



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

DIVERSIDAD Y DINÁMICA POBLACIONAL DEL
ZOOPLANCTON DEL LAGO SÓDICO
HIPERTRÓFICO “LAGO RECREATIVO”, TEXCOCO,
ESTADO DE MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
LICENCIADA EN BIOLOGÍA

P R E S E N T A:

CRUZ ESCALANTE LETICIA ESMERALDA

DIRECTOR DE TESIS: DRA. NANDINI SARMA

Los Reyes, Iztacala, Estado de México, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

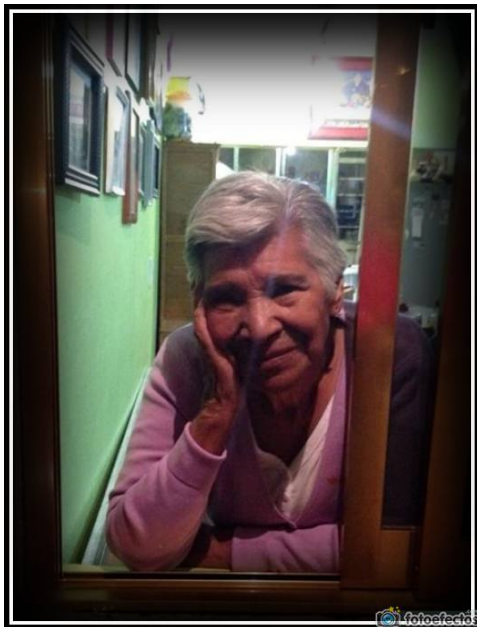
Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

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

DEDICATORIA

A mi abuela Dolores Esquivel, mamá Lola y a mi primo Rubén Islas, Benji que se fueron muy pronto, antes de poder compartir este momento tan importante con ellos. Fueron lo mejor y parte fundamental de mi infancia, mis mejores recuerdos y risas les pertenecieron, siempre los llevaré en mi mente, siempre serán parte de mí. Los extrañaré cada día y cada día me despertaré deseando que estuvieran con vida.

Como científica, no creo en el cielo, pero donde quiera que hayan ido, confío en que estén en paz y que por algún intercambio de energía o reacción química su materia se haya transformado en un hermoso polinizador y ojalá cuando yo también me convierta en un polinizador nos encontremos en la misma flor.



AGRADECIMIENTOS

A mi padre Alejandro Cruz y a mi madre Maricela Escalante por creer en mí y apoyarme incondicionalmente a pesar de todo, por todo el amor y comprensión que me han brindado, por inculcarme los valores esenciales que me han formado como persona y que me permitieron lograr todos los objetivos que me he planteado, por cuidarme y por haber trabajado arduamente siempre para asegurarse de que nunca me faltara nada. A mis hermanos Alexis, por ayudar a que me operaran los mejores médicos y en poco tiempo, por cuidarme y procurarme en mi recuperación y por hacerme reír con tus ocurrencias, a Gloria y Marco por haber llegado a completar y darle picardía a la rara familia que tenemos.

A mi mejor amiga, mi complemento y verdadero amor, Andrea, gracias por ser el torbellino que sacude mi mundo y me llena de energía, por ser mi confidente, mi pilar y mis alas para volar cuando no puedo despegarme del suelo. A Brenda por siempre estar dispuesta a escucharme, comprenderme y quererme como me quieres, admiro y reconozco la inmensa fuerza que tienes y que siempre me transmites, "coin cui coin". A Daniel por ser mi mejor amigo, por tus buenos consejos (casi siempre acompañados de una palabra obscena), por ser la única persona que logra hacerme asistir y además pasarla bien en fiestas infantiles, por todas las locuras y aventuras que hemos vivido juntos a pesar de la distancia.

A toda mi "manada": Rocío, Karina, Elsa, Alejandro, Isaías, Frida, Mayté, Pamela, Sol y Mayra por aceptarme y quererme tal y como soy, por estar dispuestos a escucharme, aconsejarme y animarme, por todas las aventuras y momentos graciosos que hemos compartido, por estar a mi lado en las buenas y en las malas, por ser sinceros, por convertir mis lágrimas de sufrimiento en lágrimas de risa, con ustedes es imposible sentir tristeza. A mis amigos de la universidad: Mariela, por ser mi alma gemela, por aceptarme y compartir gustos y excentricidades que no comparto con nadie más, a Mirna, Perla, Ana, Mitzy, Jossimar, Michael y Mario por apoyarme, darme ánimos, preocuparse por mí, cuidarme, amarme como sé que me aman, aceptarme y darle alegría a cada uno de mis catastróficos días en la universidad y jamás abandonarme.

A mi maestro de Lima Lama Marco Aceves, por enseñarme que la verdadera fuerza radica en el espíritu y que no importa el tipo o el tamaño de tu oponente, siempre puedes ganar y conquistarlo todo si nutres tu mente y espíritu además de tu cuerpo, solo hay que confiar y permanecer fuerte. A Mayra, por sacarme siempre una carcajada en los momentos menos oportunos, por darle vida y alegría a mis días nublados y por acompañarme en este arduo camino de titulación, a Rocío, Diego, Uriel, Alma, Brenda y Aarón por siempre ayudarme, asesorarme y compartir su conocimiento conmigo, por siempre animarme y bromear conmigo.

Por último pero no menos importante, a la UNAM y a la FES Iztacala por darme todas las herramientas necesarias para lograr convertirme en una profesionista. A la doctora Nandini Sarma y al doctor S. Sarma por ver potencial en mí y darme la oportunidad de aprender y trabajar en su laboratorio y además adquirir experiencia, confianza y motivación para lograr mis objetivos. A mis sinodales Dr. Pedro Ramírez, Dr. Hibraim Pérez (gracias por darme ánimo cuando más lo necesitaba, creer en mí, y hacer que me enamore más de mi profesión a través de sus clases) y al Dr. Francisco Torner por aceptar, tomarse el tiempo de revisar y ayudarme a mejorar mi tesis.

¡Gracias a todos!

ÍNDICE

Resumen	06
Introducción	07
• Agua epicontinental	07
• Lagos	07
• Lagos sódicos	08
• Hipertrofia	10
• Texcoco	12
• Zooplancton	14
Antecedentes	15
Justificación	17
Objetivos	18
Área de estudio	19
• Lago recreativo	20
Materiales y métodos	22
Resultados	23
Discusión	40
Conclusiones	46
Literatura citada	48

RESUMEN

El Lago Recreativo es un cuerpo de agua artificial, sódico e hipertrófico que forma parte del parque ecológico Lago de Texcoco, tiene una capacidad de 0.375 Hm^3 , una superficie de 25 ha y un bordo perimetral de 2.6 km de longitud, con una corona de 6m (1.5m de altura). Se construyó junto con otros lagos como parte del Plan de Consolidación del Rescate Hidroecológico de la Zona Federal del ex Lago de Texcoco del Gobierno Federal para restaurar y aprovechar racionalmente y de manera óptima los recursos de la zona del antiguo lago de Texcoco. Su elaboración se llevó a cabo durante la primera etapa del proyecto que comprendía además la construcción del lago artificial Texcoco Sur y Churubusco, la Planta de Tratamiento de Aguas Negras, sistemas de riego y agua potable, el programa de regeneración Turística de Chimalhuacán entre otros. Se llena con el agua proveniente de una planta de tratamiento ubicada en el costado suroeste del embalse, en la cual se tratan 700 L/s de aguas negras provenientes del Río Churubusco.

Esta tesis se enfoca en el estudio de la diversidad y dinámica poblacional del zooplancton del Lago Recreativo recolectado a lo largo de un año mediante el análisis de la riqueza específica, la diversidad y la abundancia de los rotíferos y microcrustáceos recolectados de dos estaciones de muestreo en este lago así como el registro de algunos parámetros fisicoquímicos relacionados con la dinámica poblacional y diversidad de estos organismos. La diversidad en el lago fue baja y septiembre fue en ambos sitios el mes más diverso. Se identificaron 10 especies de rotíferos, 1 especie de copépodos, 1 de cladóceros y 1 de crustáceos, el rotífero *Brachionus dimidiatus* fue el organismo más abundante en ambos sitios durante todo el año. Las concentraciones de oxígeno disuelto en el Lago Recreativo no rebasaron los 17.5 mg L^{-1} , los niveles máximos de salinidad, conductividad, alcalinidad, pH, dureza, nitratos, fosfatos, transparencia y clorofila a registrados fueron de 13 g/L, 12.9 ms cm^{-1} , $720 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, 11.38, $360 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, $1.64 \text{ NO}_3 \text{ g L}^{-1}$, $119 \text{ PO}_4 \text{ mg L}^{-1}$, 11.38 cm y 1772.4 mg/cm^3 respectivamente. La dinámica poblacional de las especies de zooplancton en el Lago Recreativo fue irregular a lo largo del año y se le atribuyó principalmente a la combinación de las variables fisicoquímicas registradas en el lago y al cambio de las mismas influenciado por el aporte de agua residual proveniente de una planta de tratamiento.

INTRODUCCIÓN

Agua epicontinental

La limnología es la disciplina que se enfoca en el estudio de todos los aspectos de las aguas, tanto continentales como epicontinentales, dulces o saladas, pequeñas o grandes (de menos de 1000 km³ hasta más de 70000 km³), sus características, mecanismos de funcionamiento y la interacción con sus componentes biológicos, físicos y químicos. En términos de área y volumen de agua, los reservorios y aguas epicontinentales representan únicamente el 0.3% del agua no marina disponible a nivel global. Sin embargo, son ecosistemas de suma importancia debido a que son utilizados para el desarrollo de diversas actividades humanas (UNESCO 1999; Jorgensen *et al.* 2005).

Las aguas epicontinentales tienen diferentes formas, volúmenes y origen y están categorizadas en dos tipos: lóticos (agua que fluye y está en constante movimiento como ríos y arroyos) y lénticos (poco movimiento y flujo como lagos, lagunas, presas, entre otros) (Jorgensen *et al.* 2013). La composición química y de organismos de las aguas epicontinentales indican el estado de salud que tiene el sistema y reflejan la naturaleza química de los ecosistemas terrestres drenados que las contienen (Margalef 1993; Roldán y Ramírez 2008).

Lagos

Los lagos son cuerpos de agua de variables dimensiones y profundidad que se encuentran en depresiones de la superficie terrestre. Tienen una vida media corta debido a la erosión y sedimentación. El agua que contienen puede ser salobre (>3 <35 g/L), salada (>3 g/L) o dulce (<3 g/L) y es intercambiada constantemente. Estos cuerpos de agua son abastecidos por ríos, arroyos, escurrimientos, lluvia, agua subterránea y pierden agua por medio de canales, infiltración o evaporación. La composición química del lago se relaciona con las características hidrogeológicas del terreno que los contienen (De la Lanza *et al.* 1999; Jorgensen *et al.* 2013).

Del agua almacenada en los lagos, aproximadamente 50% es salada y el otro 50% es dulce (Jorgensen *et al.* 2013). Los lagos salados se encuentran frecuentemente en regiones de clima seco y en cada continente (Hammer 1986). En México los lagos salados más conocidos son Cuitzeo, en Morelia y Texcoco, en el Estado de México (Alcocer 2007).

Lagos Sódicos

Los lagos sódicos son los ambientes hipersalinos más estables naturalmente en la Tierra donde valores de pH de 10 o más son habituales (Grant y Sorokin 2011). Aunque no son ambientes comunes (Jones *et al.* 1994) estos lagos tienen una amplia distribución a nivel mundial (Tabla 1). Se caracterizan por ser cuencas que tienen grandes cantidades de Na_2CO_3 (comúnmente como $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ o $\text{NaHCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) formadas por concentración evaporativa y ausencia de Ca^{2+} y Mg^{2+} en la topografía circundante (Grant 1992; Jones *et al.* 1998; Grant 2004, 2006).

Tabla.1 Distribución mundial de lagos sódicos (Grant y Sorokin 2011).

