

I. Introducción

El Lago de Atitlán es uno de los principales cuerpos de agua de Guatemala, siendo conocido como el “Lago más bello del mundo” a causa de su paisaje, que incluye tres volcanes (San Pedro, Tolimán y Atitlán). Desde la década de 1980 los niveles de contaminación se han incrementado en el agua del Lago de Atitlán, como producto de la actividad humana en la cuenca. Así, el aumento de la población ha provocado una mayor descarga de aguas residuales sin tratamiento, la tala de la cobertura boscosa, con el consiguiente arrastre del suelo por la escorrentía en la estación lluviosa, y el aumento en el uso de detergentes y fertilizantes, lo cual ha provocado el aumento en la concentración de nutrientes en el lago.

Lo anterior, en conjunto con eventos como la tormenta tropical Stan y variaciones en factores ambientales como la temperatura, han provocado cambios en la integridad ecológica del lago, lo cual se ha reflejado desde 2008 con la floración de cianobacterias desde el mes de octubre hasta febrero. Este fenómeno se observó nuevamente en octubre de 2009, lo cual indica que es de esperar que la floración de cianobacterias continúe en los años por venir.

Por otra parte, el incremento en la población se ha visto acompañado por una diversificación de las actividades productivas en la cuenca, por lo que además de los nutrientes, también se descargan al lago otros contaminantes, como metales y contaminantes orgánicos. Es necesario monitorear los niveles de metales en el ecosistema acuático, ya que puede representar un riesgo para la salud de los habitantes que consumen pescado, además de representar una amenaza para la vida acuática. De esta forma, se determinaron los metales en diferentes compartimentos ambientales, que incluyeron sedimentos y organismos acuáticos, incluyendo biomasa de la floración de cianobacterias, en octubre.

El propósito del presente estudio fue evaluar los niveles de nutrientes y metales tóxicos, así como los principales parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, en el Lago de Atitlán. Los niveles de contaminación encontrados indican que el agua del Lago de Atitlán no es apta para el consumo humano ni para propósitos recreativos, principalmente porque se desconoce si las floraciones de cianobacterias producen cianotoxinas. La información generada, es un aporte para la profundización en el conocimiento sobre la ecología del sistema acuático de estudio y será de utilidad para la planificación del manejo del recurso hídrico por parte de AMSCLAE, que participó en el proyecto brindado apoyo para los muestreos y en la organización de un Taller de socialización celebrado en noviembre, con la participación de autoridades municipales, líderes comunales, autoridades ambientales y empresarios de la industria hotelera del Lago de Atitlán.

II. Antecedentes

El lago de Atitlán se encuentra ubicado en el departamento de Sololá, a una distancia de 150 kilómetros de la ciudad de Guatemala. El área total de la cuenca del lago de Atitlán es de 580 kilómetros cuadrados y del lago es de 130 kilómetros cuadrados. La superficie del lago se encuentra a 1,562 metros sobre el nivel del mar, presentando su parte más profunda, aproximadamente a 325 metros, mientras que la profundidad media es de 220 metros. Se ha estimado que el volumen del lago de Atitlán es de 25 kilómetros cúbicos (Skinner, 2002). Las desembocaduras al lago son todas fisuras subterráneas y rezumaderos, de tal forma que el agua escapa por las faldas porosas del lado sur de los volcanes. En su ribera sur, el lago presenta volcanes que alcanzan hasta una altura de 3,550 metros sobre el nivel del mar, siendo estos, los volcanes de Atitlán, Tolimán y San Pedro. La ribera del lago presenta una forma ovalada de 21 x 18 kilómetros, con dos bahías que corren en dirección al sur, a los lados de los volcanes Atitlán y Tolimán (La Bastille, 1988). Los cuatro afluentes principales del lago de Atitlán son los ríos Panajachel, Quiskab, San Buenaventura y Casacada, todos ubicados en la parte norte del lago.

Los pueblos que se encuentran en las orillas del lago de Atitlán son: Panajachel, Santa Catarina Palopó, San Antonio Palopó, San Lucas Tolimán, Santa Cruz, San Pablo, San Marcos, San Juan, San Pedro y Santiago Atitlán.

II.1 Estudios realizados en el lago de Atitlán

Diferentes estudios se han efectuado en el lago de Atitlán en las últimas décadas, entre ellos se encuentran los efectuados por Margareth Dix en la década de los 70. En dichos estudios, se estudiaron los niveles de nutrientes y parámetros físicos de importancia, como el oxígeno disuelto. También se hicieron análisis de fitoplancton. El Centro de Estudios del Mar y Acuicultura de la Universidad de San Carlos ha efectuado algunos estudios, entre ellos varias tesis ad gradum. Se han determinado los niveles de diferentes especies químicas, entre ellas, los nutrientes. Así mismo, se han efectuado estudios sobre los peces en el lago. En 1983 se observaron notables incrementos en los niveles de fitoplancton, con respecto a estudios efectuados en 1976 y 1968, lo que evidencia el deterioro drástico que ha sufrido la calidad del agua del lago de Atitlán en plazos relativamente cortos (La Bastille, 1988).

Desde 1994, la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno, -AMSCLAE-, ha efectuado estudios sobre los niveles de fósforo en el agua del lago así como de otros parámetros fisicoquímicos a partir de los cuales ha establecido que el lago se encuentra en un estado oligotrófico (Skinner, 2002).

Se han establecido también emisores subacuáticos, los cuales conducen las aguas de escorrentía hasta una profundidad de 30 metros, realizándose mediciones que confirman que no presenta incidencia sobre la calidad del agua superficial, debido a la pendiente pronunciada del fondo en la parte norte del lago (Skinner, 2002).

La Universidad del Valle de Guatemala –UVG- realizó durante 4 años consecutivos a partir del año 2000, un monitoreo de la calidad del agua, en 28 sitios de muestreo. Concluyen que la calidad fisicoquímica del agua es en general bastante buena, sin embargo los parámetros bacteriológicos presentan niveles variables de contaminación bacteriana (Castellanos, et al, 2002).

II.2 Procesos de Bioacumulación

La asimilación y la retención de un contaminante por un organismo pueden provocar la concentración elevada del mismo, con probabilidad de causar efectos deletéreos. Ese proceso puede ocurrir por absorción directa, a partir del ambiente, o por absorción indirecta, a través de alimento contaminado. Consecuentemente en una cadena alimenticia, los contaminantes pueden ser transferidos de un nivel trófico a otro.

Según Spacie *et al.* (1995), tres términos pueden ser aplicados para la descripción de estos procesos:

a) Bioacumulación: el cual es el término más genérico, que designa el proceso en que sustancias químicas provenientes del ambiente son asimiladas y retenidas por los organismos. Incluye la absorción a partir de todas las vías de exposición (respiración, nutrición, epidermis) y compartimientos en que los contaminantes estén presentes en el medio acuático (agua, sedimento, otros organismos).

b) Bioconcentración o bioacumulación directa: término más específico que designa la acumulación de sustancias químicas, exclusivamente a partir de la fase acuosa, aunque ésta sea bastante heterogénea, con posibilidad de que la sustancia esté asociada a material orgánico disuelto, coloidal o particulado. En los peces, el proceso de bioconcentración inicia cuando el contaminante disuelto atraviesa el epitelio branquial, siendo transportado por la sangre a través de tejidos altamente vascularizados hasta alcanzar los tejidos de reserva.

c) Biomagnificación o bioacumulación indirecta; proceso a través del cual los contaminantes son transferidos de un nivel trófico a otro, exhibiendo concentraciones crecientes a medida que pasan a niveles más elevados.

La absorción vía dieta representa el principal proceso en la transferencia trófica del contaminante. En peces y mamíferos, la absorción del alimento ocurre principalmente en el intestino y en el caso de contaminantes hidrofóbicos, es dependiente del contenido de lípidos de la fuente alimenticia. También la disolución a partir de la fuente alimenticia parece ser determinante (el tiempo de desorción a partir de los alimentos ingeridos, por ejemplo, puede superar una semana, excediendo el tiempo de tránsito intestinal de muchos organismos).

II.2.1 Estimación de la Bioconcentración

El término usado para cuantificar la tendencia de una sustancia a concentrarse en organismos acuáticos es el Factor de Bioconcentración (FBC). En términos genéricos, el FBC es una constante de proporcionalidad que corresponde a la razón entre la concentración de la sustancia en el organismo y su concentración en el agua, en el estado de equilibrio (Baron, 1990), como sigue:

$FBC = (\text{concentración de la sustancia en el organismo} / \text{concentración de la sustancia en el agua}).$

Normalmente los peces son el blanco de los estudios de bioconcentración debido a su importancia como fuente de alimento al hombre y la disponibilidad de ensayos estandarizados para esos organismos. Los FBC previstos o determinados experimentalmente, son componentes básicos de los estudios de evaluación de riesgo ambiental o para la salud humana. Entre los modelos aplicados para estimar el FBC se destacan los métodos de equilibrio y los cinéticos.

II.2.2 Modelos de Equilibrio

En caso de que la exposición y los factores ambientales y fisiológicos que influyen en la asimilación y la excreción de los contaminantes permanezcan constantes en el tiempo, es posible establecer un estado de equilibrio. En estas condiciones, los residuos de los tejidos en el estado de equilibrio están descritos por un factor de concentración para exposición acuosa:

$FBC = Co/Ca$

En que: FBC = factor de bioconcentración

Co = concentración de la sustancia en el organismo ($\mu\text{g/g}$)

Ca = concentración del compuesto en el agua ($\mu\text{g/g}$)

Es posible utilizar un factor de bioconcentración con organismos bentónicos para estimar la asimilación del compuesto a partir de la columna de agua y también del agua intersticial. El modelo no es aplicable cuando las concentraciones de la fuente son desconocidas o cuando las fases sólidas (sedimentos o alimento) contribuyen significativamente a la asimilación. En estos casos, la acumulación es asociada al sedimento o alimento a través de un factor de bioacumulación FBA (Landrum et al, 1992). Así, para el sedimento el FBA sería:

$FBA = Co/Cs$

En que: FBC = factor de bioacumulación

Co = concentración de la sustancia en el organismo ($\mu\text{g/g}$)

Cs = concentración del compuesto en el sedimento ($\mu\text{g/g}$)

En un modelo de acumulación recientemente desarrollado para compuestos orgánicos neutros asociados al sedimento, hay normalización de los residuos en el tejido en

relación al contenido de lípidos en el organismo, y todavía, de la concentración ambiental en relación al contenido de carbono orgánico del sedimento:

$$FA = Co (l)/Cs (c)$$

En que: FA = factor de acumulación

Co (l) = concentración de la sustancia por gramo de lípidos

Cs (c) = concentración del compuesto en el sedimento por gramo de carbono orgánico

A través de esta normalización se reduce la variabilidad en los factores de FBA entre sedimentos y organismos.

II.2.3 Modelos Cinéticos

Se dividen en dos clases: los modelos compartimentales (describen el movimiento de la sustancia entre los compartimientos a través de constantes de asimilación y eliminación) y modelos fisiológicos (describen la cinética y la dinámica de la acumulación de contaminantes en función de procesos fisiológicos). Así, los modelos fisiológicos y farmacocinéticos (PBPK) describen la acumulación y la distribución interna de los compuestos entre los múltiples tejidos.

II.3 Metales Tóxicos Bioacumulables

Inadecuadamente llamados metales pesados o metales traza, estos metales constituyen parte integrante del ambiente y de la materia viva, ocurriendo naturalmente en pequeñas concentraciones, en el orden de partes por billón (ppb) a partes por millón (ppm). Entre estos, el zinc, el hierro, el manganeso, el cobre, el cobalto y el molibdeno son algunos que se destacan por ser esenciales a los organismos, aunque en cantidades mínimas, pues participan de procesos fisiológicos como la cadena respiratoria (Fe y Cu integran los citocromos); otros elementos, como el mercurio, el plomo y cadmio, cuando se encuentran en concentraciones más elevadas pueden causar toxicidad a los organismos (Esteves, 1988).

Estrictamente, los metales pesados deberían definirse por sus propiedades químicas, particularmente por su afinidad con ligandos específicos. En ese sentido, se clasifican como metales traza aquellos que pertenecen a la clase B o a la categoría límite, según Nieboer y Richardson (*apud* Phillips y Rainbow, 1993). Estos iones metálicos tienen alta afinidad por moléculas conteniendo átomos de nitrógeno y azufre, enlazándose con relativa facilidad a proteínas y macromoléculas celulares. Así, su toxicidad se debe principalmente a su capacidad de interferir en reacciones enzimáticas (bloqueando, desplazando el ión esencial o modificando la conformación activa de las biomoléculas como proteínas y enzimas) y también a su baja movilidad, en virtud de las pequeñas dimensiones y de las cargas dobles y triples (número de oxidación). Esta movilidad débil hace que se acumulen, modificando profundamente el metabolismo del organismo (Connell y Millar, 1984).

Los metales también pueden enlazarse covalentemente a átomos de carbono en un grupo orgánico, como el grupo metilo (-CH₃), originando los llamados compuestos organometálicos. Los compuestos organometálicos neutros tienden a ser liposolubles, propiedad que facilita su movimiento a través de membranas biológicas, permaneciendo intactos durante ese paso y permitiendo su distribución en esos sistemas. Este proceso de movilidad ocurre naturalmente y es responsable de gran parte de la movilidad ambiental de algunos metales pesados, entre los elementos para los cuales son encontradas formas metiladas en el ambiente, se destacan el mercurio y el plomo.

II.3.1 Cadmio

Es un elemento metálico, que tiene un color azulado similar a la plata, es blando, dúctil y maleable. A causa de su reactividad no se encuentra nativo en la corteza terrestre, y se encuentra asociado a minerales de zinc. La producción mundial de cadmio es de alrededor de 15,000 toneladas por año, siendo utilizado principalmente en galvanoplastia y como constituyente de pigmentos y estabilizantes de plásticos, también es muy empleado en la fabricación de pilas. Fertilizantes fosfatados artificiales y drenaje de minas (zinc y plomo) representan también fuentes considerables de este metal. El comportamiento del metal en agua depende de su especiación, sin embargo a menor valor de pH mayor será su solubilidad. Las aguas superficiales suelen tener menos de 1 ug/L de Cd (Marín, 2003).

Se trata de un metal altamente tóxico a diferentes formas de vida, acumulándose en microorganismos, tejidos vegetales y animales. Ensayos de bioconcentración con peces, utilizando cloruro de cadmio como sustancia de ensayo, permitieron constatar que la acumulación de este metal aumenta en función de su concentración en el agua; con todo, la transferencia de los organismos para el agua no contaminada promovió el rápido decaimiento del cadmio acumulado, aunque un residual significativo haya permanecido hasta el 42° día, cuando se compararon con organismos control (CETESB, 1990).

El cadmio se bioacumula en los tejidos de los organismos de agua dulce (Mason, 1991; Wren *et al.*, 1995). Factores de bioconcentración medios en macrófitas son inferiores a 50 y en peces, menores que 100. Para algunos moluscos se han registrado factores entre 2000 y 4000. Esa distribución y acumulación de cadmio en los tejidos es dependiente de la especie y vía de exposición (alimento o agua). En peces, una gran proporción del cadmio retenido se acumula en las branquias, hígado y riñones. Un ejemplo son las truchas de los ríos suecos contaminados con cadmio, las cuales presentan residuos en el hígado de 6 a 8 veces superiores cuando se comparan con peces de lugares exentos de contaminación con ese metal (Mason, 1991).

El cadmio puede ser transportado a grandes distancias cuando es absorbido por el lodo, y este lodo puede llegar a contaminar aguas superficiales y suelos. Este metal es fuertemente absorbido por la materia orgánica del suelo. En ecosistemas acuáticos, el cadmio puede bioacumularse en mejillones, ostras, gambas, langostas y peces. Los

animales que comen o beben cadmio algunas veces tienen la presión sanguínea alta, daños en el hígado y daños en nervios y cerebro (ATSDR, 1999).

Se conoce que de los metales pesados el cadmio junto al arsénico son los metales que presentan una mayor toxicidad y tendencia a la bioacumulación. El cadmio primero es transportado hacia el hígado por la sangre, luego se une a proteínas formando complejos que son transportados hacia los riñones acumulándose y causando daño en los mismos (ATSDR, 1999).

II.3.2 Plomo

El plomo es un metal pesado de baja temperatura de fusión (327.4°C), de color gris-azulado, que se encuentra naturalmente en la corteza terrestre, combinado con otros dos o más elementos, generalmente en forma de carbonatos y sulfuros. Es fácil de moldear y tallar, y puede combinarse con otros metales para formar aleaciones, especialmente con estaño, cobre, arsénico, antimonio, bismuto, cadmio y sodio; de importancia industrial. El plomo y las aleaciones son componentes comunes de baterías, tuberías, pesas, proyectiles y municiones, soldaduras suaves, revestimientos de cables, láminas utilizadas para protección de la radiación y pigmentos. El plomo se utiliza mucho en la fabricación y el manejo del ácido sulfúrico. Su principal uso es en baterías para automóviles. El nitrato de plomo ($Pb(NO_3)_2$), es el detonador estándar para los explosivos. Los arsenatos de plomo se emplean en grandes cantidades como insecticidas para la protección de los cultivos. También es utilizado en las industrias de tintes y como aditivo en derivados del petróleo (Marín, 2003; ATSDR, 1999).

Existe en formas inorgánicas como [Pb(II)] y, menos frecuentemente, en orgánicas [Pb(IV)]. Sus formas físicas y químicas influyen en su distribución y comportamiento en el ambiente, así como su potencial de absorción y toxicidad a los organismos vivos. Así, su asimilación en ecosistemas acuáticos parece ser determinada por su biodisponibilidad, generalmente más baja cuando hay presencia de materia orgánica o partículas minerales. Además de eso, la temperatura, la salinidad, el pH y el contenido de ácidos húmicos y fúlvicos también son factores que influyen en la acumulación de plomo a partir del agua y del sedimento (OMS, 1989).

Gran variedad de organismos acuáticos pueden asimilar y acumular altas concentraciones de plomo, y el tiempo de residencia parece estar relacionado a la ruta de absorción. Compuestos orgánicos de este elemento (sobre todo formas metiladas como tetraalquilplomo) son más lipofílicos, siendo absorbidos y acumulados más rápidamente. Así, generalmente son más tóxicos que sus compuestos inorgánicos y la intensidad de la toxicidad se eleva con el grado de alquilación (Pain, 1995). Un estudio efectuado después del rompimiento de una represa que liberó material contaminado en Big River (Missouri), demostró que las concentraciones de plomo en la sangre de los peces aumentó considerablemente en el punto correspondiente a la fuente contaminante y permanecieron encima de los límites recomendados para el consumo humano (0.3 mg/kg).

Un estudio detallado de la distribución del plomo en macrófitas en Lake Shoal, Manitota, evidenció que las concentraciones acumuladas variaron considerablemente entre las especies. En ese estudio, mientras *Potamogeton mineus* contenía 45 mg/kg de peso seco, otras especies de *Potamogeton* contenían menos de 20 mg/kg; otros géneros de macrófitas contenían concentraciones aún más bajas. Invertebrados de ríos de planicies, con niveles generalmente más bajos de contaminación, tenían factores de bioconcentración entre 32 y 360, no relacionados a la posición trófica (Mason & Barak 1990).

Se sabe que el plomo no cumple ninguna función esencial en el cuerpo humano, y es uno de los cuatro metales que tienen un mayor efecto sobre la salud. El plomo se acumula en los cuerpos de los organismos acuáticos y organismos del suelo. Estos experimentarán efectos en su salud debido al envenenamiento por plomo. El plomo limita la síntesis de clorofila en las plantas. Aguas con concentraciones de plomo pueden afectar las funciones del fitoplancton, que es una fuente importante de producción de oxígeno y otros organismos lo comen, por lo que esta contaminación por plomo puede influir en los balances globales (ATSDR, 1999).

Se ha encontrado que en aguas superficiales, los ríos contienen una media de 3 a 30 ppb de plomo. En aguas naturales, no contaminadas, el contenido de plomo total (disuelto, coloidal y asociado a partículas) oscila entre 50 y 10 ug/L o ppb; mientras que la fracción de plomo disuelto no suele superar los 10 ppb). En ríos en los Estados Unidos se encontró que la concentración de plomo disuelto era de 0.2 ppb (Marín, 2003). El fitoplancton puede contener de 5-10 ppm de plomo, en base seca, los peces de agua dulce de 0.5-1000 ppb aproximadamente y las ostras aproximadamente 50 ppb. En 1995, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció como límite legal de plomo 50 ppb, el cual debe decaer a 10 ppb para el 2010 (Lenntech, 1993).

Generalmente los efectos por envenenamiento por plomo son neurológicos o teratógenos. Las mujeres son más susceptibles al envenenamiento que los hombres, y los niños más susceptibles que los adultos, hasta un 40%. Los síntomas incluyen coeficientes intelectuales menores (CI), cambios en el comportamiento y desorden en la concentración (Lenntech, 1993).

El plomo es un elemento no esencial y sí posee carácter tóxico. El plomo provoca la enfermedad conocida como saturnismo, la cual se caracteriza por la acumulación de este metal en los huesos, en los nervios y en el sistema renal e hígado, se aloja principalmente en los tejidos grasos o adiposos. Presenta carácter carcinógeno. El plomo al igual que el mercurio, es excretado lentamente (Marín, 2003).

II.3.3 Cobre

El cobre es un metal rojizo, que puede ser moldeado fácilmente. Se encuentra en muchas mezclas de aleaciones como latón y bronce. Ocurre naturalmente en el suelo, agua y sedimentos y encuentra en todas las plantas y animales y en concentraciones altas en animales que filtran sus alimentos como los mejillones y las ostras. Muchos

compuestos de cobre pueden ser reconocidos por su color azul-verdoso. Se utiliza en la manufactura de alambre, láminas de metal, cañerías y otros productos de metal, también en la producción de fertilizantes fosfatados. Los compuestos de cobre son utilizados comúnmente en la agricultura para tratar enfermedades en las plantas como hongos, como preservante para madera, para curtiembre del cuero y en telas. También es utilizado en el tratamiento de aguas como alguicida (ATSDR, 1999).

El cobre es un elemento traza esencial, necesario a los organismos en cantidades reducidas. Junto con el cobalto y el hierro están involucrados en la producción de hemoglobina y eritocitos y por lo tanto en la formación del sistema óseo y nervioso (Marín, 2003). No obstante, en cantidades superiores a los límites exigidos, puede desencadenar respuestas tóxicas, con significativo potencial para bioacumulación. Cuando se ingiere agua con altas concentraciones de cobre, puede provocarse náusea, vómitos, calambres estomacales y diarrea. Una toma grande de cobre puede causar daño al hígado y los riñones e incluso la muerte (Marín, 2003; ATSDR, 1999).

Entre las fuentes naturales de cobre, se encuentran el intemperismo y las actividades volcánicas. Como fuentes antropogénicas, se destacan la minería, actividades de fundición, incineración y estaciones de fuerza; además de esto, el cobre constituye un metal ampliamente utilizado en formulaciones de fungicidas, bactericidas, algicidas, fertilizantes y tintes antiincrustantes (Marín, 2003; ATSDR, 1999; Lenntech, 1993).

En el ambiente acuático, la concentración, la biodisponibilidad y, consecuentemente el potencial para bioacumulación del cobre dependen de factores como dureza, alcalinidad, fuerza iónica, pH, potencial redox, presencia de ligantes para complejación, contenido de carbono orgánico e interacción entre sedimento y agua. Los factores de bioacumulación, a su vez, varían entre organismos, en función de las tasas de asimilación y eliminación (Marín, 2003; ATSDR, 1999; Lenntech, 1993).

En un estudio realizado en Guarapiranga, Brasil, se verificó que el nivel de acumulación de cobre, es creciente en función de su concentración en el agua. Los niveles de cobre fueron de 3 a 7 veces más elevados en el fitoplancton que en el zooplancton por ejemplo. Se observó que la contaminación del sedimento por cobre, era elevada, pudiendo constituir una fuente de metal para la columna de agua por largos períodos de tiempo (Zagatto y Aragao, 1995).

En las aguas naturales se suelen encontrar concentraciones bajas de Cu, entre 1 y 100 ug/L o ppb, con una concentración promedio de 10 ppb. En presencia de sustancias húmicas los valores pueden aumentar, pero siempre inferiores a 1 mg/L. En presencia de amonio se pueden formar complejos estables cupro-amoniacales. En estudios realizados en ríos de América del Norte y del Sur, Europa se encontró como promedio 1.3 ug/L o ppb con rangos entre 0.13 y 2.5 ppb (Marín, 2003).

No está clasificado como carcinógeno, según la EPA. Sin embargo altas concentraciones en el agua. Es usado en el tratamiento de aguas para eliminación de algas y *Escherichia coli* en compuestos como sulfato de cobre, produciendo una

respuesta en los microorganismos a manera que estos sean incapaces de capturar el oxígeno, vital para su metabolismo. Cuando el agua presenta concentraciones entre 3 a 5 mg/L, puede percibirse un sabor amargo o astringente e incluso provocar irritaciones gástricas y presentar problemas organolépticos (Marín, 2003).

En el agua, puede viajar largas distancias, tanto suspendido como partículas de lodos o como iones libres.

