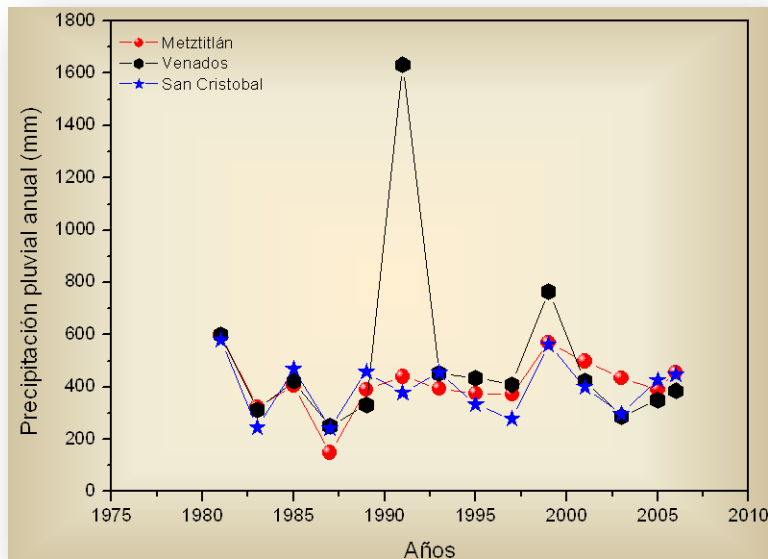


Figura 3.9. Datos de precipitación de las tres estaciones meteorológicas más cercanas a la laguna de Metztlán (SEMARNAT, 2007).

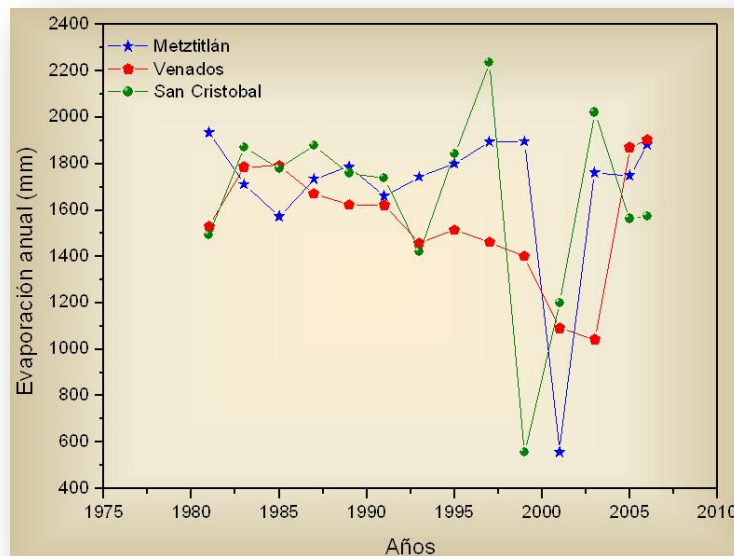


Figura 3.10. Datos de la evaporación de las tres estaciones meteorológicas más cercanas a la laguna de Metztitlán (SEMARNAT, 2007).

3.7. Vegetación

Los tipos de vegetación natural que se presenta en los márgenes de la laguna son: matorral xerófilo predominando las especies espinosas (mezquite y huizache) y pastizal (figura 3.11.) En el centro del valle cercano a la laguna existen algunas especies introducidas como fresno, eucalipto y nogal cuyo desarrollo es favorecido por la presencia de agua (figura 3.12). El agua de la laguna es turbia con abundantes sedimentos dada la alta productividad agrícola, así como el uso de agroquímicos que incluyen fertilizantes; insecticidas, herbicidas y fungicidas. Una parte de estos agroquímicos se desplazan hacia la laguna, presentándose procesos tanto de sedimentación como de eutrofización que afectan el ecosistema acuático amenazando a la flora y la fauna local (Ibáñez *et al.*, 2002).



Figura 3.11. Vegetación natural alrededor de la laguna de Metztitlán.

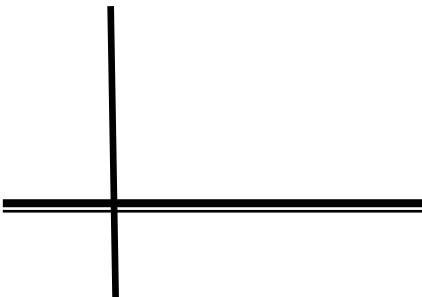


Figura 3.12. Vegetación introducida alrededor de la laguna de Metztitlán.



CAPÍTULO 4

METODOLOGÍA



4.1. Caracterización de sedimentos

En el mes de Noviembre del 2011 se colectaron 12 muestras de sedimentos lacustres superficiales de la laguna de Metztitlán con ayuda de una draga Van Veen (figura 4.1, tabla 4.1), colocándolos en bolsas de polietileno para su traslado al laboratorio.

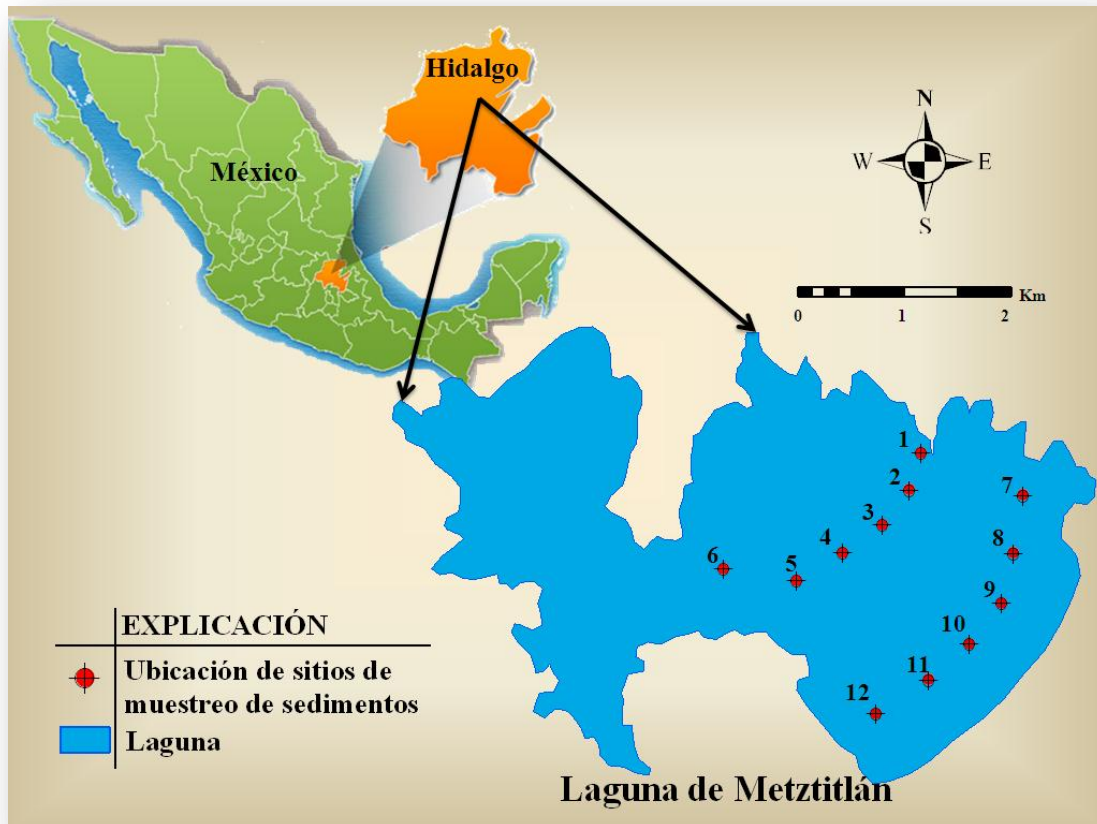


Figura 4.1. Ubicación de los sitios de muestreo de sedimentos en la laguna de Metztitlán, Hidalgo.



Tabla 4.1. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo.

Sitio de muestreo	Latitud (N)	Longitud (W)
1	20°41'27''	98°50'19''
2	20°41'17''	98°50'20''
3	20°41'05''	98°50'32''
4	20°40'55''	98°50'45''
5	20°40'48''	98°51'02''
6	20°40'51''	98°51'27''
7	20°41'16''	98°49'41''
8	20°40'54''	98°49'47''
9	20°40'39''	98°49'52''
10	20°40'25''	98°50'02''
11	20°40'16''	98°50'17''
12	20°40'03''	98°50'34''

Las muestras de sedimentos se colocaron en cápsulas de porcelana y se dejaron secar a temperatura ambiente durante tres semanas, protegiéndolos para evitar su contaminación con partículas de polvo. Una vez secos, se homogeneizaron y cuartearon, separando para cada muestra tres submuestras:

- a) Una submuestra fue tamizada para separar las partículas mayores a 2mm (- tamiz número 10) y determinar la textura por el método de Boyoucus (Richards, 1980).
- b) La segunda submuestra se empleó para determinar el color del sedimento comparándolo con las tablas de Munsell.
- c) La tercera submuestra se colocó en una cápsula de porcelana y fue secada a 110 °C durante 24h. Posteriormente fue molida en un mortero de ágata y tamizada (-tamiz número 200) para finalmente almacenarla en un frasco de vidrio y analizarse posteriormente por Difracción y Fluorescencia de rayos-X.

4.1.1. Mineralogía de sedimentos mediante análisis de difracción de rayos-X (método de polvos).

Las principales fases cristalinas presentes en las muestras se identificaron mediante difracción de rayos-X (método de polvos), empleando un Difractómetro de rayos-X marca



Inel, modelo Equinox 2000, con radiación de Cu K α 1 1.5406Å monocromada con un filtro de Germanio. Los patrones de difracción se registraron en el intervalo de $0 < 2\theta < 110^\circ$. Las condiciones de operación del tubo de rayos X fueron de 30KV y 20mA. Una vez registrados los patrones de difracción, la identificación se realizó empleando el programa Match Versión 1.9 (2003-2008) acoplado a la base de datos JCPDF 2001. Algunas fases se identificaron mediante el índice Hanawalt debido a la baja intensidad de sus reflexiones.

4.1.2. Composición química de los sedimentos

Mediante fluorescencia de rayos X se estableció la abundancia relativa de 10 elementos mayores en forma de óxidos (Si, Ti, Al, Fe, Ca, Mg, Na, K, Mn y P) y 14 elementos traza (Rb, Sr, Ba, Y, Zr, Nb, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Th y Pb) empleando un espectrómetro SRS 3000 (tubo de Rh y ventana de Be), marca Siemens. Utilizando perlas de vidrio formadas por fusión de 0.8 g de muestra y 7.2 g de fundente (Li₂B₄O₇ y LiBO₂ en relación 1:1). La fusión se realizó en crisoles de aleación Pt:Au (95:5) empleando LiBr (250 g/l) como agente antiadherente, evaluando las pérdidas por calcinación a 950 °C en muestras previamente secas (110 °C). La composición química se determinó mediante el uso de curvas de calibración estándar (Lozano y Bernal, 2005).

La confiabilidad de los análisis de fluorescencia de rayos X se estableció mediante el análisis de una andesita de referencia con clave AGV-1 (U.S. Geological Survey), calculando la precisión y exactitud del análisis químico, siendo para los elementos mayores <1.15 % y <6.12 % respectivamente. Mientras que para los elementos traza la precisión fue <10.21 % y la exactitud < 6.19 %.

A partir de la composición química de los sedimentos, se calculó el Índice de Alteración Química (IAQ) mediante la ecuación de Nesbitt y Young (2004) empleando el número de moles para cada óxido:

$$IAQ = [Al_2O_3 / (Al_2O_3 + CaO + Na_2O + K_2O)] \times 100 \quad (4.1)$$



Los valores del IAQ para rocas y minerales no alterados son cercanos a 50, mientras que valores menores a 60 indican bajo intemperismo químico; los valores entre 60 y 80 indican intemperismo químico moderado y los valores mayores a 80 indican un intemperismo químico extremo.

Para evaluar posibles anomalías geoquímicas de los elementos en los sedimentos de la laguna de Metztlán, se calculó el Factor de Enriquecimiento (FE) para los elementos traza, utilizando Al como elemento normalizador, ya que es uno de los principales constituyentes de los granos finos de aluminosilicatos empleando la ecuación (Cruz, 2011):

$$FE = \frac{(CE_{LM}/Al_{LM})}{(CE_{REF}/Al_{REF})} \quad (4.2)$$

donde:

FE= factor de enriquecimiento, siendo: moderado (1-3), alto (3-6) o muy bajo (>6).

CE_{LM} = concentración del elemento en los sedimentos de la laguna (mg/Kg).

Al_{LM} = concentración de Al en los sedimentos de la laguna (mg/Kg).

CE_{REF} = concentración del elemento en la muestra de referencia (roca sedimentaria y corteza terrestre).

Al_{REF} = concentración promedio de Al en la muestra de referencia (roca sedimentaria y corteza terrestre).

4.2. Toma de muestras de agua

Previo a la toma de muestras de agua, una serie de botellas de polietileno (HDPE, Nalgene) se lavaron con detergente Alconox (libre de residuos), enjuagando inicialmente con agua corriente, seguido de un enjuague con HCl de alta pureza (JT Baker) y finalmente con agua desionizada (conductividad eléctrica de 6 μ S/cm) para finalmente dejarlas secar a temperatura ambiente en un lugar libre de polvo.

En el mes de marzo del año 2011 se colectaron once muestras de agua de la laguna de Metztlán, mientras que para el mes de noviembre del mismo año se colectaron siete muestras. Cada muestra con un volumen aproximado de 2 L. La toma de muestras se



realizó en los primeros 30 cm de la columna de agua. Antes de cada toma de muestra de agua, las botellas de polietileno se enjuagaron con la misma agua en los distintos puntos de muestreo (EPA y USAID, 2005; Lazarova *et al.*, 2005).

Una vez tomadas las muestras de agua, se etiquetaron y colocaron en una hielera para trasportarlas al laboratorio en un lapso de tiempo no mayor a 24h, conservándolas a temperaturas de 4°C (NOM 014-SSA1-1993). De esta forma las muestras fueron sujetas a diversos análisis fisicoquímicos en el laboratorio, realizando cada análisis por triplicado (Lazarova *et al.*, 2005).

4.3. Análisis fisicoquímicos de las muestras de agua

(a) Inicialmente, las muestras fueron filtradas empleando una bomba de vacío, matraz kitazato y embudo Bushner adaptado con papel filtro Whatman No. 42.

(b) El agua filtrada se separo en tres fracciones: una se aciduló con HNO₃ (0.5N) hasta pH 3, otra se aciduló con H₂SO₄ (0.5N) hasta pH 2 y la tercera fracción se conservó con su pH natural (EPA y USAID, 2005; Lazarova *et al.*, 2005). Los ácidos que se emplearon son reactivos analíticos de alta pureza marca J.T. Baker con un contenido de impurezas de metales pesados inferior a 0.01 mg/L (HNO₃) y amonio inferior a 0.01 mg/L (H₂SO₄).