North America	
Canada	Lake Manito
United States	Alkali Valley, Albert Lake, Lake Lenore, Soap Lake, Big Soda Lake, Owens Lake, Mono Lake, Searles Lake, Deep Springs, Rhodes, Marsh, Harney Lake, Summer Lake, Surprise Valley, Pyramid Lake, Walker Lake
Central America	
Mexico	Lake Texcoco
South America	
Venezuela	Langunilla Valley
Chile	Antofagasta
Europe	
Hungary	Lake Feher
Yugoslavia	Pecena Slatina
Russia	Kulunda Steppe, Tanatar Lakes, Karakul, Araxes plain, Chita, Barnaul, Slavgerod
Asia	
Turkey	Lake Van
India	Lake Lonar, Lake Sambhar
China	Qinlgai Hu, Sui-Yuan, Heilungkiang, Kirin, Jehol, Chahar, Shansi, Shensi, Kansu
	Lake Chahannor; Lake Zabuye; Bange Lake; Lake Baer; Lake Wudunao; Lake Hamatai
Africa	
Libya	Lake Fezzan
Egypt	Wadi Natrun
Ethiopia	Lake Aranguadi, Lake Kilotes, Lake Abiata, Lake Shala, Lake Chilu, Lake Hertale, Lake Metahara
Sudan	Dariba lakes
Kenya	Lake Bogoria, Lake Nakuru, Lake Elmentieta, Lake Magadi, Lake Simbi, Lake Sonachi
Tanzania	Lake Natron, Lake Embagi, Lake Magad, Lake Manyara, Lake Balangida, Bosotu Crater, Lakes, Lake Kusare, Lake Tulusia, El Kekhooito, Momela Lakes, Lake Lekandiro, Lake Reshitani, Lake Lgarya, Lake Ndotu, Lake Rukwa North
Uganda	Lake Katwe, Lake Mahega, Lake Kikorongo, Lake Nyamunuka, Lake Munyanyange, Lake Murumuli, Lake Nunyampaka
Chad	Lake Bodu, Lake Rombou, Lake Dijikare, Lake Momboio, Lake Yoan
Australia	
Australia	Lake Corangamite, Red Rock Lake, Lake Werowrap, Lake Chidnup

Para su formación, los lagos sódicos requieren una combinación de circunstancias geológicas, topológicas y climatológicas: una cuenca con drenaje cerrado y poco flujo, tasas de evaporación que superen los flujos de entrada para que las sales se concentren y suficiente precipitación que permita la formación de arroyos que permitan la entrada de flujo a la cuenca para mantener un cuerpo de agua (Jones *et al.* 1994).

Existen varias teorías sobre el origen de estos lagos, una de ellas supone una geología inusual donde las rocas contienen grandes cantidades de sodio y gran actividad volcánica que proporciona Na_2CO_3 a la superficie (Imagen 1) (Grant *et al.* 1990). Otra teoría liga la alcalinidad con la reducción de sulfato en cuencas anaeróbicas por la mineralización de la materia orgánica y las algas que se hundieron (Grant 1992).

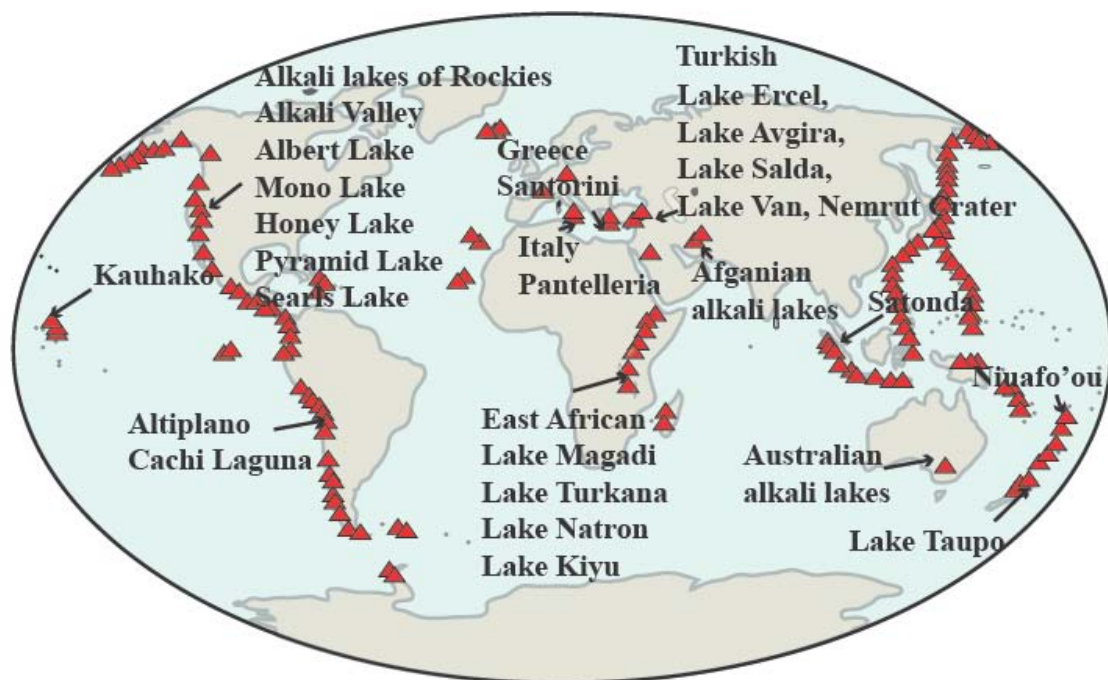


Imagen 1. Mapa mostrando a) los lagos sódicos más grandes del mundo modificado de Kempe y Karmieczac 2002. b) distribución de los volcanes activos en la tierra (triángulos rojos), modificado de Sigurdsson *et al.* 2000) (<http://itu-evolvan.com/volcanism-and-alkaline-soda-lakes%20.html>)

Los productores primarios fotosintéticos son la fuerza que dirige la vida en la mayoría de los ecosistemas. Estos sistemas sódicos son considerados uno de los ambientes acuáticos más productivos (Jones *et al.* 1994), pueden alcanzar

tasas de productividad de hasta $10\text{g}/\text{Cm}^{-2}$ al día (Talling *et al.* 1973; Melack y Kilham 1974) por la incidencia de luz y el C en forma de CO_2 prácticamente ilimitado (Jones *et al.* 1994). El agua de estos cuerpos de agua llega a presentar diferentes colores debido a la presencia de florecimientos de microorganismos fototróficos (Grant 2004).

Los altos niveles de pH combinados con salinidad y temperaturas extremas que tienen los lagos sódicos representan un régimen hostil para la vida (Jones *et al.* 1994). Generalmente son poblados por biota especializada, particularmente microbios, que a menudo pueden tolerar temperaturas extremas, elevada salinidad y pH y concentraciones bajas de oxígeno disuelto (Alcocer *et al.* 2001). Los organismos que comúnmente habitan los sistemas sódicos son bacterias del género *Bacillus*, *Actinobacillus*, *Hafnia*, *Flavobacterium* entre otros que son considerados alcalófilos, ya que son capaces de crecer de manera óptima a un pH mayor a 8 (Grant 1990; Jones *et al.* 1994).

Hipertrofia

Se le llama “*eutrofo*” al sistema caracterizado por una abundancia anormalmente alta de nutrientes, particularmente fósforo y nitrógeno (Chalar 2007). El constante aporte de nutrimentos provenientes de actividades humanas diversas ha modificado los cuerpos de agua epicontinentales propiciando el incremento del estado trófico de los mismos causando diversos problemas ecológicos y sociales. El agua que comúnmente se utiliza para el consumo humano, cultivo de peces de importancia económica y nutricional, riego o aseo personal se torna de una coloración verdosa (Imagen 2) que dificulta el aprovechamiento y las actividades recreativas en estos sistemas acuáticos (Vallentyne 1978; Margalef 1983; Mason 1984; Alcocer *et al.* 1988; Jorgensen *et al.* 2013).



Imagen 2. Coloración verdosa del Lago de Texcoco.

La eutrofización es el proceso mediante el cual el estado trófico de un sistema acuático aumenta lo que tiene como consecuencia una alta y fluctuante densidad de fitoplancton y cambios en su composición (Pollingher 1986; Moreno *et al.* 2010). Los florecimientos más comunes que se generan debido a la eutrofización del sistema son los de cianobacterias, clorococales, criptofíceas, diatomeas y flagelados (Álvarez y Jacobsen 1992; Oliva *et al.* 2008).

El proceso de eutrofización de un sistema acuático deteriora la calidad del agua y provoca anoxia por la descomposición de la materia orgánica que se acumula en el fondo de los lagos y favorece la producción de sustancias que causan mal olor. Comienza a alterar la diversidad biológica y la biota del sistema. Las consecuencias directas son la imposibilidad de fotosintetizar en lugares menos profundos de la columna de agua y la disminución de la producción de oxígeno mínimo para la vida, denominado hipoxia. Por tanto, se da una mortalidad de la biota, bioacumulación de toxinas, incremento en la sedimentación, aparición y proliferación de patógenos reduciendo la vida útil del cuerpo de agua (Moreno *et al.* 2010). La hipertrofia es un estado de eutrofia extrema, es el último estado de inestabilidad y declinación en los sistemas acuáticos donde las fluctuaciones de la calidad del agua son extremas. Este

estado hipertrófico produce florecimientos algales, una productividad biológica elevada y la diversidad disminuye (Ortega *et al.* 2010; Ceballos *et al.* 1994).

La eutrofización es el problema de contaminación de sistemas acuáticos más serio (Jorgensen *et al.* 2013). Las descargas de aguas residuales, el uso excesivo de fertilizantes, la deforestación y erosión de suelos y la presencia de gases ambientales como óxidos de nitrógeno y óxido de azufre son los principales factores que causan la eutrofización en los ecosistemas acuáticos. Los lagos eutróficos e hipertróficos suelen ser poco profundos y tienen altas tasas de cargas de nutrientes (Downing 2014).

Texcoco

Muchos de los lagos en México son de origen tectónico-volcánico o volcánico como el Lago de Texcoco, formado en una depresión rodeada de montañas volcánicas (García y De la Lanza 2002). Cuando los Aztecas llegaron a la cuenca del Valle de México en 1245, había un complejo lacustre de 6 cuerpos de agua interconectados del cuál el Lago de Texcoco formaba parte (Alcocer y Williams 1996). El lago proporcionaba alimento, medios de subsistencia y era la vía de transporte más utilizada por el pueblo Azteca (García y De la lanza 2002). La historia del Lago de Texcoco está ligada al crecimiento y desarrollo de la ciudad de México que se aceleró en la segunda mitad del siglo XX desde la época prehispánica. El crecimiento desordenado de la zona urbana provocó graves problemas ambientales dentro de los cuales destacan: el drenado artificial del sistema lacustre, la sobreexplotación del sistema por la demanda continua y creciente de agua potable, la degradación de la calidad del aire, la disminución de la fauna y flora y el aumento de riesgo de inundaciones en la Ciudad (Conagua 2004). Además del enorme desequilibrio ecológico, las acciones que iniciaron en 1911 y que causaron la desecación casi total del lago de Texcoco provocaron gran cantidad de tolveneras que afectaban a la Ciudad de México durante la época de sequía generando problemas de salud, así como establecimientos humanos irregulares en la zona (DUMAC 2005).

Como parte del Plan de Consolidación del Rescate Hidroecológico de la Zona Federal del Ex Lago de Texcoco del Gobierno Federal para restaurar y

aprovechar racionalmente y de manera óptima los recursos de la zona del antiguo lago de Texcoco se construyeron varios lagos para tratar aguas negras, regular el escurrimiento superficial de agua y eliminar el riesgo de inundación de la Ciudad de México (Conagua 2004).

El Lago Recreativo fue construido durante la primera etapa del proyecto que comprendía además la construcción del lago artificial Texcoco Sur y Churubusco, la Planta de Tratamiento de Aguas Negras, sistemas de riego y agua potable, el programa de regeneración Turística de Chimalhuacán entre otros (Imagen 3). Se llenan con el agua proveniente de una planta de tratamiento ubicada en el costado suroeste del embalse, en la cual se tratan 700 L/s de aguas negras provenientes del Río Churubusco (Díaz 1987).