II.3.4 Zinc

Es un metal maleable, dúctil y de color gris. El zinc puro y recién pulido es un metal brillante blanco-azulado, lustroso y moderadamente duro, Es dúctil y maleable, pero con pequeñas cantidades de otros metales se torna quebradizo. Es buen conductor del calor y la electricidad. El zinc tiene muchos usos comerciales como revestimientos para prevención de la corrosión de otros metales (galvanizados), en compartimentos de baterías secas, para fabricar aleaciones como latón y bronce. Una aleación se usa para fabricación de centavos en muchos países todavía. Es ampliamente utilizado en la industria para fabricar pinturas, caucho, tinturas, preservantes para madera y ungüentos (ATSDR, 1999, Lenntech, 1993).

Es un elemento traza que en bajas concentraciones es necesario para la salud. Se encuentra en aminoácidos y en muchas enzimas que intervienen en la digestión de proteínas, metabolismo del etanol, del Ca y P. Influye en el crecimiento, desarrollo encefálico, conducta, reproducción, funciones sensitivas, inmunoresistencia, actúa potenciando la insulina, entre otros. La exposición a grandes cantidades de zinc es perjudicial, ya que puede causar calambres estomacales y anemia, y puede alterar los niveles de colesterol. Niveles altos de zinc pueden dañar el páncreas y disturbar el metabolismo de las proteínas y causar arterioesclerosis. Exposiciones a clorato de zinc pueden ocasionar desórdenes respiratorios. En promedio, el cuerpo humano tiene cerca de dos gramos de zinc (Marín, 2003; ATSDR, 1999, Lenntech, 1993).

El zinc es un elemento natural. Está abundantemente distribuido en la naturaleza asociado a sulfuros de otros metales como Fe, Cu, Cd y Pb; se puede encontrar como sulfuro de zinc (blenda) (ATSDR, 1999).

En el agua se presenta de forma natural, en forma inorgánica, iónica o coloidal. Este metal, sin ser tóxico, a dosis elevadas y dado que se asocia al cadmio, el cual si es muy tóxico, puede informar sobre la presencia del cadmio en el agua. Estudios realizados en ríos demuestran que existen concentraciones entre 5 y 10 ppb. Las algas presentan valores entre 20 y 700 ppm, los peces de mar y las conchas entre 3-25 ppm, las ostras entre 100 y 900 ppm y las langostas entre 7 y 50 ppm. Cuando el zinc entra en los cuerpos de los peces, este es capaz de biomagnificarse en la cadena alimenticia. Las aguas naturales pueden contaminarse debido a la presencia de zinc en las aguas residuales de plantas industriales (industria galvánica, producción de pilas, etc.). Las llantas de los carros contienen zinc y los aceites de motores que provienen de tanques de zinc liberan compuestos de este elemento a las carreteras.

También se encuentra presente en fungicidas e insecticidas (Marín, 2003; ATSDR, 1999, Lenntech, 1993).

La Organización Mundial de la Salud, estableció un límite legal de 5 mg/L en aguas. El Departamento de Servicios Humanos (DHHS) y la Agencia Internacional para la Investigación del cáncer (IARC) no han clasificado al zinc en cuanto a carcinogenicidad. Basado en la información incompleta de estudios en seres humanos y animales, la Agencia para la Protección Ambiental (EPA) ha determinado que el zinc no es clasificable en cuanto a carcinogenicidad en seres humanos, también (Lenntech, 1993).

II.4 Estudios relacionados con la investigación propuesta

Cheung y Wong (2006), estudiaron la bioacumulación de metales pesados en peces y camarón en la Reserva Natural Mai Po, en Hong Kong. En el estudio se encontraron niveles altos de nutrientes en los sedimentos colectados, así como niveles elevados de zinc, cromo, cobre, plomo, níquel y cadmio. En el estudio, fueron encontradas concentraciones de cromo en tilapia (*Oreochromis mossambicus*) (0.68-1.10 mg.kg⁻¹, peso húmedo), cercanos al nivel guía de 1 mg/kg⁻¹ establecido por la reglamentación para la adulteración de alimentos de Hong Kong.

Los autores encontraron altos niveles de plomo en camarón (*Metapenaeus ensis*), excediendo la concentración máxima permitida, por lo que recomendaron que el camarón de esa área no debía consumirse en grandes cantidades. También indicaron que los altos niveles de cromo encontrados en el cuerpo de la tilapia pueden llegar a ser dañinos, ya que es una fuente de alimento para aves migratorias que visitan el área.

Por otra parte, Gonzáles-Mendoza *et al.* (2006) realizaron un estudio de plantas *Avicennia germinans* (mangle negro), con diferencias en la arquitectura radical, a las cuales expusieron bajo condiciones hidropónicas a cadmio (Cd), en concentración de 95 ppm por un período de 24 h. Posteriormente las raíces, tallos y hojas del mangle fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica. Se encontró que la raíz del mangle acumuló mayor concentración de Cd que el tronco y hojas. Por otra parte, encontraron que el mangle que presenta una estructura más compleja de raíces acumuló el Cd en mayor concentración.

Bundy y Berzins, utilizaron la polarografía de pulso diferencial (voltamperometría), para el análisis de plomo y cromo en aguas de Luisiana (Bundy y Berzins, 1998). En la investigación los autores usaron la técnica polarográfica para el análisis de agua, sedimentos y muestras de animales en el Pantano del diablo cerca de Baton Rouge, Luisiana. El enfoque del trabajo fue la detección de plomo y cromo, habiéndose encontrado que el plomo estaba distribuido uniformemente en las diferentes fracciones del sedimento con un valor medio de 18.7 µg/g y en el agua de alrededor de 15 µg/L. Resultados preliminares de estudios en ranas, indicaron que la mayor parte del cromo y del plomo se encuentran presentes en el músculo y hueso de ranas, y para cada metal, hay una concentración mayor en el músculo que en el hueso. La concentración media

en el tejido muscular fue de 550 µg/Kg lo cual indica que ocurre bioacumulación del metal en las ranas.

II.5 Procesos de eutrofización

El concepto de estado trófico fue introducido originalmente por limnólogos suecos y alemanes, basándose en dos factores relacionados: la cantidad de producción en las aguas superficiales y las condiciones en el hipolimnio de las aguas estratificadas. (Horne, 1994). La eutrofización consiste en la superproducción de algas motivadas por incrementos notables de los niveles de nutrientes, lo cual en el mediano plazo provoca reducciones en los niveles de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua. Esto provoca la muerte de los organismos acuáticos.

II.6 Parámetros de calidad del agua y su importancia

II.6.1 Nitrógeno total

El nitrógeno total está constituido por el nitrógeno que forma parte de los compuestos presentes en una muestra y que puede ser determinado como tal. La diferencia entre el nitrógeno total y el nitrógeno de especies inorgánicas constituye el nitrógeno orgánico, el cual representa una reserva para la conversión a formas más asequibles para la cadena trófica y por lo mismo, para los procesos de eutrofización de cuerpos de agua. El N orgánico no contemplado en amoníaco puede convertirse a amoníaco por las bacterias saprofitas, siendo entonces una fuente energética para bacterias autótrofas (nitrificantes) que lo transforman en iones nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) las cuales requieren cantidades de oxígeno del orden de 4.5 veces más de la concentración que requiere el amoníaco, por lo que sus efectos sobre el oxígeno disuelto pueden aparecer más tarde, siendo por lo tanto su detección de interés en los planes de saneamiento (Colegio de Ingenieros, 1995).

II.6.2 Nitrógeno de amonio

Constituido por el nitrógeno que forma el ión amonio y el amoníaco, existe en la naturaleza como producto de procesos metabólicos, agrícolas e industriales (OMS, 1995). La concentración en aguas naturales superficiales se encuentra generalmente por debajo de 0.2 mg/l. El amoníaco es considerado como un indicador de la contaminación del agua por bacterias, aguas residuales o desechos de origen animal. Aunque sus efectos toxicológicos se observan solamente en exposiciones mayores a 200 mg/Kg de peso corporal, su presencia puede originar la formación de nitritos y ocasionar problemas de sabor y de olor en el agua (OMS, 1995).

II.6.3 Nitrógeno de nitrato y nitrógeno de nitrito

Las concentraciones de nitratos en aguas naturales son normalmente de unos pocos miligramos por litro, observándose en algunos lugares incrementos debido a las

prácticas agrícolas con fertilizantes nitrogenados. En cuanto al nitrógeno de nitritos, la OMS ha propuesto un valor guía para el nitrito de 3 mg/L (OMS, 1995).

II.6.4 Fósforo total

El fósforo total es la suma del fósforo contenido en todas las especies presentes en una muestra. La diferencia entre el fósforo total y el fósforo de ortofosfatos constituye la reserva de fósforo que puede ser convertido a su forma más asequible para la cadena trófica, el ortofosfato, el cual se considera como uno de los principales nutrientes en el agua y por lo tanto, causante de eutrofización en cuerpos de agua cuando se encuentra en cantidades grandes. El fósforo en sus diferentes formas produce un incremento del crecimiento de las algas, ya que es un elemento esencial para crecimiento de plantas y organismos. Normalmente se encuentra en cantidades limitadas, y por ser un factor limitante para el crecimiento, es un elemento clave en la mayoría de los procesos de eutrofización. (Colegio de Ingenieros, 1995)

II.6.5 Fósforo de ortofosfato

El fósforo de ortofosfato es la forma asequible del fósforo para intervenir en los procesos bioquímicos en el agua. Básicamente es el factor limitante de la productividad en cuerpos de agua, por lo que su evaluación es importante para evaluar los procesos de eutrofización y contaminación en aguas naturales (Colegio de Ingenieros, 1995).

II.6.6 Sólidos sedimentables

Es el material que se deposita a partir de una muestra de agua, en un período definido. Su medición se realiza en conos de Imhoff, permitiendo que el material se deposite por una hora (APHA, 1998). En ríos, proporcionan información sobre la carga de sedimentos transportadas por el mismo.

II.6.7 Sólidos totales

Los sólidos totales son el residuo luego de la evaporación de una muestra de agua y su posterior secado en un horno a una temperatura definida. Los sólidos totales incluyen los sólidos suspendidos totales que son los sólidos totales retenidos por un filtro, y los sólidos disueltos totales que es la porción que pasa por dicho filtro (APHA, 1998).

II.6.8 Sólidos disueltos

Son los sólidos que pasan a través de un filtro con un tamaño de poro de 2.0 micrómetros o menor, bajo condiciones especificadas. Proporcionan información sobre la cantidad de sales y otros compuestos solubles (APHA, 1998).

II.6.9 Sólidos suspendidos

Son los sólidos que se quedan retenidos en un filtro de fibra de vidrio con un tamaño de poro de 2.0 micrómetros o menor, bajo condiciones especificadas. Proporcionan información sobre el material suspendido en el agua (APHA, 1998).

II.6.10 Potencial de hidrógeno (pH)

El pH está relacionado con la acidez o alcalinidad de un vertido. Puede usarse como controlador de acidez o alcalinidad excesiva. Describe la concentración del ion H^+ , representado por el logaritmo de su inversa (Colegio de Ingenieros, 1995).

Útil para determinar la acción corrosiva sobre estructuras de abastecimiento, distribución, que resultan en adiciones de elementos metálicos al agua potable (hierro, cadmio, plomo, cinc) tendiendo además a disolver metales (a bajo pH el agua sabe ácida). Valores extremos de pH o cambios súbitos pueden provocar situaciones limitantes o acabar con la vida de organismos acuáticos (Colegio de Ingenieros, 1995). Extremos en el pH pueden ocasionar la muerte rápida de los peces, alteraciones drásticas en la flora y la fauna, y reacciones peligrosas secundarias, (p.e. cambios en la solubilidad de los nutrientes, formación de precipitados, etc.). El pH debe mantenerse dentro de un rango "normal" para la vida biológica, entre 6.5-8.0 (Reglamento de requisitos mínimos, 1989).

II.6.11 Oxígeno disuelto (OD)

Cualidad del agua, que en concentraciones apropiadas, es esencial, no sólo para mantener los organismos vivos, sino también para mantener los niveles de reproducción de especies, su vigor y desarrollo. La reducción de OD, afecta a la población de peces a través de retrasos en la suelta de huevos, embriones reducidos en tamaño y vigor, deformaciones en jóvenes, interferencias con digestión, aceleración de coagulación en la sangre, disminución de tolerancia a tóxicos, utilización de alimentos, crecimiento y velocidad. Otros organismos están afectados igualmente; su eliminación total conduce a la muerte. Se considera que 5 ppm es un valor deseable para un medio adecuado, requiriéndose OD más elevado para cientos de receptores (Colegio de Ingenieros, 1995).

II.6.12 Fitoplancton

La presencia de ciertas especies de algas o asociaciones algales en un ambiente específico, las constituye en indicadores biológicos de las condiciones ambientales existentes y en cierto momento su distribución y/o crecimiento desordenado puede reflejar cambio o situaciones positivas o negativas que se están dando en el ecosistema (Hutchinson, 1967).

II.6.13 Plantas acuáticas

II.6.13.1 *Potamogeton pectinatus* (pasto de agua)

Potamogeton pectinatus es una planta acuática que forma grandes masas de hojas estrechas y largas, sumergidas, que parecen hilos verdes dentro del agua dulce. La inflorescencia no es continua, sino que se encuentra interrumpida en todo el pedúnculo, tiene un grosor considerable, lo que les permite permanecer erguidas por encima de la superficie. Crece o está enraizada en fondos poco profundos, es una especie de planta de agua cosmopolita. Todas las hojas están sumergidas, y generalmente son delgadas y traslúcidas. Las flores se polinizan por el viento y las semillas flotan. Florece entre abril y julio (García Murillo, 1993).

II.6.13.2. *Potamogeton Illinoensis*.

Potamogeton illinoensis es una planta acuática, que se ha convertido en una especie capaz de colonizar sistemas acuáticos, pudiendo desarrollarse en aguas con pocos nutrientes, pudiendo cubrir extensas áreas. Esta especie es capaz de vivir hasta 5 metros de profundidad, siempre y cuando la visibilidad lo permita. Presenta una alta capacidad de reproducción vegetativa por medio de rizomas. Pueden construir nichos con condiciones favorables para el desarrollo de diferentes especies acuáticas. (Plasencia Fraga, 2006)



Figura 1. *Potamogetón illinoensis* planta acuática presente en el lago de Atitlán, visualizada en Panajachel en octubre de 2009. 1. *Potamogeton illinoensis* sumergido en las aguas del lago de Atitlán. 2. Muestra de *Potamogeton illinoensis* tomada en el lago de Atitlán. 3. Mancha de *Potamogeton illinoensis* observada en el espejo de agua del lago de Atitlán. Fuente: Proyecto DIGI 2.03. Fotografías: Bessie Oliva, Francisco Pérez.

II.6.13.3 *Typha dominguensis* (tul)

Es una planta acuática, herbácea, enraizada, emergente, perenne, de hasta 2.5 metros de altura, las hojas pueden sobrepasar la altura de las espigas, epidermis ventrales con gran cantidad de glándulas mucilaginosas de color oscuro. Pueden vivir en áreas reposadas de agua dulce de lagos, lagunas, pantanos zanjas y canales. Pueden llegar a comportarse como una especie invasora de maleza (Kasselman, C.)



Figura 2. *Thypa dominguensis* (Tul) planta acuática, con raíces sumergidas, presente en las orillas del lago de Atitlán. 1. *Thypa dominguensis* presente en San Juan La Laguna en el lago de Atitlán, visualizada durante el muestreo realizado en marzo de 2009. 2. Tallos de la *Thypa dominguensis*. 3. *Thypa dominguensis* con presencia de *Utricularia gibba*. 4. *Thypa dominguensis* con presencia de *eichornia crassipes* la cual es indicadora de mala calidad de agua. 5. *Thypa dominguensis* reteniendo basura acumulada en la orilla del lago. 6. *Thypa dominguensis* presente en la orilla del lago de Atitlán. Fuente: Proyecto 2.03, fotografías: Bessie Oliva y Francisco Pérez.

II.6.13.4 *Eichornia crasippes* (ninfa, Jacinto de agua, camalote)

Es una especie flotante de raíces sumergidas. Carece de tallo aparente, está provista de un rizoma, muy particular, emergente, del que se abre un rosetón de hojas que tienen una superficie esponjosa notablemente inflada en forma de globo que forma una vejiga llena de aire, mediante la cual, el vegetal puede mantenerse sobre la superficie acuática. También tiene hojas sumergidas lineares, y las emergidas, entre ovaladas y redondeadas, provistas de pequeñas hinchazones que facilitan la flotación (Walstad, 1999).

En verano produce espigas de flores lilas y azuladas. Las raíces son muy características, negras con las extremidades blancas cuando son jóvenes y negro violáceas cuando son adultas (Walstad, 1999).

Necesita aguas estancadas o con poca corriente e intensa iluminación. Esta especie está considerada entre las 100 especies más invasoras del mundo por la UICN. Como consecuencia de su proliferación está creando en ríos y lagos importantes problemas en canales de riego agrícolas y afecciones a los ecosistemas ribereños, ya que cubre como una manta toda la superficie del río, por su fácil reproducción vegetativa y sexual. Esto se debe a que es una especie alóctona sin predadores, ni competidores en muchos sitios. Como es invasora, puede que al retirar el exceso de un estanque o

acuuario particular, vaya a parar a entornos naturales y cause estos daños ecológicos (Walstad, 1999).



Figura 3. *Eichornia Crasipes* (Ninfa o Jacinto de Agua), hidrófita flotante libre en superficie, presente en las orillas del lago de Atitlán. 1. *Eichornia Crasipes* visualizada en la orilla del lago, en Santiago Atitlán durante el tercer muestreo realizado durante el mes de agosto de 2009. En la parte posterior puede bservarse crecimiento de tul y otras plantas. 2. *Eichornia Crasipes* en periodo de floración. Se observan las flores de color lila. 3. Poblador retirando la ninfa de la orilla del lago. Fuente: Proyecto 2.03. Fotografías: Bessie Oliva y Francisco Pérez.

II.6.13.5 *Egeria densa*, *Elodea*, *Elodea canadensis* (peste de agua, luchecillo)

Muy buena planta oxigenadora para estanques. Es una planta de tallo largo (5 a 15 cm) ramificado. Las hojas son verticilos y elongadas, ovaladas, miden 2,5 mm de ancho y de 5 a 10 de largo, translucidas, verde oscuro, serradas y acabadas en punta. Pueden tener una longitud de hasta 100 cm (Walstad, 1999).

Se vende frecuentemente como planta de acuario. Esta planta en los acuarios es popular porque segrega una sustancia que combate las algas. Puede ser cultivada en estanques o dentro de casa, en pequeños ecosistemas. De las más fáciles de cultivar.

- Se adapta con facilidad a ambientes diversos y se reproduce rápido. Luz: necesita de buena iluminación. Temperaturas entre 15-22°C (no soporta exceso de calor). Vive bien en aguas estancadas o con escasa corriente. Se aferra al fondo con finas raíces o también puede vivir como planta flotante (Walstad, 1999).

Libera sustancias antibacterianas, contribuyendo a oxigenar el agua. Se comporta bien en acuarios tropicales siempre y cuando el ph sea alcalino (agua calcárea). Se reproduce vegetativamente a partir del tallo mediante cortes superiores aproximadamente a los 20 centímetros de longitud (Walstad, 1999).



Figura 4. *Egeria densa*, *Elodea*, *Elodea canadensis* (Luchecillo, peste de agua) hidrófito sumergido. 1. Masa de *Egeria densa* visualizada en la superficie del lago en San Lucas Tolimán, durante el muestreo realizado en octubre de 2009. 2. *Egeria densa*, en la superficie del agua.

II.6.13.6 *Utricularia gibba*

Es considerada una planta cosmopolita, además de ser una planta carnívora. Este el genero mas expandido de todos los de las plantas insectívoras. Crece en aguas profundas de ríos, charcas o lagos, normalmente en aguas tranquilas, formando grandes matas que deben entresacarse ocasionalmente. Presenta hojas minúsculas, redondeadas de color verde bronce que nacen encima de las raíces sumergidas. Sólo el tallo con flores de color amarillo brillante emerge hasta 40 cm por encima de la superficie. Atrapan no sólo pequeños animales sino también algas y plancton vegetal, que también es digerido (Walstad, 1999).

Las especies acuáticas se utilizan en estanques y ríos para controlar larvas de mosquitos y otros insectos, ayudando en los países subdesarrollados a luchar contra enfermedades como la malaria.

La *Utricularia gibba* es una planta norteamericana que ha invadido varios continentes y más de un acuario. Es muy común encontrarla enredada entre musgos acuáticos. Durante la primavera (o en la época estival) forman bellos jardines sobre las aguas. Las utricularias acuáticas no se anclan al sustrato, carecen de raíces. Sus hojas son minúsculas y presentan vesículas (utrículos) en zonas sumergidas. La floración aparece en tallos emergidos durante primavera/verano. Prefieren aguas ligeramente ácidas o neutras (de pH 6-7). Soportan un amplio rango de temperaturas (salvo las especies tropicales, que se mueven entre los 16-28°C), pero con el frío pierden actividad y pasan el invierno como turiones. Los utrículos suelen desprenderse si existe un exceso de calor (Walstad, 1999).

Las especies acuáticas, se desarrollan con facilidad en ambientes pobres. No son exigentes con la luz, pero agradecen una buena iluminación. Son plantas fáciles y a veces eso es un problema. La *Utricularia gibba* carece de valor estético, porque afea sus musgos. Además resulta difícil extraer los tallos de la indeseable, porque son muy quebradizos. Después de una profunda limpieza, hay nuevos brotes. Aunque tiene un aspecto poco atractivo bajo el agua, posee unas flores llamativas que destacan en el exterior. Presentan gran capacidad insecticida. Si se deja crecer libre (cerca de la superficie) se convierte en una zona de desove, un refugio para alevines y además tamiza la luz como cualquier flotante. También se habla de una supuesta capacidad para controlar el crecimiento de algas (como las que provocan el efecto del "agua verde")(Walstad, 1999).

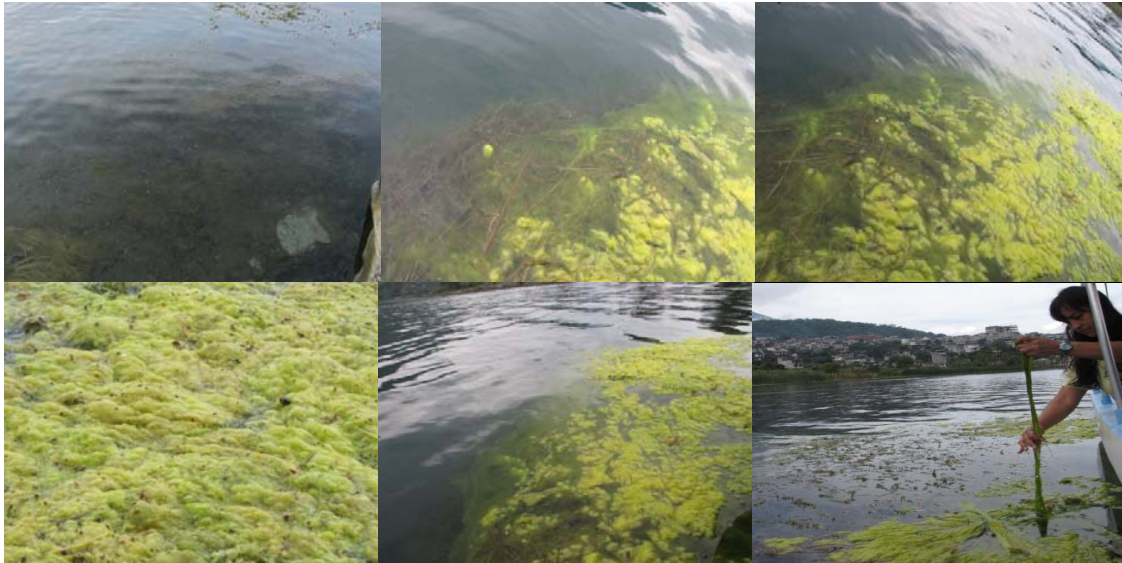


Figura 5. *Utricularia gibba* (Nata), presenta masas verdes algodonosas. 1. *Utricularia gibba* presente en el fondo del agua, en periodo de crecimiento. 2. *Utricularia gibba* presenta tallos que sobresalen en la superficie y masas algodonosas en la parte superior con floración. 3. *Utricularia gibba* flotante. 4. Masa algodonosa flotante, en la que se observan unos puntos negros sobre la planta los cuales corresponden a insectos que quedaron atrapados. 5. Vista lateral de la *Utricularia gibba*. 6. *Utricularia gibba* colectada frente a Santiago Atitlán. Fuente: Proyecto DIGI 2.03. Fotografías: Bessie Oliva y Francisco Pérez.

Las especies sumergidas, que proliferan en condiciones de eutrofización, provocan embalses en cuerpos de agua, impidiendo su utilización. Su retiro mecánico implica un alto costo. Por otra parte, si la cosecha se deja secar muy cerca de la orilla, los nutrientes pueden volver al ambiente acuático contaminándolo nuevamente (Ramírez et al. 2004).

Las macrófitas que señalan o indican eutrofización son muy importantes ya que indican un aumento en los nutrientes de las aguas. Ellas permiten averiguar el estado en que se encuentra un cuerpo de agua con respecto de su trofia. Importantes indicadores de condiciones de eutrofia son *Egeria densa* (Luchecillo), *Elodea potamogeton*, *Lemna gibba* (lenteja de agua) (Vila, 2006).

II.6.14 Peces.