(c) La fracción de agua acidulada con HNO₃ se utilizó para la realización de análisis multielemental (Al, Ca, Cr, Fe, Mn, Mg, Ni, Na, K, Cd, Co, Cu, Pb, Si, Zn, Ag, As, Ba, Mo y Se) por espectroscopia de emisión atómica en plasma acoplado inductivamente (AES-ICP) en un equipo Óptima 2000 XL marca Perkin Elmer, empleando curvas de calibración estándar en el intervalo de concentración de 0 a 25 ppm para cada elemento.

(d) La fracción de agua acidulada con H₂SO₄ fue empleada para cuantificar nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) por espectrofotometría de absorción de radiación visible



mediante su complejación con reactivo de Nessler (figura 4.2) y análisis a 410 nm empleando curvas de calibración estándar (Welcher, 1995).

(e) La fracción de agua que no se aciduló se empleó para determinar pH; conductividad eléctrica (figura 4.3), sólidos totales disueltos STD (Richards, 1980), cloruros (método ASTM D 1125-91), fosfatos (PO_4^{3-}) por espectrofotometría de absorción de radiación visible mediante su complejación con molibdato de amonio y análisis a 640 nm empleando curvas de calibración estándar (Eaton *et al.*, 1995), sulfatos (SO_4^{2-}) por precipitación con BaCl_2 y gravimetría (Eaton *et al.*, 1995), carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) mediante el método ASTM D 1067-92, alcalinidad o dureza total (método ASTM D 1126-92), nitratos (NO_3^-) por el método del salicilato y análisis espectrofotométrico a 410 nm, empleando curvas de calibración estándar (Licon *et al.*, 2001).

La calidad de los análisis químicos se estableció mediante el análisis de muestras de agua estándar (Departamento de Química Analítica, Facultad de Química, UNAM), evaluando la precisión y exactitud. Para Al; Ca, Mg, Na, K, Cd, Co, Cu, Pb, Si, Zn y Ag la precisión fue $< 1.4\%$ y la exactitud fue $< 5\%$; mientras que para N-NH₃ la precisión fue $< 2\%$ y la exactitud fue $< 4\%$. Por otra parte para SO_4^{2-} , PO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y NO_3^- la precisión fue $< 1.2\%$ y la exactitud fue $< 3\%$.



Figura 4.2. Determinación de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) por espectrofotometría de absorción de radiación visible.



Figura 4.3. Determinación de la conductividad eléctrica en muestras de agua sin acidular.



A partir de las concentraciones de los cationes y los aniones mayores en las muestras de agua de la laguna de Metztlán se clasificaron mediante el diagrama de Piper (Piper, 1944; Drever, 1997) empleando el programa Aqua Chem 4.0.284 (2003).

4.4. Parámetros de calidad para agua riego

A partir de los parámetros fisicoquímicos se establecieron los principales parámetros de salinidad del agua considerando su uso como agua de riego. Evaluando la salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP), Relación de adsorción de sodio (RAS), Carbonato de sodio residual (CSR), Porcentaje de sodio posible (PSP), Índice de saturación (IS) y Relación de aniones (RAN) mediante las siguientes ecuaciones (Ayers y Westcot, 1987; Ángeles, 2000; Almeida y Gisbert, 2006):

a) Salinidad efectiva (SE)

1) Si $[Ca^{2+}] > [CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-}]$, entonces la salinidad será:

$$SE1 = \sum[\text{cationes}] - [CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-}] \quad (4.3)$$

donde:

$[Ca^{2+}]$ = concentración de calcio en el agua (meq/L).

$[\text{cationes}]$ = sumatoria de la concentración de cationes en el agua (meq/L).

$[CO_3^{2-}]$ = concentración de carbonatos en el agua (meq/L).

$[HCO_3^-]$ = concentración de bicarbonatos en el agua (meq/L).

$[SO_4^{2-}]$ = concentración de sulfatos en el agua (meq/L).

2) Si $[Ca^{2+}] < [CO_3^{2-} + HCO_3^- + SO_4^{2-}]$, pero $[Ca^{2+}] > [CO_3^{2-} + HCO_3^-]$, entonces:

$$SE2 = \sum[\text{cationes}] - [Ca^{2+}] \quad (4.4)$$

3) Si $[Ca^{2+}] < [CO_3^{2-} + HCO_3^-]$, pero $[Ca^{2+} + Mg^{2+}] > [CO_3^{2-} + HCO_3^-]$, entonces:

$$SE3 = \sum[\text{cationes}] - [CO_3^{2-} + HCO_3^-] \quad (4.5)$$



donde:

$[Mg^{2+}]$ = concentración de magnesio en el agua (meq/L).

4) Si $[Ca^{2+}+Mg^{2+}] < [CO_3^{2-}+HCO_3^-]$, entonces:

$$SE4 = \sum[\text{cationes}] - [Ca^{2+} + Mg^{2+}] \quad (4.6)$$

b) Salinidad potencial (SP)

$$SP = [Cl^-] + \frac{1}{2}[SO_4^{2-}] \quad (4.7)$$

donde:

$[Cl^-]$ = concentración de cloro en el agua (meq/L).

c) Relación de adsorción de sodio (RAS)

$$RAS = \frac{[Na^+]}{([Ca^{2+} + Mg^{2+}]/2)^{\frac{1}{2}}} \quad (4.8)$$

donde:

$[Na^+]$ = concentración de sodio en el agua (meq/L).

El RAS ajustado se calcula mediante la expresión:

$$RASaj = RAS [1 + (8.4 - pHc)] \quad (4.9)$$

donde:

$$pHc = (pK_2 - pKps) + p(Ca) + p(Alk) \quad (4.10)$$

siendo:

$$pK_2 = -\log K_{a2} \text{ de } H_2CO_3 \quad (4.11)$$

$$pKps = -\log Kps \text{ de } CaCO_3 \quad (4.12)$$

$$pCa = -\log [Ca^{2+}] \quad (4.13)$$

$$p(Alk) = -\log [CO_3^{2-} + HCO_3^-] \quad (4.14)$$



d) Carbonato de sodio residual (CSR)

$$\text{CSR} = [\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-] - [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] \quad (4.15)$$

e) Porcentaje de sodio posible (PSP)

$$\text{PSP} = \left(\frac{[\text{Na}^+]}{\text{SE}} \right) \times 100 \quad (4.16)$$

donde:

SE = Salinidad efectiva (meq/L).

f) Índice de saturación (IS)

$$\text{IS} = \text{pH agua} - \text{pHc} \quad (4.17)$$

En donde el valor de pHc se calcula con la expresión 4.8.

g) Relación de aniones (RAN)

$$\% \text{ RAN} = \left(\frac{[\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-]} \right) \times 100 \quad (4.18)$$

4.5. Identificación de diatomeas y evaluación del EPI-D

Para identificar y establecer la abundancia relativa de las diatomeas presentes en las muestras de agua de la laguna de Metztitlán, se depositaron partículas de agua en una serie de cubreobjetos de vidrio con una pipeta Pasteur. Posteriormente, se secaron en una estufa a 80 °C, evitando la incorporación de polvo o partículas contenidas en el aire. Una vez evaporada el agua, los cubreobjetos se colocaron en portamuestras metálicos empleando cinta de grafito como adhesivo, recubriéndose con una aleación Au-Pd (Griselli *et al.*, 2005). La morfología de las diatomeas presentes en las muestras se obtuvo en un

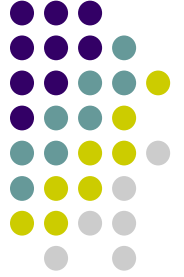
Microscopio Electrónico de Barrido marca Jeol, modelo 6300 (figura 4.4), aplicando un voltaje de 20 KeV. La composición química de las diatomeas se estableció mediante el análisis de espectros de energía dispersiva de rayos X empleando el valor promedio de tres análisis puntuales.



Figura 4.4. Microscopio Electrónico de Barrido marca Jeol, modelo 6300.

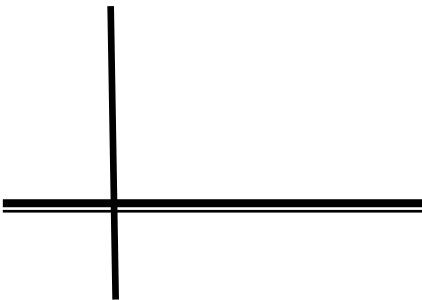
La identificación de las diferentes diatomeas observadas en el Microscopio Electrónico de Barrido se realizó por comparación de su morfología con los reportes de Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000) así como Prygiel y Coste (2000).

La calidad del ambiente acuático se estableció mediante la evaluación del Índice Diatómico de Eutrofización y Contaminación Ambiental (EPI-D) en las escalas 0 a 4 y 1 a 20 mediante las expresiones 1.4 y 1.5 definidas en el capítulo 1.



CAPÍTULO 5

RESULTADOS Y DISCUSIÓN





5.1. Caracterización de sedimentos

Los sedimentos de la laguna de Metztlán se caracterizan por presentar una textura que varía de franco arenosa a franco limosa, predominando la textura franco limosa. De acuerdo a las tablas de color de Munsell, los sedimentos se clasificaron como gris rosáceo 5YR 6/2, café grisáceo claro 10YR 6/2 y gris claro 10YR 7/2 en seco; y como gris oscuro 5YR 4/1, café grisáceo 10YR 5/2, gris rojizo oscuro 5YR 4/2 y gris rojizo 5YR 5/2 en húmedo (tabla 5.1).

5.1.1. Mineralogía de sedimentos mediante análisis de difracción de rayos-X (método de polvos)

El análisis de los sedimentos mediante difracción de rayos X (polvos) permitió identificar las principales fases cristalinas que los constituyen: Cuarzo (SiO_2) con una abundancia relativa de 10.6 %; Caolinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5\text{OH}_4$) con 31.3 %, Calcita (CaCO_3) con 9.6 % y Plagioclasa ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) con un 48.5 %. La composición mineralógica de los sedimentos es prácticamente homogénea para los sitios de muestreo, lo cual es similar a la roca sedimentaria (RS) de los alrededores de la laguna (figura 5.1).

5.1.2. Composición química de sedimentos

La composición química de los sedimentos determinada mediante fluorescencia de rayos-X permitió establecer que los óxidos mayores más importantes son: SiO_2 con una abundancia que varía de 31.40 a 52.58 %, seguido de CaO con concentraciones de 5.55 a 25.37 % y Al_2O_3 de 8.86 a 18.10 %. En menores concentraciones se observaron: TiO_2 (0.37 a 1.02 %), Fe_2O_3 (3.3 a 7.31 %), MnO (0.06 a 0.17 %), MgO (0.96 a 1.15 %), Na_2O (0.29 a 1.03 %), K_2O (1.19 a 1.84 %) y P_2O_5 (0.14 a 1.74 %) como lo muestra la tabla 5.2. Respecto de los elementos traza se observaron en mayor abundancia V (55 a 303 mg/Kg), Zn (57 a 305 mg/Kg), Sr (138 a 398 mg/Kg), Zr (109 a 290 mg/Kg) y Ba (177 a 975 mg/Kg), en menores proporciones se observaron Cr, Co, Ni, Cu, Rb, Y, Nb, Pb y Th (tabla 5.3).

De acuerdo a la composición química se calculó el Índice de Alteración Química (IAQ) de los sedimentos los cuales presentan un bajo intemperismo químico (figura 5.2).

Tabla 5.1. Clasificación de color de los sedimentos.


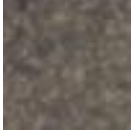



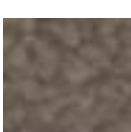
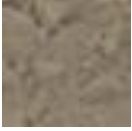





Muestra	Color Seco	Color Húmedo
1	 Gris rosáceo 5YR 6/2	 Gris oscuro 5YR 4/1
2	 Café grisáceo claro 10YR 6/2	 Café grisáceo 10YR 5/2
3	 Gris rosáceo 5YR 6/2	 Gris oscuro 5YR 4/1
4	 Gris rosáceo 5YR 6/2	 Gris rojizo oscuro 5YR 4/2
5	 Gris claro 10YR 7/2	 Café grisáceo 10YR 5/2
6	 Gris rosáceo 5YR 6/2	 Gris rojizo 5YR 5/2

Tabla 5.2. Elementos mayores en los sedimentos de la laguna de Metztitlán y en la Roca Sedimentaria (RS) e Índice de Alteración Química (IAQ).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	RS
Elementos mayores (%)													
SiO ₂	33.98	49.68	44.77	46.81	39.09	52.58	47.20	48.26	37.47	35.59	31.40	37.32	43.84
TiO ₂	0.40	0.93	0.54	0.9	0.69	1.02	0.82	0.93	0.51	0.40	0.37	0.50	0.56
Al ₂ O ₃	8.86	18.10	13.23	14.79	11.29	16.59	16.21	17.82	12.49	10.39	9.55	12.66	14.01
Fe ₂ O _{3t}	3.3	7.44	4.60	6.42	4.36	7.31	6.43	6.98	4.45	3.36	3.60	4.42	4.78
MnO	0.17	0.14	0.06	0.13	0.11	0.12	0.12	0.08	0.10	0.09	0.10	0.10	0.06
MgO	0.97	1.07	1.15	1.06	1.57	1.14	1.13	1.09	1.09	1.01	1.06	1.06	0.96
CaO	14.54	6.19	14.14	7.39	20.67	5.55	8.46	6.35	15.71	22.81	25.37	15.64	14.06
Na ₂ O	0.62	0.41	0.29	0.99	1.03	0.70	0.94	0.83	0.64	0.55	0.68	0.69	0.53
K ₂ O	1.19	1.31	1.76	1.39	1.84	1.48	1.50	1.48	1.64	1.81	1.49	1.66	1.82
P ₂ O ₅	1.74	0.21	0.18	0.34	0.14	0.25	0.29	0.30	0.26	0.14	0.15	0.24	0.09
PPC*	34.13	14.26	19.24	19.93	19.34	13.30	16.64	15.58	25.62	24.02	25.83	24.85	19.24
IAQ	23.58	57.61	32.02	47.08	21.47	56.40	46.63	55.21	28.44	18.99	16.40	28.70	33.01

PPC* Pérdida por calcinación.