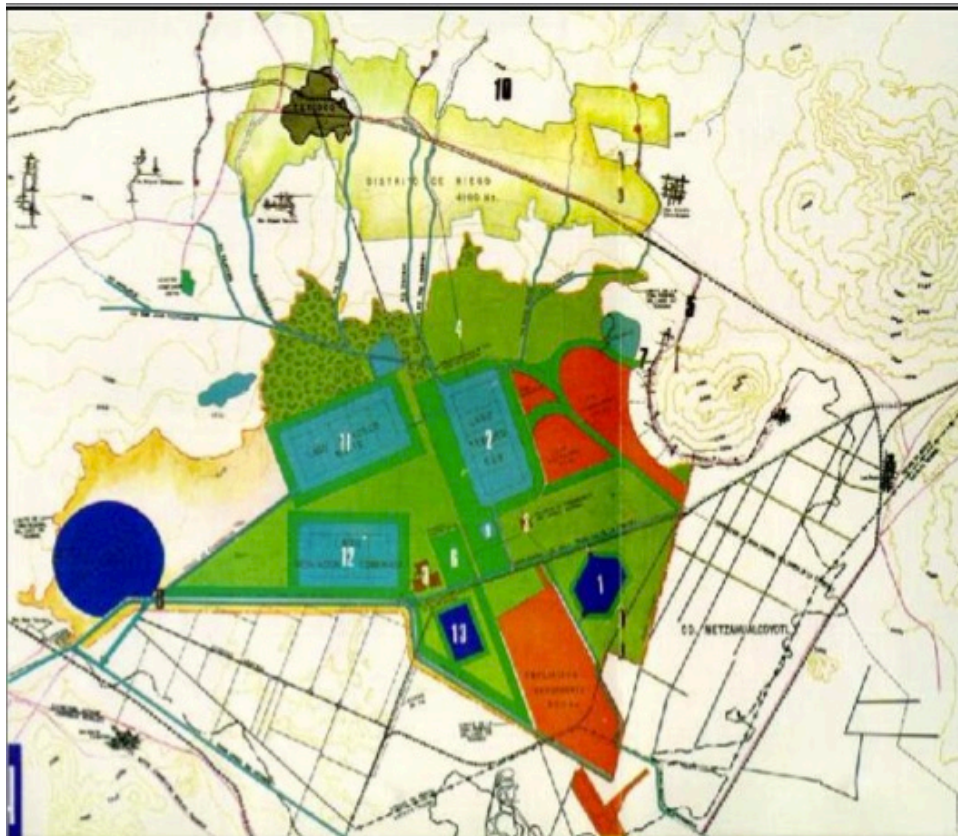


Imagen 3. Plano N°2. Obras del proyecto inicial del Lago de Texcoco. 1)Lago Churubusco, 2)Lago Texcoco Sur, 3)Planta de Tratamiento de Aguas Negras, 4)Sistema de riego, 5)Sistema de Agua Potable, 6)Formación de Viveros, 8)Canales de Conducto y Drenaje, 9)Lago Recreativo, 10)Plan Hidráulico Forestal (Conagua 2004).

El Lago Recreativo funciona como un refugio de 62 especies de aves migratorias y nativas, tiene una capacidad de 0.36 Hm³, una superficie de 29 Ha y recibe agua de pozo que es sometida a un tratamiento secundario. El tratamiento biológico o secundario consiste en la utilización de aeración mecánica superficial, lodos activados y sistemas de digestión aerobia de lodos. Se lleva a cabo por la acción de microorganismos que consumen la materia orgánica y la transforman en nuevas células y otras sustancias. Las células deben separarse del agua con el fin de completar el tratamiento. Cabe destacar que el afluyente de la planta de tratamiento no recibe ningún tipo de desinfección, sino que se espera que la mejora de la calidad microbiológica ocurra en el lago de forma natural. (Ramalho 2003; Conagua 2004; DUMAC 2005).

Zooplancton

El zooplancton está conformado por todos los organismos microscópicos de origen animal que flotan libres en el agua, principalmente protozoos, rotíferos y microcrustáceos (Roldán y Ramírez 2008). Este grupo de organismos es parte crucial de la red trófica, transfiere energía entre los distintos niveles de la misma (Enríquez *et al.* 2003); es importante en la regeneración de nutrientes a través de la excreción (Ikeda *et al.* 2001), en los ciclos biogeoquímicos (Román 1991) y en las tasas de reclutamiento de peces (Cushing 1995).

Los organismos zooplanctónicos son parte importante de los ecosistemas acuáticos (Okechukwu 2009). A través del forrajeo ayudan a regular la productividad algal y microbial y a la transferencia de productividad primaria a los peces y otros consumidores (Dejen *et al.* 2004). Ayudan a mejorar la calidad del agua por lo que se les considera bioindicadores de la calidad de la misma (Pinto *et al.* 2005). La importancia del zooplancton como bioindicador de la calidad de agua radica en la posición que ocupa en la red trófica, provee información acerca de la importancia del control top-down y bottom-up y su impacto en la claridad del agua (Jeppsen *et al.* 2011). La riqueza y composición de especies de zooplancton varían entre estaciones y responden a cambios en las variables ambientales (Okechukwu 2009).

Una población puede ser vista como una colección de individuos de la misma especie distribuidos más o menos de manera continua sobre un hábitat adecuado estrecho, así la población es una sola entidad indivisa (Begon *et al.* 2006). La dinámica poblacional estudia los factores que contribuyen a la declinación y crecimiento de las poblaciones; los factores que causan cambios evidentes en la densidad de las poblaciones son los de mortalidad (González 1978).

El hecho de que la población mantenga su densidad a un nivel constante no quiere decir que el proceso de dinámica poblacional esté detenido, de hecho, es muy raro que el estado de equilibrio suceda en la naturaleza. Las poblaciones de zooplancton tienen un comportamiento similar al del fitoplancton. Mientras se forman nuevos individuos por división celular, al mismo tiempo están siendo comidos, atacados por parásitos, muriendo por condiciones de estrés o hundiéndose en la columna de agua. (Lampert y Sommer 2007).

ANTECEDENTES

Pourriot y Rougier en 1975 determinaron la dinámica de crecimiento y reproducción de *Brachionus dimidiatus* observando que ambas no se vieron afectadas por la presencia de sales carbonatadas alcalinas entre un rango de 1 g/L y 18 g/L. Constataron que los factores que influyeron en su crecimiento y desarrollo se remitieron a la calidad de los alimentos y a la temperatura.

Melack en 1988 evaluó la dinámica de producción primaria asociada a la concentración evaporativa en el lago sódico Elementeita en Kenia. Durante el periodo de rápida concentración evaporativa (febrero a abril) se iniciaron los cambios biológicos más grandes, la conductividad incrementó de 19.1 a 27.0 mmhos cm^{-1} . La abundancia de varias especies de cianobacterias decreció paralelamente a la precipitación de la concentración de clorofila a. Cuando la abundancia de fitoplancton decreció, la transparencia aumentó, así como la producción primaria por algas bentónicas. *Paradiaptomus africanus* (el único copépodo en el lago) fue abundante durante febrero y marzo.

Herzig y Koste en 1989 analizaron el desarrollo de *Hexarthra* spp. en el lago somero alcalino Neusiedler See. Encontraron 4 especies: *H. mira*, *H. fennica*, *H. jenkinsae* y *H. polyodonta*. El desarrollo máximo ocurrió en Junio/Julio, a veces en Agosto/Septiembre y desapareció en octubre. Ocasionalmente solo una especie estaba presente (*H. mira* o *H. polyodonta*). Inferen que las poblaciones de *Hexarthra* están controladas por factores abióticos, pero sobre todo por depredación.

Maya y Jiménez en 2000 realizaron un estudio sobre la calidad fisicoquímica y microbiológica del lago Nabor Carrillo, encontraron que por las propiedades del lugar existen cianobacterias, siendo la más común la *Spirulina*, bacterias fecales y amibas de vida libre.

Sarma y colaboradores en el 2003 evaluaron el incremento de la población de rotíferos herbívoros (*Brachionus calyciflorus*, *Plationus patulus* y *Brachionus rubens*) y su depredador (*Asplanchna*) en aguas residuales de la ciudad de México en diferentes fases de tratamiento. *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* no crecieron en las aguas completamente tratadas, las 3 especies de *Brachionus* crecieron pobremente en las aguas parcialmente tratadas. El estudio mostró que cultivar ciertas especies de *Brachionus* en aguas tratadas crudas o parcialmente tratadas es factible sin la adición de algas.

Grant en el 2006 evaluó los ambientes alcalinos y su biodiversidad. Encontró que había reciclaje activo de nitrógeno y azufre y que a pesar de las aparentes condiciones hostiles de estos sistemas son los ecosistemas acúaticos más productivos del mundo. Cianobacterias alcalílicas controlan estos sistemas al proveer carbono fijado que es utilizado después por organismos quimiotrofos aerobios y anaerobios.

Walsh y colaboradores en el 2008 realizaron un estudio de diversidad de rotíferos presentes en cuerpos de agua del desierto de Chihuahua (México), veintiuno de ellos eran salinos identificándose un total de 57 especies de la clase Monogononta, se observó que la riqueza de especies en los sitios salinos varía ampliamente con valores de 1 a 27, esto probablemente se deba a la

diferencia de en la química del agua entre los sitios de muestreo, siendo la salinidad una variable determinante para la diversidad.

Tóth y colaboradores en el 2014 analizaron la composición de especies de zooplancton de 110 lagos sódicos someros de Europa durante la primavera y el verano. Encontraron en total 105 taxones de rotíferos, 26 de cladóceros y 26 de copépodos con riquezas específicas locales de 1 a 38 taxones. La diversidad beta fue más alta en rotíferos. Los crustáceos fueron el grupo encontrado más frecuentemente.

Carmona en el 2015 realizó una tesis sobre la diversidad y dinámica poblacional del zooplancton en el Lago Nabor Carrillo en Texcoco, Estado de México. Encontró una diversidad de rotíferos de entre 0.36 y 1.79 bits por individuo. La especie más abundante fue *Brachionus dimidiatus*, otras especies representativas fueron *Brachionus angularis* y *Asplanchna sieboldii*. Los valores de pH, salinidad y nitratos del lago fueron elevados (10.35, 6 gr/L y 1mg/L respectivamente).

JUSTIFICACIÓN

La mayoría de los estudios limnológicos de los lagos sódicos se han hecho en África (Grant 1992) y generalmente abarcan únicamente los aspectos químicos y bacteriológicos de estos sistemas, dejando muchos aspectos de ellos inexplorados y por tanto ignorados e incomprensidos.

De los 854 trabajos sobre lagos sódicos disponibles a nivel mundial en la base de datos "Web of science" tomados desde 1956, 759 son artículos científicos publicados, de los cuales 34 (5%) son de la categoría de limnología (Figura 1) de esta categoría, 10 artículos son de plancton y de éstos 10, 6 son sobre zooplancton. Para el caso particular de Texcoco, sólo hay 179 artículos publicados a nivel mundial registrados en esta base de datos, únicamente 3 pertenecen al rubro de la limnología y 1 es sobre zooplancton.

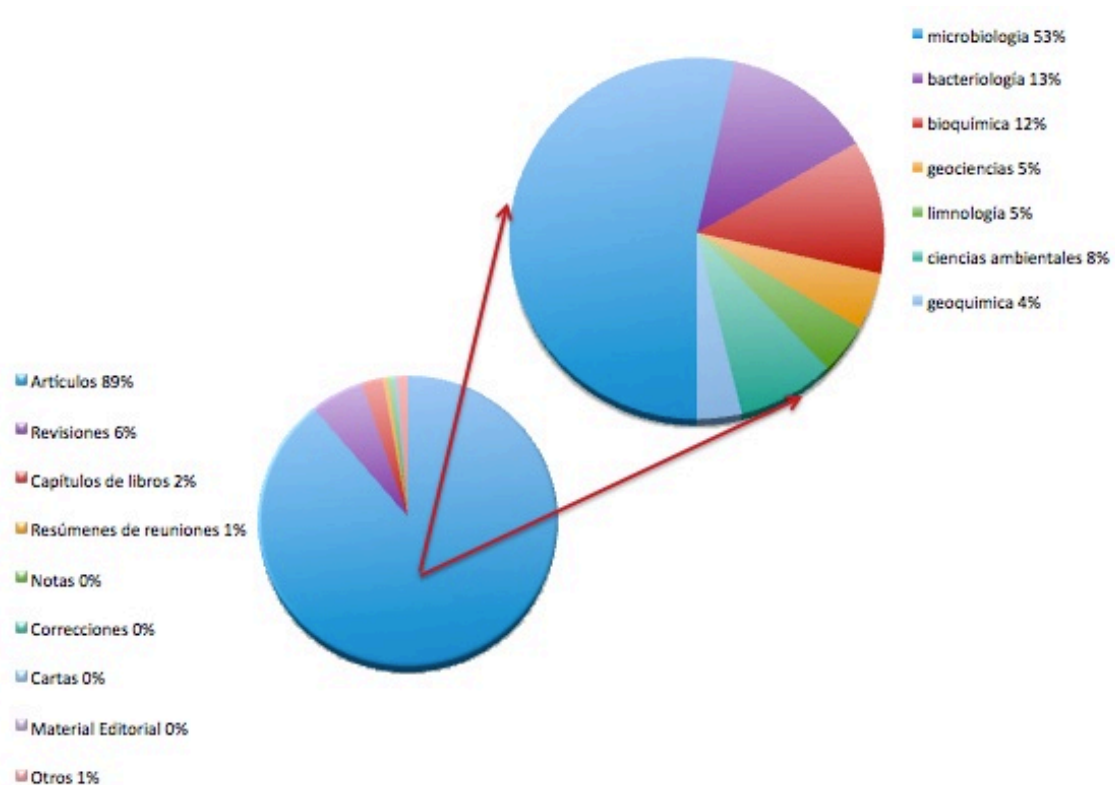


Figura 1. Porcentaje de artículos disponibles a nivel mundial sobre lagos sódicos en la base de datos “Web of Science”.