II.6.14.1 *Lepomis Macrochirus* (Bluegill, perca, pez branquieazul, mojarra verde, pez sol)

El Bluegill como comúnmente se le conoce, es un pez que pertenece a la familia de los *Centrarchidae*. Su cuerpo es comprimido y de forma casi circular. Presenta una prolongación del opérculo, parecida a una oreja que presenta un color negro. La coloración del pez puede variar dependiendo de la edad, el sexo y las características del agua. En general, prefiere las aguas tranquilas, con mucha vegetación, donde pueda esconderse fácilmente. Su alimentación básica la constituyen pequeños insectos, crustáceos, peces más pequeños y ocasionalmente plantas acuáticas. La

carne es agradable y se puede freír entero. Los machos construyen nidos para proteger a las crías y los cuidan celosamente. Tienen una gran capacidad reproductiva, una hembra puede producir hasta 38,000 huevos por temporada (Tomassetti, 2005). Presenta una talla de captura promedio (en el lago de Atitlán entre 12 a 15 centímetros siendo el promedio peces de 13 cms (Prepac, 2006).



Figura 6. *Lepomis Macrochirus* (Bluegill, perca, pez branquieazul, mojarra verde, pez sol). Fuente: Proyecto DIGI 2.03. Fotografía: Francisco Pérez.

II.6.14.2 *Micropterus salmoides* (Lobina negra, black bass o large-mouth black bass).

La lobina negra o black bass como comúnmente se le conoce, pertenece a la familia *Centrarchidae*. Su cuerpo es alargado, y moderadamente comprimido. La cabeza es grande y la boca es ancha, con el maxilar sobrepasando el borde posterior del ojo (característica que la diferencia de la especie *Micropterus dolomieu*. La coloración del cuerpo es verdosa oscura arriba y plateada abajo, con una banda lateral oscura en los peces juveniles, que se va quebrando en los peces adultos, presentándose como manchas aisladas. Puede llegar a alcanzar un tamaño considerable y pesar hasta 5 libras. Su carne es considerada de calidad. Prefiere las aguas tranquilas y es un predador típico que se alimenta de peces pequeños, crustáceos, moluscos e insectos acuáticos. Acechan a las presas desde sitios estratégicos, llegando a jugar con ellas antes de devorarlas. Estos peces alcanzan la madurez sexual entre los 3 y 4 años, y desovan en la primavera o a comienzos del verano de cada año. El macho selecciona el sitio del nido, el cual limpia con la cola dejando un área libre de forma circular, rodeándola cuidadosamente con hojas. Cuando el nido está preparado, una o varias hembras pueden desovar en él. Y el macho es el que queda a cargo del mismo. Un nido puede albergar entre 1,000 y 11,000 huevos, con promedio entre 4 a 5 mil. Los huevos eclosionan entre 8 y 10 días (Tomassetti, 2005). La talla promedio de captura de pesca en el lago de Atitlán tiene un rango de 11 a 30 centímetros, con un promedio de 19 centímetros (PREPAC, 2006).



Figura 7. *Micropterus salmoides* (Lobina negra, black bass o large-mouth black bass). Fuente: Proyecto DIGI 2.03. Fotografía: Francisco Pérez.

II.6.14.3 Pomoxis nigromaculatus (Black Crappie, Capri).

Pertenece a los Actinoptérigios (peces con aletas radiadas), familia Centrarchidae del orden Perciformes. Se alimentan predominantemente de especies más pequeñas, pero pueden tener dietas diversas, e incluir zooplancton, insectos y crustáceos (Ellis, 1996; Rice, 1964; Rice, 1984). Durante el día el pez tiende a ser menos activo, y se concentra alrededor de los lechos de hierba o de objetos sumergidos, como troncos, piedras o cantos rodados, por ejemplo. Se alimentan especialmente durante el amanecer y cuando oscurece. Presenta una aleta con siete u ocho espinas dorsales, en la aleta dorsal. Tiene un promedio de vida de siete años, la edad máxima es de ocho a diez años, aunque se ha registrado un espécimen de 15 años, tienen preferencias por aguas no tan turbias, la temperatura de crianza es entre 14 y 20°C. Su carne es clasificada como de alta calidad por su sabor. Desova en la primavera, cuando la hembra pone un promedio de 37,796 huevos y deja que el macho cuide el nido hasta que los huevos eclosionan (Jenkins et al. 1994, Sigler et al.1987, Becker 1983, Robinson et al. 1988, Mettee et al. 1996). La talla promedio de captura de pesca en el lago de Atitlán está en un rango entre 14 a 23 cms, con una talla promedio de 16 centímetros (PREPAC, 2006).



Figura 8. *Pomoxis nigromaculatus* (Black Crappie, Capri). Fuente: Proyecto 2.03. Fotografía: Francisco Pérez.

III. Justificación

Considerando que no existen estudios recientes sobre la concentración de metales ecotóxicos del agua del lago de Atitlán y en los organismos acuáticos que en él habitan, y porque es un área de importancia que se encuentra clasificada como sitio RAMSAR, los estudios efectuados serán de utilidad para complementar la información ya existente, debido a que el área constituye una zona de manejo en la cual se busca mantener un equilibrio entre la interacción población – recursos naturales; resulta de suma importancia la investigación de aquellos factores que pueden ser utilizados como índices de contaminación acuática, de manera que pueda documentarse la situación actual y señalar aquellas posibles fuentes de contaminación para que las autoridades competentes puedan gestionar las medidas adecuadas, además de poder establecer tendencias a mediano y largo plazo con la información, ya que para lograr establecer tendencias es necesario contar con datos con un mínimo de cinco años.

El estudio es necesario, puesto que es evidente que en Guatemala, en general, se está produciendo un proceso de degradación de las cuencas con la consecuente alteración del régimen hídrico. Además ocurre un proceso continuo de contaminación debido a la falta de un tratamiento adecuado de aguas residuales, al uso de agroquímicos, y a la continua expansión de la frontera agrícola.

Por otra parte, el lago de Atitlán constituye un ecosistema característico, que constituye el medio en el cual se desenvuelve una gran diversidad de flora y fauna, por lo que el continuo monitoreo de posibles fuentes de contaminación resulta esencial y a través de este proceso de investigación se pretende iniciar con la caracterización de metales ecotóxicos en cuerpo de agua con lo cual se proporcionará información para determinar si los organismos acuáticos están siendo afectados ya que estos contaminantes pueden pasar a la cadena trófica y afectar a las especies que son más sensibles.

Por su ubicación e hidrología particular, el lago de Atitlán está sometido a fuertes demandas de agua, así como a vertidos directos no controlados de origen urbano, industrial, además de la actividad agropecuaria que se desarrolla en sus orillas. La ubicación de distintas poblaciones e industrias a lo largo del mismo, hace que la problemática del agua sea de un alto nivel de complejidad.

En esta situación particular, la importancia de la información, de los datos que se generen, es fundamental; debido a que el problema que generalmente se tiene para las propuestas para el manejo sostenible del agua y para una adecuada gestión de la misma, es la falta de datos o su heterogeneidad o la continuidad de los monitoreos para poder establecer tendencias a mediano y largo plazo. Es por eso que se consideran para esta investigación el análisis de parámetros fundamentales utilizados como referentes para aguas de origen natural como complemento a las mediciones de metales ecotóxicos, que afectan a la biota, la cual podría disminuir. Por tanto el estudio a realizar llenará los vacíos existentes en cuanto a información, evaluará parámetros adecuados y suficientes para una completa caracterización, brindará información actualizada, ordenada e interpretada de acuerdo a la situación actual del lago de

Atitlán. La información será de utilidad para la toma de decisiones por AMSCLAE, en relación con dicho cuerpo de agua.

IV Objetivos

IV.1 General

Evaluar los niveles de metales ecotóxicos en agua, sedimentos y organismos de diferentes niveles tróficos en el Lago de Atitlán.

IV.2 Específicos

Determinar los niveles de nutrientes (especies inorgánicas de nitrógeno y fósforo) en el agua del lago de Atitlán.

Determinar los niveles de pH, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto en el agua del lago de Atitlán.

Determinar los niveles de metales ecotóxicos: plomo, cadmio, cobre y zinc, en agua, sedimentos, fitoplancton, peces, plantas acuáticas y organismos biológicos indicadores en el lago de Atitlán.

Determinar la bioacumulación de los metales tóxicos: plomo, cadmio, cobre y zinc en diferentes componentes de la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos de estudio.

Determinar las razones agua:planta:sedimentos de nutrientes y metales ecotóxicos en el lago de Atitlán.

Determinar la abundancia de fitoplancton y sus variaciones estacionales en el lago de Atitlán, en dos muestreos semestrales.

Evaluar el riesgo para la población por consumo de peces, en base a los niveles de metales tóxicos en la parte comestible.

Involucrar a las comunidades de la cuenca del Lago de Atitlán en las actividades del proyecto, y socializar los objetivos y resultados del proyecto.

V. Metodología

V.1 Selección de Puntos de Muestreo

Se seleccionaron 11 sitios de muestreo en el lago de Atitlán tomando como base las estaciones de muestreo del estudio de calidad de agua que la Universidad del Valle de Guatemala tenía establecidos para el 2003, para darle continuidad al estudio, ya que se es posible establecer tendencias, cuando se cuenta con información continua con un mínimo de 5 años. Se tomaron en cuenta las principales fuentes de contaminación del lago de Atitlán, principalmente, las áreas cercanas a las poblaciones humanas, áreas agrícolas y descargas de aguas servidas. Así también los sitios de interés por su ubicación, como el centro del lago y otros sitios ubicados entre las riberas del lago. Los sitios fueron plenamente identificados utilizando un Posicionador Geográfico Satelital (GPS). Siete sitios están ubicados frente a los poblados ubicados en la orilla del lago. Un sitio está ubicado en el centro del lago. Los otros sitios se ubicaron frente a la desembocadura de los afluentes principales del lago, siendo los ríos Panajachel, Quiskab, y Buenaventura (La Bastille, 1988; Skinner, 2002).



Figura 9. Mapa georeferenciado de los sitios de muestreo. Fuente: datos de campo.

V.2 Toma y transporte de muestras:

En todos los sitios se tomaron muestras de agua superficial para análisis químicos utilizando botellas de polipropileno de alta densidad, sumergiéndolas a una profundidad de 30 cm y tomando la muestra a contracorriente. En cada sitio se tomaron tres muestras de un litro, a una de las cuales se le agregó ácido sulfúrico concentrado para llevarla a pH 2 para su conservación. Todas las muestras de agua se transportaron en hieleras con suficiente cantidad de hielo para mantenerlas frías durante el viaje, a una temperatura aproximada de 4°C. Las muestras se analizaron en el Laboratorio de Investigaciones Químicas y Ambientales –LIQA-. Las muestras de sedimento fueron tomadas en la orilla de San Juan La Laguna, se almacenaron en bolsas de polietileno. Se transportaron a temperatura ambiente.

Durante las giras de campo se observó el uso del suelo en la cuenca para relacionarlo con los datos hidrológicos y de contaminación.

V.3 Determinación de Parámetros fisicoquímicos

V.3.1 Mediciones de campo

Se midió en el campo los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, pH, temperatura y conductividad, utilizando un medidor portátil de calidad de agua, marca HANNA Modelo HI 9828 ph/ORP/EC/DO, equipado con una sonda de 20 metros. La transparencia se midió utilizando un disco de Secchi.

V.3.2 Mediciones en el laboratorio

Los parámetros nitrógeno total, nitrógeno de nitritos, nitrógeno de nitratos y nitrógeno de amonio, fósforo total y fósforo de ortofosfatos, sólidos sedimentables, sólidos totales, sólidos disueltos y sólidos suspendidos, sulfatos, se determinaron en el laboratorio, de acuerdo a los procedimientos del "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA, 1998). Los metales plomo, cadmio, cobre y zinc se analizaron por voltamperometría de redisolución anódica. Se colectaron muestras de sedimento en San Juan La Laguna y se analizaron metales pesados (plomo, cobre, cadmio y zinc).

V.3.3 Identificación y conteo de fitoplancton

Las muestras para identificar el fitoplancton se colectaron con una red con un tamaño de malla de 20 μm , haciendo pasar 100 litros de agua por la red y colectando 100 mL en un recipiente que las proteja de la luz. Las muestras se fijaron con formalina y lugol para preservarlas.

Para la identificación del fitoplancton se utilizó una cámara de Sedgwick-Rafter de un mililitro de volumen. La identificación del fitoplancton se hizo utilizando claves dicotómicas apropiadas.

V.3.4 Educación Ambiental:

Se organizaron dos talleres con alcaldes, ONG's, puestos de salud y representantes de las comunidades de la cuenca del lago de Atitlán, y otras personas interesadas. Uno de ellos para socializar el proyecto; y otro al final del mismo, para socializar los resultados obtenidos y concienciar a las poblaciones sobre las estrategias necesarias para disminuir la contaminación en el lago. Las reuniones se realizaron durante el mes de julio y noviembre de 2009.

V.3.5 Diseño

El Universo de estudio está constituido por el lago de Atitlán. La muestra está representada por el conjunto de muestras físicas de agua, sedimentos y organismos biológicos que se obtuvieron en el campo, para su posterior análisis en el laboratorio. La unidad experimental es la concentración de los diferentes parámetros de calidad que se analizaron en las muestras bióticas y abióticas del ecosistema de estudio.

Las muestras se colectaron durante los meses de marzo, julio, agosto y octubre de 2009, en 11 sitios de muestreo ubicados en las cercanías de las principales comunidades, en el lago. Se colectó un total de doce peces (*Lepomis Macrochirus*, (Bluegill); *Micropterus Salmoides* (Black bass o lobina negra); *Pomoxis nigromaculatus*, (Crappie o capri) de diferentes tamaños durante los muestreos, para análisis de concentración de metales tóxicos en el lomo, que corresponde a la parte comestible del pez, para evaluar su riesgo para el consumo humano, así como medir los niveles de bioacumulación. Se tomaron cuarenta muestras de plantas acuáticas, *Potamogeton pectinatus* (tul), *Eichornia crassipes* (ninfa o lirios acuáticos), *Utricularia gibba* y tres muestras de cianobacteria para el análisis de concentración de metales tóxicos y biomagnificación. Se colectaron además, dieciséis muestras de fitoplancton para su identificación.

Debido a la naturaleza descriptiva de la parte correspondiente a la calidad fisicoquímica del agua, se utiliza como parámetro descriptivo: el rango dentro del cual se encuentren las mediciones realizadas por triplicado de cada indicador de la calidad del agua por muestreo; como medida de tendencia central se utiliza la media de cada indicador por muestreo; y como medida de desviación para cada indicador en cada muestreo la desviación estándar. Los resultados obtenidos se representan en tablas cada una con sus respectivos descriptores estadísticos mencionados anteriormente y se grafican para un mejor entendimiento de los resultados.

Se realiza un ANDEVA de una vía, para establecer diferencias entre los periodos estacionales para los parámetros principales muestreados. Así mismo, se aplica el ANDEVA para la evaluación de los resultados de metales tóxicos en agua, sedimentos y las diferentes especies de organismos biológicos, para establecer el nivel de bioacumulación y biomagnificación.

V.3.6 Coherencia

El estudio de los contaminantes ecotóxicos en el agua y en los organismos acuáticos del lago de Atitlán se logra a través de la cuantificación de los metales considerados ecotóxicos; los cuales son principalmente plomo, cadmio, cobre, zinc y arsénico, en las muestras colectadas en los sitios de muestreo en plantas y peces colectadas durante el desarrollo del proyecto. Estos metales se analizaron por medio de la técnica de Absorción Atómica con generación de hidruros, para la determinación de arsénico; y con polarografía (voltamperometría de redisolución anódica), la cual es la idónea para el estudio del plomo, cobre cadmio y zinc, ya que permite llegar a niveles de partes por billón (ppb) o niveles traza.

Como se demuestra que los organismos acuáticos están siendo afectados por estos contaminantes, es a través de la cuantificación de los metales en diferentes niveles de la cadena trófica (agua, sedimento, plantas, peces), ya que al avanzar en esta a un nivel superior, se observa si el contaminante estudiado es bioacumulado y biomagnificado. Estos organismos se digirieron con ácidos para mineralizar los contaminantes y luego se cuantificaron por espectrometría de absorción atómica y por polarografía (voltamperometría de redisolución anódica).

Como complemento al estudio se analizaron los principales parámetros de calidad de agua, para lograr tener una base de datos con la que se puedan establecer tendencias a mediano y largo plazo para el lago de Atitlán, la cuales servirán para tomar las medidas necesarias para su gestión.

V.3.7 Análisis de la información

Los datos serán interpretados a partir de la media estadística y desviación estándar, además del uso de gráficas para la visualización de las tendencias en los niveles de los parámetros de calidad del agua a evaluar. Se compararán los niveles de contaminación del agua con la Norma Guatemalteca para calidad del agua y con normas internacionales.

Las series de tiempo serán interpretadas también gráficamente. En cuanto a los niveles de contaminación por metales tóxicos en pescado, se usarán las normas de alimentos correspondientes, para establecer si son superados los límites permitidos.

La bioacumulación será establecida en los peces, relacionando la talla con el nivel de metales tóxicos encontrados en la parte comestible y en el hígado. Se utilizará ANDEVA para comparar los niveles de bioacumulación entre los diferentes organismos.

La biomagnificación se evaluará comparando los niveles de metales tóxicos entre diferentes niveles tróficos (agua<fitoplancton, plantas acuáticas<peces). Existe biomagnificación al incrementarse la concentración de sustancias tóxicas de un nivel trófico a otro nivel trófico superior.

El análisis de los surfactantes se hará a través de la extracción del compuesto químico por extracción en fase sólida y posterior inyección al cromatógrafo líquido, para la identificación de nonilfenol que es el compuesto de degradación de los surfactantes que están considerados como disruptores endocrinos.

VI. Presentación de Resultados

Los parámetros de campo fueron medidos en 11 sitios. Estas mediciones fueron realizadas con un aparato HANNA que tiene un potenciómetro con termocupla, para la medición de pH y temperatura, un conductímetro para la medición de la conductividad, salinidad y total de sólidos disueltos, y un oxímetro para la medición de oxígeno disuelto y porcentaje de oxígeno disuelto. Se utilizó un disco Secchi para la medición de la profundidad a la que penetra la luz en la columna de agua. También se tomaron muestras de agua en botellas de un litro de capacidad para la medición de los nutrientes y metales en el laboratorio, las cuales se realizaron según metodología estándar. Todos los sitios fueron georeferenciados para su ubicación.

VI.1 PARAMETROS DE CAMPO

Cuadro 1. Georeferencia de los sitios de muestreo.

Número	Nombre	Latitud Norte	Longitud Oeste
1	<i>San Buenaventura</i>	14° 44.663	91° 10.016
2	<i>Quiskab</i>	14° 44.405	91° 11.055
3	<i>Centro del Lago</i>	14° 42.537	91° 10.492
4	<i>Jaibalito</i>	14° 44.072	91° 13.152
5	<i>Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo</i>	14° 42.283	91° 16.714
6	<i>San Pedro</i>	14° 41.618	91° 15.887
7	<i>Santiago</i>	14° 38.577	91° 13.925
8	<i>San Lucas Tolimán</i>	14° 38.307	91° 08.276
9	<i>Tzan Petey</i>	14° 39.803	91° 07.067
10	<i>Santa Catarina</i>	14° 43.034	91° 08.153
11	<i>Panajachel</i>	14° 43.941	91° 09.603

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 2. Determinación del Potencial de Hidrógeno, en unidades de pH, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán. El pH del agua presenta valores normales para un cuerpo de agua natural, en todos los sitios de muestreo.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	8.47	8.82	8.73	8.54	8.64
2	Quiskab	8.54	8.82	8.75	8.40	8.63
3	Centro del Lago	8.50	9.11	8.72	8.46	8.70
4	Jaibalito	8.47	8.98	8.76	8.19	8.60
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	8.45	9.00	8.82	8.99	8.82
6	San Pedro	8.39	8.76	9.02	8.04	8.55
7	Santiago	7.86	8.82	8.92	7.82	8.36
8	San Lucas Tolimán	8.46	9.00	8.83	8.22	8.63
9	Tzan Petey	8.40	8.99	8.89	8.41	8.67
10	Santa Catarina	8.36	9.04	8.93	8.55	8.72
11	Panajachel	8.40	8.99	8.89	8.58	8.72
	Promedio	8.39	8.94	8.84	8.38	8.64

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 3. Determinación de temperatura del agua, (en grados Celsius) medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	21.61	23.29	22.5	23.81	22.80
2	Quiskab	21.28	23.12	22.5	23.87	22.69
3	Centro del Lago	22.08	23.18	22.6	23.93	22.95
4	Jaibalito	22.38	23.18	22.8	24.13	23.12
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	20.91	23.07	23.2	24.40	22.90
6	San Pedro	21.36	23.19	23.1	24.89	23.14
7	Santiago	21.09	23.39	23.2	23.68	22.84
8	San Lucas Tolimán	20.83	23.46	22.9	23.09	22.57
9	Tzan Petey	20.89	23.41	23.4	23.22	22.73
10	Santa Catarina	23.50	23.56	23.6	23.76	23.61
11	Panajachel	21.74	23.64	23.8	24.50	23.42
	Promedio	21.61	23.32	23.0	24.00	22.98

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 4. Determinación de conductividad, en micro Siemens por centímetro (uS/cm), medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	476	478	472	427	463
2	Quiskab	482	472	471	430	464
3	Centro del Lago	484	476	469	429	465
4	Jaibalito	480	477	472	430	465
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	482	477	471	434	466
6	San Pedro	483	471	472	434	465
7	Santiago	497	479	477	444	474
8	San Lucas Tolimán	482	470	472	431	464
9	Tzan Petey	483	476	472	431	466
10	Santa Catarina	483	477	472	428	465
11	Panajachel	484	477	422	419	451
	Promedio	483	475	467	431	464

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 5. Determinación de oxígeno disuelto, en porcentaje, %, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	67.9	65.2	121.1	108	90.55
2	Quiskab	73.8	68.4	119.6	117.7	94.88
3	Centro del Lago	71.6	68.4	123.4	115.7	94.78
4	Jaibalito	72.2	72.0	120.1	111.8	94.03
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	73.9	75.6	125.2	127.5	100.55
6	San Pedro	78.4	77.6	121.9	115.1	98.25
7	Santiago	80.7	93.0	122.7	105.7	100.53
8	San Lucas Tolimán	76.7	99.0	120.4	110.1	101.55
9	Tzan Petey	74.0	96.0	123.4	106.4	99.95
10	Santa Catarina	74.1	97.6	123.4	107.2	100.58
11	Panajachel	74.5	96.0	123.7	143.8	109.50
	Promedio	74.3	82.6	122.3	115.4	98.65

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 6. Determinación de oxígeno disuelto en miligramos por litro, mg/L, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, en cuatro muestreos realizados durante el 2009.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	<i>San Buenaventura</i>	5.03	4.62	8.67	7.33	6.41
2	<i>Quiskab</i>	5.40	4.86	8.62	8.21	6.77
3	<i>Centro del Lago</i>	5.18	4.92	8.84	8.11	6.76
4	<i>Jaibalito</i>	5.32	5.08	8.54	7.77	6.68
5	<i>Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo</i>	5.50	5.34	8.84	8.81	7.12
6	<i>San Pedro</i>	5.76	5.44	8.75	8.16	7.03
7	<i>Santiago</i>	5.93	6.60	8.81	7.34	7.17
8	<i>Sal Lucas Tolimán</i>	5.72	6.96	8.53	7.78	7.25
9	<i>Tzan Petey</i>	5.44	6.76	8.66	7.29	7.04
10	<i>Santa Catarina</i>	5.44	6.84	8.67	7.42	7.09
11	<i>Panajachel</i>	5.45	6.76	8.79	10.1	7.78
	Promedio	5.47	5.83	8.70	8.03	7.01

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 7. Determinación de la penetración de la luz en la columna de agua, medida como visibilidad en metros, en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	<i>San Buenaventura</i>	11.0	10.1	8.5	7.0	9.2
2	<i>Quiskab</i>	11.0	9.0	6.4	9.8	9.1
3	<i>Centro del Lago</i>	13.0	12.2	10.0	10.6	11.5
4	<i>Jaibalito</i>	12.7	10.4	7.2	9.4	9.9
5	<i>Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo</i>	7.2	9.1	6.35	8.6	7.8
6	<i>San Pedro</i>	3.3	9.2	6.8	7.6	6.7
7	<i>Santiago</i>	5.2	6.8	5.25	7.5	6.2
8	<i>San Lucas Tolimán</i>	10.6	7.1	9.1	6.9	8.4
9	<i>Tzan Petey</i>	11.2	11.3	9.6	11.0	10.8
10	<i>Santa Catarina</i>	12.7	11.1	8.4	5.0	9.3
11	<i>Panajachel</i>	10.7	8.0	5.25	4.4	7.1
	Promedio	9.9	9.5	8.0	8.0	8.7

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 8. Determinación del color aparente del agua en presencia de luz, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09
1	<i>San Buenaventura</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde
2	<i>Quiskab</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde
3	<i>Centro del Lago</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde
4	<i>Jaibalito</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde
5	<i>Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde
6	<i>San Pedro</i>	Verde esmeralda	Verde oscuro	Verde esmeralda	Verde
7	<i>Santiago</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda
8	<i>San Lucas Tolimán</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda
9	<i>Tzan Petey</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda
10	<i>Santa Catarina</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde esmeralda
11	<i>Panajachel</i>	Verde esmeralda	Verde esmeralda	Verde claro	Verde musgo