Tabla 5.3. Elementos traza en los sedimentos de la laguna de Metzittitlán y en la Roca Sedimentaria (RS).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	RS
Elementos traza (mg/Kg)													
V	102	186	159	142	201	303	110	130	76	64	55	86	34
Cr	31	47	36	43	60	58	46	56	36	35	42	37	<2
Co	18	17	18	22	15	19	20	25	11	6	7	14	10
Ni	28	33	25	36	22	31	28	31	25	19	21	23	7
Cu	75	40	38	53	25	39	25	34	24	20	17	30	17
Zn	305	163	91	177	67	151	146	239	110	57	62	115	10
Rb	50	73	62	72	49	78	77	93	70	52	49	72	10
Sr	178	138	196	173	253	176	282	223	316	377	398	332	566
Y	20	33	20	35	15	37	32	41	24	16	15	25	5
Zr	118	263	137	240	109	286	219	290	185	130	124	190	71
Nb	2	13	3	11	3	14	-	-	-	-	-	-	<0.7
Ba	645	407	975	385	177	430	420	349	352	310	213	363	43
Pb	28	48	13	34	10	31	28	56	23	<5	<5	25	<5
Th	7	8	6	8	5	10	<3	15	10	7	7	6	<3

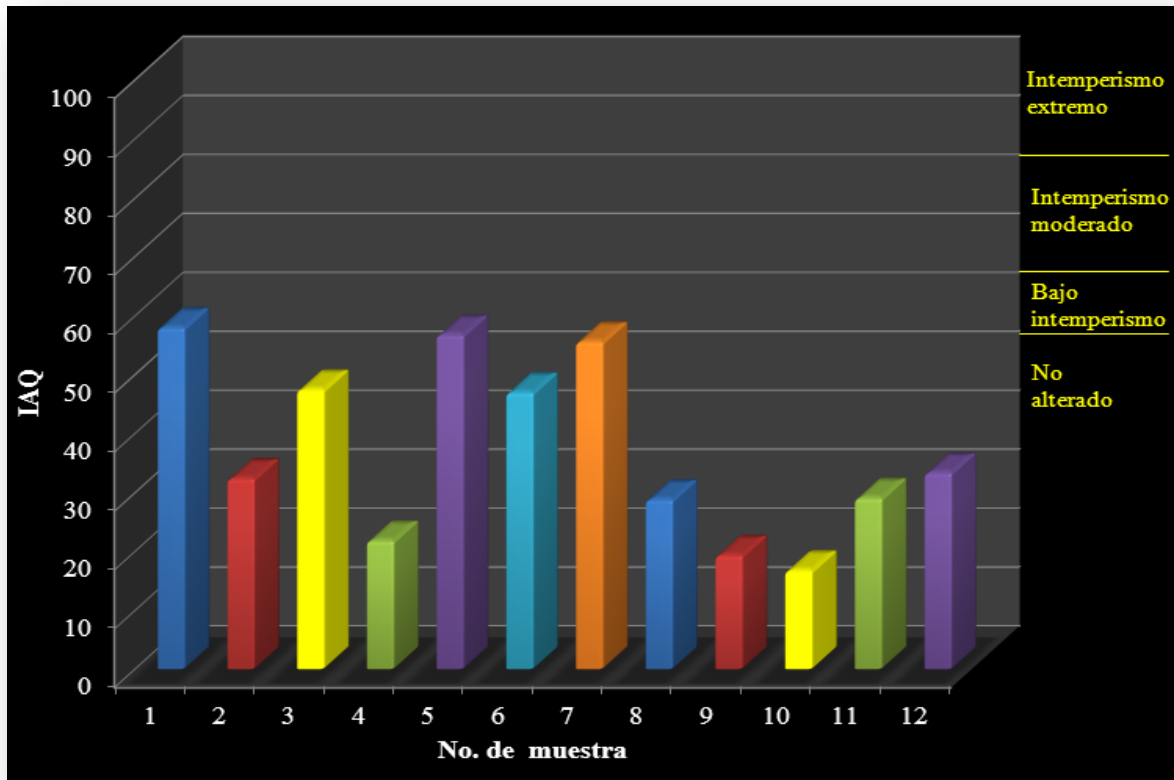


Figura 5.2. Índice de Alteración Química (IAQ) de los sedimentos de la laguna de Metztlán.

Para establecer la posible afectación antropogénica y enriquecimiento de metales pesados en los sedimentos de la laguna de Metztlán, se comparó su composición química respecto de la composición química promedio de una roca sedimentaria (RS) del lugar y respecto de la corteza terrestre, calculando los factores de enriquecimiento (FE) correspondientes (Zoller *et al.*, 1974; Hakanson, 1980).

De acuerdo al cálculo del factor de enriquecimiento de los sedimentos respecto de una roca sedimentaria del lugar se ha observado un factor de enriquecimiento muy alto para Cr y de alto a muy alto para Zn y Nb, mientras que para V, Co, Ni, Cu, Y, Zr y Pb se observó un factor de enriquecimiento de bajo a alto (figura 5.3).

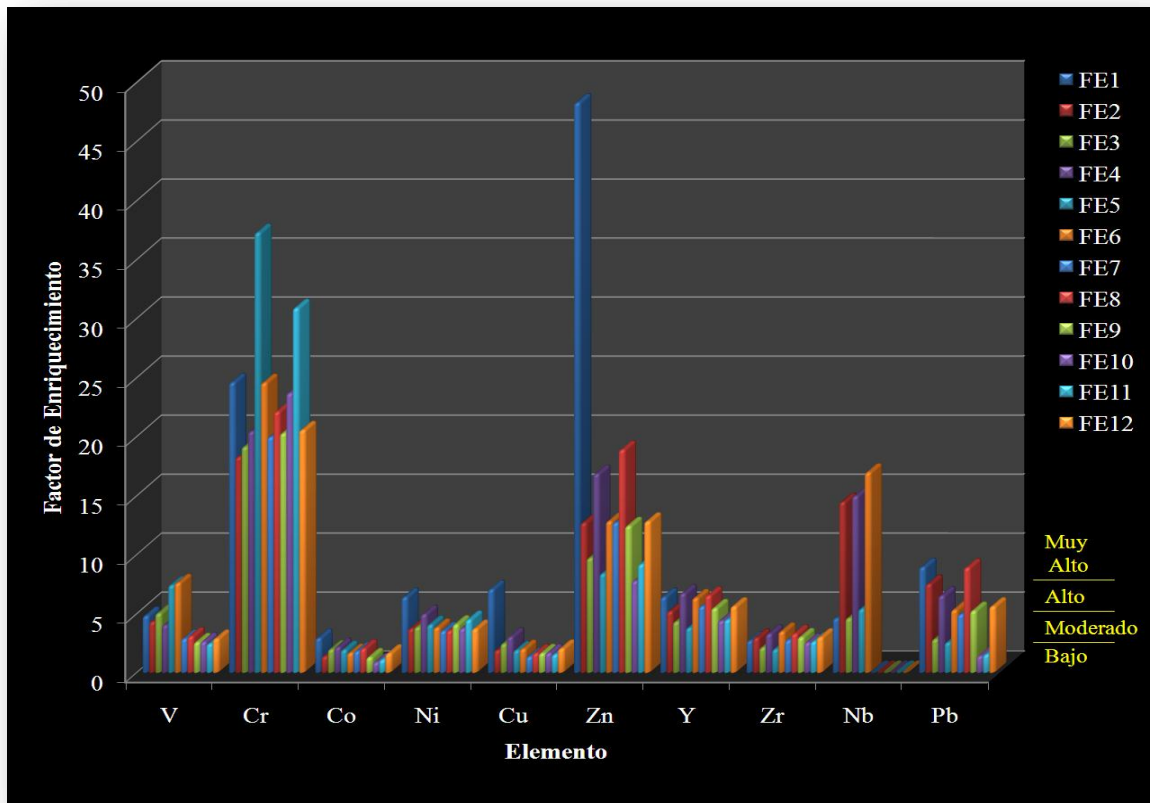


Figura 5.3. Factores de Enriquecimiento (FE) para los sedimentos respecto de la composición química de la roca sedimentaria analizada (RS) mediante fluorescencia de rayos-X.

Comparando la composición química de los sedimentos respecto de la composición química de la corteza terrestre se observó un factor de enriquecimiento de moderado a muy alto para Zn, seguido de Pb con un factor de enriquecimiento de bajo a alto, mientras que para V, Cr, Co, Ni, Cu, Y, Zr y Nb se presentó un factor de enriquecimiento de bajo a moderado (figura 5.4). Las actividades agrícolas así como la descarga de aguas residuales hacia los principales ríos tributarios que confluyen en la laguna son los principales factores que provocan el enriquecimiento de metales pesados en los sedimentos.

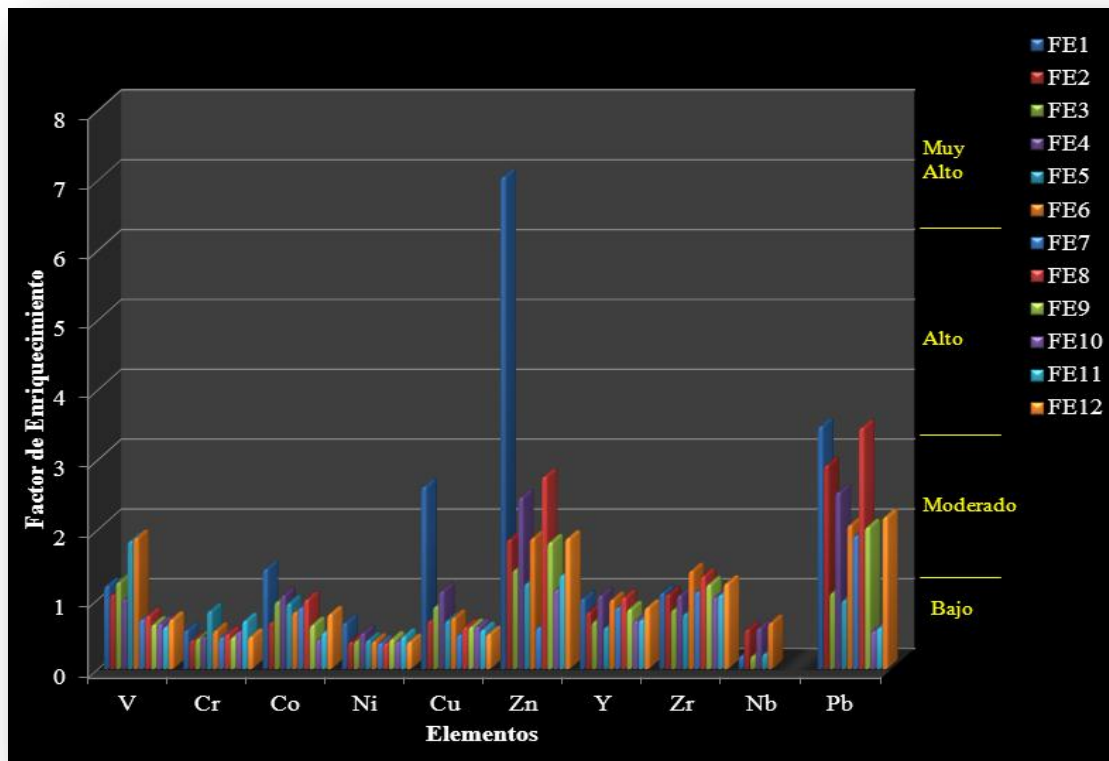


Figura 5.4. Factores de Enriquecimiento (FE) para los sedimentos respecto de la composición química de la Corteza Terrestre reportada por Taylor (1964).

Los diferentes análisis químicos realizados a los sedimentos de la laguna de Metztitlán y su comparación con los análisis realizados a la Roca Sedimentaria (RS) permiten establecer que los sedimentos han sufrido poca alteración después de haber sido transportados y depositados en la laguna, conservando algunas de las características de las rocas circundantes. Sin embargo, la incorporación de metales pesados a la laguna inicialmente en estado ionizado y posteriormente precipitados junto con los sedimentos terrígenos tiene un origen antropogénico.



5.2. Evaluación geoquímica de la laguna de Metztitlán a partir de los análisis fisicoquímicos realizados a las muestras de agua

La evaluación geoquímica de la laguna de Metztitlán se realizó en los meses de marzo y noviembre del 2011, colectando en el primer mes 10 muestras de agua, mientras que en el segundo mes se colectaron 7 muestras. Durante el mes de marzo la laguna presentó una superficie de 10.204 km² y se observó que su capacidad se encontraba en un nivel bajo debido al periodo de estiaje (figura 5.5). Por otra parte, en el mes de noviembre la superficie de la laguna aumentó a 16.456 km² debido al periodo de lluvias, afectando por inundación la mayoría de los cultivos a su alrededor (figura 5.6). El periodo de lluvias del 2011 fue tan intenso que aumentó el cauce del río Metztitlán destruyendo el puente Venados que intercomunica algunos poblados de la zona.

Los principales aportes que recibe la laguna de Metztitlán son la precipitación pluvial y la descarga del río Metztitlán las cuales dependen principalmente de las temporadas de lluvias, influyendo notablemente en el aumento o reducción de la superficie de la laguna. De acuerdo a Ibáñez y Romo (2007) en la primavera de 1998 la laguna de Metztitlán sufrió una sequía importante y hacia el mes de Agosto del mismo año se recuperó, sin embargo, este evento condujo a una elevada mortandad de peces, por lo cual se necesitó introducir 1.6 millones de peces juveniles de tilapia (*Oreochromis aureus*/*Oreochromini loticus*) en dos periodos entre los meses de septiembre y noviembre para recuperar la vida acuática.



Figura 5.5. Vista panorámica de la laguna de Metztlán obtenida en el mes de marzo de 2011.



Figura 5.6. Vista panorámica de la laguna de Metztlán en el mes de noviembre de 2011.



5.2.1. Características geoquímicas del agua

Los parámetros evaluados en la laguna de Metztitlán durante los dos muestreos fueron tanto físicos (pH, CE y temperatura) como químicos (CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y NH_4^+), los cuales se compararon con los límites establecidos para agua de riego (LAR), puesto que es uno de los principales usos del agua de la laguna.

Durante el mes de marzo de 2011 el pH del agua de la laguna varió de 7.35 a 8.77 y la conductividad eléctrica entre 0.261 y 0.329 dS/m, con una temperatura media de 26 °C. En este mes no se observó la presencia de CO_3^{2-} , mientras que HCO_3^- fue el anión dominante con concentraciones que variaron entre 4.416 y 4.968 meq/L (tabla 5.4). En menores concentraciones se encontraron NO_3^- y PO_4^{3-} . El Ca^{2+} fue el catión que se presentó en mayores concentraciones variando entre 1.891 y 2.939 meq/L, seguido de Na^+ (de 1.462 a 2.079 meq/L), Mg^{2+} (de 0.820 a 1.053 meq/L) y K^+ (de 0.236 a 0.289 meq/L). La alcalinidad total (CaCO_3) varió de 142.5 a 235.41 mg/L lo cual permitió clasificar el agua como dura. Las elevadas concentraciones de Ca^{2+} y HCO_3^- son consecuencia de la disolución de las rocas calizas que dominan la región.