El estudio de la dinámica poblacional del zooplancton es importante para obtener información sobre su variabilidad y comportamiento, su aporte energético a las cadenas tróficas y el efecto que las variables tanto físicas como químicas tienen sobre sus patrones de distribución. Además, nos permite conocer el estado de sanidad de los cuerpos de agua y ayuda a desarrollar proyectos de recuperación o aprovechamiento de estos ecosistemas.

OBJETIVOS

General

- Estudiar la dinámica poblacional del zooplancton del lago sódico hipertrófico “Recreativo” en relación con las variables fisicoquímicas en Texcoco, Estado de México.

Particulares

- Determinar los principales grupos zooplanctónicos presentes en el lago Recreativo.

- Identificar las especies de zooplancton del lago Recreativo.
- Conocer la riqueza específica del zooplancton en el lago Recreativo.
- Especificar la diversidad en bits por individuo de los organismos zooplanctónicos.
- Determinar las variables físico-químicas del lago Recreativo.
- Describir la dinámica poblacional del zooplancton durante el periodo de septiembre de 2012 a agosto de 2013.
- Describir la dinámica poblacional del zooplancton en función de las variables físico-químicas del lago Recreativo.

ÁREA DE ESTUDIO

El parque ecológico “Lago de Texcoco” (Imagen 4) forma parte de un área federal de 11600 hectáreas de extensión de la porción oeste de la meseta central del Valle de México a una elevación de 2236 m.s.n.m. El clima de la zona es semiseco templado, con una precipitación pluvial media anual de 600 a 1200 mm y una evaporación anual hasta de 900 a 2300 mm al año, notablemente superior a la precipitación. La temperatura media mensual oscila entre los 12 y los 18° C; la temperatura máxima varía entre los 25 y los 32 °C y la mínima entre –5 y los 8 °C, siendo enero el mes más frío. La vegetación acuática o hidrofílica está representada por los pastizales halófitos (Chávez y Huerta 1985). Los vientos dominantes corren con velocidades de entre 10 y 20 km/h (ocasionalmente llegan a los 80 km/h) y van en dirección NE y NW (Rzedowski 1957; Jauregui 1975).



Imagen 4. Parque ecológico Lago de Texcoco.

Lago Recreativo

El Lago Recreativo forma parte del parque ecológico “Lago de Texcoco”. Este sistema tiene una capacidad de 0.375 Hm^3 , una superficie de 25 ha y un bordo perimetral de 2.6 km de longitud, con una corona de 6m (1.5m de altura). El agua que abastece este lago se abastece proveniente de la Planta de Tratamiento Terciario (CONAGUA 2004). Ambos sitios de muestreo pertenecen a este lago y tienen algunas diferencias estructurales. El sitio 1 no tiene una vía de entrada accesible y al borde del mismo hay un árbol que proporciona sombra (Imagen 5). El sitio 2 cuenta con un muelle que permite el acceso a una distancia más grande que la del sitio 2, además se encuentra cerca de una

zona de descarga de agua residual proveniente de la planta de tratamiento (Imagen 6).



Imagen 5. Lago recreativo: Sitio 1.



Imagen 6. Lago Recreativo: Sitio 2.

MATERIALES Y MÉTODOS

Trabajo en campo

Los muestreos se realizaron del mes de septiembre del 2012 a agosto del 2013 en 2 sitios de la zona litoral del Lago Recreativo del parque ecológico “Lago de Texcoco” en Texcoco, Estado de México. El Lago Recreativo se encuentra a un costado del Lago Nabor Carrillo, tiene una forma rectangular y una superficie total de 25 ha.

De cada sitio de muestro se filtraron 50 litros de agua a través de una malla de 50 μm de abertura, el agua se tomó aproximadamente de los primeros 40 cm de la columna de agua. El filtrado se concentró en recipientes plásticos de 250 mL y posteriormente se fijó adicionándole formol al 10%.

En el campo se evaluaron los siguientes parámetros en cada uno de los sitios: oxígeno disuelto (oxímetro YSI 55), conductividad (Conductronic), temperatura y pH (HANNA), salinidad (refractómetro mecánico Atago) y finalmente para la transparencia y profundidad se utilizó el disco de Secchi.

Trabajo en laboratorio

Todas las pruebas y el análisis de las muestras se realizaron en el laboratorio de Zoología Acuática de la Unidad de Morfofisiología en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Para medir los nitratos, fosfatos y contenido aproximado de clorofila en el medio se filtraron de 20 a 50 ml de muestra utilizando una maya de 40 μm conectada a una bomba de vacío. Se utilizó el kit YSI 9100 para medir los nitratos y fosfatos y la cantidad aproximada de clorofila contenida en el medio se calculó utilizando el método espectrofotométrico tricromático establecido por APHA (1995). Las pruebas de alcalinidad y dureza se hicieron mediante titulación con ácido sulfúrico al 0.02 N APHA (según las técnicas descritas en el manual “Análisis de aguas. Métodos fisicoquímicos y bacteriológicos” 2008).

Posteriormente las muestras de agua fijadas fueron analizadas utilizando un microscopio óptico identificando los diferentes organismos contenidos en ellas. Los rotíferos fueron identificados tomando en cuenta diversos criterios

morfológicos y se determinaron las especies consultando a literatura especializada (Koste 1978). Posteriormente se realizaron conteos de los individuos presentes en cada una de las muestras tomando 1 ml de cada muestra y colocándolo en una cámara de Sedgewick-Rafter. Se realizaron tres repeticiones de cada muestra. La densidad del zooplancton se expresó en número de individuos por litro (ind/L).

Se obtuvo el índice de diversidad de Shannon-Wiener (bits/ind) utilizando el programa informático Divers (Krebs 1999). Los parámetros fisicoquímicos y las especies encontradas fueron ordenados en hojas de cálculo de Excel y se utilizó el programa informático MVSP Shareware 2.0 (Kovachs 1990) para obtener sus correlaciones a lo largo del tiempo de muestreo.

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas del lago Recreativo:

Las concentraciones de oxígeno disuelto registradas a lo largo del año en el sitio 1 variaron entre 8 y 16 mg L⁻¹, la concentración máxima se registró en el mes de noviembre y la mínima en los meses de diciembre, febrero y junio. En el sitio 2 la concentración máxima registrada fue de 17.3 mgL⁻¹ en julio y la mínima fue de 6.4 mgL⁻¹ en mayo (Figura2).

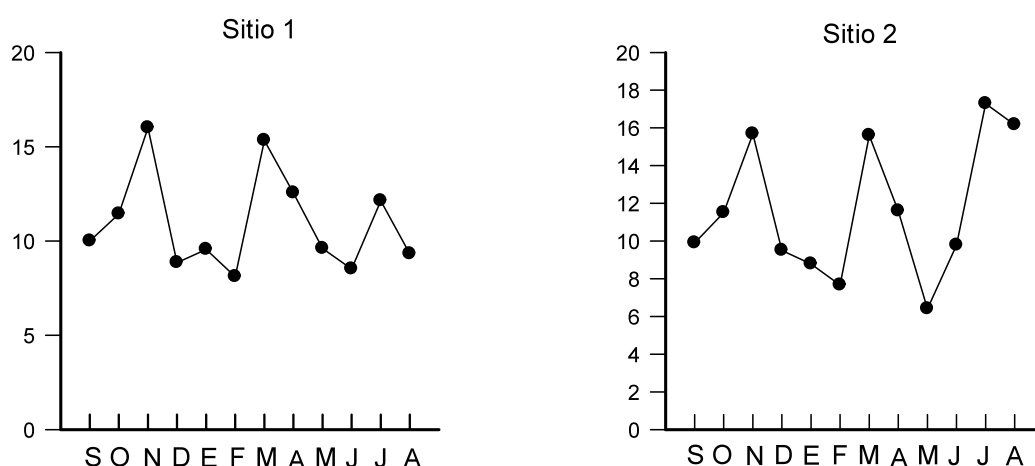


Figura 2. Concentraciones de oxígeno disuelto del lago Recreativo a lo largo de un año.

Los valores de salinidad variaron de 3 a 11 g/L en el sitio 1 y de 3 a 13 g/L en el sitio 2 a lo largo del año, siendo junio, julio y agosto los meses que presentaron los valores más altos y septiembre el mes con el valor de salinidad más bajo (Figura 3).

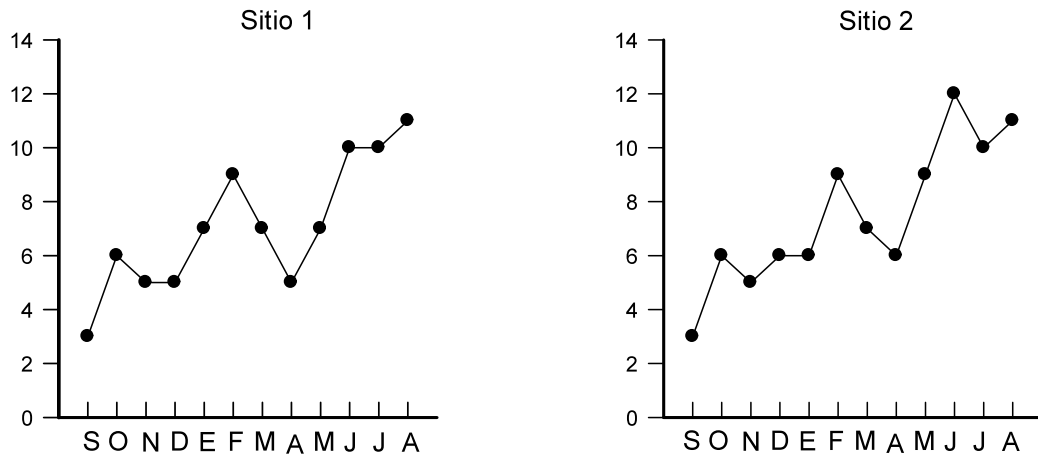


Figura 3. Valores de salinidad registrados en el lago Recreativo a lo largo del año.

En el sitio 1 el nivel máximo de conductividad registrado fue de 12.8 mS/cm³ en mayo y el mínimo fue de 7.2 mS/cm³ en febrero, mientras que en el sitio 2 el nivel máximo fue de 12.9 mS/cm³ durante los meses de mayo y junio y el mínimo fue de 8.7 mS/cm³ en enero (Figura 4).

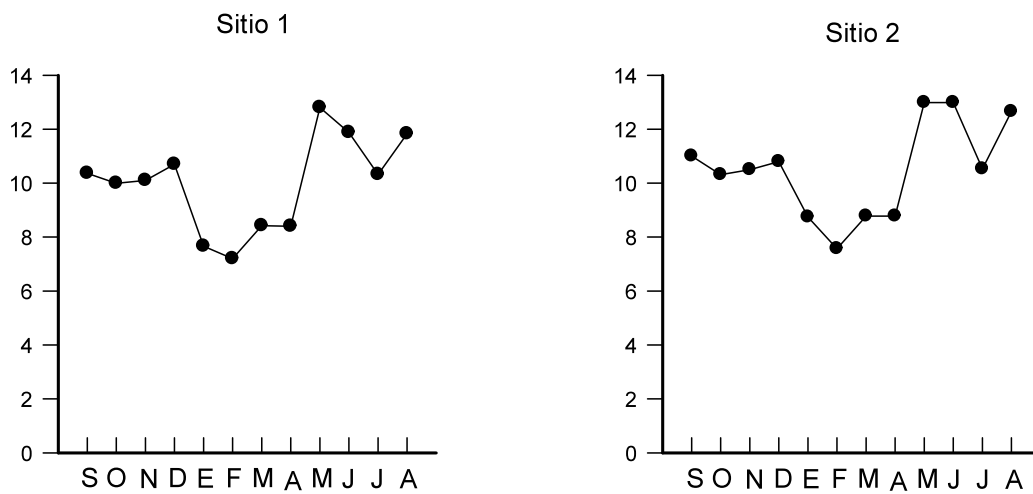


Figura 4. Niveles de conductividad registrados en el lago Recreativo a lo largo del año.

En cuanto a la alcalinidad, el valor máximo obtenido fue de 680 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ en los meses de junio y julio y el mínimo fue de 220 mg de $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ en noviembre y diciembre en el sitio 1 y en el sitio 2 el valor máximo registrado fue de 720 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ en julio y el mínima fue de 220 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ en diciembre (Figura 5).