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 9. Determinación de la salinidad, en mg/L, medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	<i>San Buenaventura</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
2	<i>Quiskab</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
3	<i>Centro del Lago</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
4	<i>Jaibalito</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
5	<i>Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
6	<i>San Pedro</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
7	<i>Santiago</i>	0.24	0.23	0.21	0.23
8	<i>San Lucas Tolimán</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
9	<i>Tzan Petey</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
10	<i>Santa Catarina</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
11	<i>Panajachel</i>	0.23	0.23	0.21	0.22
	Promedio	0.23	0.23	0.21	0.22

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 10. Determinación de los sólidos totales disueltos, en mg/L, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	238	239	214	230
2	Quiskab	241	238	215	231
3	Centro del Lago	241	238	215	231
4	Jaibalito	240	239	215	231
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	241	238	217	232
6	San Pedro	241	236	217	231
7	Santiago	249	239	222	237
8	San Lucas Tolimán	241	237	216	231
9	Tzan Petey	241	238	216	232
10	Santa Catarina	242	239	216	232
11	Panajachel	242	239	209	230
	Promedio	242	238	216	232

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

VI.2 Sólidos

Cuadro 11. Determinación de los sólidos disueltos, en mg/L, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 6 Octubre 09	Muestreo 4 26 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	267	290	287	270	261	275
2	Quiskab	280	285	290	268	204	265
3	Centro del Lago	262	273	298	268	312	283
4	Jaibalito	277	280	336	255	219	273
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	278	272	300		303	288
6	San Pedro	297	276	316		262	288
7	Santiago	278	271	302		288	285
8	Sal Lucas Tolimán	273	290	304		311	294
9	Tzan Petey	267	286	306		248	277
10	Santa Catarina	279	273	301		310	291
11	Panajachel	362	278	287		287	303
	Promedio	284	279	302	265	273	281

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 12. Determinación de los sólidos suspendidos, en mg/L, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Númerc	Nombre	Muestreo Marzo 09	Muestrec Julio 09	Muestreo Agosto 09	Muestreo 6 Octubre 09	Muestreo 26 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	2	1	3	2	12	4
2	Quiskab	0	0	3	1	9	3
3	Centro del Lago	0	1	2	4	33	8
4	Jaibalito	1	0	4	2	21	6
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	2	0	4		8	4
6	San Pedro	2	0	2		13	4
7	Santiago	2	1	3		N.D.	2
8	Sal Lucas Tolimán	13	1	2		N.D.	5
9	Tzan Petey	1	0	6		1	2
10	Santa Catarina	1	1	2		16	5
11	Panajachel	1	0	16		12	7
	Promedio	2	0.5	4	2	14	5

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 13. Determinación de los sólidos totales, en mg/L, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo Marzo 09	Muestreo Julio 09	Muestreo Agosto 09	Muestreo 6 Octubre 09	Muestreo 26 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	279	291	271	281	294	283
2	Quiskab	286	292	267	249	291	277
3	Centro del Lago	290	289	273	257	297	281
4	Jaibalito	293	281	266	273	291	281
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	294	286	257		284	280
6	San Pedro	286	300	271		298	289
7	Santiago	293	284	278		277	283
8	Sal Lucas Tolimán	287	288	279		293	287
9	Tzan Petey	282	296	272		276	282
10	Santa Catarina	288	282	283		290	286
11	Panajachel	278	285	284		285	283
	Promedio	287	289	273	265	289	280

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

VI.3 Nutrientes (Especies de nitrógeno y fósforo)

Cuadro 14. Determinación de nitrógeno de nitritos, medida en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 6 Octubre 09	Muestreo 4 26 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	0.0005	0.0025	0.0030	0.0046	0.0018	0.002
2	Quiskab	0.0005	0.0026	0.0050	0.0046	0.0012	0.003
3	Centro del Lago	0.0004	0.0027	0.0040	0.0048	0.0013	0.003
4	Jaibalito	0.0003	0.0031	0.0050	0.0058	0.0013	0.003
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	0.0005	0.0033	0.0060		0.0016	0.003
6	San Pedro	0.0005	0.0034	0.0060		0.0014	0.003
7	Santiago	0.0017	0.0037	0.0080		0.0027	0.004
8	Sal Lucas Tolimán	0.0006	0.0039	0.0070		0.0019	0.003
9	Tzan Petey	0.0006	0.0039	0.0060		0.0020	0.003
10	Santa Catarina	0.0018	0.0041	0.0070		0.0016	0.004
11	Panajachel	0.0007	0.0042	0.0056		0.0015	0.003
	Promedio	0.0007	0.0034	0.0057	0.0050	0.0017	0.003

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 15. Determinación de nitrógeno de nitratos, en mg/L, medidos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	0.0300	0.0495	0.0223	0.0459	0.0740	0.0443
2	Quiskab	0.0334	0.0313	0.0259	0.0530	0.0487	0.0385
3	Centro del Lago	0.0247	0.0384	0.0328	0.0525	0.0636	0.0424
4	Jaibalito	0.0287	0.0290	0.0299	0.0371	0.0852	0.0420
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	0.0276	0.0263	0.0278		0.1220	0.0509
6	San Pedro	0.0433	0.0422	0.0318		0.0556	0.0432
7	Santiago	0.0342	0.0318	0.0281		0.0806	0.0436
8	Sal Lucas Tolimán	0.0268	0.0369	0.0334		0.0734	0.0426
9	Tzan Petey	0.0280	0.0348	0.0265		0.0990	0.0471
10	Santa Catarina	0.0411	0.0293	0.0356		0.0808	0.0467
11	Panajachel	0.0248	0.0344	0.0390		0.0481	0.0366
	Promedio	0.0311	0.0349	0.0303	0.0471	0.0755	0.0434

Cuadro 16. Determinación de nitrógeno de amonio, en mg/L, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 6 Octubre 09	Muestreo 4 26 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	0.066	0.107	0.003	0.047	0.1120	0.067
2	Quiskab	0.049	0.060	0.005	0.045	0.0661	0.045
3	Centro del Lago	0.052	0.056	0.004	0.036	0.0555	0.041
4	Jaibalito	0.050	0.029	0.005	0.036	0.0766	0.039
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	0.044	0.033	0.006		0.0533	0.034
6	San Pedro	0.041	0.036	0.006		0.1007	0.046
7	Santiago	0.114	0.173	0.008		0.0239	0.080
8	Sal Lucas Tolimán	0.058	0.031	0.007		0.0510	0.037
9	Tzan Petey	0.049	0.026	0.006		0.0578	0.035
10	Santa Catarina	0.053	0.008	0.007		0.0330	0.025
11	Panajachel	0.067	0.025	0.056		0.1293	0.069
	Promedio	0.058	0.053	0.010	0.041	0.069	0.046

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 17. Determinación de nitrógeno total, en mg/L, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Númerc	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 6 Octubre 09	Muestreo 4 26 Octubre09	Promedio
1	San Buenaventura	0.1700	0.2493	0.1424	0.0838	0.0898	0.1471
2	Quiskab	0.1540	0.2771	0.0970	0.1093	0.0575	0.1390
3	Centro del Lago	0.1820	0.2246	0.0724	0.0852	0.1405	0.1409
4	Jaibalito	0.1490	0.2195	0.0762	0.1093	0.0724	0.1253
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	0.2440	0.2351	0.1209		0.0778	0.1695
6	San Pedro	0.1390	0.2758	0.1806		0.1985	0.1985
7	Santiago	0.1930	0.2127	0.1911		0.1989	0.1989
8	Sal Lucas Tolimán	0.1900	0.1876	0.1630		0.1802	0.1802
9	Tzan Petey	0.1630	0.2148	0.2360		0.2046	0.2046
10	Santa Catarina	0.1820	0.2466	0.1750		0.2012	0.2012
11	Panajachel	0.1590	0.2415	0.1000		0.1668	0.1668
	Promedio	0.1750	0.2350	0.1413	0.0969	0.1620	0.1620

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 18. Determinación de fósforo de ortofosfatos, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 2009	Muestreo 2 Julio 2009	Muestreo 3 Agosto 2009	Muestreo 4 Octubre 2009	Muestreo 4 Octubre 2009	Promedio
1	San Buenaventura	0.0320	0.0231	0.0213	0.0247	0.0078	0.0218
2	Quiskab	0.0300	0.0255	0.0255	0.0247	0.0069	0.0225
3	Centro del Lago	0.0306	0.0258	0.0233	0.0237	0.0070	0.0221
4	Jaibalito	0.0318	0.0272	0.0252	0.0258	0.0072	0.0234
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	0.0346	0.0261	0.0264		0.0072	0.0236
6	San Pedro	0.0361	0.0313	0.0258		0.0064	0.0249
7	Santiago	0.0617	0.0265	0.0256		0.0163	0.0325
8	Sal Lucas Tolimán	0.0396	0.0297	0.0272		0.0104	0.0267
9	Tzan Petey	0.0427	0.0314	0.0252		0.0099	0.0273
10	Santa Catarina	0.0407	0.0324	0.0266		0.0094	0.0273
11	Panajachel	0.0519	0.0345	0.0610		0.0107	0.0395
	Promedio	0.0392	0.0285	0.0285	0.0247	0.0090	0.0263

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 19. Determinación de fósforo total, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	0.0635	0.0533	0.0380	0.0185	0.2730	0.089
2	Quiskab	0.0665	0.0550	0.0360	0.0091	0.0978	0.053
3	Centro del Lago	0.0661	0.0604	0.0370	0.0162	0.5012	0.136
4	Jaibalito	0.0683	0.0516	0.0360	0.0232	0.2103	0.078
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	0.0702	0.0531	0.0360		0.1664	0.081
6	San Pedro	0.0674	0.0561	0.0310		0.1281	0.071
7	Santiago	0.1177	0.0572	0.0370		0.0807	0.073
8	Sal Lucas Tolimán	0.0710	0.0589	0.0310		0.0390	0.050
9	Tzan Petey	0.0761	0.0553	0.0350		0.0508	0.054
10	Santa Catarina	0.0842	0.0588	0.0330		0.0424	0.055
11	Panajachel	0.1142	0.0681	0.1030		0.1010	0.097
	Promedio	0.0786	0.0571	0.0412	0.0168	0.1537	0.0761

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 20. Determinación de la relación nitrógeno fósforo, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	2.68	4.68	3.75	4.53	0.33	1.65
2	Quiskab	2.32	5.04	2.69	12.01	0.59	2.63
3	Centro del Lago	2.75	3.72	1.96	5.26	0.28	1.03
4	Jaibalito	2.18	4.25	2.12	4.71	0.34	1.61
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	3.48	4.43	3.36		0.47	2.08
6	San Pedro	2.06	4.92	5.83		0.95	2.54
7	Santiago	1.64	3.72	5.16		0.49	2.18
8	San Lucas Tolimán	2.68	3.19	5.26		2.67	3.23
9	Tzan Petey	2.14	3.88	6.74		0.26	2.89
10	Santa Catarina	2.16	4.19	5.30		0.69	2.90
11	Panajachel	1.39	3.55	0.97		0.73	1.49
	Promedio	2.23	4.12	3.43	5.79	0.49	2.06

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

VI.4 Sulfatos.

Cuadro 21. Determinación de sulfatos, en mg/L, medidos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Número	Nombre	Muestreo 1 Marzo 09	Muestreo 2 Julio 09	Muestreo 3 Agosto 09	Muestreo 4 Octubre 09	Muestreo 4 Octubre 09	Promedio
1	San Buenaventura	34	33	35	37	50	38
2	Quiskab	35	30	33	38	34	34
3	Centro del Lago	36	31	28	39	32	33
4	Jaibalito	35	39	28	37	33	34
5	Bahía, San Juan, San Pedro San Pablo	35	38	31		35	35
6	San Pedro	34	37	31		38	35
7	Santiago	34	30	29		34	32
8	San Lucas Tolimán	33	36	31		35	34
9	Tzan Petey	31	39	36		36	36
10	Santa Catarina	35	37	34		42	37
11	Panajachel	34	38	27		32	33
	Promedio	34	35	31	37	36	35

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

VI.5 Metales

Cuadro 22. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, *Potamogeton pectinatus*, colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Tipo de planta		Potamogeton pectinatus				
<i>Sitio de Muestreo</i>		<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>As</i>
<i>Santiago Atitlán, M1</i>		2,306	55		332	39
<i>San Juan la Laguna, M1</i>		6,859	466	321	748	92
<i>San Juan la Laguna, M1</i>		42,744	15	180	347	NSR
<i>San Lucas Tolimán, M2</i>		2,472	35	78	388	-
<i>Panajachel Sur, M4</i>		-	-	-	-	41
<i>San Marcos la Laguna, M4</i>		610	28	46	714	39
<i>San Pedro Playa Chuesnaí, M4</i>		-	-	-	-	140
<i>Santa Catarina Palopó, M4</i>		-	-	-	-	35

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado. M1 Muestreo 1; M2 Muestreo 2; M4 Muestreo 4.

Cuadro 23. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, *Egeria densa*, colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Tipo de planta		Egeria densa				
<i>Sitio de Muestreo</i>		<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>As</i>
<i>San Juan la Laguna, M1</i>		-	58	-	-	87
<i>Panajachel, M4</i>		-	7	99	224	138
<i>Santiago Atitlán, M4</i>		2,513	60	84	522	121

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado. M1 Muestreo 1; M2 Muestreo 2; M4 Muestreo 4.

Cuadro 24. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, *Eichornia crassipes*, colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Tipo de planta		Eichornia crassipes				
<i>Sitio de Muestreo</i>		<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>As</i>
<i>San Juan la Laguna, M1</i>		3,815	-	128	268	277
<i>San Juan la Laguna, M1</i>		-	13	131	121	-
<i>Santiago Atitlán, M1</i>		2,106	23	121	186	26
<i>San Pedro la Laguna, M2</i>		3,710	13	224	392	296
<i>San Marcos la Laguna, M4</i>		-	-	-	-	109

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado; M1 Muestreo 1; M2 Muestreo 2; M4 Muestreo 4.

Cuadro 25. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, *Hydrilla sp.*, colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Tipo de planta

Hydrilla sp.

<i>Sitio de Muestreo</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>As</i>
<i>San Pedro la Laguna, M2</i>	-	74	317	458	191
<i>Santiago Atitlán, M2</i>	3692	87	198	239	54
<i>San Juan la Laguna, M4</i>	4968	-	157	209	13
<i>Jaibalito, M4</i>	-	-	-	-	32

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado.

Cuadro 26. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, *Thypha dominguensis*, colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Tipo de planta

Thypha dominguensis

<i>Sitio de Muestreo</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>As</i>
<i>San Juan la Laguna, M1</i>	-	-	-	351	58
<i>San Juan la Laguna, M1</i>	-	-	-	-	35
<i>San Pedro la Laguna, M2</i>	-	5	85	223	25
<i>San Pedro la Laguna, M2</i>	998	-	-	-	7
<i>San Lucas Tolimán, M4</i>	-	-	12971	268	14
<i>San Antonio Palopó, M4</i>	-	-	-	-	56
<i>Chacamán, M4</i>	-	-	-	-	84
<i>Cerro Oro Playa Pública, M4</i>	-	-	-	-	-
<i>Bahía Ibargüen, M4</i>	-	-	-	-	0

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado.

Cuadro 27. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, *Utricularia gilbba*, colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.

Tipo de planta	<i>Utricularia gilbba</i>				
<i>Sitio de Muestreo</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>	<i>As</i>
<i>San Juan la Laguna, M1</i>	-	136	-	194	38
<i>Santiago Atitlán, M1</i>	-	403	180	1307	320
<i>San Juan la Laguna, M1</i>	-	-	-	-	-
<i>Santiago Atitlán, M2</i>	-	-	-	-	-
<i>San Lucas Tolimán, M4</i>	635	20	-	1987	52

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado.

Cuadro 28. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de cianobacteria *Lyngbia*, colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.

<i>Muestra</i>	<i>Sitio de Muestreo</i>	<i>As</i>
<i>Cianobacteria 1</i>	Centro Lago	0.2481
<i>Cianobacteria 2</i>	San Buenaventura	2.0128
<i>Cianobacteria 3</i>	San Pedro	11.6789

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado.

Cuadro 29. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de sedimento, colectado en San Juan la Laguna, sitio ubicado en el lago de Atitlán, durante el 2009.

<i>Muestra</i>	<i>Sitio de Muestreo</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cu</i>
<i>Sedimento 1</i>	<i>San Juan la Laguna</i>	285	227	369	571
<i>Sedimento 2</i>	<i>San Juan la Laguna</i>	1325		47	
<i>Sedimento 3</i>	<i>San Juan la Laguna</i>		134	134	117

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado.

VI. 6 Microbiológicos

Cuadro 30. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, durante el mes de marzo de 2009.

	Sitio de Muestra	Recuento Total Aeróbicos	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	<i>E.Coli</i>	<i>Salmonella</i>	Norma
1	<i>San Buenaventura</i>	8,000	2400	460	240	7	FN
2	<i>Quiscab</i>	12,000	4800	1100	460	20	FN
3	<i>Centro del Lago</i>	500	75	<3	<3	0	DN
4	<i>Aldea Jaibal</i>	10,000	2400	1100	210	10	FN
5	<i>Bahía San Juan, San Pedro, San Pablo</i>	13,000	1100	460	240	20	FN
6	<i>San Pedro</i>	16,000	4,800	>2400	>2400	95	FN
7	<i>Santiago</i>	25,000	1,300	>2400	1100	230	FN
8	<i>San Lucas</i>	10,000	2400	460	210	20	FN
9	<i>Tzanpetey</i>	21,000	4800	>2400	>2400	110	FN
10	<i>Santa Catarina</i>	18,000	2400	460	210	30	FN
11	<i>Panajachel</i>	20,000	4800	>2400	>2400	320	FN

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado.

Cuadro 31. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, durante el mes de julio de 2009.

	Sitio de muestra	Recuento Total Aeróbicos	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	<i>E.Coli</i>	<i>Salmonella</i>	Norma
1	<i>San Buenaventura</i>	12,000	2400	2400	1,100	10	FN
2	<i>Río Quiscab</i>	12,000	1200	460	150	20	FN
3	<i>Centro del Lago</i>	400	23	<3	<3	0	DN
4	<i>Jaibalito</i>	10,000	2400	460	150	30	FN
5	<i>Bahía San Pedro, San Juan, San Pablo</i>	13,000	1,000	150	75	20	FN
6	<i>San Pedro</i>	20,000	4800	>2400	>2400	75	FN
7	<i>Santiago</i>	10,000	2400	1100	460	12	FN
8	<i>San Lucas Tolimán</i>	16,000	1,300	460	120	12	FN
9	<i>Tzanpetey</i>	19,000	4800	>2400	1,100	12	FN
10	<i>Santa Catarina</i>	21,000	2400	>2400	> 2400	38	FN
11	<i>Río San Francisco</i>	8,000	1,100	460	240	10	FN

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Nota: (-): No determinado.

Cuadro 32. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, durante el mes de agosto de 2009.

	Sitio de muestra	Recuento Total Aeróbicos	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	<i>E.Coli</i>	<i>Salmonella</i>	Norma
1	<i>Jaibalito</i>	11,500	1100	120	93	10	FN
2	<i>San Pedro</i>	9,800	1300	460	93	25	FN
3	<i>Santiago</i>	12,000	2400	1100	150	2	FN
4	<i>Río San Francisco</i>	18,000	>2400	1100	460	40	FN
5	<i>Centro Lago</i>	3000	15	11	7	0	
6	<i>Tzanpetey</i>	12,000	4800	1300	150	2	FN
7	<i>Río Quiscab</i>	15,000	1200	460	93	5	FN
8	<i>San Buenaventura</i>	14,000	>2400	2400	1,100	14	FN
9	<i>Santa Catarina</i>	18,000	4800	1100	460	5	FN
10	<i>San Lucas Tolimán</i>	17,000	>2400	>2400	1100	30	FN
11	<i>Bahía San Juan, San Pablo, San Pedro</i>	12,000	1,200	150	75	1	FN

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

FN: Fuera de Norma, para agua de consumo humano.

Cuadro 33. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, el 7 de octubre de 2009.

	SITIO DE MUESTRA	Recuento total Aeróbicos	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	<i>E.Coli</i>	<i>Salmonella</i>	Norma
1	<i>Centro del Lago</i>	300	<3	<3	<3	0	DN
2	<i>Jaibalito</i>	7,000	150	75	20	0	FN
3	<i>Río Quiscab</i>	12,000	1100	460	64	0	FN
4	<i>San Buenaventura</i>	<32,000	>2400	>2400	1100	30	FN

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

FN: Fuera de Norma, para agua de consumo humano.

Cuadro 34. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, el 27 de octubre de 2009.

	Sitio de muestra	Recuento Total Aeróbicos / ml	Coliformes Totales /mL	Coliformes Fecales /ml	<i>Escherichia coli</i> /ml	<i>Salmonella</i> ml	Norma
1	<i>Tzanpetey</i>	18,000	>2400	>2400	1100	0	FN
2	<i>Santa Catarina</i>	21,000	>2400	>2400	1100	3	FN
3	<i>San Buenaventura</i>	16,000	120	120	43	0	FN
4	<i>Centro Lago</i>	6,000	64	64	43	0	FN
5	<i>Río San Francisco</i>	56,000	460	240	240	5	FN
6	<i>Bahía San Juan, San Pedro, Pan Pablo</i>	11,000	210	210	150	2	FN
7	<i>Jaibalito</i>	12,000	150	150	93	3	FN
8	<i>San Pedro</i>	9,800	64	43	15	0	FN
9	<i>Río Quiscab</i>	29,000	93	93	11	0	FN
10	<i>San Lucas Tolimán</i>	27,000	460	240	240	4	FN
11	<i>Santiago</i>	26,000	150	120	93	2	FN

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Cuadro 35. Géneros de fitoplancton encontrados en muestras de agua colectadas en 5 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, el 7 de octubre de 2009.

Sitio de muestreo/Género de Fitoplancton	<i>Anacystis</i>	<i>Golenkinia</i>	<i>Lyngbia</i>	<i>Melosira</i>	<i>Merismopedia</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Navicula</i>	<i>Phorphyra</i>	<i>Staurastrum</i>	<i>Sphaerocystis</i>	<i>Synedra</i>
1 <i>San Buenaventura</i>											
2 <i>Río Quiscab</i>											
3 <i>Centro del lago</i>											
4 <i>Jaibalito</i>											
11 <i>Río San Francisco</i>											

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Las casillas marcadas con color gris, muestran la presencia del género de fitoplancton indicada en la parte superior del cuadro.

Cuadro 36. Géneros de fitoplancton encontrados en muestras de agua colectadas en 5 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, el 27 de octubre de 2009.

	Sitio de muestreo/Fitoplancton	<i>Anacystis</i>	<i>Golenkinia</i>	<i>Lyngbia</i>	<i>Melosira</i>	<i>Merismopedia</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Navicula</i>	<i>Phorphyra</i>	<i>Staurastrum</i>	<i>Sphaerocystis</i>	<i>Synedra</i>
1	<i>San Buenaventura</i>											
2	<i>Río Quiscab</i>											
3	<i>Centro del lago</i>											
4	<i>Jaibalito</i>											
5	<i>Bahia San Juan, Pedro y Pablo</i>											
6	<i>San Pedro</i>											
7	<i>Santiago</i>											
8	<i>San Lucas Tolimán</i>											
9	<i>Tzanpetey</i>											
10	<i>Santa Catarina</i>											
11	<i>Río San Francisco</i>											

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Las casillas marcadas con color gris, muestran la presencia del género de fitoplancton indicada en la parte superior del cuadro.

VII. Discusión

VII.1 Parámetros de campo

VII.1.1 Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH afecta las formas químicas y los impactos ambientales de muchos compuestos químicos en el agua. Por ejemplo, en el caso de los metales, estos pueden disolverse como iones a bajos valores de pH y precipitar como hidróxidos y óxidos a valores de pH más altos, y redisolverse de nuevo a valores de pH muy elevados. Otra forma en que puede afectar a la ecología acuática es en el caso del equilibrio amonio-amoniaco, desplazándolo a la forma amoniaco, tóxica a los peces, a valores altos. En el estudio se encontró que el agua del Lago Atitlán es alcalina, mostrando valores promedio superiores a pH de 8.0 en todos los muestreos, con un máximo en el muestreo efectuado en julio, con pH de 8.94 y un mínimo promedio en octubre con 8.38 (Cuadro 2). Entre los sitios de muestreo, el sitio en la Bahía de San Juan, San Pedro y San Pablo mostró el máximo valor promedio para los cuatro muestreos con un pH de 8.82, mientras el mínimo se observó en Santiago con 8.36 (cuadro 2). Los resultados de pH indican que por mantenerse ligeramente básico, el mismo favorece la precipitación de fosfatos, lo cual favorecería también la precipitación de metales.