La concentración de NH_4^+ en el mes de marzo varió de 0.130 a 1.508 mg/L a una temperatura de 26 °C y un pH alcalino. Los únicos elementos traza detectados fueron Si con concentraciones que variaron entre 12.6 y 20 mg/L y en menores concentraciones As variando de 0.034 a 0.159 mg/L.

En el mes de noviembre del 2011 el pH del agua varió de manera poco significativa desde 7.6 a 7.68 y la conductividad eléctrica entre 0.371 y 0.394 dS/m con una temperatura media de 25 °C. Nuevamente no se observó la presencia de CO_3^{2-} siendo abundante HCO_3^- variando desde 6.624 hasta 7.544 meq/L (tabla 5.5). Los SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- y PO_4^{3-} se encontraron en concentraciones bajas. El catión que se observó en mayores concentraciones fue Ca^{2+} (entre 1.192 y 1.356 meq/L). El agua fue clasificada como dura de acuerdo a alcalinidad total como CaCO_3 presentando concentraciones que variaron de 159.9 a 176.3 mg/L. Las concentraciones de NH_4^+ variaron de 0.929 a 1.498 mg/L a una temperatura de



25 °C y un pH ligeramente alcalino de 7.61. Respecto a la presencia de elementos traza solo se detectaron Si (de 34.65 a 35.31 mg/L), Co (de 0.170 a 0.178 mg/L) y As (de 0.052 a 0.125 mg/L).

La baja solubilidad de los metales pesados en presencia de carbonatos y bicarbonatos permite reducir la concentración de estos en el agua e incrementarla en los sedimentos. De esta manera si los metales pesados se encuentran dispersos en el agua difícilmente serán detectados debido a la baja sensibilidad de la técnica empleada para su análisis (tabla 5.6). Un método alternativo para la detección de metales en el ambiente acuático sería el empleo de un organismo bioacumulador tales como los peces.

A partir de las concentraciones de los cationes y aniones mayores en las muestras de agua se realizó su clasificación geoquímica mediante el diagrama de Piper (AquaChem 4.0.284, 2003). Durante el mes de marzo de 2011 el agua de la laguna fue clasificada como bicarbonatada cálcica y/o magnésica, esta conducta prevaleció durante el mes de noviembre (figura 5.7). Los análisis de dispersión de HCO_3^- con Mg^{2+} (figura 5.8a) y Ca^{2+} (figura 5.8b) presentan una correlación positiva, lo cual refleja un mismo origen para estos iones: disolución de la roca sedimentaria en el ambiente acuático.

Tabla 5.4. Parámetros fisicoquímicos evaluados durante el mes de marzo del 2011 y Limite máximo permisible para agua de riego, LAR (Ayers y Westcot, 1987).

Parámetros	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	LAR
FISICOS											
pH	7.35	8.31	8.31	8.20	8.27	8.14	7.44	8.77	8.77	8.51	6.5 - 8.4
Conductividad Eléctrica, CE (dS/m) a 25°C	0.309	0.295	0.297	0.296	0.286	0.286	0.311	0.261	0.266	0.329	<0.75
Temperatura (°C)	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	SR
ANIONES											
Carbonatos, CO ₃ ²⁻ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1.0
Bicarbonatos, HCO ₃ ⁻ (meq/L)	4.968	4.655	4.784	4.655	4.784	4.784	4.784	4.287	4.416	4.416	<1.5
Cloruros, Cl ⁻ (meq/L)	0.853	0.784	0.784	0.733	0.733	0.853	0.733	0.853	0.853	0.904	<4.0
Sulfatos, SO ₄ ²⁻ (meq/L)	1.198	1.266	1.403	1.347	1.391	1.379	1.403	1.484	1.397	1.609	<3.0
Fosfatos, PO ₄ ²⁻ (meq/L)	0.007	0.062	0.006	0.003	0.01	0.003	0.008	0.017	0.023	0.012	SR
Nitratos NO ₃ ⁻ (meq/L)	0.017	0.016	0.016	0.016	0.016	0.016	0.016	0.016	0.016	0.016	SR
CATIONES											
Calcio, Ca ²⁺ (meq/L)	2.939	2.665	2.789	2.745	2.630	2.540	2.824	1.891	1.891	2.45	<5.0
Magnesio, Mg ²⁺ (meq/L)	1.053	0.938	0.979	0.938	0.963	0.905	1.012	0.889	0.820	0.946	<4.0
Sodio, Na ⁺ (meq/L)	1.579	1.501	1.518	1.462	1.540	1.496	1.740	1.784	1.792	2.079	<3.0
Potasio, K ⁺ (meq/L)	0.269	0.276	0.249	0.236	0.246	0.241	0.269	0.263	0.258	0.289	<1.0
Amonio, NH ₄ ⁺ (meq/L)	0.084	0.007	0.012	0.008	0.020	0.012	0.028	0.018	0.077	0.018	SR
OTROS											
Alcalinidad como CaCO ₃ (mg/L)	235.4	168.7	167	172.7	171	165.3	182.4	157.3	142.5	185.8	SR

Tabla 5.5. Parámetros fisicoquímicos evaluados durante el mes de noviembre del 2011 y Límite máximo permisible para agua de riego, LAR (Ayers y Westcot, 1987).

Parámetros	1	2	3	4	5	6	7	LAR
FISICOS								
pH	7.57	7.58	7.68	7.60	7.63	7.59	7.61	6.5 - 8.4
Conductividad Eléctrica, CE (dS/m) a 25°C	0.394	0.393	0.371	0.380	0.391	0.387	0.394	<0.75
Temperatura (°C)	25	25	25	25	25	25	25	SR
ANIONES								
Carbonatos, CO ₃ ²⁻ (meq/L)	0	0	0	0	0	0	0	<1.0
Bicarbonatos, HCO ₃ ⁻ (meq/L)	6.624	7.544	6.992	6.658	6.796	7.432	7.520	<1.5
Cloruros, Cl ⁻ (meq/L)	0.9	0.72	0.72	0.81	0.79	0.72	0.88	<4.0
Sulfatos, SO ₄ ²⁻ (meq/L)	1.017	1.232	1.032	1.152	1.080	1.098	1.115	<3.0
Fosfatos, PO ₄ ²⁻ (meq/L)	0.010	0.006	0.004	0.010	0.007	0.008	0.006	SR
Nitratos NO ₃ ⁻	0.007	0.008	0.009	0.007	0.009	0.007	0.008	SR
CATIONES								
Calcio, Ca ²⁺ (meq/L)	1.224	1.356	1.191	1.217	1.296	1.354	1.192	<5.0
Magnesio, Mg ²⁺ (meq/L)	0.468	0.491	0.460	0.470	0.485	0.491	0.482	<4.0
Sodio, Na ⁺ (meq/L)	1.066	1.095	1.041	1.075	1.089	1.092	1.082	<3.0
Potasio, K ⁺ (meq/L)	0.223	0.222	0.211	0.218	0.222	0.220	0.215	<1.0
Amonio, NH ₄ ⁺ (meq/L)	0.052	0.076	0.083	0.057	0.071	0.081	0.079	SR
OTROS								
Alcalinidad como CaCO ₃ (mg/L)	163.8	179.4	159.9	168.5	176.3	161.1	174.5	SR

Tabla 5.6. Solubilidad como carbonatos y límites de detección por ICP de algunos elementos metálicos.

Elemento	Solubilidad (mg/L)	Límite de detección (mg/L)
Fe	0.3304	0.03
Co	0.0527	0.003
Ni	4.7696	0.007
Zn	0.2996	0.003
Sr	0.9189	0.00006
Ba	9.8080	0.001
Pb	0.0655	0.04

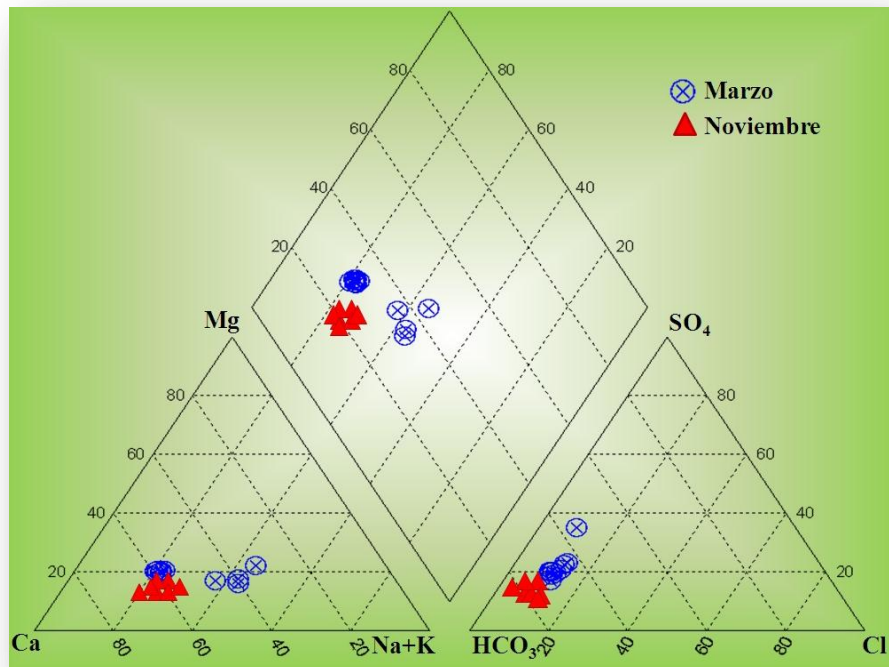


Figura 5.7. Diagrama de Piper para la laguna de Metztlán (Aquachem 4.0.284, 2003).

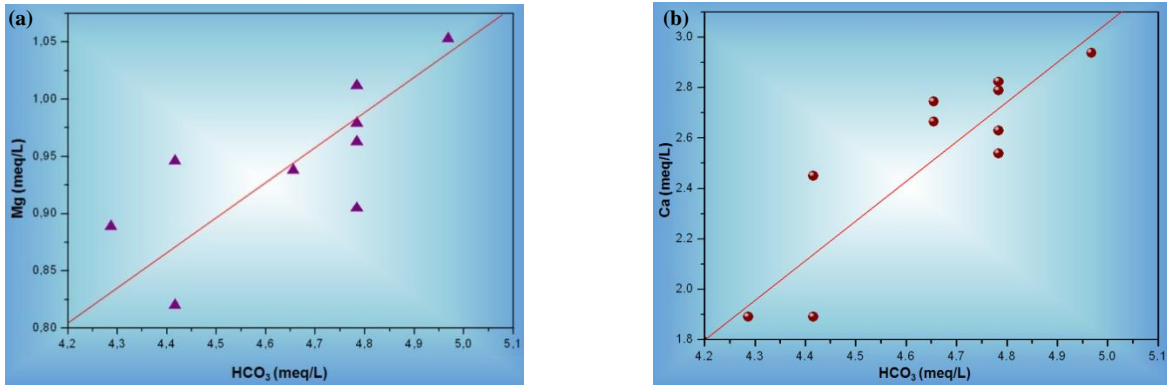


Figura 5.8. Diagramas de dispersión (a) HCO₃⁻ con Mg²⁺ y (b) HCO₃⁻ con Ca²⁺.

De acuerdo a los análisis químicos y a los cálculos realizados con el programa Aquachem 4.0.284 (2003), los principales minerales disueltos en el agua de la laguna de Metztitlán son: dolomita (CaMg (CO₃)₂), halita (NaCl), anhidrita (CaSO₄), silvita (KCl) y calcita (CaCO₃); siendo los más abundantes dolomita y anhidrita, seguidos de calcita, halita y silvita en concentraciones relativamente bajas (tabla 5.7).

5.2.2. Parámetros de salinidad

Debido al origen de la laguna, esta sufre diversos cambios en su superficie durante el año. En periodos de sequia los habitantes de la zona utilizan la llanura de inundación de la laguna para cultivar, mientras que en periodos de lluvias, entre los meses de agosto y octubre, la superficie de la laguna aumenta considerablemente de tamaño, afectando los cultivos que fueron sembrados en la llanura de inundación, siendo este proceso cíclico donde las ganancias por la actividad agrícola muchas veces son superadas por las pérdidas, en una región cuya economía está basada en los productos del campo principalmente. Considerando el uso del agua de la laguna de Metztitlán como agua de riego, se evaluaron sus principales parámetros de salinidad.

Tabla 5.7. Minerales disueltos en la laguna de Metztilán (Aquachem 4.0.284, 2003).

Muestra	Silvita (KCl)	Halita (NaCl)	Anhidrita (CaSO ₄)	Dolomita (CaMg(CO ₃) ₂)	Calcita (CaCO ₃)
Marzo (mg/L)					
1	20.02	34.19	81.56	96.94	34.46
2	20.59	33.74	81.56	86.33	26.48
3	18.55	31.30	95.57	90.12	20.37
4	17.58	29.08	91.74	86.33	22.99
5	18.36	28.47	94.72	88.60	13.83
6	17.99	35.77	93.88	83.30	12.83
7	20.02	27.17	95.57	93.15	20.47
8	19.64	34.48	101.10	37.43	ND*
9	19.26	34.78	95.14	45.483	ND
10	21.55	35.97	109.59	77.40	ND
Noviembre (mg/L)					
1	16.57	39.64	69.28	85.12	25.05
2	16.51	29.16	83.89	89.29	25.26
3	15.71	29.79	70.30	83.53	21.95
4	16.25	34.63	78.45	5.983	ND
5	16.55	33.23	73.55	19.88	ND
6	16.40	29.25	74.77	23.57	ND
7	16.03	38.90	75.93	7.09	ND

ND* No detectado

Durante el mes de marzo del 2011 los sólidos totales disueltos (STD) variaron entre 178 y 225 mg/L, mientras que la salinidad efectiva (SE) vario de 1.71 a 2.39 meq/L (tabla 5.8). La salinidad potencial (SP) y relación de adsorción de sodio (RAS) se encontraron en concentraciones relativamente bajas. El contenido de sodio residual (CRS) durante este mes varió entre 0.97 y 1.70 meq/L. El parámetro que presentó mayores concentraciones es el porcentaje de sodio posible (PSP) variando de 81.76 a 87.15 meq/L y la relación de aniones (RAN) varió de 63.47 a 70.55 %. En el mes de noviembre del 2011 los STD variaron de 250 a 267.86 mg/L con SE que varió entre 1.335 y 1.393 meq/L (tabla 5.9). Los parámetros que se observaron en menores concentraciones fueron SP (de 1.236 a 1.438 meq/L) y RAS (de 1.139 a 1.183 meq/L). El CSR varió de 4.932 a 5.846 meq/L, mientras que los parámetros que se observaron en mayores concentraciones fueron PSP que variaron de 77.942 a 79.630 meq/L y RAN que varió entre 77.087 y 80.216 %.