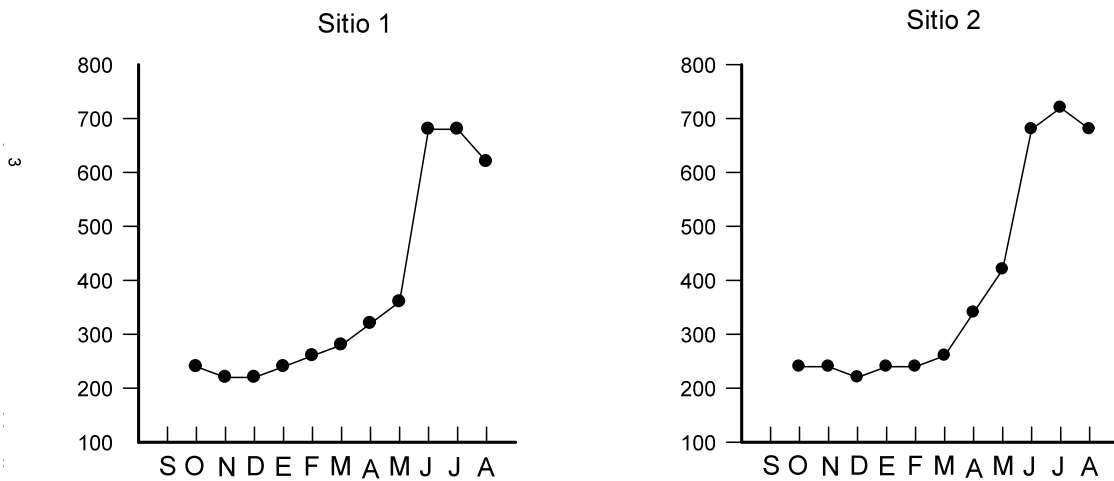


Figura 5. Valores de alcalinidad obtenidos en el lago Recreativo a lo largo de un año.

El pH varió de 8.28 a 10.88 en el sitio 1 y de 7.72 a 11.38 en el sitio 2, el mes con el nivel de pH más bajo fue febrero y el mes con el nivel de pH más alto fue diciembre en ambos sitios (Figura 6).

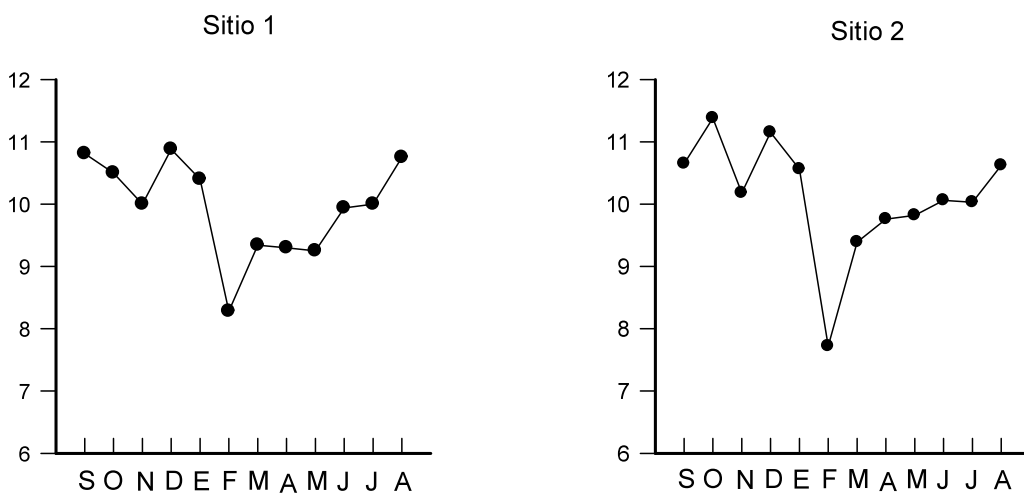


Figura 6. pH registrado en el lago Recreativo a lo largo de un año.

En julio se obtuvo el valor más alto de dureza en ambos sitios, en el sitio 1 el valor fue de 300 mg CaCO₃ L⁻¹ y en el sitio 2 fue de 360 mg CaCO₃ L⁻¹, el valor mínimo en ambos sitios fue de 220 mg CaCO₃ L⁻¹ (Figura 7).

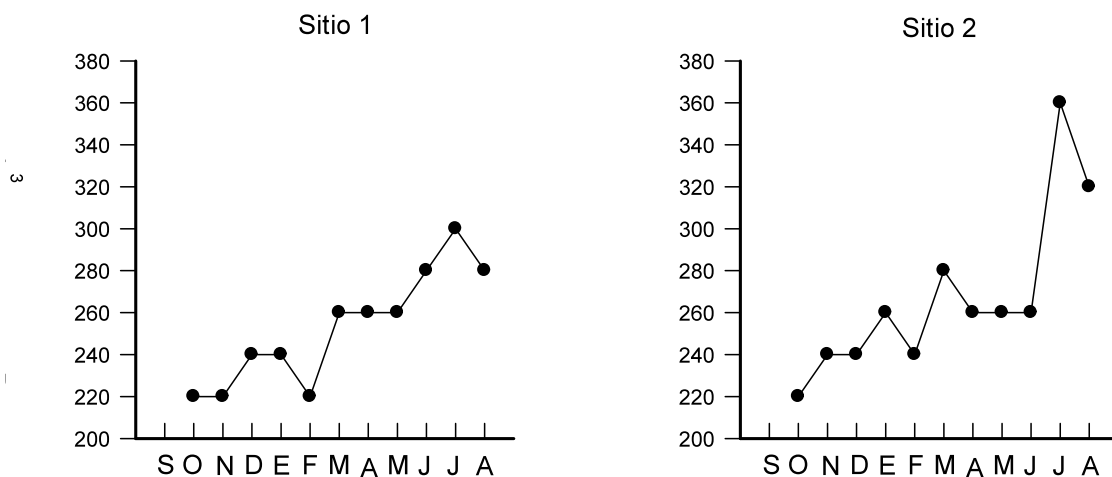


Figura 7. Valores de dureza obtenidos en el lago Recreativo a lo largo de un año.

La concentración más alta de nitratos se registró en el sitio 2 en julio con un valor de 1.64 NO₃ g L⁻¹ y la mínima fue de 0.24 NO₃ g L⁻¹ en septiembre en el mismo sitio, En el sitio 1 las concentraciones de los nitratos variaron entre 0.26 a 1 g L⁻¹ (Figura 8).

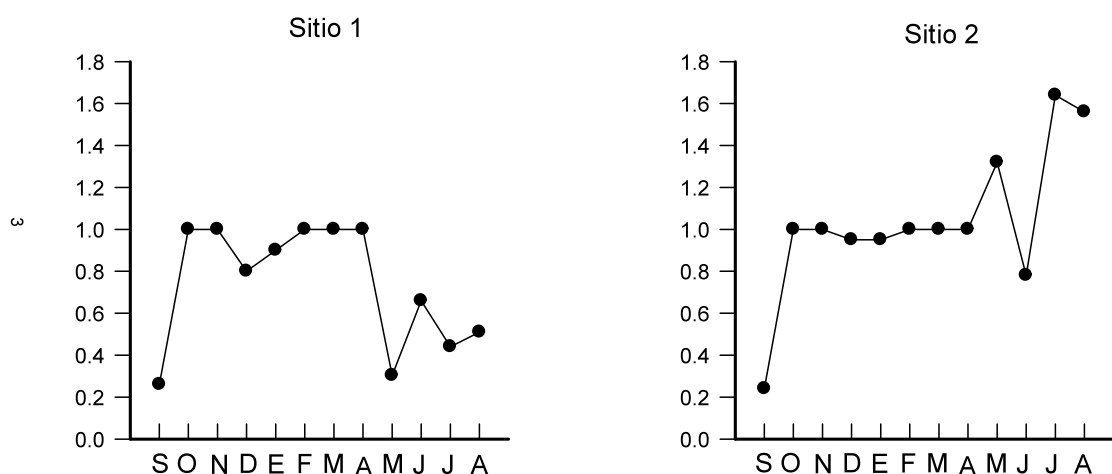


Figura 8. Concentraciones de nitratos NO₃ registradas en el lago Recreativo a lo largo de un año.

En cuanto a los fosfatos, las concentraciones variaron de 19-75 PO₄ mg L⁻¹ en el sitio 1 y de 20-119 PO₄ mg L⁻¹ en el sitio 2, el mes en donde se registraron las concentraciones mínimas de PO₄ en ambos sitios fue septiembre y las

máximas se registraron en junio para el sitio 1 y en mayo para el sitio 2 (Figura 9).

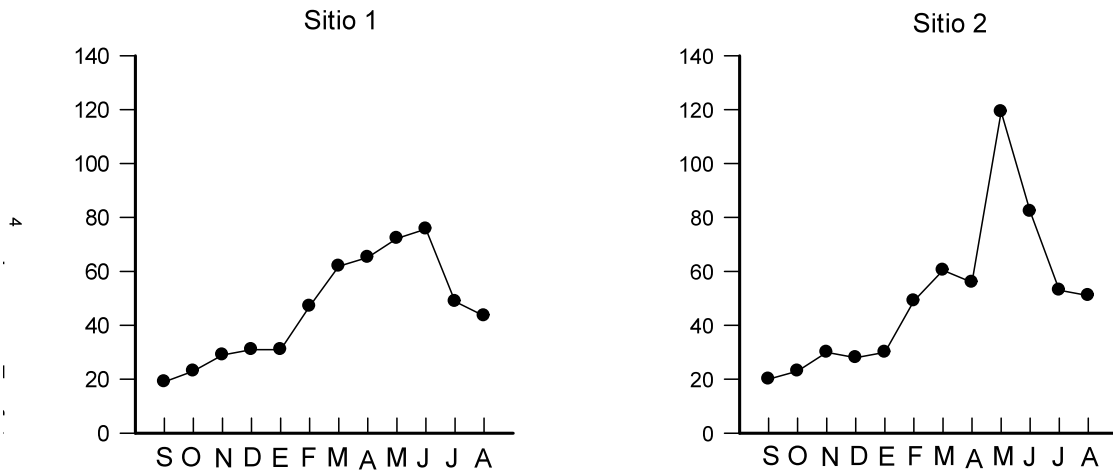


Figura 9. Concentraciones de fosfatos PO₄ registradas en el lago Recreativo a lo largo de un año.

La transparencia máxima medida en el sitio 1 fue de 10.88 cm en diciembre y la mínima fue de 2 cm en julio. En el sitio 2 la máxima fue de 11.38 cm en octubre y la mínima fue de 2 cm en julio (Figura 10).

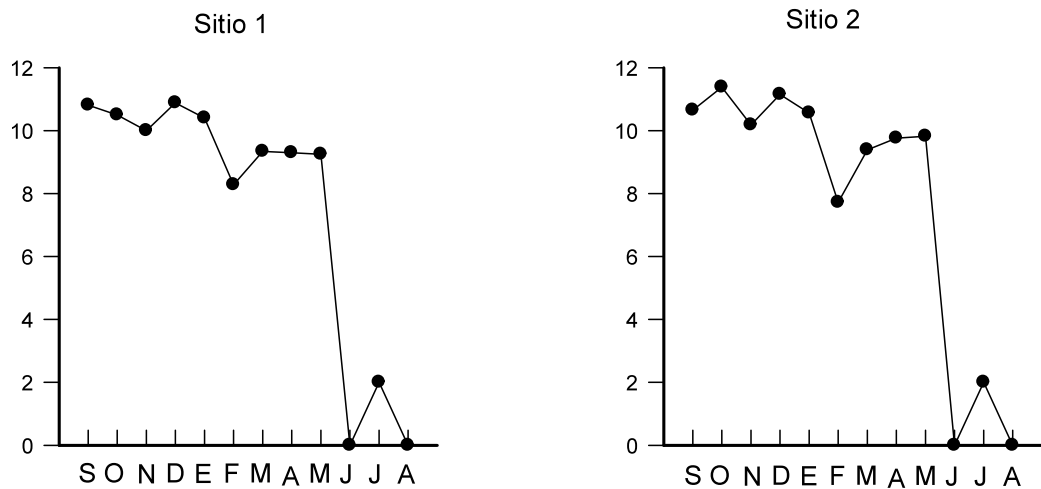


Figura 10. Transparencia medida en el lago Recreativo a lo largo de un año.