VII.1.2 Temperatura

En el cuadro 3 se presentan los resultados de temperatura obtenidos en los cuatro muestreos efectuados. La temperatura es un parámetro fisicoquímico muy importante para la ecología acuática, ya que la solubilidad de los gases como el oxígeno y el dióxido de carbono, que juegan un papel muy importante para la vida acuática, depende de la temperatura, disminuyendo conforme la temperatura se incrementa. El metabolismo de peces y plantas también depende de la temperatura del agua, así como el equilibrio de especies químicas importantes, como el amoniaco, el cianuro de hidrógeno y el sulfuro de hidrógeno. En el presente estudio se observó que el máximo de temperatura promedio para todo los sitios de muestreo en octubre, con 24.0°C, siendo precisamente el mes en que ocurrió una floración extensiva de cianobacterias en el lago de Atitlán. El mínimo de temperatura del agua se observó en marzo con 21.61°C. En cuanto a los sitios de muestreo, la temperatura promedio para los cuatro muestreos varió entre 22.57°C para San Lucas Tolimán y 23.61°C para Santa Catarina. El valor máximo puntual fue observado en San Pedro en octubre con 24.89°C. Los resultados de temperatura indican que entre marzo y octubre, la temperatura oscila entre 21.61°C y 24°C, es decir, una variación ligeramente superior a 2.0°C, siendo una temperatura propia de lagos templados, sin embargo, el incremento observado en octubre podría favorecer la floración de cianobacterias en conjunto con otras variables fisicoquímicas, como las concentraciones de nutrientes, el pH, la disponibilidad de luz, entre otros.

VII.1.3 Conductividad

La conductividad es una medida de los iones presentes en el agua. En el caso del presente estudio se observó la mayor conductividad promedio en marzo, con un valor de 483 uS/cm, y la menor en octubre con 432 uS/cm, lo que parece indicar que existe una dilución de los iones disueltos en la época lluviosa (Cuadro 4). El sitio que presentó el mayor valor promedio durante los cuatro muestreos fue el de Santiago con 474 uS/cm y el menor fue Panajachel con 451 uS/cm. Los resultados indican que la conductividad del agua del lago es bastante homogénea en todos los sitios.

VII.1.4 Oxígeno Disuelto

Los cuadros 5 y 6 presentan los resultados de oxígeno disuelto expresados en porcentaje y en unidades de concentración (mg/L). El oxígeno disuelto es vital para la supervivencia de los peces y otras formas de vida acuática. El oxígeno disuelve muchos compuestos que ocasionan olores y sabores desagradables en el agua. El oxígeno se disuelve en la superficie del agua a partir de difusión desde la atmósfera, principalmente, y a partir de la fotosíntesis de las plantas acuáticas. Valores entre 5.0 y 8.0 mg/L son aptos para la vida acuática, necesitando los peces niveles de al menos 5-6 mg/L para crecer y reproducirse, a valores de 3-4 mg/L los peces dejan de alimentarse y mueren a valores menores a 1 mg/L. Valores de oxígeno disuelto entre 4.5 y 6 mg/L son indicios de contaminación moderada, 4.0 y 4.5 mg/L de agua moderadamente contaminada, de 4.0-4.5 mg/L agua altamente contaminada y concentraciones menores a 4.0 mg/L corresponden a agua severamente contaminadas (Weiner, 2008).

En el presente estudio se encontraron buenos niveles de oxigenación del agua superficial en los meses de agosto y octubre, propiciada por los vientos que soplan en esos meses, con concentraciones promedio de 8.70 mg/L en agosto y 8.03 mg/L y porcentajes de saturación superiores a 100%, en octubre (Cuadros 5 y 6). En marzo y julio se encontraron niveles de oxígeno en el borde de lo aceptable como apropiado para la vida acuática, con un promedio de 5.47 mg/L en marzo y 5.83 mg/L en julio, con valores menores de 5.03 y 5.18 mg/L en San Buenaventura y Centro del Lago, respectivamente en marzo, y de 4.62, 4.86 y 4.92 mg/L en San Buenaventura, Quiskab y Centro del Lago, respectivamente, en julio. En cuanto a los sitios que presentaron la menor concentración promedio de oxígeno disuelto fueron San Buenaventura (6.41 mg/L), centro del Lago (6.77 mg/L) y Jaibalito (6.68 mg/L). En general, se puede considerar que la oxigenación del agua superficial en el Lago de Atitlán es buena, con excepción del sitio San Buenaventura que presenta los menores valores de oxígeno disuelto, con valores cerca del borde para la vida de los peces.

VII.1.5 Penetración de la Luz

El grado de penetración de la luz en el agua está determinado por el tipo y cantidad de materia suspendida y materia disuelta en el agua. Las medidas de la cantidad de luz disponible a través de la columna de agua son importantes para identificar las zonas

capaces de sostener actividad fotosintética. Esta es la región en donde se lleva a cabo la producción primaria y muestra un efecto marcado sobre la actividad metabólica que se desarrolla en todo el cuerpo de agua. Es una medida muy empleada en estudios limnológicos, que se encuentra muy afectada por las floraciones algales. En el estudio se encontró que la penetración de la luz fue mayor durante el mes de marzo (9.9m), época no lluviosa, mientras que para los meses de agosto (8.0 m) y octubre (8.0m) disminuye en por lo menos un metro y medio la visibilidad del disco de Secchi. El sitio que presenta en general la mayor profundidad durante todos los muestreos es el centro del lago con un promedio de 11.5m, siendo el lugar que durante tres muestreos presentó la mayor visibilidad. Los otros lugares que presentaron alta visibilidad fueron Santa Catarina con 12.7 m, durante el mes de marzo, Tzan Petey con 11.3, 9.6 y 11.0 metros, durante el mes de julio, agosto y octubre respectivamente. Los menores valores se presentaron en San Pedro (3.3m) durante el mes de marzo, Santiago Atitlán con 6.8 y 5.25 metros para los meses de julio y agosto respectivamente y Santa Catarina con 5.0 metros para el mes de octubre. Los valores de transparencia en lagos y embalses suelen oscilar entre 1 y 5 metros (Marín, 2003), por lo que los valores para el lago de Atitlán son mucho mayores indicando que hay poca materia en suspensión y materia orgánica disuelta, que pueda dar turbidez al agua del lago.

VII.1.6 Color Aparente

En aguas naturales de lagos y embalses, el color se debe a las sustancias que puedan estar disueltas o en suspensión, así como a la materia orgánica procedente de la descomposición de vegetales, los que proveen algunas veces coloraciones amarillentas. Suele existir una relación entre el color y el pH del agua, de manera que cuando aumenta el valor del pH, también aumenta el color del agua. Para el presente estudio se observó que durante todos los muestreos el agua permaneció de color verde esmeralda a verde claro (cuadro 8), por lo que se puede decir que no se encontraba material disuelto o en suspensión que pudiera afectar la coloración de la misma. También que el valor del pH no es suficientemente alto como para provocar disolución de hierro o manganeso que pudieran dar coloración al agua.

VII.1.7 Salinidad

La salinidad de las aguas influye en la distribución de los organismos. La salinidad es la cantidad de residuo sólido por unidad de peso de agua (mg/Kg o mg/L), y la mayor parte del residuo suele ser inorgánico. Los componentes de la salinidad pueden estar formados por elementos de proporción constante (Cloro, carbonatos y sulfatos, Ca, Mg, Na y K) y elementos de proporción variable (nitratos y fosfatos que varían de un lugar a otro y que afectan la distribución y los ciclos de los organismos). Las aguas dulces se caracterizan por tener menos de 0.36 mg/L de salinidad o 0.2mg/L de clorinidad, con un rango normal de 0 a 0.5mg/L de salinidad. En el presente estudio se puede observar en el cuadro 9, que el valor de salinidad para todo el estudio se mantiene por debajo de 0.24 mg/l con un promedio de 0.22 mg/L para todos los sitios y que durante el mes de octubre debido a la dilución (por agua de lluvia) baja la salinidad. Se puede observar que durante los muestreos realizados, la salinidad se mantuvo en un valor 0.23 mg/L

durante los meses de marzo y julio y en octubre bajó a 0.21 mg/L en todos los sitios de muestreo, lo que indica que los componentes disueltos que se encuentran en el agua permanecen constantes.

VII.1.8 Sólidos

Los resultados de los sólidos totales disueltos, sólidos totales, sólidos suspendidos y sólidos totales en el lago de Atitlán durante los cuatro muestreos se presentan en los cuadros 10, 11, 12 y 13, respectivamente. En general, el término sólidos se refiere a materia que se encuentra suspendida (sólidos insolubles) o disueltos (sólidos disueltos) en el agua. Los sólidos pueden afectar la calidad del agua de varias formas y en el caso de la vida acuática, los sólidos suspendidos pueden causar abrasión, o pueden aglomerarse en las branquias de los peces, pueden dañar el desove y reducir la fotosíntesis al bloquear la penetración de la luz solar. Por otra parte, las aguas duras, principalmente debido a las concentraciones de calcio y magnesio disueltos, reducen la toxicidad de los metales a la vida acuática.

En el caso de los sólidos disueltos totales (SDT), en aguas naturales, estos pueden incluir carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, fosfatos y sales de nitrato. La presencia de sólidos disueltos con algunos metales como hierro, cobre, manganeso y zinc pueden darle un sabor desagradable al agua. En el cuadro 10 puede observarse que los mayores valores promedio de sólidos disueltos fueron observados en marzo (242 mg/L) mientras los menores en octubre (216 mg/L), lo que se explica por la dilución que ocurre por las lluvias, durante la época lluviosa. Los valores promedio en todos los sitios para los cuatro muestreos son bastante similares, con valores entre 230 y 237 mg/L, lo cual indica que el agua del lago de Atitlán es homogénea en cuanto a sólidos disueltos. Los sólidos totales disueltos están relacionados a la conductividad, por se por lo general sustancias iónicas, lo cual se verifica en la misma tendencia a la disminución de estación seca a lluviosa. En el caso de los sólidos disueltos, cuyos resultados se presentan en el cuadro 11, se puede verificar que existe una tendencia similar a los SDT, con mayor dispersión de datos debido a la variación en el método de determinación. Se observa la disminución en los valores promedio de marzo (284 mg/L) a octubre (273 mg/L).

En el caso de los sólidos suspendidos, puede observarse en el Cuadro 12, que hubo un incremento en octubre (14 mg/L) por causa de la floración extensiva de cianobacterias en la superficie total del Lago de Atitlán, en comparación con los valores observados en los otros muestreos (2, 0.5 y 4 mg/L, en los meses de marzo, julio y agosto). Este incremento observado en octubre, puede afectar a la vida acuática por bloqueo de la luz solar, independientemente de la posible toxicidad que pueda presentar la cianobacteria.

Los resultados de los sólidos totales se presentan en el Cuadro 13. Los sólidos totales son los sólidos remanentes luego de evaporar el agua de una muestra no filtrada. Incluye los sólidos que pueden separarse por filtración (sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales), por lo que dan información de la totalidad de materia presente

en el agua. En el caso del presente estudio, los mayores valores promedio para todos los sitios de muestreo se observaron en julio y octubre, con 289 mg/L, no habiéndose observado variaciones entre las estaciones seca y lluviosa, debido al incremento de los sólidos por la floración de la cianobacteria en octubre, que incremento el material sólidos en el agua. No se observan diferencias marcadas en los niveles de sólidos totales en los diferentes sitios del lago de Atitlán, lo que revela la homogeneidad del lago para parámetros fisicoquímicos generales.

VII.2 Niveles de nutrientes y situación de la contaminación del Lago de Atitlán

Los nutrientes en ecosistemas acuáticos están constituidos por compuestos de nitrógeno, fósforo y carbono principalmente, y su función es proporcionar energía y soporte estructural a los seres vivos. Entre estos, los compuestos de fósforo y nitrógeno son de gran importancia, ya que la productividad depende de sus concentraciones. El Lago de Atitlán se ha caracterizado en las pasadas décadas por ser un lago oligotrófico, es decir, por presentar niveles bajos de nutrientes y otras características fisicoquímicas, que causan niveles de productividad primaria bajos. Un incremento en los niveles de nutrientes puede ser responsable de acelerar el proceso de eutrofización de los cuerpos de agua, lo que puede conllevar a situaciones indeseables desde el punto de vista de la calidad ambiental, cuando los niveles de contaminación son muy elevados.

En la última década, los niveles de contaminación en el Lago de Atitlán han sufrido un notable incremento, debido al crecimiento de la población y la proliferación, que carecen de tratamiento de aguas residuales, provocando descargas de altos niveles de nutrientes al lago. Así mismo, la deforestación y el uso indiscriminado de fertilizantes provocan el aumento de los niveles de nutrientes debido a la escorrentía en la estación de lluvias. Por otra parte, en el año 2005 la tormenta tropical Stan golpeó de lleno el área de la cuenca del Lago de Atitlán, provocando cambios drásticos en la calidad del agua del lago, al haber arrastrado toneladas de suelo. Esto pudo haber ocasionado alteraciones en la ecología del lago y contribuido, además de la contaminación, al brote de la cianobacteria del género *Lyngbya* que ha afectado al Lago en los últimos dos años.

En la presente sección se discuten los niveles de nutrientes de fósforo y nitrógeno encontrados en el Lago de Atitlán durante los cuatro muestreos realizados en 2009.

VII.2.1 Compuestos de nitrógeno

El nitrógeno en el agua de lagos, ríos y embalses, está distribuido en compuestos orgánicos e inorgánicos, a cuya suma se le denomina nitrógeno total. Una fracción de este nitrógeno, orgánico en su mayoría, se encuentra en el material sólido (material particulado), que se encuentra en los sedimentos y en los sólidos en suspensión. Las especies de nitrógeno inorgánico son las más importantes desde el punto de vista de la

productividad de los lagos, ya que representan las formas más asequibles para ingresar a la cadena trófica, especialmente el nitrógeno de nitratos.

VII.2.1.1 Nitrógeno de nitritos y de nitratos

El amonio y otros compuestos de nitrógeno tienden a oxidarse a nitritos y nitratos en aguas naturales, por mediación de las bacterias aeróbicas. Así, todas las especies orgánicas de nitrógeno son una fuente potencial para la formación de nitratos, los cuales representan la forma más asequible para su ingreso a la cadena trófica, a través de las plantas y fitoplancton. En las aguas con niveles altos de oxígeno, el nitrito es rápidamente oxidado a nitrato. Ambas formas de nitrógeno son bastante móviles en los ambientes acuáticos, ya que no se adsorben en el material particulado. Las concentraciones de nitrógeno de nitritos son bajas por lo general en las aguas superficiales oxigenadas. En cuanto a la salud humana, se considera que son peligrosas las concentraciones de nitratos o nitritos superiores a 10 mg/L en el agua de consumo humano. Valores típicos para los límites máximos de nitratos son de 100 mg/L de nitrógeno de nitratos y 10 mg/L de nitrógeno de nitritos para aguas para uso agrícola, mientras que para consumo humano son de 10 mg/L de nitrógeno de nitratos y 1.0 mg/L de nitrógeno de nitritos. Los niveles de nitratos son importantes en el agua de consumo humano debido a que los nitratos pueden ser reducidos a nitritos en la saliva y en el tracto intestinal de niños menores de seis meses, produciendo metahemoglobina al oxidar el hierro de la hemoglobina en la sangre. En vista que se encontraron resultados normales de oxígeno disuelto en el agua superficial del Lago de Atitlán, es normal que se encuentren niveles bajos de nitritos.

En el cuadro 14 se presentan los resultados de nitrógeno de nitritos, en los cuales puede apreciarse que en ningún caso se superaron los límites de nitritos, siendo en casi su totalidad, menores a 0.010 mg/L, con excepción del nivel encontrado en Panajachel en agosto (0.056 mg/L), que correspondió al sitio más contaminado por nitritos entre los sitios de muestreo. Así, el Lago de Atitlán no presenta contaminación importante por nitritos.

En el cuadro 15 se presentan los resultados de nitrógeno de nitratos encontrados en el Lago de Atitlán. Los niveles de nitratos durante los primeros tres meses pueden considerarse bajos, con medias de 0.0311 mg/L, 0.0349 mg/L y 0.0303 mg/L de nitrógeno de nitratos en marzo, julio y agosto, respectivamente. En octubre se observó un incremento en la concentración de nitratos, tanto en la primera fase del muestreo, en que se analizaron muestras de cuatro sitios (0.0471 mg/L), como en la segunda fase, en que se analizaron todos los sitios (0.0755 mg/L), incremento que se observó en forma simultánea con el brote de la cianobacteria del género *Lyngbya* observado desde ese mes. Como puede verse en los resultados, en casi todos los sitios los niveles de nitrógeno de nitratos fueron superiores a 0.05 mg/L, lo cual tiene como consecuencias ecológicas el incremento de la productividad primaria. Normalmente el fósforo es el que se considera nutriente limitante, sin embargo, como puede verse en la sección correspondiente, se encontró que en la situación actual del Lago de Atitlán, el nitrógeno es el nutriente limitante, lo que explicaría una de las causas del

floreCIMIENTO de la cianobacteria en octubre, al incrementarse los niveles de nitrógeno de nitratos.

En cuanto a los sitios de muestreo, la Bahía de San Juan, San Pedro y San Pablo presentó la mayor concentración promedio (0.0509 mg/L), seguido por Tzan Petey y Santa Catarina, con 0.0471 y 0.0467 mg/, respectivamente.

VII.2.1.2 Nitrógeno de amonio

El amoníaco se comporta en el agua como una base, incrementando el pH por la generación de iones OH⁻ en el medio, debido al equilibrio que se establece entre la forma amonio (NH₄⁺) y la forma amoníaco (NH₃). La concentración de iones OH⁻ producidos por el amonio depende del pH y de la temperatura. A niveles de pH elevados, la forma amoníaco (NH₃) es favorecida, lo cual representa un riesgo para la vida acuática conforme se incrementa el pH, ya que el amoníaco es tóxico para los peces. En el Cuadro 16 se presentan los resultados de nitrógeno de amonio, que incluyen la sumatoria del amonio y amoníaco, expresados como amonio.

Niveles de nitrógeno de amoníaco superiores a 0.5 mg/L son tóxicos para los peces. La mayoría de límites para nitrógeno de amoníaco, se basan en 0.02 mg/L para cuerpos de agua fría, y 0.06 mg/L para cuerpos de agua templada, mientras que para agua doméstica los límites se basan en un nivel de 0.05 mg/L de nitrógeno de amonio (sumatoria de nitrógeno de amonio y de amoníaco). En el presente estudio se encontraron niveles elevados de nitrógeno de amonio en los meses de marzo (0.058 mg/L), julio (0.053 mg/L) y octubre (0.069 mg/L), superiores a los criterios para aguas naturales y para agua doméstica, lo cual revela contaminación reciente, posiblemente provocada por la descarga de aguas residuales como puede constatarse por los sitios más contaminados, Panajachel (0.069 mg/L), Santiago Atitlán (0.080 mg/L) y San Buenaventura (0.067 mg/L), que pueden representar un riesgo toxicológico para los organismos acuáticos. El valor más alto de nitrógeno de amonio se observó en Panajachel en octubre, con un nivel de 0.129 mg/L, que es más de dos veces mayor que los niveles recomendados para agua doméstica.

VII.2.1.3 Nitrógeno total

El nitrógeno total corresponde a la sumatoria del nitrógeno de especies inorgánicas y orgánicas presentes en el agua, por lo que proporciona información sobre la carga total de nitrógeno disponible en un momento dado y que forma parte del ciclo de dicho elemento en un cuerpo de agua. El nitrógeno total es un parámetro importante para el establecimiento de límites para descargas de aguas residuales, además de proporcionar información sobre el nutriente limitante en un lago.

En el cuadro 17 se presentan los resultados de nitrógeno total en los diferentes sitios de muestreo, durante 2009. Los niveles de nitrógeno total son menores a 0.5 mg/L en todos los sitios de muestreo, lo cual indica que no hay una contaminación muy elevada por nitrógeno en el lago. Los niveles promedio de nitrógeno total más elevados por sitio de muestreo se encontraron en Tzan Petey, San Pedro, Santiago Atitlán y Santa

Catarina, con niveles alrededor de 0.20 mg/L. Por muestreos, los niveles de nitrógeno total más elevados se encontraron en julio con un promedio de 0.235 mg/L, que fue también el mes en que se observó el nivel más alto de nitrógeno total para un sitio de muestreo, con 0.277 mg/L en el Río Quiskab.

VII.2.2 Compuestos de fósforo

Las concentraciones de fósforo disuelto se encuentran por lo general en el rango de 0.01-0.1 mg/L, excediendo pocas veces a 0.2 mg/L (Weiner, 2007). El comportamiento del fósforo en ambientes acuáticos es básicamente gobernado por la baja solubilidad de la mayoría de sus compuestos orgánicos, su adsorción a partículas de suelo y el hecho que es un nutriente esencial para la mayor parte de las formas de vida. Debido a la baja solubilidad de sus compuestos, el fósforo es por lo general el nutriente limitante en aguas naturales. La concentración de fósforo disuelto es frecuentemente suficientemente baja para limitar el crecimiento de algas. Por otro lado, al ser un elemento esencial para el metabolismo, el fósforo se encuentra presente siempre en los desechos animales y en las aguas residuales. Las concentraciones elevadas de fósforo en las descargas de aguas residuales son con frecuencia una de las principales causas del florecimiento de algas y otros precursores de procesos de eutrofización (Weiner, 2007). En aguas superficiales las concentraciones de fósforo son influidas por los sedimentos, los cuales sirven como reservorio para el fósforo precipitado y adsorbido. El intercambio entre fósforo disuelto y fósforo adsorbido, mediado por bacterias juega un rol importante en la disponibilidad del fósforo para las algas y los procesos de eutrofización. Se considera que el fondo natural de fósforo total disuelto es de alrededor de 0.025 mg/L de fósforo, mientras que para los fosfatos se considera que el nivel natural es de 0.01 mg/L. La solubilidad de los fosfatos se incrementa a valores de pH bajos y disminuye a valores altos de pH.

El Cuadro 19 presenta los resultados de fósforo total del presente estudio. Las concentraciones de fósforo total son elevadas y demuestran el deterioro que ha sufrido la calidad del agua del Lago de Atitlán en los últimos años, al observarse valores de fósforo total superiores a 0.03 mg/L que es el valor superior de los lagos mesoeutróficos. Algunos sitios presentaron concentraciones superiores a 0.1 mg/L que corresponde al límite superior para lagos eupolitróficos. Estas concentraciones son elevadas de manera que facilitan el florecimiento de algas y cianobacterias, así como trasladan la categoría de nutriente limitante al nitrógeno, en el Lago de Atitlán. Al igual que para el nitrógeno, para el fósforo total se observó un incremento notable en octubre, alcanzándose un promedio de 0.1537 mg/L para todos los sitios de muestreo.

En cuanto a los sitios más contaminados, el sitio en Panajachel puede considerarse como el sitio más contaminado por fósforo, al haberse encontrado una concentración promedio de 0.097 mg/L de fósforo total. El nivel más alto de fósforo total fue encontrado en octubre en el centro del lago, lo cual influye también para que el centro del lago presente el valor promedio más alto para este parámetro (0.136mg/L), sin embargo, se considera que este valor se debió a la fuerte carga de cianobacteria que se encontró en el centro del lago durante la segunda fase del muestreo de octubre.

San Buenaventura, la Bahía de San Juan, San Pedro y San Pablo también presentaron elevadas concentraciones de fósforo total (0.089 y 0.081 mg/L, respectivamente). En cuanto a los meses de muestreo, en todos los meses las concentraciones de fósforo total fueron elevadas, indicando que durante todo el año la descarga de fósforo al lago es importante.

En el cuadro 18 se presentan los niveles de fósforo de fosfatos. En vista que los niveles de fósforo de fosfatos para que puedan ocurrir florecimientos algales, pueden ser tan bajos como 0.01-0.005 mg/L, y por lo general de alrededor de 0.05 mg/L, puede considerarse que los niveles promedio observados en todos los sitios pueden ser detonantes para que ocurran los florecimientos algales. En la segunda fase del muestreo de octubre, se observó una disminución en los valores de fósforo de fosfatos, lo cual se atribuye a la alta concentración de cianobacterias en el agua superficial, que en el momento del muestreo habría consumido la mayor parte del fósforo inorgánico, ya que el fósforo consumido por la cianobacteria, no se detecta, al analizarse los fosfatos en el agua filtrada. Panajachel (Río San Francisco) y Santiago Atitlán son los sitios de muestreo que presentan los mayores niveles de fosfatos (0.0395 y 0.0325 mg/L de fósforo de fosfatos, respectivamente). En los meses de marzo, julio y agosto se encontraron niveles promedio de fósforo de fosfatos con poca variación, siendo mayores en marzo, debido probablemente a la escasez de lluvias que disminuye la escorrentía.

VII.2.2.1 Relación Nitrógeno-Fósforo y estado trófico del lago

En el cuadro 20 se pueden observar los valores de los cocientes N-total/P-total para todos los sitios de muestreo durante los cuatro meses de estudio. En casi todos los lagos el fósforo es el nutriente limitante, lo que significa que para que haya un mayor crecimiento de fitoplancton es necesario que se den incrementos en las concentraciones de fósforo. Así, cocientes menores a 13 indican que el nitrógeno es el nutriente limitante, cocientes de N/P entre 13 y 21 indican que existe un balance y que los dos nutrientes regulan por igual los crecimientos algales, mientras que valores superiores a 21 indican que el fósforo es el nutriente limitante (Weiner, 2007). Algunos autores consideran como 14 el límite, siendo el nitrógeno el nutriente limitante a valores inferiores y el fósforo a valores superiores. En el caso del lago de Atitlán, la totalidad de los cocientes son muy inferiores a 13, lo cual indica que el nitrógeno es el nutriente limitante y da una idea de la alteración que ha sufrido la calidad del agua debido a las elevadas descargas de fósforo, ya que los valores de fósforo actuales exceden grandemente los valores naturales. Esta distorsión es parte de las causas del florecimiento de cianobacterias, ya que valores bajos de N/P favorecen este tipo de florecimientos (Weiner, 2007). Esta distorsión tiene sus causas en la descarga de aguas residuales, el uso no controlado de fertilizantes y detergentes en la cuenca, además de considerarse que la tormenta tropical Stan alteró también notablemente la integridad ecológica del Lago de Atitlán.