Durante el mes de marzo el contenido de sodio residual (CSR) sobrepaso en algunos puntos los límites establecidos para agua de riego (LAR), mientras que en noviembre tanto el contenido de sodio residual (CSR) como el porcentaje de sodio posible (PSP) se presentaron en concentraciones superiores a los límites permisibles. De acuerdo a los valores de conductividad eléctrica y RAS para los meses de marzo y noviembre de 2011 el agua se clasificó como C2-S1 (figura 5.9), es decir agua de salinidad media y con bajo contenido de sodio. De acuerdo a la clasificación C2-S1, el agua puede usarse para riego de manera moderada, ya que en exceso provoca la lixiviación de las sales solubles hacia zonas profundas con la consecuente pérdida de nutrientes para las plantas (Ángeles, 2000); se pueden cultivar plantas moderadamente tolerantes a las sales y prácticamente en cualquier tipo de suelo, con muy poca probabilidad de que se desarrolle salinidad y de alcanzar niveles peligrosos de sodio. Las aguas de salinidad media no provocan problemas de infiltración, es decir no provocan la reducción de poros en la estructura del suelo (figura 5.10).

Tabla 5.8. Índices de salinidad evaluados durante el mes de marzo del 2011.

Índices	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	LAR*
Sólidos Totales Disueltos, STD (mg/L)	211	200	200	200	193	193	211	178	178	225	SR**
Salinidad Efectiva, SE4 (meq/L)	1.93	1.78	1.78	1.71	1.81	1.75	2.04	2.06	2.12	2.39	<3.0
Salinidad Potencial, SP (meq/L)	1.45	1.42	1.49	1.41	1.43	1.54	1.43	1.59	1.55	1.71	<3.0
Relación de adsorción de sodio, RAS (meq/L)	1.12	1.12	1.11	1.08	1.15	1.14	1.26	1.51	1.54	1.60	<3.0
RAS ajustado (meq/L)	2.46	2.36	2.38	2.30	2.43	2.41	2.70	2.89	2.95	3.26	SR
Contenido de sodio residual, CSR (meq/L)	0.97	1.05	1.02	0.97	1.19	1.34	0.95	1.51	1.70	1.02	<1.25
Porcentaje de sodio posible, PSP (meq/L)	81.76	84.11	85.35	85.68	85.25	85.51	85.46	85.55	84.23	87.15	<50%
Índice de saturación, IS	-0.78	0.18	0.18	0.07	0.07	0.01	-0.67	0.64	0.64	0.38	SR
Relación de Aniones, RAN (%)	70.55	68.62	68.41	68.92	68.99	68.01	68.89	64.39	65.86	63.47	SR

*LAR, Límite para agua de riego (Richards, 1980; Ayers y Westcott, 1987; Lesser, 1987; Ángeles, 2000).

**SR sin referencia.

Tabla 5.9. Índices de salinidad evaluados durante el mes de noviembre del 2011.

Índices	1	2	3	4	5	6	7	LAR*
Sólidos Totales Disueltos , STD (mg/L)	267.86	267.86	250	257.14	264.29	260.71	267.86	SR**
Salinidad Efectiva, SE4 (meq/L)	1.340	1.393	1.335	1.350	1.382	1.393	1.376	<3.0
Salinidad Potencial, SP (meq/L)	1.409	1.336	1.236	1.386	1.330	1.269	1.438	<3.0
Relación de adsorción de sodio, RAS (meq/L)	1.159	1.139	1.145	1.170	1.154	1.137	1.183	<3.0
RAS ajustado (meq/L)	2.574	2.669	2.572	2.598	2.610	2.657	2.693	SR
Contenido de sodio residual, CSR (meq/L)	4.932	5.697	5.341	4.971	5.015	5.587	5.846	<1.25
Porcentaje de sodio posible, PSP (meq/L)	79.522	78.593	77.942	79.630	78.799	78.392	78.634	<50%
Índice de saturación, IS	-0.558	-0.548	-0.448	-0.528	-0.528	-0.528	-0.528	SR
Relación de Aniones, RAN (%)	77.392	79.331	79.849	77.087	78.277	80.216	78.917	SR

*LAR, Límite para agua de riego (Richards, 1980; Ayers y Westcot, 1987; Lesser, 1987; Ángeles, 2000).

**SR sin referencia.

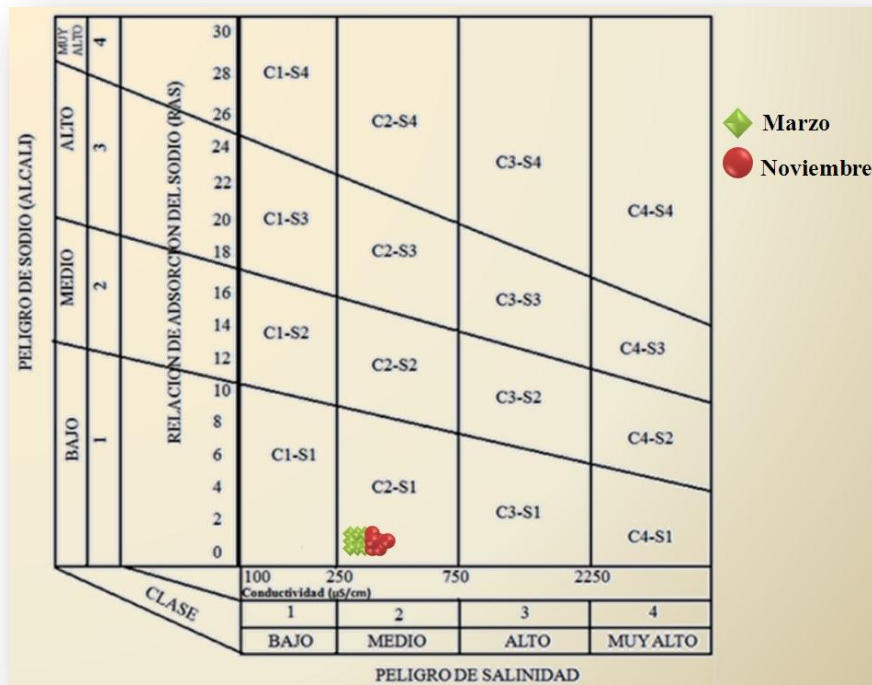


Figura 5.9. Diagrama de clasificación de agua de riego según CE y RAS (Richards, 1980).

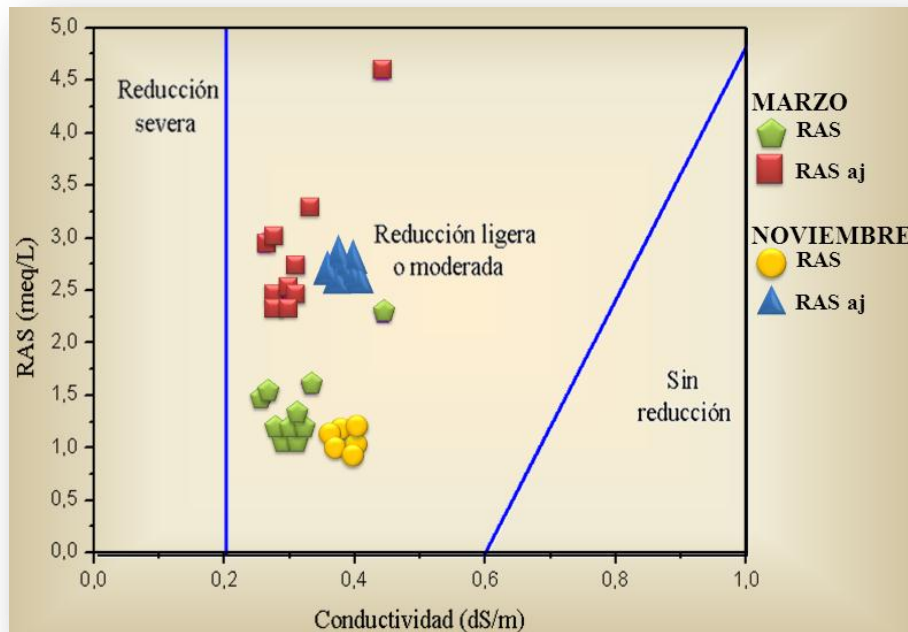


Figura 5.10. Diagrama de reducción relativa de la infiltración de agua de riego (Ayers y Westcot, 1987).



De acuerdo a los análisis químicos realizados así como el cálculo de diversos parámetros de salinidad (STD, SE, SP, CSR, PSP, RAS, RAN, índice de saturación y alcalinidad), el agua de la laguna de Metztlán es recomendable para riego y se caracteriza por presentar una salinidad media.

Respecto a la presencia de elementos traza en el agua de la laguna solo fueron detectados Si, As y Co, con la técnica analítica empleada (ICP). Los valores detectados de estos elementos no exceden los límites máximos permisibles considerados en la Norma Oficial Mexicana para uso de agua de riego (NOM-005-ECOL-2000). Los elementos traza no se encontraron en el agua porque la mayoría de estos elementos son insolubles y por lo tanto al combinarse con los bicarbonatos presentes en el agua precipitan formando parte del sedimento.

La concentración de amoníaco en el agua para el mes de Marzo fue de 0.733 mg/L cuando el límite máximo permisible para la protección de la vida acuática es de 0.26 mg/L (a una temperatura de 26 °C y pH alcalino), mientras que en Noviembre fue de 1.251 mg/L (con límite máximo permisible de 0.181 mg/L a temperatura 25 y pH de 7.61). Bajo estas condiciones los valores de amoníaco resultan bastante tóxicos para los peces, produciendo daños severos tanto a las branquias como a las escamas; pérdida de su equilibrio, hipersensibilidad, sofocamiento, aumento del ritmo cardiaco y en casos extremos convulsiones, estado de coma y muerte (EPA, 2009). Debido a esta condición los peces (*Cyprinus carpio* o carpa común) se ven afectados en su desarrollo y reproducción (por lo general estos organismos no sobrepasan los 30 cm de longitud en la laguna de Metztlán).

5.3. Identificación de diatomeas y cálculo del EPI-D

Para evaluar el EPI-D se identificaron las principales variedades de diatomeas presentes en el agua de la laguna de Metztlán en los meses de marzo y noviembre de 2011. Para la estimación de la abundancia relativa se consideraron 480 individuos, incluyendo aquellos que aunque fragmentados pudieron ser identificados.

En el mes de marzo las principales diatomeas identificadas fueron: *Aulacoseira granulata* (figura 5.11); *Nitzschia amphibia* (figura 5.12), *Stephanodiscus hantzschii* (figura 5.13), *Cyclotella meneghiniana* (figura 5.14) y *Navícula cryptocephala* (figura 5.15). Se observaron otras variedades de diatomeas como *Fragilaria nanana*; *Asterionella formosa* (figura 5.16), *Nitzschia linearis*, *Fragilaria capucina*, *Frustulia vulgaris*, *Gomphonema acuminatum* y *Surirella brebisoni* cuya abundancia relativa es muy baja (tabla 5.10).

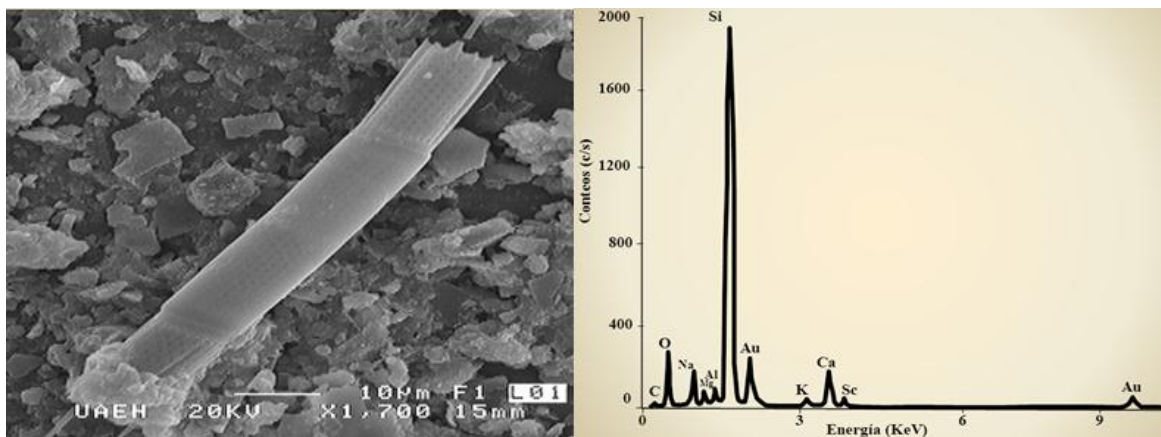


Figura 5.11. *Aulacoseira granulata* caracterizada por frústulas con forma cilíndrica que se unen para crear colonias filamentosas generalmente rectas y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

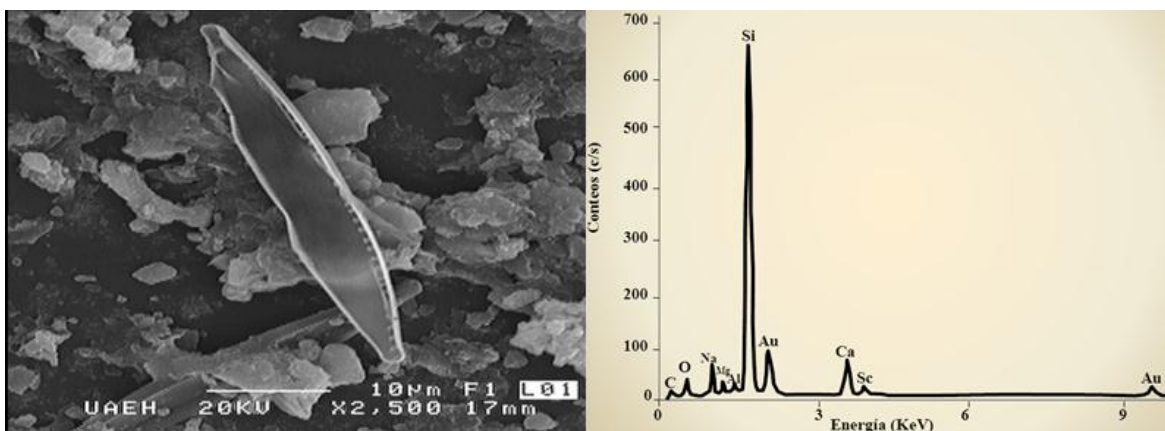


Figura 5.12. *Nitzschia amphibia* una diatomea pinnada mostrando la línea dorsal característica y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