Respecto a la clorofila a, el nivel máximo obtuvo en el sitio 1 en diciembre con un valor de 1772.4 mg/cm³ y el mínimo fue de 322.8 mg/cm³ en el sitio 2 en febrero, el valor mínimo registrado en el sitio 1 fue de 435.2 mg/cm³ en agosto y el valor máximo en el sitio 2 fue de 1595.5 mg/cm³ en junio (Figura 11).

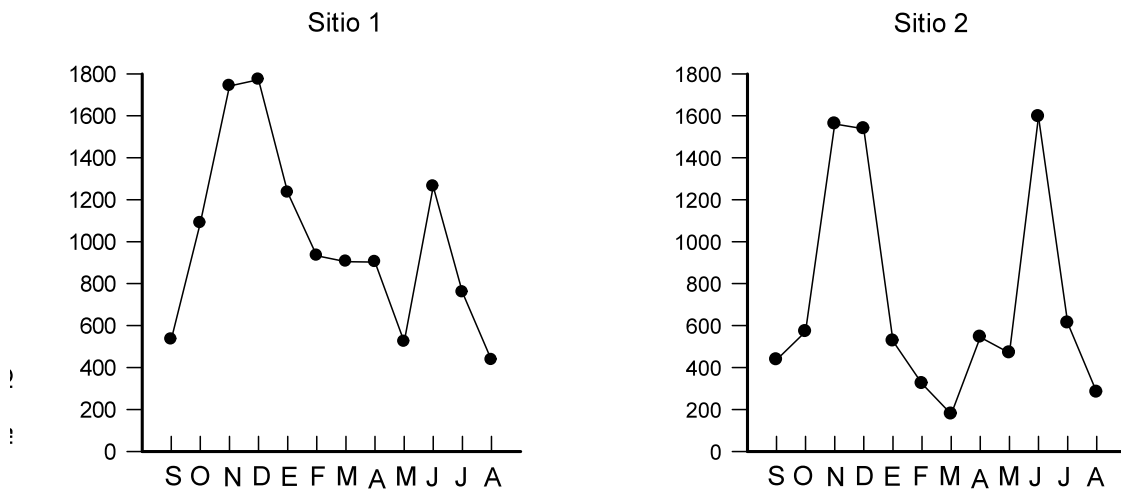


Figura11. Valores de clorofila a obtenidas en el lago Recreativo a lo largo de un año.

Especies identificadas en el lago Recreativo:

Se identificaron un total de 13 especies de zooplancton en el lago Recreativo, de las cuales 10 especies son de rotíferos, 1 de cladóceros, 1 de copépodos y 1 de ostrácodos. Los rotíferos identificados pertenecen a las familias Brachionidae, Synchaetidae, Asplanchnidae, Hexarthridae y Filiniidae. La única especie identificada de cladóceros pertenece a la familia Moinidae, la de copépodo es Cyclopidae y el ostrácodo solo se identificó a nivel de clase (Tabla 2.)

Tabla 2. Especies de Zooplancton identificadas en el lago Recreativo.

Rotíferos
Orden Ploimida
Familia Brachionidae
<i>Brachionus plicatilis</i> (Müller, 1786)
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766
<i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce, 1931
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)
Familia Synchaetidae
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943
Familia Asplanchnidae
<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)
<i>Asplanchna silvestrii</i> (Daday, 1902)
Familia Hexarthridae
<i>Hexarthra jenkiniae</i> (De Beauchamp, 1932)
Orden Gnesiotrocha
Familia Filiniidae
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)
Cladóceros
Orden Diplostraca
Familia Moinidae
<i>Moina macrocopa</i> (Straus, 1819)
Copépodos
Orden Cyclopoida
Familia Cyclopidae
<i>Acanthocyclops cf. robustus</i> Sars 1863

Ostrácodos

Clase Ostrácoda sp.

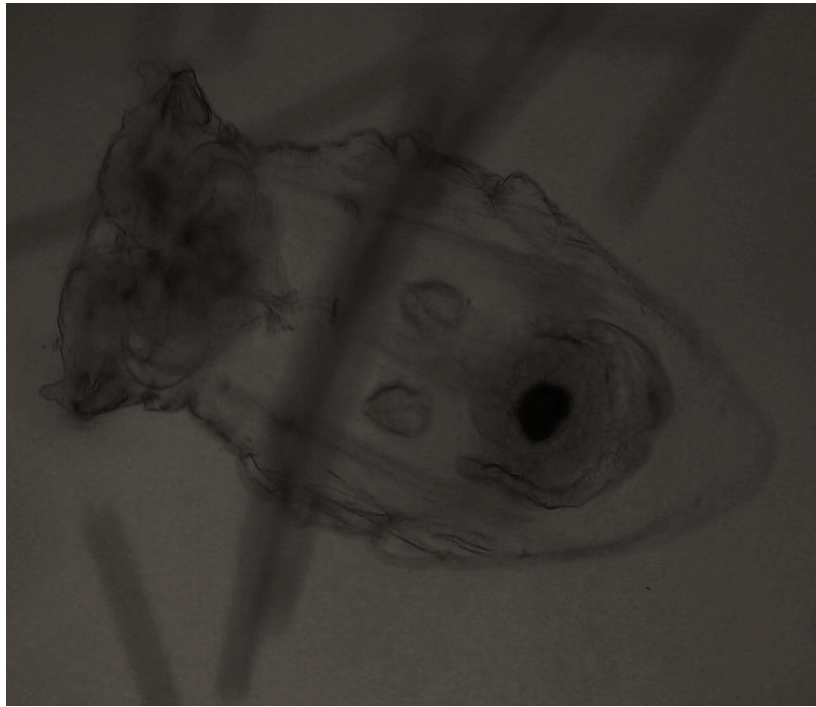


Imagen 7. Fotografía del rotífero *Asplanchna sieboldii* visto desde un microscopio óptico (10x).



Imagen 8. Fotografía del rotífero *Brachionus dimidiatus* visto desde un microscopio óptico (40x).



Imagen 9. Fotografía del rotífero *Brachionus angularis* visto desde un microscopio óptico (40x).



Imagen 10. Fotografía del rotífero *Brachionus plicatilis* visto desde un microscopio óptico (40x).

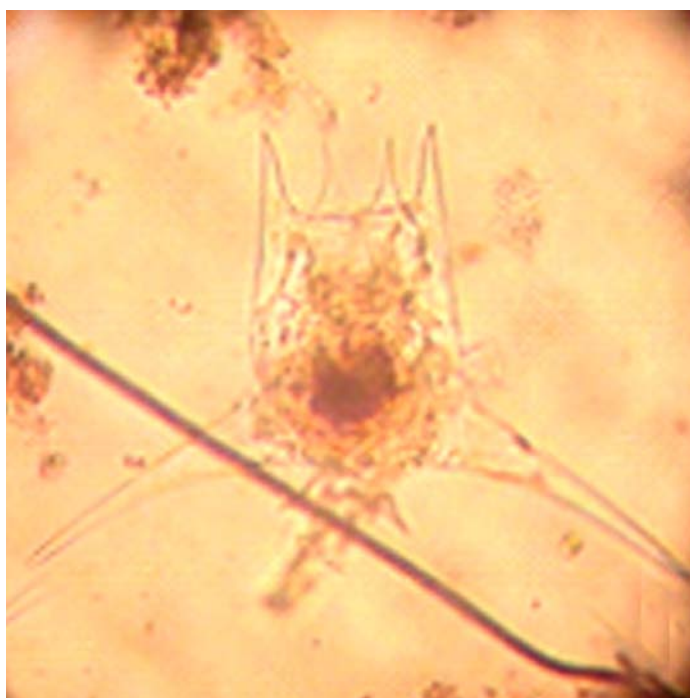


Imagen 11. Fotografía del rotífero *Brachionus calyciflorus* visto desde un microscopio óptico (40x).



Imagen 12. Fotografía del rotífero *Filinia longiseta* visto desde un microscopio óptico (40x).



Imagen 13. Fotografía del rotífero *Polyarthra vulgaris* visto desde un microscopio óptico (40x).

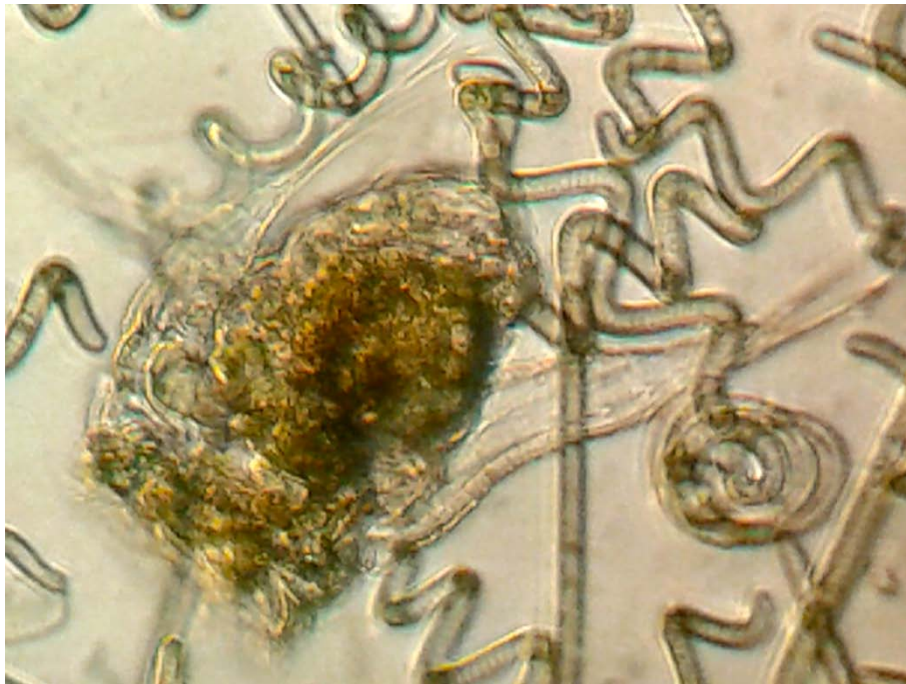


Imagen 14. Fotografía del rotífero *Hexarthra jenkiniae* visto desde un microscopio óptico (40x).



Imagen 15. Fotografía del copépodo *Acanthocyclops robustus* cf. visto desde un microscopio óptico (10x).



Imagen 16. Fotografía del ostrácodo visto desde un microscopio óptico (40x).

Abundancia del zooplancton del lago Recreativo:

-Rotíferos:

En el sitio dos se registraron mayores abundancias de las especies de rotíferos identificadas. Las especies presentes en todo el año en ambos sitios fueron *B. dimidiatus* y *Asplanchna sieboldii* (Imagen 7). *A. sieboldii* tuvo una densidad máxima de 105 ind L y una mínima de 1 ind L en el sitio 1 y en el sitio 2 tuvo una densidad máxima de 254 ind L y una mínima de 3 ind L.

El rotífero más abundante en ambos sitios fue *Brachionus dimidiatus* (Imagen 8) con una densidad máxima de 35067 ind L⁻¹ en diciembre y una mínima de 500 ind L⁻¹ en mayo en el sitio 1. En el sitio 2 se registró una máxima densidad de 247475 ind L⁻¹ en febrero y una mínima de 350 ind L⁻¹ en el mes de agosto (Figura 12).