VII.3 Sulfatos

Los resultados de sulfatos en el Lago de Atitlán se presentan en el Cuadro 21. El anión sulfato es la forma oxidada del azufre. Los minerales de sulfato se encuentran distribuidos ampliamente en la naturaleza, siendo la mayor parte de los compuestos de sulfato fácilmente solubles en agua, con excepción de los sulfatos de calcio y plata, que son moderadamente solubles, y los sulfatos de bario, mercurio, plomo y estroncio que son insolubles. Casi todas las aguas naturales contienen aniones sulfato, que se encuentra comúnmente como un componente prominente de las aguas no contaminadas y está incluido entre los seis mayores iones de las aguas superficiales (junto con Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , Cl^- , HCO_3^{-2}). Los sulfatos sirven como fuente de oxígeno para las bacterias y bajo condiciones anaeróbicas, las bacterias reductoras de sulfatos lo reducen a H_2S , precipitado como sales insolubles, o incorporado en organismos vivos. Esto provoca olores fétidos en aguas que reciben altos contenidos de sulfatos, especialmente provenientes de aguas residuales o en humedales. La oxidación de los sulfuros retorna el azufre a la forma sulfato.

En el presente estudio no se encontraron variaciones importantes de la concentración de sulfatos entre los cuatro muestreos realizados ni entre los diferentes sitios de muestreo. El máximo valor promedio de sulfatos por muestreo fue observado en octubre (36 mg/L) y el menor en agosto (31 mg/L). El sitio que presentó la mayor concentración promedio de sulfatos en los cuatro muestreos fue San Buenaventura (38 mg/L) y la menor concentración promedio, fue observada en Santiago (32 mg/L), valores muy por debajo que los niveles de 250 mg/L que se considera que es la concentración mínima detectable para sulfatos, que por otra parte, se considera una sustancia no tóxica para la vida acuática.

VII.4 Metales

Los metales Zn, Cd, Pb, Cu y As fueron analizados en plantas acuáticas, muestras de la cianobacteria en floración en octubre de 2009 y en sedimentos del Lago de Atitlán. De estos metales, el Cd, el Pb y el As presentan elevada toxicidad para los organismos acuáticos y para el ser humano.

VII.4.1 Metales en plantas acuáticas:

En el cuadro 22 se presentan los resultados de los metales en muestras de siete especímenes de la planta acuática *Potamogeton pectinatus*, colectadas en tres diferentes muestreos (marzo, julio y octubre). El metal que se encontró en mayor concentración fue el Zn, con concentraciones entre 610 ug/g para un espécimen colectado en octubre y 42,744 ug/g para un espécimen colectado en marzo. En el caso del Cd, metal altamente tóxico, se encontró una concentración mínima de 15 ug/g en un espécimen colectado en San Juan la Laguna en marzo y la mayor concentración de 466 ug/L en otro espécimen colectado en San Juan la Laguna en marzo. Este mismo espécimen presentó los mayores niveles de Pb (321 ug/g) y de Cu (748 ug/g), indicando que ha concentrado estos metales a lo largo del tiempo. El valor mínimo de

Pb se observó en un espécimen de San Marcos la Laguna en octubre (46 ug/g) mientras que para Cu el valor mínimo observado fue de 332 ug/g, para un espécimen colectado en Santiago Atitlán, en marzo. En el caso del As, un espécimen colectado en San Pedro, Playa Chuesnaí, en octubre, presentó la mayor concentración (140 ug/g), mientras que la menor se encontró en un espécimen colectado en Santa Catarina Palopó. La amplia dispersión de las concentraciones de metales en especímenes colectados en diferentes sitios, indican que los metales no están distribuidos homogéneamente en el Lago de Atitlán, lo cual puede deberse a descargas con diferentes niveles de metales o a diferencias en la composición del suelo en la cuenca.

El Cuadro 23 presenta los resultados de metales en tres especímenes de la planta acuática *Egeria densa*, colectados en marzo (un espécimen) y en octubre (dos especímenes). El Zn, fue analizado únicamente en el espécimen colectado en octubre, y al igual que para la planta que en las otras plantas acuáticas, es el metal encontrado en mayor concentración (2,513 ug/g). Los niveles de Cd oscilaron entre 7 ug/g, para el espécimen colectado en Panajachel en octubre, y 60 ug/g para un espécimen colectado en Santiago Atitlán en octubre. En el caso del Pb, se analizaron solo los especímenes colectados en octubre, presentando concentraciones de 84 y 99 ug/g que se encuentran dentro del rango de Pb para todas las plantas. El Cu se encontró en 224 ug/g y 522 ug/g en los dos especímenes colectados en octubre, con niveles similares a los encontrados en la planta *Potamogeton pectinatus*. En el caso del As, los niveles se encontraron entre 87 y 121 ug/g, valores similares a los niveles encontrados en las otras plantas.

En el caso de la planta *Eichornia crassipes*, fueron analizados cinco ejemplares colectados en marzo (3), julio (1) y octubre (1), presentando el Zn las mayores concentraciones (2,106-3,710 ug/g) entre los metales analizados. El Cd presentó valores menores a los encontrados en otras plantas acuáticas (13-23 ug/g), mientras que el Pb presentó concentraciones entre 121 ug/g y 224 ug/g, dentro del rango encontrado en las otras plantas analizadas. En el caso del Cu, se encontraron concentraciones entre 121 y 392 ug/g, dentro del rango para todas las plantas. Para el As, se encontraron concentraciones entre 26 ug/g para el espécimen colectado en Santiago en marzo y 296 ug/g para la muestra colectada en San Pedro la Laguna en julio.

En el Cuadro 25 se presentan los resultados de metales en la planta *Hydrilla* sp., para la cual se colectaron cuatro ejemplares, dos en julio y dos en octubre, en cuatro diferentes sitios de muestreo. El metal que presentó las mayores concentraciones fue el Zn, con concentraciones de 3,692 y 4,968 ug/g para los dos especímenes analizados, colectados en Santiago y San Juan, en julio y octubre, respectivamente. El Cd se encontró en concentraciones de 74 y 87 ug/g, para especímenes colectados en San Pedro y Santiago, en marzo. En el caso del Pb, las concentraciones se encontraron entre 157 y 317 ug/g, para los especímenes de San Juan colectados en octubre y de San Pedro, colectados en julio, respectivamente. El Cu fue encontrado en concentraciones entre 209 y 458 ug/g, similar a los valores encontrados en las otras plantas analizadas.

Los resultados de metales en la planta *Thypha dominguensis* se encuentran en el Cuadro 26. Nueve especímenes fueron colectados en marzo (2), julio (2) y octubre (5). El Zn fue analizado en una única muestra, correspondiente a San Pedro La Laguna en julio, presentando una concentración de 998 ug/g, mientras que el Cd fue analizado en otra muestra de la misma localidad presentando una concentración de 5 ug/g, siendo el resultado más bajo de Cd para todas las muestras de plantas. El Pb fue analizado en dos muestras, una correspondiente a San Pedro la Laguna en julio, que presentó 85 ug/g, y otra correspondiente a San Lucas Tolimán, en octubre, que presentó 12,971 ug/g, siendo esta la concentración más alta de Pb encontrada en todas las muestras de plantas analizadas. El Cu se encontró en un rango de 223-351 ug/g, en muestras correspondientes a San Pedro la Laguna en julio y a San Juan la Laguna en marzo, respectivamente. El As, fue analizado en 8 especímenes, encontrándose en un rango de 7 a 84 ug/g y una muestra en que no fue encontrado (Bahía Ibargüen, en octubre).

El Cuadro 27 presenta los resultados de metales en la planta *Urticularia gilbba*, para la cual se colectaron cinco especímenes, tres en marzo, uno en julio y otro en octubre de 2009. El Zn fue analizado únicamente en un espécimen colectado en San Lucas Tolimán en octubre, presentando una concentración de 635 ug/g. El Cd se analizó en tres muestras colectadas en San Juan la Laguna en marzo, Santiago Atitlán en marzo, y San Lucas Tolimán en octubre, encontrándose en concentraciones de 136, 403 y 20 ug/g, respectivamente, valores que se encuentran dentro del rango para todas las plantas analizadas, aunque el valor encontrado en San Lucas es bajo. El Pb fue analizado en un solo espécimen colectado en Santiago Atitlán en marzo, presentando una concentración de 180 ug/g, dentro del rango para todas las plantas analizadas. En cuanto al As, este se analizó entres especímenes colectados en San Juan la Laguna en marzo, en Santiago Atitlán en marzo y en San Lucas Tolimán en octubre, presentando concentraciones de 38, 320 y 52 ug/g, respectivamente.

En general no se encontró que las diferentes especies de plantas acuáticas analizadas presenten mayor acumulación de metales específicos, sin embargo, si se encontró que existe bioacumulación, al compararse con los resultados encontrados en sedimentos.

VII.4.2 Análisis de arsénico en cianobacterias

Se analizó As en tres muestras de la biomasa producto de la floración de cianobacterias ocurrida en octubre de 2009 fueron analizadas. Una muestra colectada en el centro del lago presentó una concentración de 0.248 ug/g en peso seco, mientras que las muestras colectadas en San Buenaventura y San Pedro, presentaron concentraciones de 2.013 y 11.679 ug/g respectivamente, que son sitios cercanos a la orilla del lago.

VII.4.3 Análisis de metales en sedimentos

En el cuadro 29 se presentan los resultados de los análisis de metales en sedimentos del Lago de Atitlán. Se analizaron los metales Zn, Cd, Pb y Cu, en sedimentos del sitio

San Juan la Laguna, encontrándose variabilidad en los resultados. Así, en el caso del Zn, una muestra de sedimentos presentó 285 ug/g y otra 1,325 ug/g. Comparando las concentraciones de Zn en las plantas acuáticas, superiores a estos valores, indicarían que las plantas concentran Zn. El Cd fue analizado en dos muestras de sedimentos, presentando concentraciones de 134 y 227 ug/g, mientras que el Pb fue analizado en las tres muestras de sedimento colectadas, presentando concentraciones de 47, 134 y 360 ug/g. El Cu se analizó en dos muestras de sedimento presentando concentraciones de 117 y 571 ug/g. La muestra identificada como "sedimento 1" fue la que presentó las mayores concentraciones de metales, con excepción del Zn, lo que podría deberse a la descarga de aguas residuales en el sitio de muestreo.

VII.5 Microbiología del lago de Atitlán

Las características biológicas y microbiológicas de un agua están definidas por las poblaciones acuáticas que albergan y que afectan significativamente su calidad. Algunos de los microorganismos acuáticos pueden afectar la salud humana, provocando enfermedades gastrointestinales. Algunos de los microorganismos más numerosos existentes en las aguas son: bacterias, cianofíceas, hongos, protozoos, algas y virus.

VII.5.1 Análisis microbiológico del agua del lago de Atitlán

De los resultados de los análisis microbiológicos obtenidos se pueden establecer algunas tendencias en cuanto a las concentraciones presentadas en el lago de Atitlán.

El análisis microbiológico incluyó recuento aeróbico en placa, estimado de coliformes totales, estimado de coliformes fecales, presencia de *Escherichia coli*, *Salmonella* y fitoplancton. Se realizaron un total de cuatro muestreos en los meses de marzo, julio, agosto y octubre de 2009.

En el recuento aeróbico en placa, los puntos de muestreo que presentaron un crecimiento significativo fueron durante el mes de marzo: Santiago, Tzanpetey y río San Francisco, frente a Panajachel. Durante el mes de julio: Santa Catarina y San Pedro. En el mes de agosto: río San Francisco y Santa Catarina y durante el mes de octubre el río San Francisco tuvo un valor mucho mayor que durante los otros meses reportados. Los otros sitios que tuvieron un recuento significativo durante octubre fueron río Quiskab, San Lucas Tolimán y Santa Catarina, listados todos, en orden de mayor a menor conteo.

Los puntos que registran los resultados más elevados del estimado de coliformes totales durante los muestreos realizados fueron Tzanpetey, con valores elevados durante todos los meses. Durante el mes de marzo de 2009 presentaron valores elevados río Quiskab, San Pedro y río San Francisco, frente a Panajachel, además de Tzanpetey, todos con valores de 4,800 UFC. Durante el mes de julio de 2009, el sitio que presentó valores elevados fue San Pedro, con un valor igual a Tzanpetey (4,800 UFC). Durante el mes de agosto el sitio que presentó un valor elevado además de

Tzanpetey fue Santa Catarina y para el mes de octubre también Santa Catarina y Tzanpetey fueron los que presentaron los valores más elevados.

Los coliformes fecales son indicadores de contaminación por heces de animales de sangre caliente. Entre estos también se encuentra la contaminación humana. Los resultados del estimado de coliformes fecales presentan una tendencia similar a la presentada en los coliformes totales, siendo los mismos sitios registrados con presencia de coliformes totales. Durante el mes de marzo fueron San Pedro, Santiago, Tzanpetey y río San Francisco, frente a Panajachel. Para el mes de julio de 2009 San Buenaventura, San Pedro, Tzanpetey y Santa Catarina. Para el mes de agosto San Buenaventura y San Lucas Tolimán, y con valores más bajos Santiago, río San Francisco y Tzanpetey. Para el mes de octubre los sitios más contaminados fueron Tzanpetey y Santa Catarina.

También se realizó la determinación de *Escherichia coli* presentando la misma tendencia de contaminación que para los coliformes fecales y totales, siendo para el mes de marzo de 2009 los sitios más contaminados fueron San Pedro, Tzanpetey y río San Francisco, frente a Panajachel. Para el mes de julio los sitios más contaminados fueron San Pedro y Santa Catarina con valores más altos que para San Buenaventura y Tzanpetey, los cuales también presentaron valores significativos. Para el mes de agosto el sitio más contaminado fue San Buenaventura y San Lucas Tolimán y para el mes de octubre fueron Tzanpetey y Santa Catarina.

Se realizó la determinación de *Salmonella*, la cual estuvo presente en todos los muestreos realizados, y solo en el centro del lago no se encontró presencia.

Las muestras de agua contaminadas con parámetros microbiológicos se debe a que los sitios muestreo se encuentran cercanos a poblaciones, las cuales vierten sin algún tratamiento las aguas residuales directamente al lago.

VII.5.2 Fitoplancton

Al conjunto de microorganismos que flotan en un agua natural se le llama plancton, el cual incluye al zooplancton (plancton animal) y fitoplancton (plancton vegetal). Los principales tipos de algas que se encuentran presentes en países templados son: presencia de diatomeas (primavera), clorofitas (verano), cianofíceas (otoño). En el presente estudio se encontró, para el mes de octubre de 2009, presencia de diatomeas con los géneros *Melosira*, *Navicula* y *Synedra*. Especies de clorofitas (Chlorophyta) como *Golenkinia*, *Staurastrum* y *Sphaerocystis*. Especies de cianofíceas (Cyanophyta) como *Anacystis*, *Lyngbia*, *Merismopedia* y *Microcystis*.

En los cuadros 35 y 36 se puede observar la presencia de los géneros de fitoplancton encontrados en el agua del lago de Atitlán para el mes de octubre de 2009. En estos se aprecia que en todos los sitios de muestreo se encuentra presencia de *Lyngbia*. *Microcystis* es la especie que se encuentra en casi todos los sitios de muestreo, al igual que *Melosira*.

Durante el mes de octubre se observó un florecimiento de fitoplancton (cianobacteria *Lyngbia*), que se debe al continuo aporte de nutrimentos hacia el cuerpo de agua. Los blooms de cianobacterias son comúnmente consecuencia de eutrofización y enriquecimiento de aguas con nutrientes. Estos crecimientos de cianobacterias son estéticamente indeseables ya que alteran el color y la turbidez del agua, además de causar problemas de olor y sabor.

El fitoplancton puede utilizarse como un indicador ecológico la calidad del agua. La presencia de *Microcystis* es, en general, un indicador de contaminación orgánica, puede reproducirse intensamente y prefiere los periodos lluviosos. Este género fue encontrado en casi todos los sitios de muestreo para el mes de octubre de 2009, lo que indica que el lago presenta contaminación por materia orgánica durante esa época. El género *Microcystis* produce una hepatotoxina que es inhibidora de la fosfatasa proteica tipo 1 y 2 (Chorus & Bartram, 1999) y cuya ingestión en altas concentraciones ocasiona la muerte de animales. Puede causar efectos acumulativos crónicos, como tumores hepáticos. Durante el florecimiento de estas especies, el aspecto del agua puede provocar un rechazo para el hombre como consumidor, sin embargo los animales no hacen este tipo de distinciones, provocando intoxicaciones con cianotoxinas.

Dentro de las cianobacterias toxicas más comunes se encuentran la *Microcystis* y la *Lyngbia* las cuales han mostrado tener efectos tóxicos sobre los vertebrados y las cuales se presentan en el caso de *Lyngbia* en todos los sitios de muestreo, para el monitoreo realizado en octubre de 2009.

El género *Melosira* también es indicador de aguas contaminadas por materia orgánica. Este género aparece en casi todos los sitios de muestreo, confirmando la contaminación por materia orgánica en el lago.

Synedra vive aislada y se desplaza libremente en el agua. Se trata de especies que son bastante tolerantes a aguas con porcentajes moderados o medios de materia orgánica y, por tanto, poco exigentes con la calidad de las aguas en las que habitan. Este género se encontró en San Buenaventura, Jaibalito, Santiago, Tzanpetey y a la salida del río San Francisco, en Panajachel.

Anacystis se encuentra en aguas poco profundas o someras. Este género se encontró a la salida del río Quiscab, frente a Jaibalito, en la bahía San Juan, San Pedro y San Pablo, frente a Santiago y en Tzanpetey.

Sphaerocystis es un género común de aguas naturales, y se encuentra distribuido en una gran variedad de lagos, tanto de aguas duras como de aguas blandas. Se encuentra presente en San Buenaventura, Santiago, San Lucas y Tzanpetey.

El género *Navícula* puede hallarse cubriendo, en forma de capa de color pardo, piedras sumergidas. Algunas especies son sedimentarias. Pueden crecer en ambientes oscuros y carentes de CO₂ porque están constituidas de sustancias muy energéticas y

fácilmente digeribles. Se les conoce como especies indicadoras de aguas limpias. Este género se presentó a la salida del río Quiscab, río San Francisco, frente a Panajachel y en el centro del lago.

Staurastrum es uno de los géneros de algas mas comunes que habitan en los lagos y generalmente se presentan en aguas duras. Este está presente en San Lucas y a la salida del río San Francisco en Panajachel.

El género *Merismopedia* es frecuente en aguas contaminadas, donde pueden predominar solo en ciertas épocas ya que no se presentó durante el muestreo realizado durante los primeros días de octubre. Este se pudo observar en el sitio ubicado en la Bahía San Juan, San Pedro y San Pablo.

VIII Conclusiones

- 1) Los sitios que presentan mayor contaminación son Panajachel, San Lucas Tolimán, Santa Catarina, Santiago Atitlán, los cuales presentan los valores más altos de nutrientes, especies de nitrógeno y fósforo, lo cual va en detrimento de la calidad del agua del Lago de Atitlán.
- 2) El lago cuenta con niveles de oxígeno, pH, conductividad y transparencia, apropiados para la vida acuática.
- 3) Es importante que las municipalidades, así como los pobladores de los alrededores conozcan la situación de la calidad del lago, para que las comunidades puedan planificar programas integrales de saneamiento.
- 4) Se han encontrado altos niveles microbiológicos en el agua del lago, por lo que no se puede considerar el agua como fuente para consumo humano.
- 5) Existe contaminación por plomo, cadmio, cobre y zinc en el lago de Atitlán, con niveles variables en los diferentes sitios de muestreo.
- 6) Existe bioacumulación de metales por parte de las plantas acuáticas del Lago de Atitlán, sin presentarse tendencias claras para la bioacumulación de metales específicos por las diferentes especies.
- 7) Los sitios que presentan mayor contaminación microbiológica son Tzanpetey, Santa Catarina, San Lucas Tolimán, San Buenaventura y río San Francisco.
- 8) Las especies de fitoplancton presentes en el lago son indicadoras de la mala calidad del agua, ya que estas son especies que son tolerantes y que viven en presencia de contaminación por materia orgánica, como el caso de *Lyngbia* y *Microcystis*.
- 9) Los géneros de fitoplancton que se presentaron en la mayoría de los sitios de muestreo son *Lyngbia* y *Microcystis*, los cuales son uno de los más comunes

IX Recomendaciones

- 1) Mantener un programa de monitoreo, trimestral, para observar las tendencias y tomar las medidas preventivas y correctivas a tiempo.
- 2) El estudio del lago debe incluir la determinación de cianotoxinas producidas por las cianobacterias, para evaluar el riesgo toxicológico del agua del Lago de Atitlán para la población humana y la ecología del lago.
- 3) Autoridades municipales y sanitarias deben considerar el tratamiento y disposición de las aguas residuales así como tomar acciones en relación en el uso del suelo, así como establecer programas de planificación ambiental integrada de las cuencas.
- 4) Realizar estudios para la reforestación de la cuenca, para evaluar el tipo de vegetación adecuado, para reducir la erosión y la descarga de nutrientes al lago.
- 5) Se debe reducir el ingreso de fósforo al Lago de Atitlán, con un uso racional de fertilizantes y considerando alternativas de lavado de ropa a la orilla del lago (lavaderos comunales con tratamiento), ya que al introducir especies de fósforo se incrementa el crecimiento de algas y plantas acuáticas.

X Bibliografía

Adams, V.D. (1990) *Water & Wastewater Examination Manual*. Lewis Publishers. Michigan, USA. 247 pp.

Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR). (1999). *Resumen de Salud Pública*. ATSDR, División de Toxicología y Medicina Ambiental. www.atsdr.cdc.gov

APHA, AWWAA, WEF. (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 ed. American Public Health Association, Washington, DC. 1193pp.
Barrios, R., et. al. (1995) *50 Áreas de Interés Especial para la Conservación en Guatemala*.

Basterrechea, M., Solórzano, M., Juárez, Y., Palacios, R., Oliva, B., Aguilar, E. (1993) *Calidad del Agua del Lago de Izabal y Principales Tributarios, Informe Técnico Final*. DGEN-SEBV, Guatemala, 60pp.

Becker, G. 1983. *Fishes of Wisconsin*. Madison, WI: University of Wisconsin Press.

Boitsov, S., Mjos, S.A., Meier, S. (2007) Identification of estrogen-like alkylphenols in produced water from offshore oil installations. *Marine Environmental Research*, 64: 651-665.

Castañeda, C. (1995) *Sistemas Lacustres de Guatemala*. Ed. Universitaria, Guatemala. 196 pp.

Castellanos E. Girón de Masaya, N. Alvarez de Mejía, M. López, M. España M. 2002. *Calidad de Agua del Lago de Atitlán, Guatemala*. Universidad del Valle de Guatemala –UVG-, Asociación Vivamos Mejor, Consejo Nacional de Areas Protegidas –CONAP-, Tha Nature Conservancy –TNC-. Pp 61.

CETESB. (1990) *Implantação de Métodos para Avaliação da bioconcentração de agentes químicos em peixes. Resultados iniciais. Relatório Técnico CETESB, São Paulo*. 31 p.

Chorus I. & Bartram J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO. E&FN Spon. London and New York. 416 pp.

Clara, M., Scharf, S., Scheffknecht, C., Gans, O. (2007) Occurrence of selected surfactants in untreated and treated sewage. *Water Research*, 41: 4339-4348.

Clesceri L.S, Greenberg AE y Eaton A. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 20 ed. United States of America, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.

CONAMA (1989). Acuerdo Gubernativo 60-89. Reglamento de Requisitos Mínimos y sus Límites Máximos Permisibles para la descarga de agua servidas. Guatemala

Curso de Especialización Estudios de Impacto Ambiental Modulo I, Colegio de Ingenieros de Guatemala. Mayo de 1995.

DIGI. (1996) Acuerdos de Paz.

El-Dakdoky, M.H., Helal, M.A.M. (2007) Reproductive Toxicity of Male Mice after Exposure to Nonylphenol. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79: 188-191.

Elías, CL. (2000) Comparación del contenido de ácidos grasos poliinsaturados linoléico -omega 3- y ácidos grasos poliinsaturados linoleico -omega 6- en tilapia (*Oreochromis niloticus*), cultivadas en Jaula y la de vida silvestre en el Lago de Atitlán". CEMA.

Ellis, Jack (1993). *The Sunfishes-A Fly Fishing Journey of Discovery*. Bennington, VT: Abenaki Publishers, Inc.. ISBN 0-936644-17-6.

Esteves, F.A. (1988) Fundamentos de Limnología. São Paulo:FINEP 575 p.

Fernandes, D., Bebianno, M.J., Porte, C. (2007) Mitochondrial metabolism of 17 α -hydroxyprogesterone I male sea bass (*Dicentrarchus labrax*): A potential target or endocrine disruptors. *Aquatic Toxicology*, 85: 258-266.