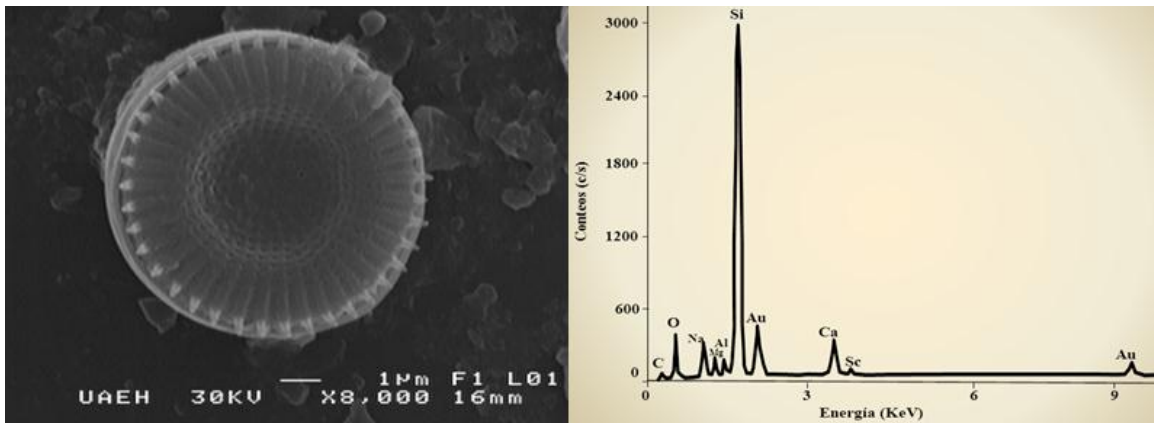


Figura 5.13. Vista frontal de *Stephanodiscus hantzschii* una diatomea radial característica de ambientes acuáticos eutróficos y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

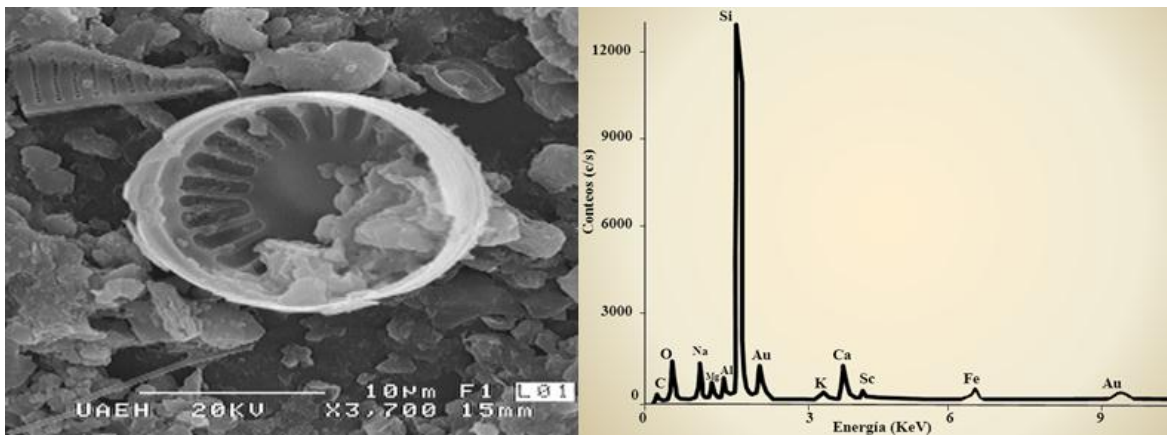


Figura 5.14. Hipovalva de *Cyclotella meneghiniana* otra diatomea céntrica y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

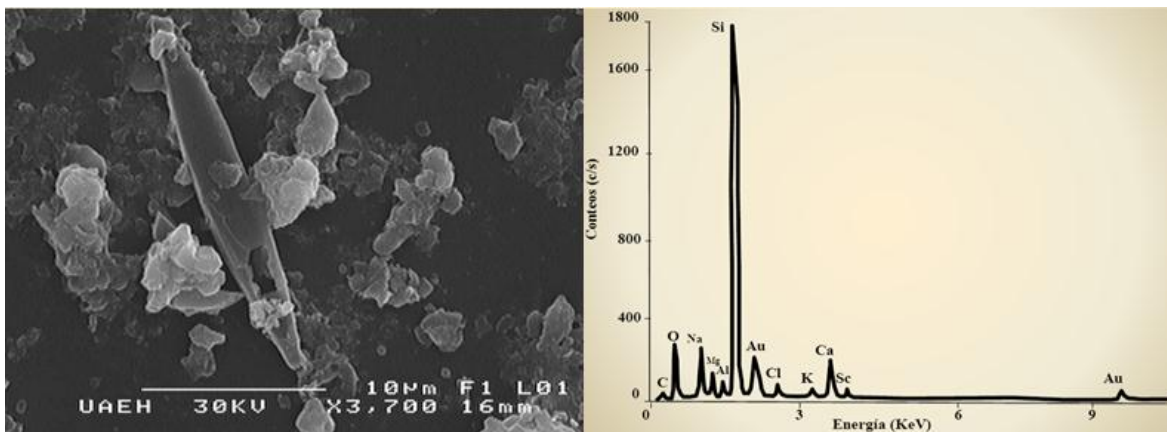


Figura 5.15. Valva de *Navicula cryptocephala*, diatomea pinnada que posee un frústulo plano y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

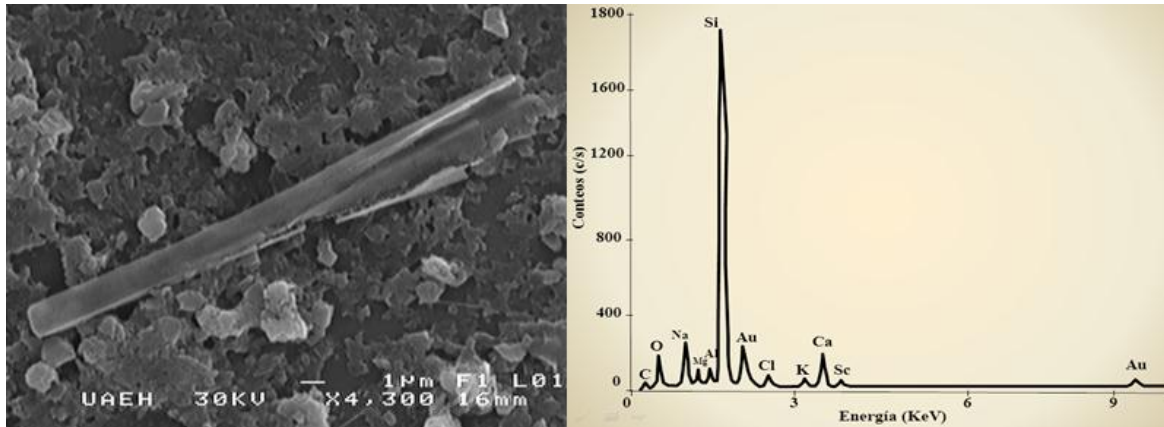


Figura 5.16. División celular de *Asterionella formosa*, es una diatomea cosmopolita que tiende a crear colonias en forma de estrella unidas a través de uno de los extremos de las valvas y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

En el mes de noviembre las principales diatomeas identificadas fueron *Stephanodiscus hantzschii*, *Asterionellopsis glacialis* (figura 5.17), *Eolimna subminúscula* (figura 5.18) y *Asterionella formosa*. En menores proporciones se observaron *Cyclotella meneghiniana*, *Aulacoseira granulata* y *Nitzschia acicularis* (figura 5.19) entre otras (tabla 5.11).

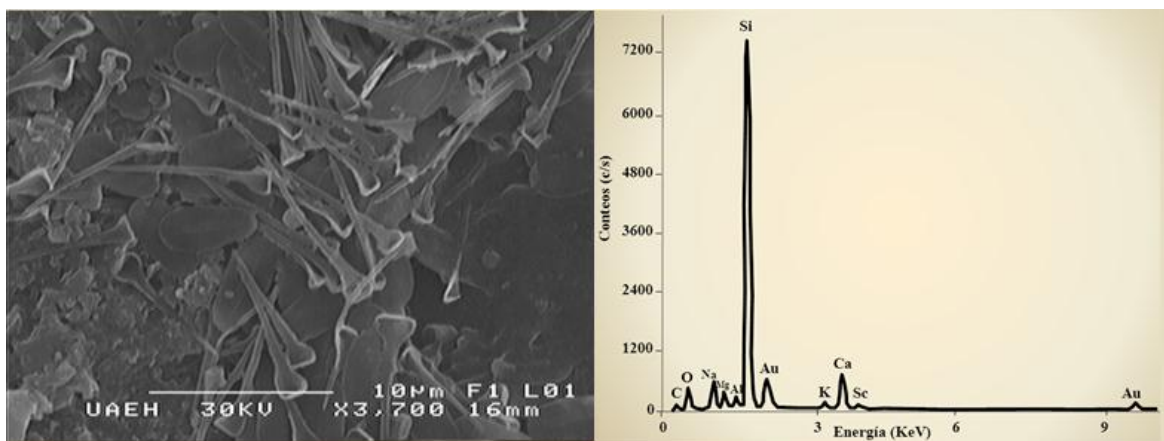


Figura 5.17. Micrografía de *Asterionellopsis glacialis* diatomea que se une a través de la cara de la valva para formar cadenas en forma de espiral y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

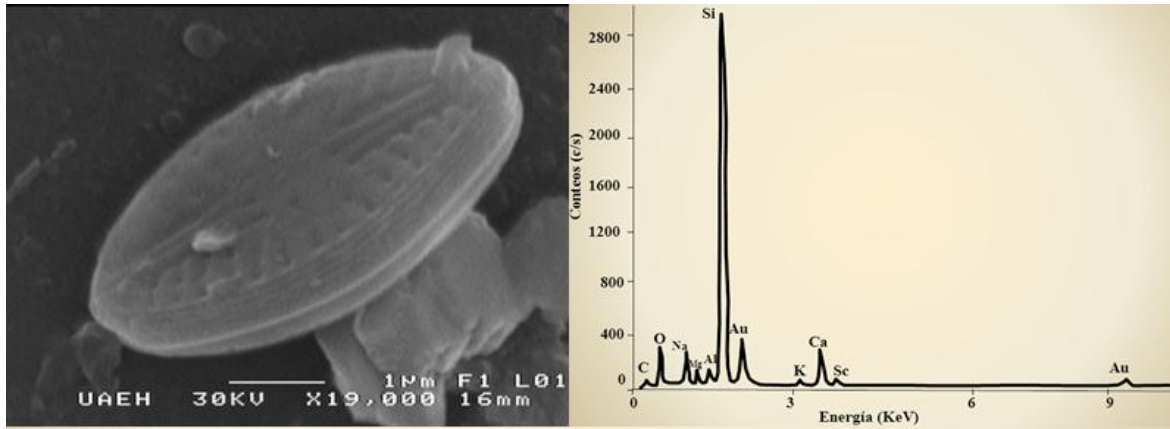


Figura 5.18. Micrografía de *Eolimna subminúscula* coexistiendo con fragmentos de minerales no metálicos y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

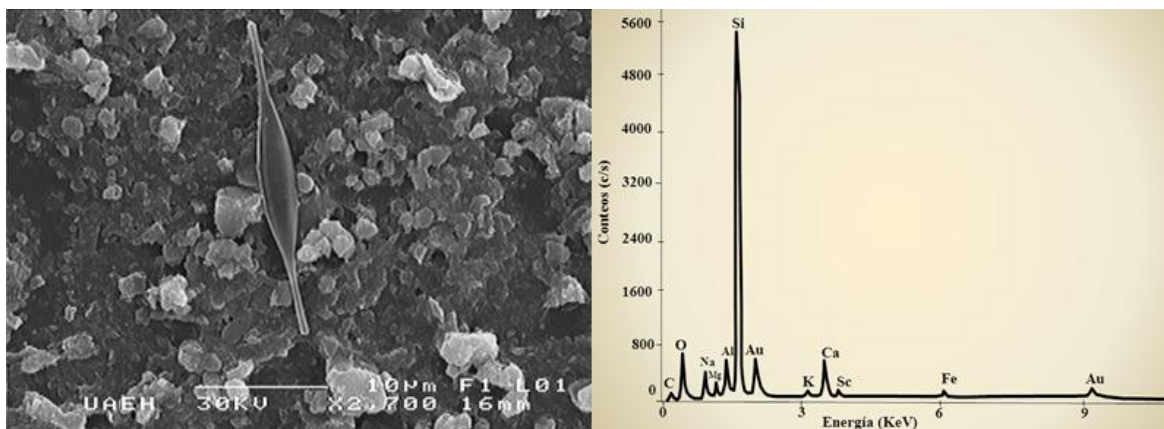


Figura 5.19. *Nitzschia acicularis* coexistiendo con abundantes fragmentos líticos y espectro de energía dispersiva de rayos-X.

De acuerdo con el cálculo del EPI-D para el mes de marzo de 2011, la calidad del ambiente acuático en la escala de 0 a 4 se clasificó como fuertemente contaminado, en tanto que en la escala de 1 a 20 se ha clasificado como de mala calidad (tabla 5.10). Por otra parte para el mes de noviembre, el ambiente acuático se clasificó como pésimo en la escala 0 a 4, mientras que en la escala 1 a 20 se mantuvo su mala calidad que prácticamente prevaleció durante el año 2011 (tabla 5.11).

Las diatomeas son escasas en los sedimentos y generalmente solo pueden ser observadas en el agua, donde coexisten con abundantes partículas de minerales no metálicos principalmente. La mayoría de las diatomeas identificadas son características de



aguas dulces y clima templado, tolerantes a condiciones alcalinas y salinidades relativamente bajas, siendo *Nitzschia* sp. y *Stephanodiscus* sp. las especies más tolerantes a elevadas salinidades y ambientes eutróficos.

Tabla 5.10. Principales diatomeas presentes en la laguna de Metztlán y parámetros para el cálculo del EPI-D durante el mes de marzo del 2011.

Género	Especie	Autor	Acrónimo	a (%)*	r**	i***
<i>Asterionella</i>	<i>formosa</i>	Hassall	AFOR	3.33	1	1.2
<i>Aulacoseira</i>	<i>granulata</i>	(Ehrenberg) Simonsen	AUGR	11.66	1	2.0
<i>Cyclotella</i>	<i>meneghiniana</i>	Kützing	CMEN	18.33	5	2.8
<i>Fragilaria</i>	<i>capucina</i>	(Kützing) Lange-Bertalot	FCVA	1.66	1	2.0
<i>Fragilaria</i>	<i>nanana</i>	Lange-Bertalot	FNAN	5.0	1	2.0
<i>Frustulia</i>	<i>vulgaris</i>	(Thwaites) De Toni	FVUL	1.66	3	1.5
<i>Gomphonema</i>	<i>acuminatum</i>	Ehrenberg	GACU	1.66	3	1.5
<i>Navícula</i>	<i>cryptocephala</i>	Kützing	NCRY	28.33	3	2.3
<i>Nitzschia</i>	<i>amphibia</i>	Grunow	NAMP	11.66	3	2.5
<i>Nitzschia</i>	<i>linearis</i>	(Agardh) W.M. Smith	NLIN	3.33	3	1.23
<i>Stephanodiscus</i>	<i>hantzschii</i>	Grunow	SHAN	11.66	5	3.0
<i>Surirella</i>	<i>brebisoni</i>	Krame&Lange- Bertalot	SBRE	1.66	1	1.8
EPI-D₀₋₄						2.50
Calidad₀₋₄						Fuertemente contaminada
EPI-D₁₋₂₀						8.09
Calidad₁₋₂₀						Mala

a* abundancia relativa de la especie.

r** valor de confiabilidad de la especie.

i*** Índice integral ponderado de sensibilidad de la especie.