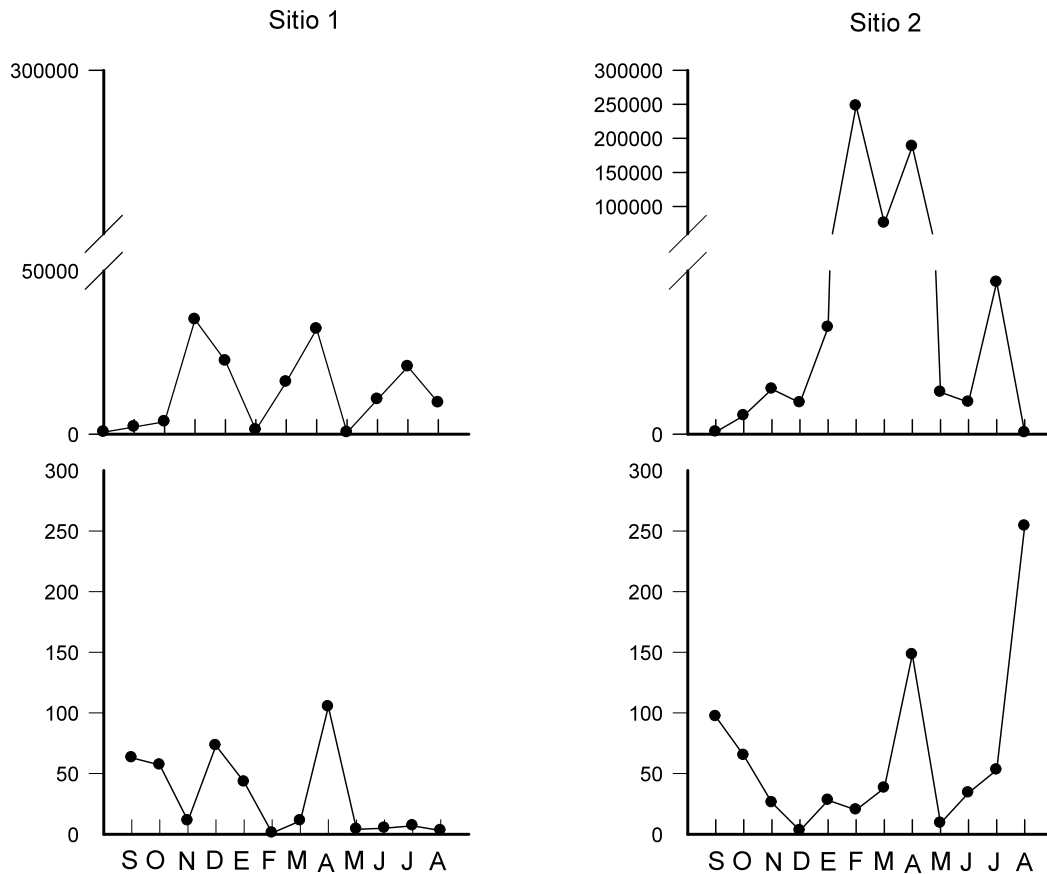


Figura 12. Abundancias de los rotíferos *Brachionus dimidiatus* y *Asplanchna sieboldii* en el Lago Recreativo a lo largo de un año.

La segunda especie más abundante en el lago Recreativo fue *Brachionus angularis* (Imagen 9) con una densidad máxima en el sitio 1 de 525 ind L⁻¹ y una mínima de 33 ind L⁻¹, en agosto no se registró ningún individuo. En el sitio 2 la densidad máxima que se registró fue de 11850 ind L⁻¹ y la mínima fue de 100 ind L⁻¹, en febrero no se registró ningún individuo. La tercera especie más abundante fue *Brachionus plicatilis* (imagen 10) con una densidad máxima de 950 ind L⁻¹ en el mes de diciembre. En noviembre y febrero se registraron densidades mínimas de 50 ind L⁻¹, no se registró ningún individuo en los meses de octubre, abril, mayo, junio, julio y agosto en el sitio 1. La densidad máxima en el sitio 2 fue de 1167 ind L⁻¹ en marzo y la mínima fue de 150 ind L⁻¹ en septiembre. En octubre, noviembre, mayo, junio, julio y agosto no se registró ningún individuo (Figura 13).

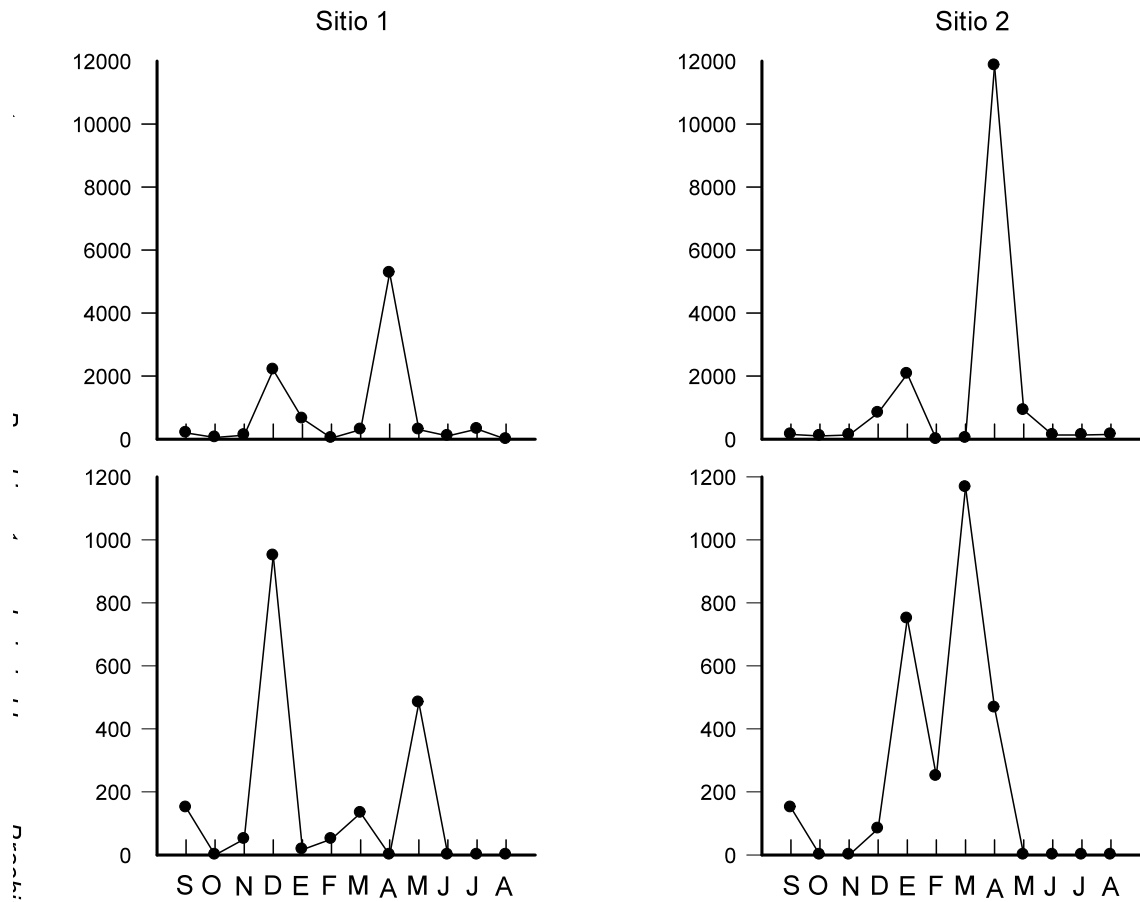


Figura 13. Abundancias de los rotíferos *B. Angularis* y *B. plicatilis* en el Lago recreativo a lo largo de un año.

La abundancia de los microcrustáceos fue baja en comparación con la de los rotíferos y no estuvieron presentes todo el año. El sitio 2 registró mayores abundancias en nauplios, copepoditos y copépodos adultos en comparación con el sitio 1. Los copepoditos fueron más abundantes que los nauplios en ambos sitios a lo largo del año. La densidad máxima de los nauplios en el sitio 1 fue de 9 ind L⁻¹ en septiembre y la mínima fue de 0.2 ind L⁻¹ en noviembre, en julio no se registró ningún individuo. En el sitio 2 la densidad máxima fue de 50 ind L⁻¹ en el mes de julio y la mínima fue de 0.5 ind L⁻¹ en febrero, en noviembre, diciembre y junio no se registró ningún individuo.

Los copepoditos fueron más abundantes en el sitio 2 en el mes de mayo con una densidad máxima de 226 ind L⁻¹, la densidad mínima fue de 1 ind L⁻¹ en agosto y enero, en el mes de julio no se registró ningún individuo. En el sitio 1

la densidad máxima fue de 94 ind L⁻¹ en septiembre y la mínima fue de 1 ind L⁻¹ en junio y julio, en febrero no se registró ningún individuo.

En el sitio 1 los copépodos adultos machos y las hembras tuvieron una densidad máxima de 2 ind L⁻¹, los machos durante los meses de septiembre y octubre y las hembras durante el mes de enero. En el sitio 2 las hembras fueron más abundantes que los machos con una densidad máxima de 8 ind L⁻¹ en mayo mientras que la de los machos fue de 6 ind L⁻¹ en septiembre (Figura 14).

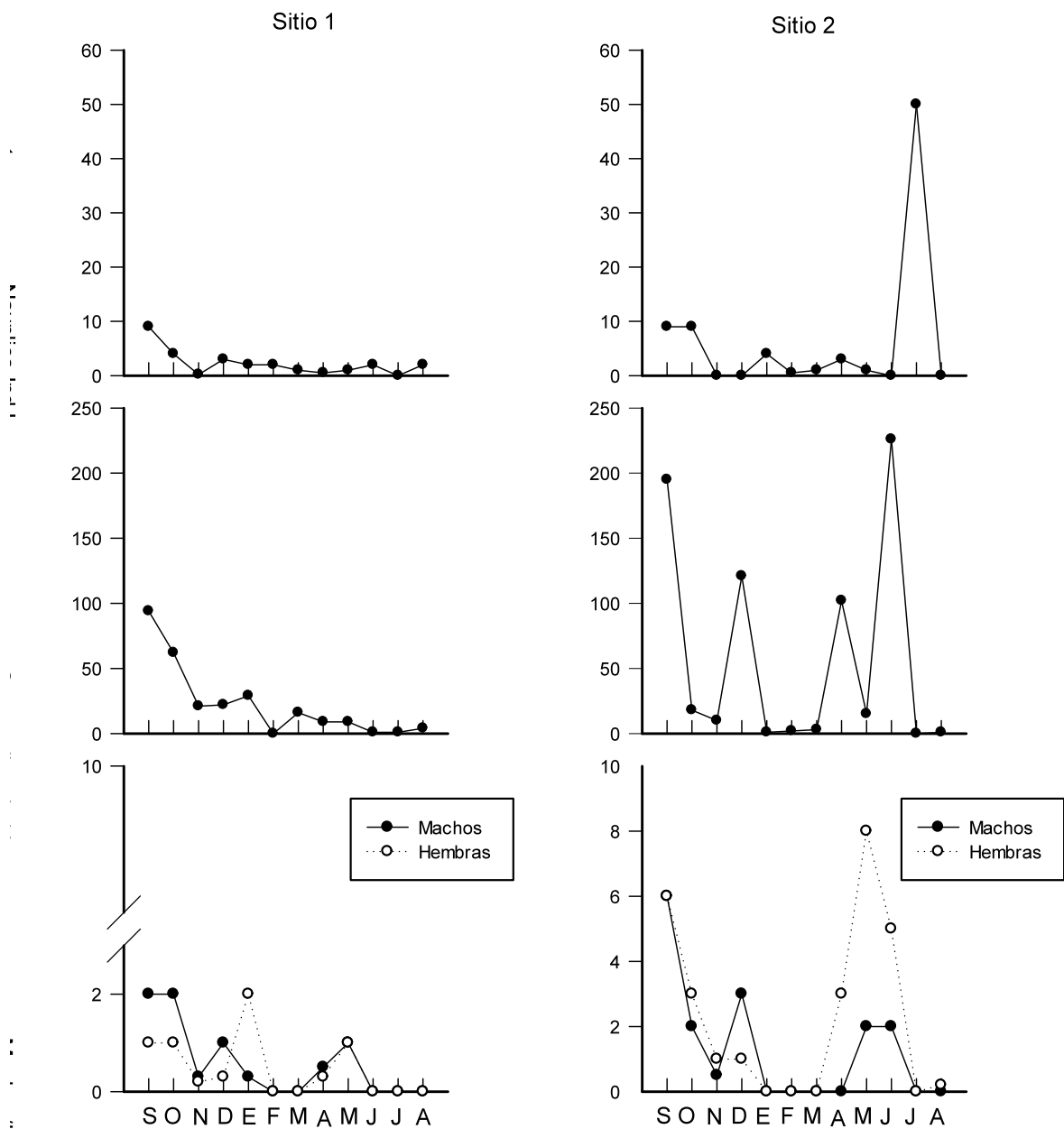


Figura 14. Abundancias de los nauplios, copepoditos y copépodos adultos de *A. robustus cf.* en el Lago Recreativo a lo largo de un año.

La densidad máxima de los ostrácodos en el sitio 1 fue de 11 ind L⁻¹ en mayo y en el sitio 2 fue de 10 ind L⁻¹ en el mismo mes. Los cladóceros estuvieron presentes en pocos meses en ambos sitios, en el sitio 1 la única densidad registrada fue de 0.3 ind L⁻¹ en los meses de septiembre y mayo y en el sitio 2 solo se registraron individuos en abril y mayo con una densidad de 0.3 ind L⁻¹ y 1 ind L⁻¹, respectivamente (Figura 15).