Fu, M., Li, Z., Gao, H. (2007) Distribution characteristics of nonylphenol in Jiaozhou Bay of Qingdao and its adjacent rivers. *Chemosphere*, 69: 1009-1016.

García Ferrando M, J. Ibáñez y F. Alvira. (1994) El análisis de la realidad social. Métodos y técnicas de Investigación. 2 ed. Madrid, Alianza Editorial, 604pp.

García Murillo, P. 1993. Estudio palinológico del género *potamogeton* L. en la Península Ibérica. *Bot Complutensis* 18:79-91.

Gold, G. Comunicación personal. Junio 2008.

Gültekin, I., Ince, N.H. (2007) Synthetic endocrine disruptors in the environment and water remediation by advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 85: 816-832.

Hense, B.A., Jaser, W., Welzl, G., Pfister, G., Wöhler-Moorhoff, G.F., Schramm, K.W. (2008) Impacto of 17 α -ethinylestradiol on the plankton in freshwater microcosms- II: Responses of phytoplankton and the interrelation within the ecosystem. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 453-465.

- Hong, L., Li, M.H. (2007) Acute Toxicity of 4-Nonylphenol to Aquatic Invertebrates in Taiwan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 78: 445-449.
- Horne, A.J. (1994) *Limnology*. 2nd. Ed. McGraw Hill. California, USA. 576 pp.
- Hurst, C., G.R. Knudsen, M.J. Mc Inerney, L.D. Stetzenbach y M.V. Walter. (1997) *Manual of Environmental Microbiology*. American Society for Microbiology. Washington DC 894pp.
- Huang, G., Hou, S., Wang, L., Sun, H. (2007) Distribution and fate of nonylphenol in an aquatic microcosm. *Water Research*. 41: 4630-4638.
- Isobe, T., Takada, H., Kanai, M., Tsutsumi, S., Isobe, K.O., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P. (2007) Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and phenolic endocrine disrupting chemicals in South and Southeast Asian mussels. *Environmental Monitoring assessment*, 135:423-440.
- Jenkins, R., N. Burkhead. 1994. *Freshwater Fishes of Virginia*. Bethesda, MD: American Fisheries Society.
- Kanaki, M., Nikolaou, A., Makri, C.A., Lekkas, D.F. (2007) The occurrence of priority PAHs, nonylphenol and octylphenol in inland and coastal waters of Central Greece and the Island of Lesbos. *Desalination*. 210: 16-23.
- Kumar, K., S., Sajwan, K.S., Richardson, J.P., Kannan, K. (2008) Contamination profiles of heavy metals, organochlorine pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediment and oyster collected from marsh/estuarine Savannah GA, USA.. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1031-1071.
- Kasselman, C., Kotlenga, U. (2002) *Aquarium Plants*. Krieger Pub Co. pp. 518.
- La Bastille, A. (1988). *Lago de Atitlán*. West of the Wind Publications. Nueva York.
- Lenntech B.V. (1993). *Water treatment solutions*. Universidad Tècnica de Delft, Holanda. Disponible en www.lenntech.es
- Li, M. (2008) Effects of nonionic and ionic surfactants on survival, oxidative stress, and cholinesterase activity of planarian. *Chemosphere*, 70: 1796-1803.
- Loyo-Rosales, J.E., Rice, C.P., Torrents, A. (2007) Fate of Octyl- and Nonylphenol Ethoxylates and Some Carboxylated Derivatives in Three American Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science and Technology*. 41: 6815-6821.
- Lu, Y., Chen, M., Sung, F., Wang, P.S., Mao, I. (2007) Daily intake of 4-nonylphenol in Taiwanese. *Environment International*, 33: 903-910.

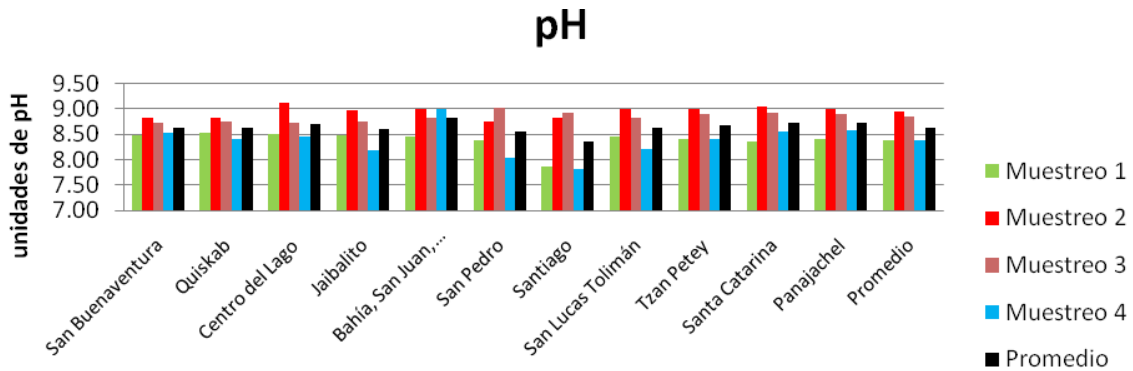
- Marín Galvín, R. (2003). Físicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas. Ediciones Díaz Santos, S.A. España. 311 pp.
- Mason, C.F. (1991) Biology of freshwater pollution. 2 Ed. John Willey and Sons, New York. 351 p.
- Mason, C.F.; Barak, N.A.E. (1990) "A catchment survey for heavy metals using the eel". *Chemosphere*. **21**: 695.
- Mayer, T., Bennie, D., Rekas, G., Palabrica, V., Schachtschneider, J. (2007) Occurrence of alkylphenolic substances in a Great Lakes coastal marsh, Cootes Paradise, ON, Canada. *Environmental Pollution*, 147: 683-690.
- Mettee, M., P. O'Neil, J. Pierson. 1996. *Fishes of Alabama and the Mobile Basin*. Birmingham, AL: Oxmoor House, Inc..
- Oliva, B.E., Pérez, J.F., Juárez, J.L. (2005) Heavy metals in Lake Izabal, Guatemala. Proceedings of XIII Internacional Conference on Heavy Metals in the Environment – ICHMET. Rio de Janeiro, Brasil.
- OMS. 1995. Guías para la Calidad del Agua Potable. Organización Mundial de la Salud, Ginebra. 195pp.
- Orellana, I. (2000) Determinación de la Ictiofauna capturada por la pesca artesanal de San Pedro La Laguna, Sololá, en 3 meses de época lluviosa (junio-agosto) y los tipos de artes de pesca utilizados. Tesis Ad Gradum, CEMA.
- Pain, D.J. (1995) Lead in the environment. En Handbook of Ecotoxicology. Eds. Hoffmann, D.J., Rattner, B.A. Burton, G.A., Carins Jr., J. pp. 424-468.
- Plasencia Fraga, J.D. (2006). Influencia de la profundidad sobre la distribución espacial y temporal de la biomasa en poblaciones de *Potamogeton Illinoensis* morong en acuatorios cubanos. Polibotánica, Noviembre, Número 022. Instituto Politécnico Nacional, Distrito Federal México. pp.79-88, ISSN 1405-2768.
- PREPAC. (2006). Caracterización del Lago de Atitlán con Énfasis en la Pesca y la Acuicultura. Proyecto "Plan Regional de Pesca y Acuicultura Continental –PREPAC-(OSPESCA/TAIWAN/OIRSA). Guatemala. 135 pp.
- Ramírez, C., C. San Martín y J. San Martín. 2004. "Colmatación por macrófitos del complejo lacustre Vichuquén (VII Región, Chile) y clave de determinación". *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, 49: 179-196.
- Rice, F. Philip (1964). *America's Favorite Fishing-A Complete Guide to Angling for Panfish*. New York: Harper Row.

- Rice, F. Philip (1984). *Panfishing*. New York: Stackpole Books. ISBN 0-943822-25-4.
- Robison, H., T. Buchanan. 1988. *Fishes of Arkansas*. Fayetteville, AR: University of Arkansas Press.
- Santiago, E.C., Kwan, C.S. (2007) Endocrine-disrupting phenols in selected rivers and bays in the Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1031-1071.
- Sigler, W., J. Sigler. 1987. *Fishes of the Great Basin*. Reno, NV: University of Nevada Press.
- Skinner, J. (2002) Comunicación Personal. Sololá, octubre 2002.
- Tomassetti A.; Tommassetti F. (2005). Guía de Peces de Venezuela. Asociación Venezolana de Acuariofilia. Venezuela.
- Tollefsen, K.E. (2007) Binding of alkylphenols and alkylated non-phenolics to the rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) plasma sex steroid-binding protein. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68: 40-48.
- Tollefsen, K.E., Blikstad, C., Eikvar, S., Finne, E.F., Gregersen, I.K. (2008) Cytotoxicity of alkylphenols and alkylated non-phenolics in a primary culture of rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 64-73.
- Vila, I., Veloso, A., Schlatter, R., Ramírez, C. (2006). Biodiversidad. Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile. Editorial Universitaria, S.A. Santiago de Chile. Pp. 186.
- Villar, M., Callejón, M., Jiménez, J.C., Alonso, E., Guiráum, A. (2007) Optimization and validation of a new method for analysis of linear alkylbenzene sulfonates in sewage sludge by liquid chromatography after microwave-assisted extraction. *Analytica Chimica Acta*, 599: 92-97.
- Walstad, D. 1999. Ecology of the Planted Aquarium. Echinodorus Publishing (Chapel Hill, NC). Pp. 194.
- Weiner, E. R. (2007). Applications of Environmental Aquatic Chemistry. A Practical Guide. CRC Press, Taylor & Francis Group. USA. 436 pp.
- Wren, C.D., Harris, S., Harttrup, P. (1995) Ecotoxicology of Mercury and Cadmium. Handbook of Ecotoxicology. Eds. Hoffmann, D.J., Rattner, B.A. Burton, G.A., Carins Jr., J. pp. 392-423.

Zagatto, P.A., Aragao, M.A. (1995) Avaliação ecotoxicológica do reservatório Guarapiranga com ênfase à problemática das algas tóxicas e algicidas. Relatório Técnico CETESB. São Paulo, 79 pp.

XI Anexos:

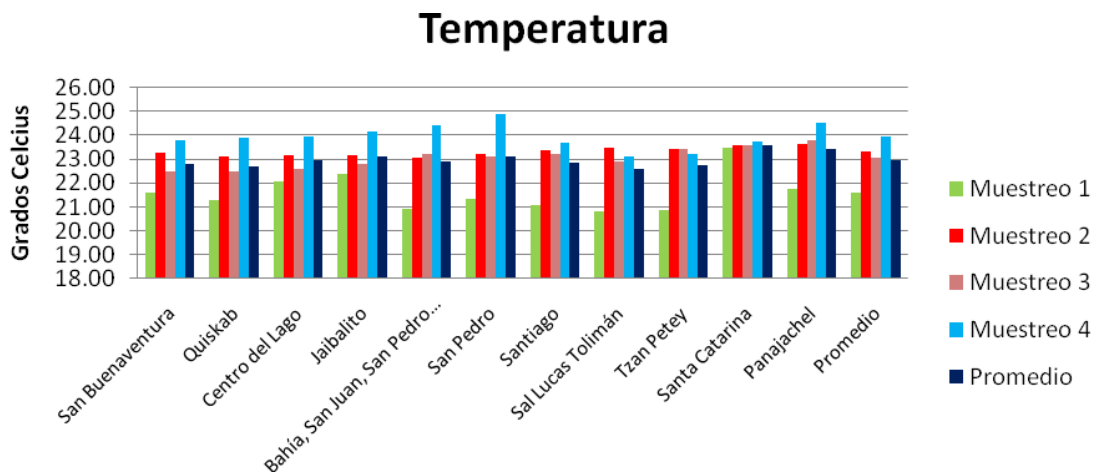
Figura 9. Determinación de Potencial de Hidrógeno, en unidades de pH, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.



Marín: Valores normales para aguas superficial entre 6 y 8.5
Para la mayoría de sistemas acuáticos entre 5 y 9.

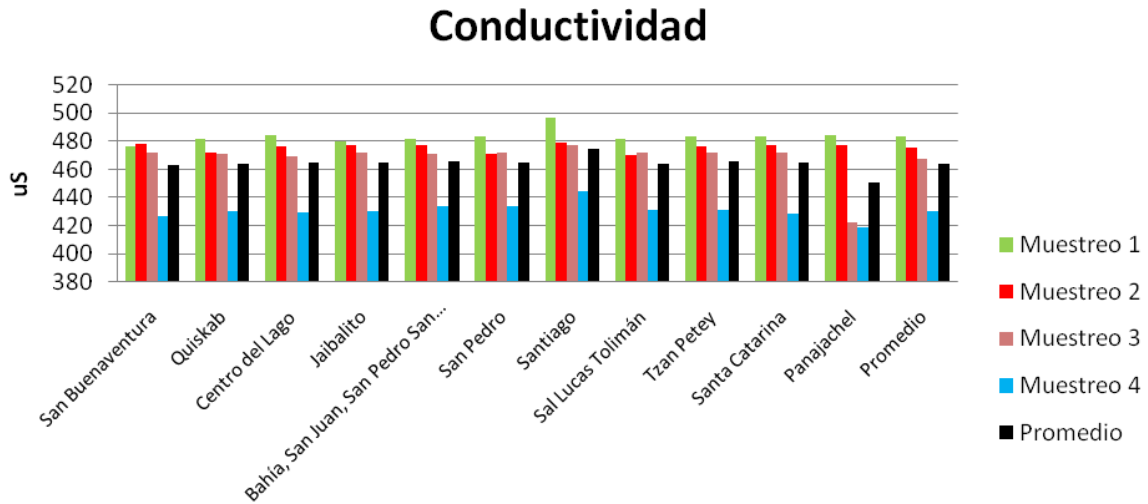
Fuente: Datos de campo, proyecto DIGI 2.03.

Figura 10. Determinación de temperatura, en grados Celsius, medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.



Fuente: Datos de campo, proyecto DIGI 2.03.

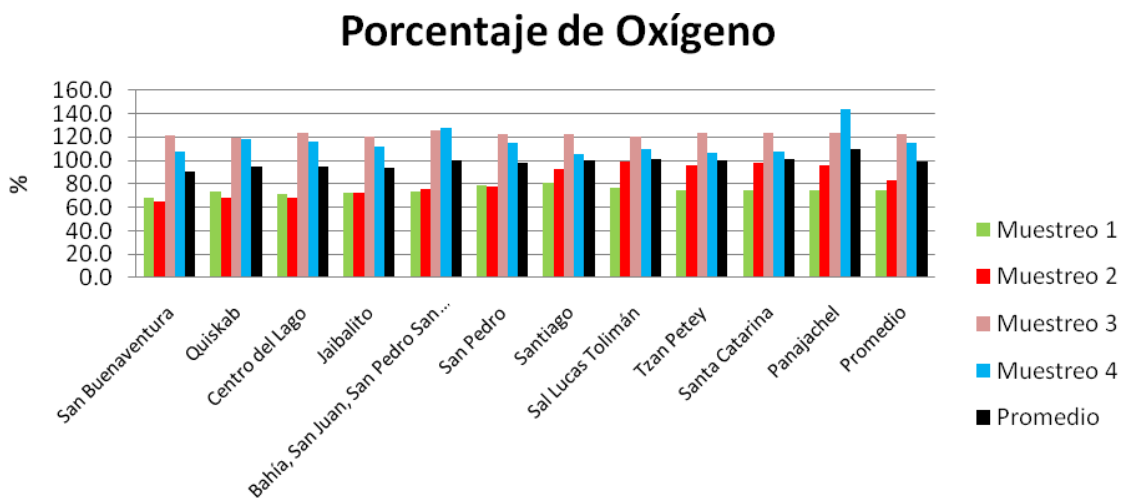
Figura 11. Determinación de la conductividad del agua en muestras colectadas en el lago de Atitlán, durante el 2009, en 11 sitios de muestreo.



Roldán: Lagos oligotrofos entre 20 y 50 uS.
En Lagos tropicales mayor de 100 uS.

Fuente: Datos de campo, proyecto DIGI 2.03.

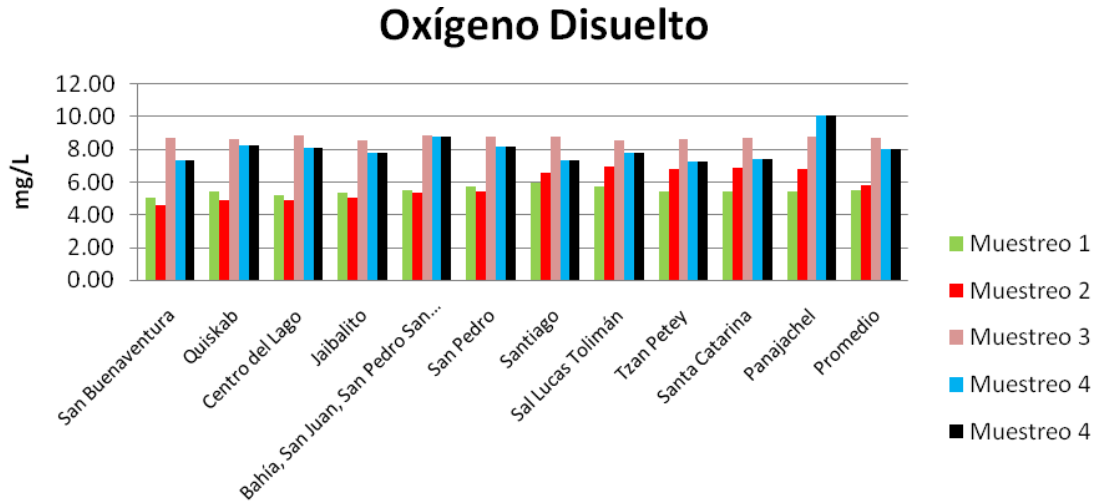
Figura 12. Determinación del porcentaje de oxígeno disuelto, %, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.



Marín: Para aguas superficiales porcentaje mayor de 70.

Fuente: Datos de campo, proyecto DIGI 2.03.

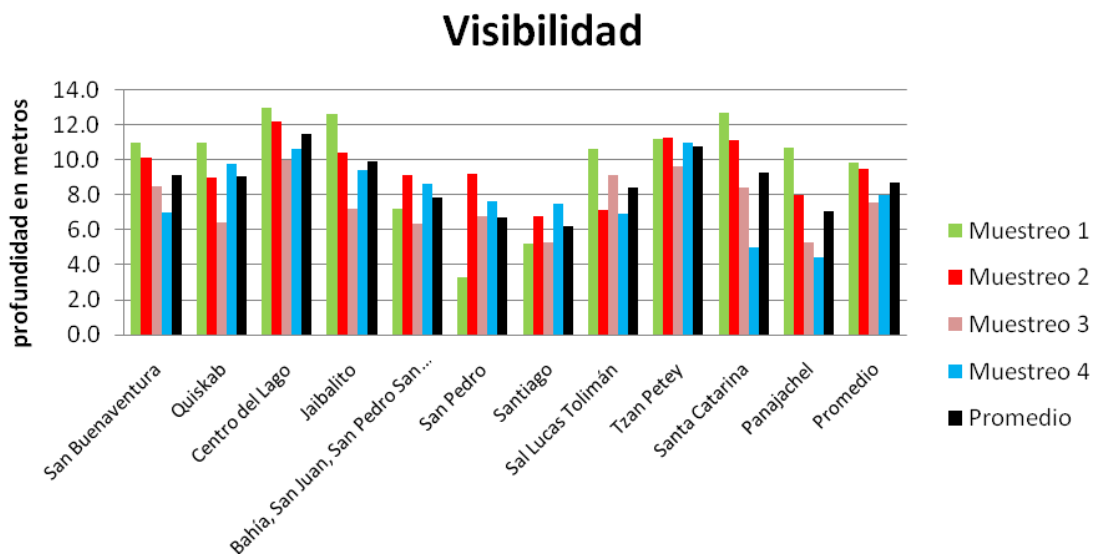
Figura 13. Determinación de oxígeno disuelto, en mg/L, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.



Weiner: Buena mayor de 8mg/L; ligeramente contaminada 6.5 a 8 mg/L; altamente contaminada 4 a 4.5 mg/L; severamente contaminada menos de 4 mg/L.

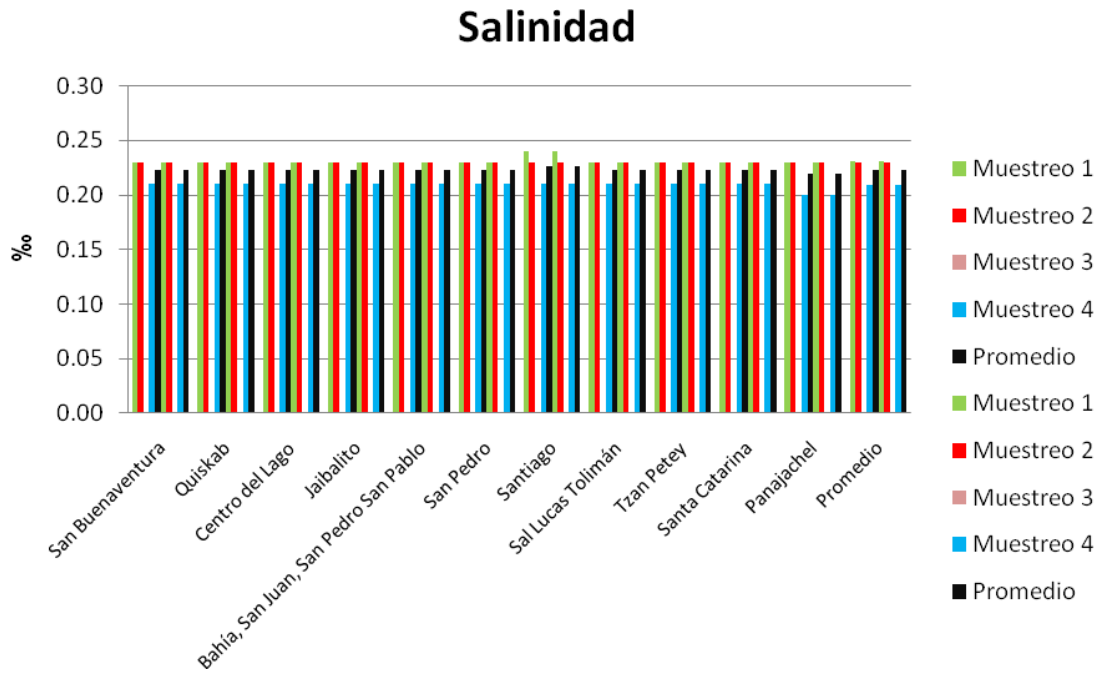
Fuente: Datos de campo, proyecto DIGI 2.03.

Figura 14. Determinación de penetración de la luz en la columna de agua, medida como visibilidad en metros, en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.



Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

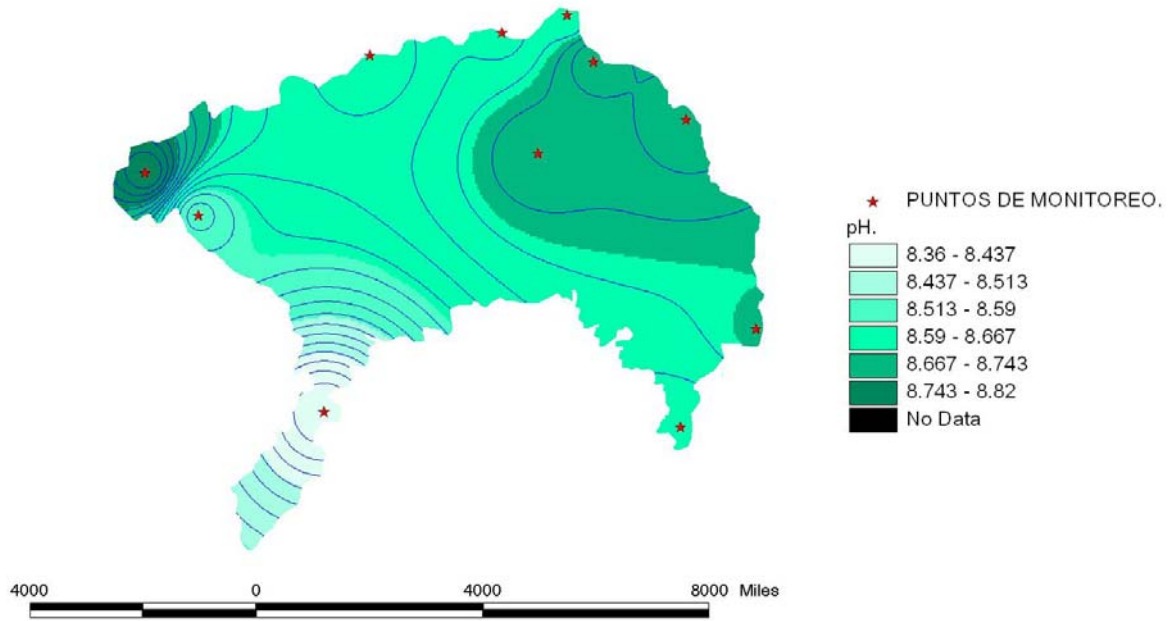
Figura 7. Determinación de la salinidad, en mg/L, medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.