La laguna de Metztlán se ve fuertemente afectada debido a que está rodeada de zonas de cultivo que invaden la llanura de inundación. La expansión y contracción del cuerpo de agua permite el intercambio dinámico de materia orgánica y sedimentos entre los suelos y el sistema acuático, como consecuencia, los agricultores se ven severamente afectados debido a las inundaciones que destruyen totalmente sus cosechas. La incorporación de materia orgánica y la elevada turbidez afectan severamente el desarrollo de los peces, los cuales no solo son escasos si no de muy reducido tamaño y se encuentran constantemente amenazados por aves migratorias (garzas, pelicanos y patos entre otros) y



pescadores de la región, siendo estos últimos los que más contaminación producen al depositar vísceras y escamas en la laguna después de la pesca, provocando un olor fétido en los márgenes de la misma.

Tabla 5.11. Principales diatomeas presentes en la laguna de Metztlán y parámetros para el cálculo del EPI-D durante el mes de noviembre del 2011.

Género	Especie	Autor	Acrónimo	a (%)	r	i
<i>Asterionella</i>	<i>formosa</i>	Hassall	AFOR	5.41	1	1.2
<i>Asterionellopsis</i>	<i>glacialis</i>	(Castrac.) Round	AGLA	23.85	1	1.2
<i>Aulacoseira</i>	<i>granulata</i>	(Ehrenberg) Simonsen	AUGR	3.61	1	2.0
<i>Cyclotella</i>	<i>meneghiniana</i>	Kützing	CMEN	6.01	5	2.8
<i>Eolimna</i>	<i>subminuscula</i>	(Manguin) Lange-Bertalot y Metzeltin	ESBM	16.43	5	3.0
<i>Fragilaria</i>	<i>nanana</i>	Lange-Bertalot	FNAN	1	1	2.0
<i>Navícula</i>	<i>cryptocephala</i>	Kützing	NCRY	1.80	3	2.3
<i>Nitzschia</i>	<i>acicularis</i>	(Kützing) W.M. Smith	NACI	2.61	5	3
<i>Nitzschia</i>	<i>amphibia</i>	Grunow	NAMP	1	3	2.5
<i>Stephanodiscus</i>	<i>hantzschii</i>	Grunow	SHAN	38.08	5	3.0
<i>Surirella</i>	<i>brebisoni</i>	Krame & Lange-Bertalot	SBRE	0.20	1	1.8
EPI-D₀₋₄						2.81
Calidad₀₋₄						Pésima
EPI-D₁₋₂₀						6.65
Calidad₁₋₂₀						Mala

La composición química de las principales diatomeas presentes en la laguna se caracteriza por los elementos Si, Na, K, Mg, Al y O (tabla 5.12). El contenido de silicio en las diferentes diatomeas varía desde 59.70 % hasta 70.24 %. Debido a las características geoquímicas del cuerpo acuático se considera que la mayoría de los elementos presentes en las diatomeas son de origen natural, sin embargo la presencia de Sc indica la abundancia de este elemento en el medio acuático y con ello contaminación antropogénica del sistema.



Tabla 5.12. Composición química de las principales diatomeas presentes en la laguna de Metztitlán.

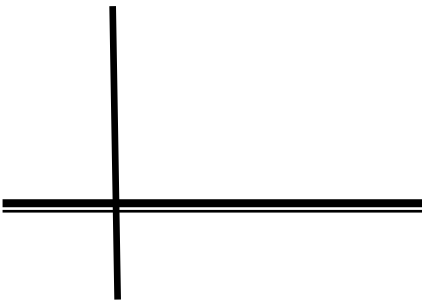
Elemento	Concentración (%)								
	AFOR	AGLA	AUGR	CMEN	ESBM	NCRY	NAMP	NACI	SHAN
C	1.48	1.79	0.85	2.58	1.72	1.49	1.95	1.70	1.72
O	6.24	5.36	10.17	7.39	6.98	8.96	1.95	8.47	8.62
Na	9.36	5.36	6.78	7.14	6.89	8.96	6.34	5.08	6.90
Mg	4.68	3.57	3.39	3.53	3.45	4.48	3.90	3.39	3.45
Al	4.68	3.57	3.39	3.53	3.45	2.99	3.90	6.80	3.45
Si	60.69	69.64	65.25	60.12	67.18	59.70	70.24	62.71	67.24
Cl	2.26	ND*	ND	ND	ND	2.99	ND	ND	ND
K	2.26	1.79	1.70	2.72	1.72	1.49	ND	1.70	ND
Ca	6.08	7.14	6.78	6.99	6.89	7.46	7.81	6.78	6.90
Sc	2.26	1.79	1.70	2.72	1.72	1.42	3.90	1.70	1.72
Fe	ND	ND	ND	3.53	ND	ND	ND	1.70	ND

ND* No detectado.

El escandio es un elemento poco abundante en la naturaleza, sin embargo, se emplea con frecuencia como sulfato de escandio $Sc_2(SO_4)_3$ para mejorar la germinación de las semillas y en su forma metálica en baterías alcalinas de Ni, así como en diversos dispositivos electrónicos. La deposición no regulada de pilas, baterías, lámparas fluorescentes y aparatos electrónicos se presenta como uno de los principales efectos adversos del desarrollo tecnológico, afectando considerablemente el ambiente.



CONCLUSIONES





1.- Los diferentes análisis químicos y mineralógicos realizados a las muestras de sedimentos de la laguna de Metztitlán, así como a la roca sedimentaria que rodea los márgenes de la laguna permitió observar que los sedimentos presentan un bajo intemperismo químico y corresponden principalmente a sedimentos terrígenos depositados por el deslizamiento de laderas de la Fm. El Abra y el desplazamiento de los suelos agrícolas que cubren parte de la llanura de inundación de la laguna. De acuerdo a la evaluación de los factores de enriquecimiento (FE) en los sedimentos, se ha establecido un enriquecimiento que va de moderado a muy alto para Cr, Zn, Nb y Pb cuando se compara el enriquecimiento respecto de la composición química de la roca sedimentaria típica, sin embargo, cuando se compara el enriquecimiento respecto de la composición química de la corteza reportada en la literatura, se presenta un enriquecimiento que va de moderado a muy alto para Zn y Pb. Siendo consistente el enriquecimiento con Zn y Pb usando ambos materiales de referencia, lo cual es consecuencia de la incorporación de estos metales pesados a la laguna por actividades antropogénicas.

2.- Considerando los análisis fisicoquímicos de muestras de agua de la laguna de Metztitlán, el agua se clasificó mediante el diagrama de Piper como bicarbonatada cálcica y/o magnésica. Mientras que de acuerdo a su evaluación como agua de riego empleando parámetros de salinidad se ha diagnosticado como de baja salinidad, lo cual la hace apropiada para este propósito. Sin embargo, desde el punto de vista de protección de la vida acuática las concentraciones de amonio (0.733 mg/L para el mes de marzo y 1.251 mg/L para el mes de noviembre) sobrepasan los límites de tolerancia de las especies acuáticas (0.26 mg/L y 0.181 mg/L para marzo y noviembre respectivamente) constituyendo una amenaza para su sobrevivencia.

3.- Las principales diatomeas identificadas en la laguna de Metztitlán fueron: *Asterionella Formosa*, *Asterionellopsis glacialis*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana*, *Eolimna subminúscula*, *Fragilaria capucina*, *Fragilaria nanana*, *Frustulia vulgaris*, *Gomphonema acuminatum*, *Navícula cryptocephala*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia linearis*, *Stephanodiscus hantzschii*, y *Surirella brebisoni*, las cuales permitieron establecer la calidad del ambiente acuático mediante el cálculo del EPI-

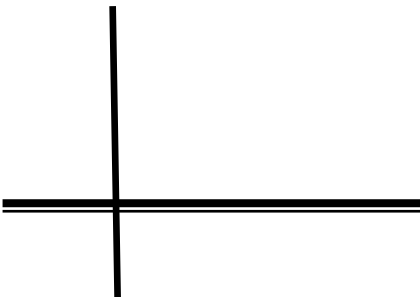


D en la escala de 0 a 4 como fuertemente contaminado para el mes de marzo y de pésima calidad para el mes de noviembre de 2011. Por otra parte, su evaluación en la escala de 1 a 20 del EPI-D lo clasificó como un ambiente acuático de mala calidad. Este diagnóstico permite establecer que las especies acuáticas en la laguna de Metztlán se ven afectadas en su crecimiento, desarrollo y reproducción, limitando su explotación mediante la pesca y con ello, afectando sensiblemente la economía de los pobladores.

La laguna de Metztlán se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera “Barranca de Metztlán”, sin embargo, a pesar de encontrarse en una zona protegida, se ve fuertemente afectada debido a que está rodeada de zonas de cultivo que invaden la llanura de inundación y también a la incorporación de aguas residuales de los principales ríos tributarios, por lo cual se recomienda un programa de protección a este importante sistema acuático para conservación del ecosistema.



BIBLIOGRAFÍA





Águilar, A. (2005). Ecological indicators and society's values: monitoring, research and management of water quality in rivers. En: Burk, A.R. (ed.) *Progress in aquatic ecosystem research*. New York: Nova Science Publishers, p.37-60.

Ahlgren, G., Lundstedt, L., Brett, M. y Forsberg, C. (1990). Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research*, 12, 809-818.

Alba, J. y Sánchez, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las corrientes basada en el Hellawell (1978). *Limnética*, 4, 51-56.

Alba, T. J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. En *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)* (p. 203-213). Almería.

Almeida, O. y Gisbert, J. (2006). Variación en la calidad del agua de riego en un huerto de cítricos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10 (1), 64-69.

American Society for testing and Materials. Annual book of Standards (1994). Determinación de Alcalinidad del agua. Método ASTM D 1067-92.

American Society for testing and Materials. Annual book of Standards (1994). Determinación de Cloruros en agua. Método ASTM D 1125-91.

American Society for testing and Materials. Annual book of Standards (1994). Determinación de dureza en agua. Método ASTM D 1126-92.

Ángeles, M. V. (2000). Diseño agronómico de sistemas de riego presurizado (Aspersion, microaspersión y goteo). *Departamento de irrigación*. (p. 52-55,114-123). Estado de México: Universidad Autónoma Chapingo.

Ayers, R. y Westcot, D. (1987). La calidad del agua y su uso en la agricultura. Estudio FAO Riego y Drenaje 29. *Food and Agriculture Organization*, p. 8-101.

Ayers, R. and Westcot, D. (1994). Water quality for agriculture. FAO irrigation and drainage. Rome: *Food and Agricultural Organization*.

Bartram, J. y Ballance, R. (1996). *Water Quality Monitoring: A practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Londres: Chapman Hill.

Batchelor, G.K. (1967). *An Introduction to Fluid Dynamics*, The University Press, Cambridge.

Bernhard, A., Colbert, D., McManus, J. y Field, K. (2005). Microbial community dynamics based on 16S rRNA gene profiles in a Pacific Northwest estuary and its tributaries. *Microbial Ecology*, 52(1), 115-128.



Camargo, C. T. (2000). *Inventario de aguas superficiales del Estado de Hidalgo*. Pachuca, Hidalgo: Raíces hidalguenses, UAEH, pp. 40.

Carta de Inestabilidad de Laderas Reserva de la Biosfera “Barranca de Metztitlán”. (2003). Consejo de Recursos Minerales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-SEMARNAT y Secretaria de Economía. Escala 1:00, 000.

Carta Geológica Pachuca F14-11. (1999). Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática. Escala 1:250, 000.

Carta Metalogénica Geológico-Estructural del Estado de Hidalgo. (1999). Consejo de Recursos Minerales, Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, UAEH, INEGI y Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Escala 1:250, 000.

Cembella, A. (2003). Chemical ecology of eukaryotic microalgae in marine ecosystems. *Phycologia*, 42,420-447.

Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Londres, England: Chapman Hill.

Chubarenko, I. (2007). Physical processes in lagoon. *Gonenc, I. et al. (eds.), Assessment of the Fate and Effects of Toxic Agents on Water Resources*, (p.55–81). Russian: Springer.

Codd, G., Metcalf, J. and Beattie, K. (1999). Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. *Toxicon*, 37, 1181-1185.

Cook, C., Gut, B., Rix, E., Schneller, J. and Seitz, M. (1974). *Water Plants of the World*. W. Junk, *The Hague*, 560 p.

Comte, J., Jacquet, S., Viboud, S., Fontvieille, D., Millery, A., Paolini, G. and Domaizon, I. (2006). Microbial community structure and dynamics in the largest natural french lake (Lake Bourget). *Microbial Ecology*, 52(1) 72-89.

Comisión Nacional del Agua, CNA. (2002, 30 de Abril). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle de Tulancingo. Estado de Hidalgo. Gerencia de aguas subterráneas.

Courtemach, D., Davies, S. y Laverty, E. (1989). Incorporation of biological information in water quality planning. *Environmental Management*, 13, 35-41.

Cruz, M., Ávila, A., Acevedo, O. y Cruz, E. (2011). Factores de enriquecimiento de V, Cr, Co, Cu, Zn, Y, Zr, Nb, y Pb en los sedimentos de la laguna de Zupitlán, Hgo., México. En J. Ruiz, R. Castelán, V. Tamariz y A. Hernández (Eds.). *Ciencias Ambientales*. Puebla: Dirección de fomento editorial de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.



De la Lanza, E., Hernández, P. y Carbajal, P. (2000). *Organismos Indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. México: Plaza y Valdés.

Dell 'Uomo, A. (2004). *L'indice diatomico di eutrofizzazione /polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. Agenzia per la Protezione dell' Ambiente e per i Servizi Tecnici Centro Tematico Nazionale "Acque Interne e Marino Costiere". Roma, p. 25-27, 48-66.

Domergue, F., Abbadì, A., Ott, C., Zank, T., Zahringer, U. and Heinz, E. (2003). Acyl carriers used as substrates by the desaturases and elongases involved in very long-chain polyunsaturated fatty acids biosynthesis reconstituted in yeast. *Journal of Biological Chemistry*, 278(37), 35115–35126.

Domergue, F., Lerchl, J., Zahringer, U. and Heinz, E. (2002). Cloning and functional characterization of *Phaeodactylum tricornutum* front-end desaturases involved in eicosapentaenoic acid biosynthesis. *European Journal of Biochemistry* 269(16), 4105–4113.

Drever, J.I. (1997). *The Geochemistry of Natural Waters Surface and Groundwater Environments* (3rd Edition). United States of America: Prentice Hall.

Duncan J. y Lockwood, J. (2001). Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological Conservation*, 102, 97-105.

Eaton, A., Cleceri, L. and Greenberg, A. (1995). *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (19th ed). Washington, DC, USA: American Public Health Association.

EPA (2009). United States Environmental Protection Agency. National Recommended Water Quality Criteria. Office of Water, Office of Science and Technology, p. 8-25.

EPA-USAID. (2005). United States Agency International Development. *Toma de Muestras de Agua Potable y Agua de Riego para Análisis de Laboratorio*, EUREPGAP, Boletín Técnico USAID-RED.

Falciatore, A. and Bowler, C. (2002). Revealing the molecular secrets of marine diatoms. *Annual Review of Plant Biology*, 53, 109–130.

Fernández, M., Álvarez, A., y Espigares, M. (2001). Transmisión fecohídrica y virus de la hepatitis A. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 1, 8-24.

Fensome, R., MacRae, R., Moldowan, J., Taylor, F. and Williams, G. (1996). The early Mesozoic radiation of the dinoflagellates. *Paleobiology*, 22, 329–338.



Figuerola, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 7, 275-285.

García, E. (1970). *Clasificación de climas según Köppen. Isotermas e isoyetas medias anuales*. México, D.F.: Instituto de Geografía, UNAM.

Girgin, S. (2010). Evaluation of the benthic macroinvertebrate distribution in a stream environment during summer using biotic index. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 7 (1), 11-16 ISSN: 1735-1472.

Graça, M. and Coimbra C. (1997). The elaboration of indices to assess biological water quality. *Water Research*, 32(2), 380-392.

Griselli, B., Fogliati, P., Ghione, M., Pastoris, F., Stivaletti, C., Bona, F. y Badino, G. (2005). Applicazione dell'Indice Diatomico EPI-D nell'avalutazione dell'aqualità di corpii drcicipiemontesi. *Biologia Ambientale*, 19(1), 95-102.

Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological a approach. *Wat. Res.*, 14, 975-1001.

Hallegraeff, G. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycology*, 32, 79-99.

Hamblin, K. (1996). *Earth and Acutes Dynamic Systems* (6ta Edition). E.U.: Editorial Macmillan.

Harvey, F., Rudolph, D y Frape, S. (1997). Measurement of hydraulic properties in deep lake sediments using a tethered pore pressure probe: applications in the Hamilton Harbour, western Lake Ontario. *Water Resources Research*, 33(8), 1917-1928.

Hauer, F. y Resh, V. (1996). Benthic Macroinvertebrates. In: Hauer F. y Lamberti, G. (Eds.). *Methods in Stream Ecology*. *Academy Press*. (p. 339-369). New York.

Hellawell, J. (1986). Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London and New York: *Elsevier Applied Science*, p. 546.

Hernández T. y Hernández B. (1991). *Evolución geológica de la Región deMetztitlán y Zacualtipán, Estado de Hidalgo y Veracruz*. Tesis licenciatura. Facultad de Ingeniería, UNAM.

Hinton, D. and Laurén, D. (1990). Integrative histopathological approaches for detecting effects of environmental stressors on fishes. In: Addams, S. (Ed.). *Biological Indicators of Stress in Fish*. *American Fisheries Society Symposium*. (p. 51-66). Bethesda, Maryland.



- Holloway, G. (1986). Eddies, waves, circulation, and mixing: statistical geofluid mechanics. *Ann. Rev. Fluid Mech.*, 18, 91–147.
- Horne, A. and Goldman, C. (1994). *Limnology* (2nd Edition). New York: McGraw Hill, Inc.
- Ibáñez, A., García, J., Pérez, A., Álvarez, S., Álvarez, C. y Núñez, E. (2002). *El Lago de Metztlán, Hidalgo*. En De La Lanza, G. y García J. (Comps.), *Lagos y Presas de México* (pp. 253–268), México, D. F.:AGT.
- Ibañez, A. y Romo, M. (2007). Formation of ring marks in stocked tilapia juveniles (*Oreochromis aureus/O. niloticus*) (Perciformes: Cichlidae). *Rev. Biol. Trop.*, 55(4), 1005-1101. ISSN-0034-7744.
- Jolánkai, G. (1992). *Hydrological, chemical and biological processes of contaminant transformation and transport in river and lake systems. A state-of-the-art Report*. Technical Documents in Hydrology. UNESCO, París. Francia.
- Józwiak, T., Mazur-Marzec, H. and Pliński, M. (2008). Cyanobacterial blooms in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic): the main effect of eutrophication. *Ocean. Hydrob. Studies*, 37(4), 115-121.
- Khattak, T., Noorzaman, B. and Ghulam, M. (2005). Evaluation of Algae from the Effluent of Dandot Cement Company, Dandot, Pakistan. *J. Appl. Sci. Environ. Mgt.*, 9(1), 147– 149.
- Karr, J., Allen, J. and Benke, A. (2000). River conservation in the United States and Canada. In Boon, P., Davies, B. and Petts, G. (Eds.). *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy, and Practice* (p. 3–39). New York: Wiley.
- Kinsman, D. (1976). Evaporites: relative humidity control of primary mineral facies. *Journal of Sedimentary Petrology*, 46, 273-9.
- Kolkwitz, R. and Marsson, W. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26, 505-519.
- Kolkwitz, R. and Marsson, W. (1909). Ökologie der tierische Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologische Gewässer beurteilung. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 2, 126-152.
- Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. (1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000). *Bacillariophyceae*. Teil: Naviculaceae; Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae; Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae; Achnathaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula und Gomphonema; and french translation of the keys. Sü_wasserflora von Mitteleuropa, Stuttgart, Fischer, 2/1-5.
- Kukal, Z. (1971). Eolian sediments. In: Kukal, Z. (ed). *Geology of Recent Sediments* (p. 206-222). Academic Press, Prague: Academia Publishing House of the Czechoslovak Academy of Sciences.



Lazarova, V., Bouwer, H. and Bahri, A. (2005). Water Reuse for irrigation: landscape and turf grass, *Chapter 2: Water Quality Considerations*, p. 55-80.

Lehane, L. and Lewis, R. (2000). Ciguatera: recent advances, but the risk remains. *International Journal Food Microbiology*, 61, 91-125.

Lee R. (1999). *Phycology*. (3rd Edition). Cambridge, E.E.U.U.: University Press. ISBN 0-521-63090-8.

Lesser, I. J. M. (1987). Geohidrología. Estado de México: Universidad Autónoma de Chapingo.

Lewis, W. (1983). A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40, 1779-1787.

Licea, S., Moreno, L., Santoyo, H. y Figueroa, G. (1995). Dinoflagelados del Golfo de California. La Paz. México: Universidad Autónoma de Baja California Sur. Ligget, J. y Lee, K. (1971). Properties of Circulation in Stratified Lakes. *Journal of the Hydraulics Division*, pp. 15-29.

Licon, T., Lee, R. and Lerma, M. (2001). Manual de análisis de agua-suelo-planta. Diagnóstico, interpretación y recomendaciones. *Facultad de Ciencias Agrícolas. Comité regional de sanidad vegetal de la frontera sur.*(p. 26-35). Chiapas, México: Universidad Autónoma de Chiapas.

Lodi A., Binaghi, L., Solisio, C., Converti, A. and Del Borghi, M., (2003). Nitrate and phosphate removal by *Spirulina platensis*. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 30 (11), 656-660.

Losic, D., Martin, L., Mechler, A., Aguilar, M. and Small, D. (2006). High resolution scanning tunnelling microscopy of the beta-amyloid protein (Abeta1-40) of Alzheimer's disease suggests a novel mechanism of oligomer assembly. *Journal of Structural Biology*, 155(1), 104-110. ISSN 1047-8477.

Lozano, R. and Bernal, J. (2005). Characterization of a new set of eight geochemical reference materials for XRF major and trace element analysis. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 22(3), 329-344.

Margalef, R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *P. Inst. Biol. Appl.*, 9, 15-27.

Martínez, M., Ortiz, R., De la Barreda, B., Zuria, I., Bravo, J. y Valencia, J. (2007). Hidalgo. En Ortiz, R., Navarro, A., Gómez, H., Rojas, O. y Peterson, T. (Eds.), *Avifaunas Estatales de México*, (p. 49-95). Pachuca, Hidalgo, México: CIPAMEX.



Melcalfe, J. (1989). Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution* 60, 101-139.

Mez, K., Beattie, K., Codd, G., Hanselmann, K., Hauser, B., Naegeli, H. and Preisig, H. (1997). Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology*, 32, 111-117.

Millero, F. J. (1999). *The Physical Chemistry of Natural Waters*, N.Y: Wiley Scientific.

Müller, G. (1968). Exceptionally high Strontium concentrations in fresh water oncolites and mollusk shells of Lake Constance. In: Müller and G. M. Friedman (Eds.). *Recent Development in Carbonate Sedimentology in Central Europe* (p. 116-127). New York: Springer-Verlag.

Nesbitt, H.W. and Young, G.M. (2004). Prediction of some weathering trends of plutonic and volcanic rocks based on thermodynamic and kinetic considerations. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48, 1523-1534.

NOM 014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados.

NOM ECOL-005-2000. Requisitos y especificaciones para la aplicación y certificación de buenas prácticas agrícolas.

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. and Porcher, J. (2002). Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Fresh water Biology*, 47, 1720-1734.

Ochoa, N. y Gómez, O. (1997). Dinoflagelados del Mar Peruano como Indicadores de Masas de Agua Durante los años 1982 a 1985. *Boletín Inst. Mar Perú*, 16(2), 1-60.

Olaizola, M. (2003). Commercial development of microalgal biotechnology: from the test tube to the marketplace. *Biomolecular Engineering* 20, 459-466.

Ortega, G., Mitre, S., Roldán, Q., Aranda, G., Morán, Z., Alaniz, A. y Nieto, S. (1992). *Texto explicativo de la quinta edición de la carta geológica de la República Mexicana escala 1:2,000,000*. México: Instituto de Geología UNAM/Consejo de Recursos Minerales COREMI.

Parkinson, J. and Gordon, R. (1999). Beyond micromachining: the potential of diatoms. *Trends Biotechnology*, 17, 190-6.

Parra, D., Ramírez, M. y Hernández, D. (2010). Dinoflagelados (Dinophyta) de los órdenes Prorocentrales y Dinophysiales del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. *Revista de Biología Tropical*, 59 (1), 501-514. ISSN-0034-7744.



Picazo, F., Moreno, J. and Millán, A. (2010). The contribution of standing waters to aquatic biodiversity: the case of water beetles in southeastern Iberia. *Aquatic Ecology*, 44(1), 205-216.

Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analysis. *Am. Geophys. Union Trans.*, 25, 914-123.

Pollinger, U., (1986). Phytoplankton periodicity in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). *Hydrobiologia*, 138, 127-138.

Prygiel, J. and Coste, M. (2000). *Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de L'Indice Biologique Diatomées*. Bourdeaux: Agence de L'Eau Artois-Picardie.

Radakovits, R., Jinkerson, R., Darzing, A. and Posewitz, M. (2010). Genetic engineering of algae for enhanced biofuel production. *Eukaryot Cell* 9, 486-501.

Raz, G. A. (2000). Crustáceos y Poliquetos. En E. G. De la Lanza, P. S. Hernández y P. J. L. Carbajal (Eds.). *Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación* (p. 265-307). México: Plaza y Valdés.

Reece, P. and Richardson, J. (2000). Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. In Dearling, L. (Ed). *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*. (pp. 549- 552). Kamloops: B.B.

Reeves, C. (1968). Introduction to paleolimnology. Developments in sedimentology, Elsevier Publishing Company, p. 11.

Richards, L. A. (1980). Diagnostico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual No. 60. U.S.D.A. (Sánchez D. N., Ortega T. E., Vera R. Z. y Chena G. R.). México: Limusa. (Traducción de la primera edición en ingles en 1980).

Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 23(88), 375-387.

Round, F., Crawford, R. and Mann D. (1990). *The Diatoms: Biology and Morphology of Genera*. Cambridge: Cambridge University Press.

SEMARNAT (2007). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Estaciones meteorológicas del Estado de Hidalgo. Oficina de cálculo climatológico. Controlado por Comisión Nacional del Agua.

Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. London: Chapman & Hall.

Shannon, C. and Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communities. (p. 19-27). The University of Illinois Press, Urbana, IL.



- Simpson, E. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688.
- Smith, V., Tilman, G. and Nekola, J. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs of freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179-196.
- Software Aquachem 4.0.284. Aqueous Geochemical Analysis and Plotting, Waterloo hydrogeologic. Copyright 2003, Lukas Calmbach, All Rights Reserved.
- Suter, M. (2004). A neotectonic–geomorphologic investigation of the prehistoric rock avalanche damming Laguna de Metztitlán (Hidalgo State, east–central Mexico). *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 21(3), 397–411.
- Taylor, S. (1964). Abundance of elements in the continental crust. *Geochim. Cosmochim.*, 28, 1273–1286.
- Taylor, F. (1980). On dinoflagellate evolution. *Bio Systems* 13, 65-108.
- Taylor, F., Hoppenrath, M and Saldarriaga, J. (2008). Dinoflagellate diversity and distribution. *Biodiv. Cons.*, 17, 407-418.
- Thiebaut, G., Guérol, F. and Muller, S. (2002). Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality?, France. *Water Research* 36, 3602–3610.
- Topalián M.L., Castañé P.M., Rovedatti M.G. y Salibián A. (1999). Principal component análisis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 63, 484-490.
- Toro, J., Schuster, J., Kurosawa J., Araya, E. y Contreras, M. (2003). Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas loticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores Rio Maipo, Santiago, Chile. En *XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica*. (p. 13-17). Chile: Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica.
- Torres A. (2001). Aislamiento y caracterización de cianobacterias marinas productoras de compuestos de interés biomédico. Tesis de maestría. Centro de investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. México.
- Twenhofel, W. (1932). *Treatise on Sedimentation*, Williams and Wilkens, Baltimore.
- Vollenweider, R.A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Inst. Ital. Hydrobiol.* 33, 53-83.
- Webber, H., and Thurman, H. (1991). *Marine biology*, (2nd ed). New York: Harper Collins Publishers.



Welcher, F. (1995). Standard methods of chemistry analytical, 6th edition, Vol. 2, Part B, Ed. Krieger, pp. 161-170.

Yongmanitchai, W. and Ward, O. (1991). Growth of and omega-3 fatty acid production by *Phaeodactylum tricornutum* under different culture conditions. *Applied Environmental Microbiology*, 57, 419-425.

Zelinka, M. and Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57, 389-407.

Zoller, W. H., Gladney, E. S. and Bors, J. J. (1974). Emissions of trace elements from coal fired powerplants. EU: Hemphill. Trace substances in Environmental Health.