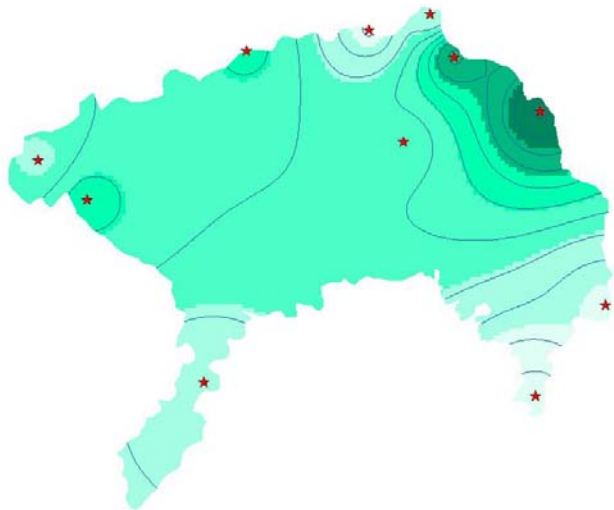
Fuente: Datos de campo, proyecto DIGI 2.03.

Mapas

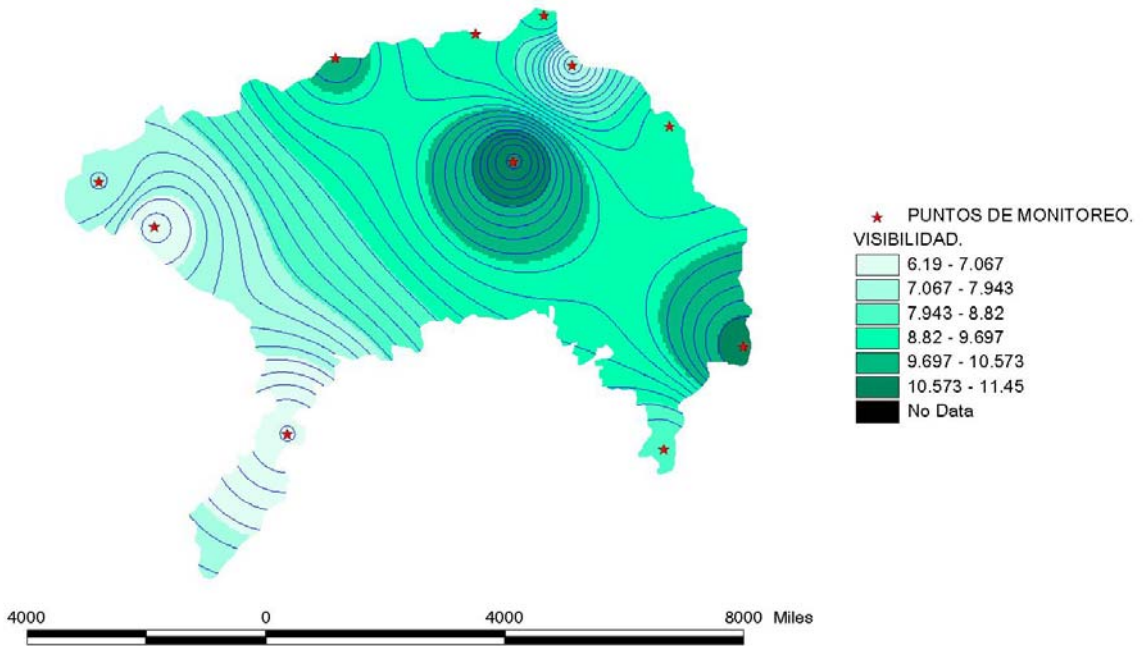
PH.



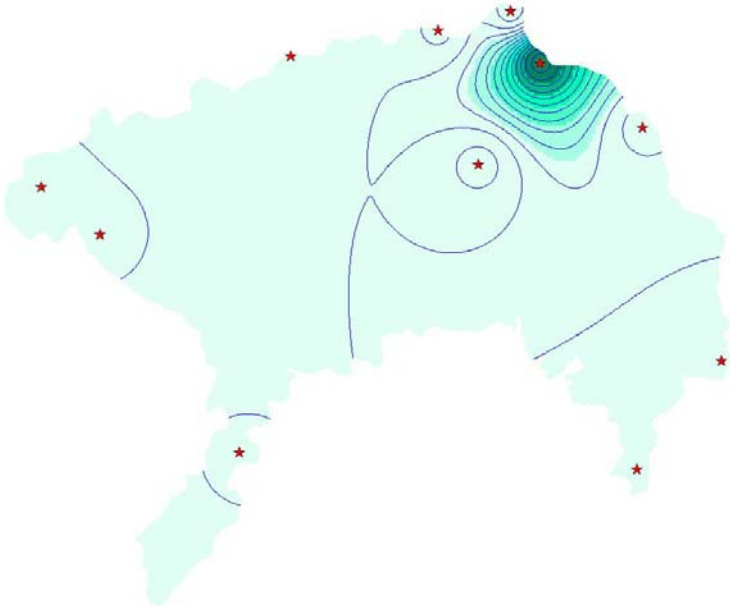
CONDUCTIVIDAD.



VISIBILIDAD



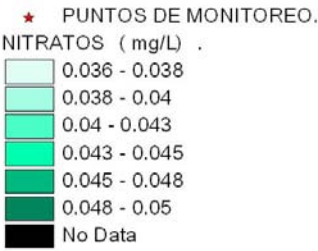
NITRITOS.



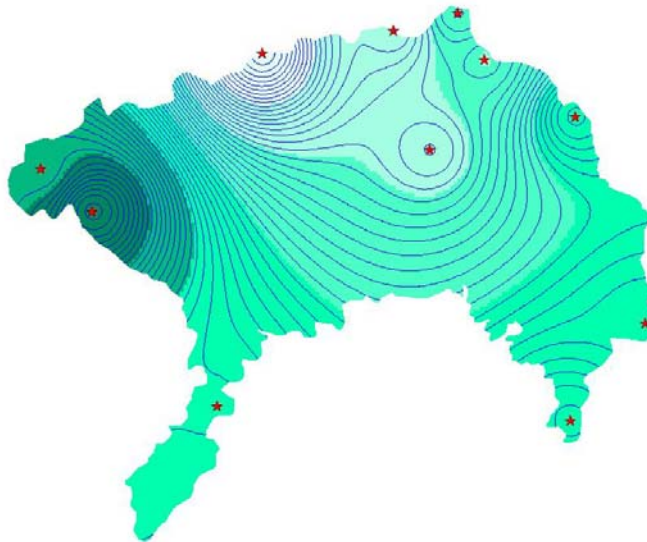
- ★ PUNTOS DE MONITOREO.
- NITRITOS (mg/L) .
- 0.002 - 0.005
- 0.005 - 0.007
- 0.007 - 0.009
- 0.009 - 0.011
- 0.011 - 0.013
- 0.013 - 0.016
- No Data



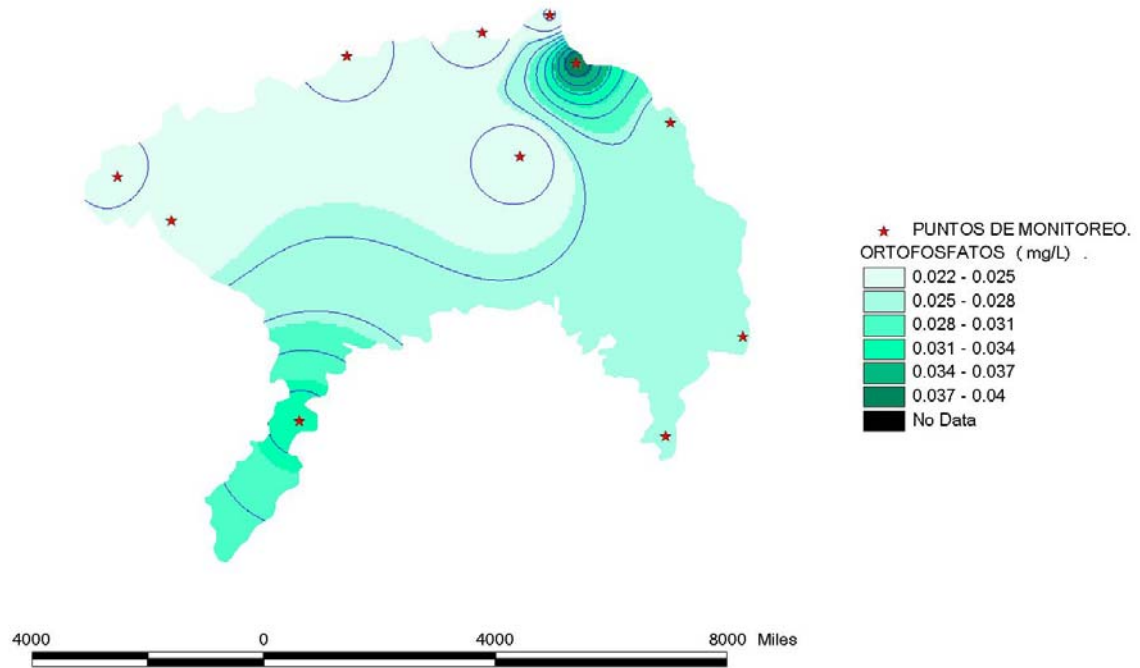
NITRATOS.



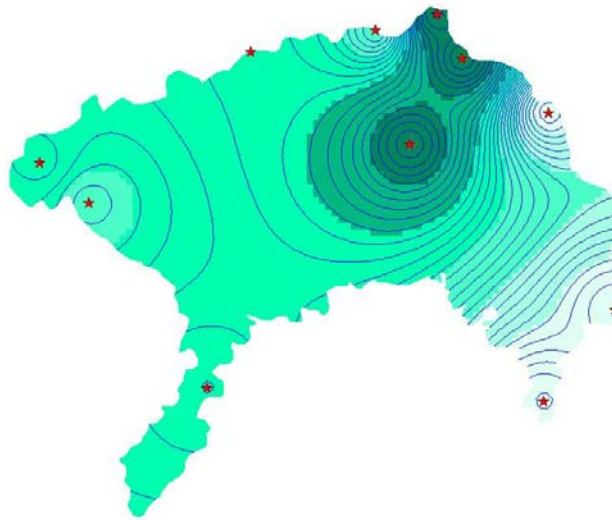
NITROGENO TOTAL



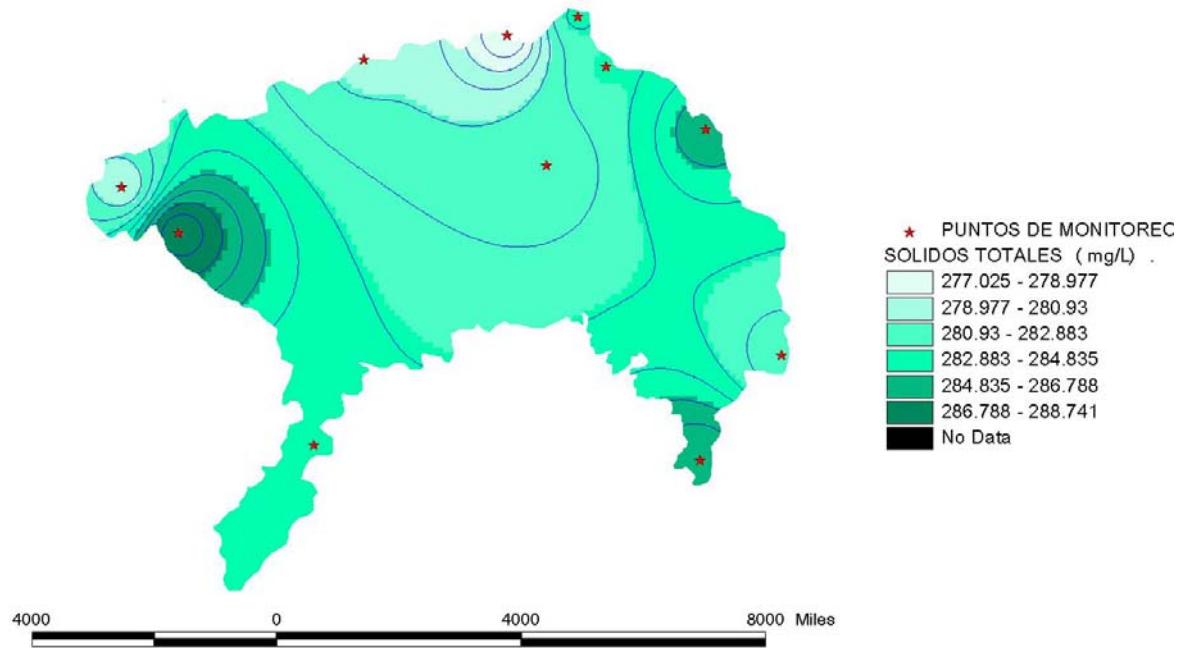
ORTOFOSFATOS.



FOSFORO TOTAL.



SOLIDOS TOTALES.



Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección General de Investigación

INFORME FINAL 2009

Programa Universitario de Investigación en Recursos Naturales y Ambiente

Estudio de contaminantes ecotóxicos en agua y organismos acuáticos del Lago de Atitlán.

Integrantes del equipo de Investigación

Licda. Bessie Evelyn Oliva Hernández (Coordinadora)
Dr. Juan Francisco Pérez Sabino (Investigador)
Licda. Marta María Del Cid Mendizábal (Investigadora)
Licda. Isabel Gaitán (Investigadora)
Br. Balmore Salvador Valladares Jovel (Auxiliar de Investigación II)
Br. Francisco José Martínez Castellanos (Auxiliar de Investigación I)
Br. Elisandra Hernández Hernández (Auxiliar de Investigación I)

Guatemala, 08 de Enero de 2010

Instituciones participantes y co-financiantes

Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala
Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno –
AMSCLAE-

Índice General

Número	Contenido	Página
	Índice	ii
	Resumen	viii
I	Introducción	1
II	Antecedentes	2
	II.1 Estudios realizados en el lago de Atitlán	2
	II.2 Procesos de Bioacumulación	3
	II.2.1 Estimación de la Bioconcentración	4
	II.2.2 Modelos de equilibrio	4
	II.2.3 Modelos cinéticos	5
	II.3 Metales tóxicos bioacumulables	5
	II.3.1 Cadmio	6
	II.3.2 Plomo	7
	II.3.3 Cobre	8
	II.3.4 Zinc	10
	II.4 Estudios relacionados con la investigación propuesta	11
	II.5 Procesos de Eutrofización	12
	II.6 Parámetros de calidad de agua y su importancia	12
	II.6.1 Nitrógeno total	12
	II.6.2 Nitrógeno de amonio	12
	II.6.3 Nitrógeno de nitrato y nitrógeno de nitrito	12
	II.6.4 Fósforo total	13
	II.6.5 Fósforo de ortofosfato	13
	II.6.6 Sólidos sedimentables	13
	II.6.7 Sólidos totales	13
	II.6.8 Sólidos disueltos	13
	II.6.9 Sólidos suspendidos	14
	II.6.10 Potencial de hidrógeno	14
	II.6.11 Oxígeno disuelto	14
	II.6.12 Fitoplancton	14
	II.6.13 Plantas acuáticas	15
	II.6.13.1 <i>Potamogeton pectinatus</i> (pasto de agua)	15
	II.6.13.2 <i>Potamogeton illinoensis</i>	15
	II.6.13.3 <i>Typha dominguensis</i> (tul)	15
	II.6.13.4 <i>Eichornia crassipes</i> (ninfa, jacinto de agua, camalote)	16
	II.6.13.5 <i>Egeria densa</i> , <i>Elodea</i> (peste de agua, luchecillo)	17
	II.6.13.6 <i>Utricularia gibba</i>	18
	II.6.14 Peces	19
	II.6.14.1 <i>Lepomis Macrochirus</i> (Bluegill, perca, pez blanquiazul, mojarra verde, pez sol)	19
	II.6.14.2 <i>Micropterus salmoides</i> (Lobina negra, black bass o large-mouth black bass).	20
	II.6.14.3 <i>Pomoxis nigromaculatus</i> (Black Crappie, Capri).	21
III	Justificación	23

IV		Objetivos	24
	IV.1	Objetivo General	24
	IV.2	Objetivos Específicos	24
V		Metodología	25
	V.1	Selección de los puntos de muestreo	25
	V.2	Toma y transporte de muestras	26
	V.3	Determinación de parámetros fisicoquímicos	26
	V.3.1	Mediciones de campo	26
	V.3.2	Mediciones en el laboratorio	26
	V.3.3	Identificación de fitoplancton	26
	V.3.4	Educación Ambiental	27
	V.3.5	Diseño	27
	V.3.6	Coherencia	28
	V.3.7	Análisis de la información	28
VI		Presentación de Resultados	30
	VI.1	Parámetros de campo	30
	VI.2	Sólidos	35
	VI.3	Nutrientes (Especies de nitrógeno y fósforo)	37
	VI.4	Sulfatos	40
	VI.5	Metales	41
	VI.6	Microbiológicos	44
VII		Discusión	48
	VII.1	Parámetros de campo	48
	VII.1.1	Potencial de Hidrógeno (pH)	48
	VII.1.2	Temperatura	48
	VII.1.3	Conductividad	49
	VII.1.4	Oxígeno Disuelto	49
	VII.1.5	Penetración de la luz	49
	VII.1.6	Color aparente	50
	VII.1.7	Salinidad	50
	VII.1.8	Sólidos	51
	VII.2	Niveles de nutrientes y situación de la contaminación en el lago de Atitlán	52
	VII.2.1	Niveles de nitrógeno	52
	VII.2.1.1	Nitrógeno de nitritos y de nitratos	53
	VII.2.1.2	Nitrógeno de amonio	54
	VII.2.1.3	Nitrógeno total	54
	VII.2.2	Compuestos de fósforo	55
	VII.2.2.1	Relación Nitrógeno-Fósforo y estado trófico del lago	56
	VII.3	Sulfatos	57
	VII.4	Metales	57
	VII.4.1	Metales en plantas acuáticas	57
	VII.4.2	Análisis de Arsénico en cianobacterias	59
	VII.4.3	Análisis de metales en sedimentos	59
	VII.5	Microbiología del lago de Atitán	60

	VII.5.1	Análisis microbiológico del agua del lago de Atitlán	60
	VII.5.2	Fitoplancton	61
VIII		Conclusiones	64
IX		Recomendaciones	65
X		Bibliografía	66
XI		Anexos	72

Índice de Ilustraciones

Número	Contenido	Página
1	Figura 1. <i>Potamogeton illinoensis</i> presente en el lago de Atitlán	15
2	Figura 2. <i>Thypha dominguensis</i> (Tul) presente en las orillas del lago de Atitlán.	16
3	Figura 3. <i>Eichornia crassipes</i> (ninfa, Jacinto de agua, camalote).	17
4	Figura 4. <i>Egeria densa</i> , <i>Elodea</i> , <i>Elodea canadensis</i> (Luchecillo, peste de agua).	17
5	Figura 5. <i>Utricularia gibba</i> (nata), presente en Santiago Atitlán.	19
6	Figura 6. <i>Lepomis Macrochirus</i> (Bluegill, perca, pez branqueazul, mojarra verde, pez sol).	20
7	Figura 7. <i>Micropterus salmoides</i> (Lobina negra, black bass o large-mouth black bass).	21
8	Figura 6. Mapa de sitios de muestreo en el lago de Atitlán	25
9	Figura 9. Determinación de Potencial de Hidrógeno, en unidades de pH, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	72
10	Figura 10. Determinación de temperatura, en grados Celsius, medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	72
11	Figura 11. Determinación de la conductividad del agua en muestras colectadas en el lago de Atitlán, durante el 2009, en 11 sitios de muestreo.	73
12	Figura 12. Determinación del porcentaje de oxígeno disuelto, %, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	73
13	Figura 13. Determinación de oxígeno disuelto, en mg/L, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	74
14	Figura 14. Determinación de penetración de la luz en la columna de agua, medida como visibilidad en metros, en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	74

Índice de Cuadros

Número	Contenido	Página
1	Cuadro 1. Georeferencia de los sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	30

2	Cuadro 2. Determinación del Potencial de Hidrógeno, en unidades de pH, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	31
3	Cuadro 3. Determinación de temperatura del agua, (en grados Celsius) medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	31
4	Cuadro 4. Determinación de conductividad, en micro Siemens por centímetro (uS/cm), medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	32
5	Cuadro 5. Determinación de oxígeno disuelto, en porcentaje, %, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	32
6	Cuadro 6. Determinación de oxígeno disuelto, en miligramos por litro, mg/L, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	33
7	Cuadro 7. Determinación de la penetración de la luz en la columna de agua, medida como visibilidad en metros, en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	33
8	Cuadro 8. Determinación del color aparente del agua en presencia de luz, medido en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	34
9	Cuadro 9. Determinación de la salinidad, en mg/L, medida en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	34
10	Cuadro 10. Determinación de los sólidos totales disueltos, en mg/L, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	35
11	Cuadro 11. Determinación de sólidos totales disueltos, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	35
12	Cuadro 12. Determinación de los sólidos suspendidos, en mg/L, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	36
13	Cuadro 13. Determinación de los sólidos totales, en mg/L, medidos en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	36
14	Cuadro 14. Determinación de nitrógeno de nitritos, medida en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán.	37
15	Cuadro 15. Determinación de nitrógeno de nitratos, en mg/L, medidos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.	37
16	Cuadro 16. Determinación de nitrógeno de amonio, en mg/L, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.	38
17	Cuadro 17. Determinación de nitrógeno total, en mg/L, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.	38
18	Cuadro 18. Determinación de fósforo de ortofosfatos, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.	39
19	Cuadro 19. Determinación de la relación nitrógeno fósforo, medido	39

	en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.	
20	Cuadro 20. Determinación de la relación nitrógeno fósforo, medido en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.	40
21	Cuadro 21. Determinación de sulfatos, en mg/L, medidos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, durante el 2009.	40
22	Cuadro 22. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As) en muestras de planta, <i>Potamogeton pectinatus</i> , colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.	41
23	Cuadro 23. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, <i>Egeria densa</i> , colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.	41
24	Cuadro 24. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, <i>Eichornia crassipes</i> , colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.	41
25	Cuadro 25. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, <i>Hydrilla sp.</i> , colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.	42
26	Cuadro 26. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, <i>Thypa dominguensis</i> , colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.	42
27	Cuadro 27. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de planta, <i>Utricularia gilbba</i> , colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.	43
28	Cuadro 28. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de cianobacteria <i>Lyngbia</i> , colectada en el lago de Atitlán, durante el 2009.	43
29	Cuadro 29. Determinación de metales (Pb, Cd, Cu, Zn y As), en µg/g en peso seco, en muestras de sedimento, colectado en San Juan la Laguna, sitio ubicado en el lago de Atitlán, durante el 2009.	43
30	Cuadro 30. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, durante el 2009.	44
31	Cuadro 31. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, durante el mes de julio de 2009.	44
32	Cuadro 32. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, durante el mes de agosto de 2009.	45
33	Cuadro 33. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, el 7 de octubre de 2009.	45
34	Cuadro 34. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en	46

	el lago de Atitlán, el 27 de octubre de 2009.	
35	Cuadro 35. Géneros de fitoplancton encontrados en muestras de agua colectadas en 5 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, el 7 de octubre de 2009.	46
36	Cuadro 36. Géneros de fitoplancton encontrados en muestras de agua colectadas en 5 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, el 27 de octubre de 2009.	47

Resumen

El Lago Atitlán, de 100 km² y localizado en el departamento de Sololá, ha sido clasificado como oligotrófico en estudios previos, sin embargo en este estudio fueron encontrados niveles de nitrógeno total de hasta 0.28 mg/L y de fósforo total de hasta 0.21 mg/L que corresponden a incrementos de más de diez veces en los niveles encontrados en la década de los setentas. Este incremento en los niveles de contaminación se ha debido a la descarga directa de aguas residuales, la deforestación, el uso inadecuado de fertilizantes y al paso de la tormenta tropical Stan en 2005. En este estudio se analizaron los niveles de los principales parámetros fisicoquímicos y nutrientes (especies de nitrógeno y fósforo), en cuatro muestreos realizados durante los meses de marzo, julio, agosto y octubre de 2009, con la colaboración de la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno (AMSCLAE).

En el estudio fueron analizados los niveles de diferentes metales tóxicos en sedimentos, y organismos acuáticos del Lago de Atitlán. Los metales Zn, Cd, Pb, Cu y As fueron determinados por voltamperometría en peces, principalmente individuos de *Lecomis macrochirus*, plantas acuáticas (*Thypha domingensis*, *Eichornia crassipes*, *Utricularia gibba*, y *Potamogeton pectinatus*) y fitoplancton, encontrándose que existe bioacumulación. Por otra parte, los elevados niveles de contaminación bacteriológica encontrados en todos los sitios de muestreo indican que el agua del Lago de Atitlán no es apta para el consumo humano.

Desde 2008 han ocurrido florecimientos de cianobacterias, constituido principalmente por *Lyngbya* sp. de la cual aún son necesarios estudios para determinar si produce cianotoxinas. La floración de cianobacterias se produjo nuevamente en octubre de 2009, obteniéndose resultados durante dicho mes. Se encontró que la cianobacteria limita la transparencia en el lago, además de que se encontró As en las tres muestras analizadas, correspondientes a tres diferentes sitios de muestreo. Se han planteado diferentes propuestas para remediar el problema del florecimiento de la cianobacteria, como la instalación de plantas de tratamiento y el cambio de las prácticas agrícolas, en vista que el turismo, principal actividad económica en la cuenca, se ha visto afectado. De esta forma se recomienda que se realice un monitoreo con una frecuencia trimestral como mínimo e incluir el análisis de cianotoxinas, para evaluar el riesgo para la población humana y la ecología del lago.