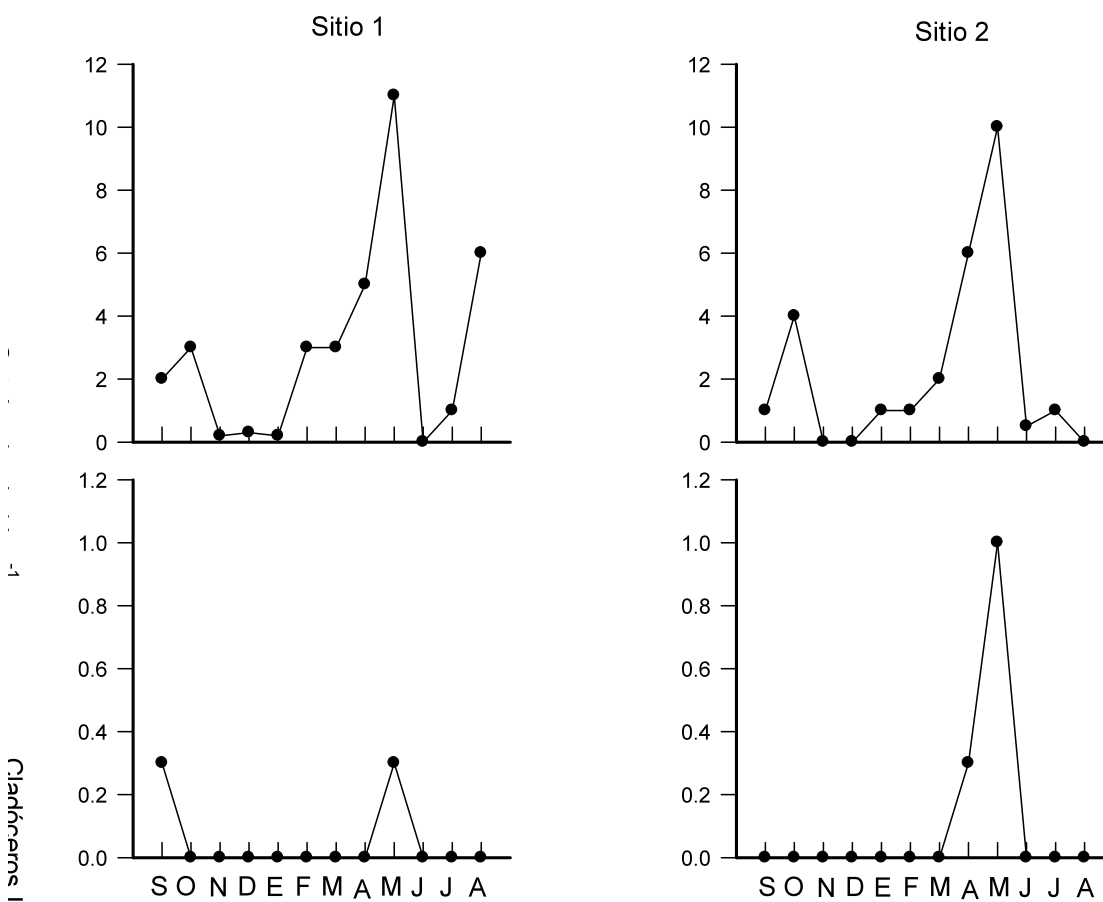


Figura 15. Abundancias de los microcrustáceos: *M. macrocopa*, y el ostrácodo en el Lago Recreativo a lo largo de un año.

Índice de Diversidad en el lago Recreativo:

La diversidad en el sitio 1 varió a lo largo del año, septiembre fue el mes que presentó la diversidad más alta (2.02 bits/ind), seguido de mayo (1.78 bits/ind), luego junio (1.78 bits/ind) y después febrero (1.287 bits/ind), los meses restantes tuvieron una diversidad con valores cercanos a 0 bits/ind. El mes más diverso en el sitio 2 también fue septiembre con un valor de 2.23 bits/ind, la diversidad en todos los demás meses fue igualmente cercana a 0 bits/ind (Figura 16).

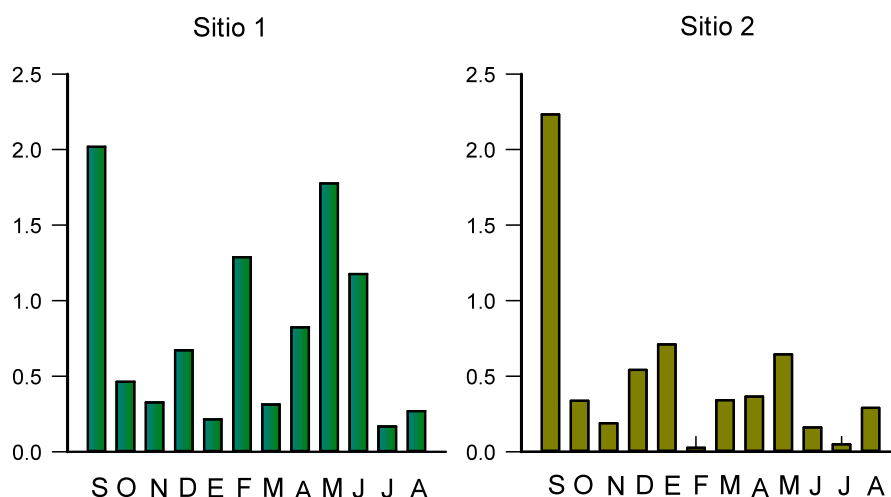


Figura 16. Diversidad en bits/ind del Lago recreativo a lo largo de un año.

DISCUSIÓN

El Lago Recreativo debe ser considerado un lago sódico hipertrófico ya que tiene características propias de estos cuerpos. Éste lago tiene una cuenca cerrada con una elevada concentración de carbonato de sodio influenciada por la composición de los suelos del ex Lago de Texcoco, un pH elevado mayor a 10 y una tasa de evaporación alta (Jones *et al.* 1994; Gutiérrez *et al.* 1998). Una de las principales características de los lagos hipertróficos es la elevada concentración de clorofila a que según la OECD (1982) debe ser igual o mayor a $100 \mu\text{g L}^{-1}$, aunque Álvarez y Jacobsen (1992) estipulan que debe ser mayor que esa concentración. El lago Recreativo con una concentración de clorofila a de 1772 mg cm^3 supera por mucho el límite establecido por Álvarez y Jacobsen y la OECD así como las registradas en otros lagos hipertróficos, Oliva *et al.* en el 2008 en el lago urbano hipertrófico Tezozomoc en la ciudad de México registraron concentraciones de clorofila a hasta $1320 \mu\text{g L}^{-1}$.

Además de la elevada concentración de clorofila a, la variación de la misma, las oscilaciones de oxígeno disuelto, la baja profundidad, la resuspensión periódica de sedimentos, la productividad alta, entre otros factores son considerados comportamientos típicos de cuerpos de agua hipertróficos (Barica

1980, Margalef 1983, Oliva *et al.* 2008). El Lago Recreativo cumple con al menos 4 de los factores típicos del comportamiento de un lago hipertrófico: elevada concentración de clorofila a previamente mencionada, variación de la misma que fue de entre 322 y 1772 mg cm³ a lo largo del año en ambos sitios, elevada productividad, aporte constante de descargas de agua residuales que favorece la resuspensión de sedimentos y concentraciones de oxígeno disuelto igualmente variables registradas de entre 8 y 16 mg/L⁻¹. Las concentraciones de oxígeno disuelto obtenidas del Lago Recreativo coinciden con las que Carmona registró (2015) en el Lago Nabor Carrillo las cuales superan los valores mínimos necesarios para la crianza de peces de baja calidad establecidos por Brock (1988) (2 mg L⁻¹) por lo que considerando únicamente este aspecto podría llevarse a cabo la introducción y el cultivo de algunos peces de importancia económica como el charal o la tilapia. Sin embargo, considerando que el nivel de agua en este lago se mantiene con agua tratada, el cultivo de peces para el consumo humano no es una buena opción.

El grupo fitoplanctónico más abundante en cuerpos de agua eutrofizados son las cianofíceas que se desarrollan en ambientes alcalinos con presencia de cantidades altas de carbonatos y bicarbonatos y grandes cantidades de materia orgánica en descomposición, así como altos niveles de fósforo y nitrógeno (Wetzel 2001). Las concentraciones de fosfatos y nitratos en el Lago Recreativo fueron altas debido a las descargas de aguas residuales de una planta de tratamiento que recibe. Además es el refugio de aproximadamente 62 especies de aves residentes y migratorias (Conagua, 2004) lo cual, a través de guano, aumenta los niveles de fósforo y nitrógeno y favorece la proliferación del fitoplancton en el sistema. En general el sitio 2 presentó concentraciones de nitratos y fosfatos casi 50% más altas que las del sitio 1 lo cual está atribuido a que el sitio 2 se encuentra cerca de un ducto de descarga de aguas residuales que abastece el lago y el cual está cargado de nutrientes y materia orgánica que hace que las concentraciones de éstos aumenten en el sitio 2. Los valores máximos registrados de nitratos en el lago fueron de 1.64 mg L⁻¹ lo que indica que el cuerpo de agua está por debajo de los valores de calidad de agua máximos permitidos de acuerdo a Jiménez y Ramos (1997), sin embargo, en comparación con los registrados en el Lago Nabor Carrillo por Maya y Jiménez

(2000) son mayores a pesar de que el agua que reciben proviene de la misma planta de tratamiento. La diferencia en estos valores puede deberse principalmente a la diferencia de tamaño que existe entre estos dos lagos. Jeppesen y colaboradores (2011) establecen que las concentraciones de fósforo total en el sistema tienen una relación inversamente proporcional a las densidades de zooplancton y fitoplancton, relación que coincide con lo observado en el Lago Recreativo sobre todo durante el mes de mayo cuando se registró el aumento de las concentraciones de fosfatos mientras que las densidades, tanto de rotíferos como de microcrustáceos, disminuyeron al igual que las concentraciones de clorofila a.

Antiguamente, la cianobacteria *Spirulina geitleri* era cultivada en Texcoco en el lago "el Caracol" considerado por Margalef (1983) como un lago sódico-alcalino en Texcoco (Alcocer y Williams 1996). Además de los florecimientos evidentes de cianobacterias en el Lago Recreativo (Imagen 2) y del antecedente de cultivo de *Spirulina*, se tienen registros de la presencia de altas densidades de la cianobacteria *Spirulina* sp. en el lago Nabor Carrillo principalmente atribuidos a la elevada salinidad y alcalinidad del sistema (Maya y Jiménez 2000) por lo que se puede inferir que la especie dominante en el Lago Recreativo pertenece a éste género. La cianobacteria *Spirulina fusiformis* fue la especie dominante registrada en el Lago Nakuru en África que al igual que el Lago Recreativo, es un cuerpo de agua sódico eutrofizado (Ballot et al. 2004; Oduor y Schagerl, 2007). Otro cuerpo de agua sódico con características similares a las del Lago Recreativo es el Lago Sonachi en donde la cianobacteria *Spirulina platensis* fue dominante (Verschuren, 1999). Alcocer et al. (1999) encontraron en el lago sódico Tecuitlapa Norte florecimientos perenes de *Spirulina* al igual que lo observado en el Lago Recreativo. Ortega et al. (2011) en un lago Michoacano eutrofizado con valores altos de salinidad y conductividad y Olivia et al. (2008) en el lago hipertrófico Tezozómoc, también encontraron a las cianofíceas como grupo dominante, el cual es uno de los grupos taxonómicos dominantes característicos en los lagos eutróficos e hipertróficos.

Numerosos autores establecen que la diversidad biológica y la estructura de la comunidad zooplanctónica está regulada principalmente por la salinidad

(Gasse et al., 1983; Wood y Talling, 1988; Tudorancea et. al., 1989), sin embargo, Alcocer y colaboradores (1999) y Verschuren y colaboradores (1999) lo atribuyen a una variedad de factores ambientales dentro de los cuales la salinidad es importante pero no necesariamente es el factor determinante de la diversidad y la estructura de las comunidades. Este estudio concuerda con la opinión de Alcocer y la de Verschuren ya que la salinidad por sí sola no mostró efectos obvios en la diversidad y abundancia de las especies de zooplancton registradas en el Lago Recreativo.

Del estudio de zooplancton realizado en el Lago Recreativo donde se registraron 10 especies de rotíferos, *Brachionus angularis*, *Polyarthra* sp. y *Filinia longiseta* son considerados organismos bioindicadores de eutrofización (Saksena, 2006). Los rotíferos *Brachionus dimidiatus*, *Brachionus plicatilis* y *Hexarthra* sp. encontrados en el Lago Recreativo parecen ser característicos de los lagos sódicos ya que también han sido registrados en otros lagos sódicos en África (Vareschi y Vareschi, 1984), Australia (Walker, 1973) y en la República Checa (Pourriot et al. 1968). La baja cantidad de especies presentes en estos lagos está atribuida principalmente a la alcalinidad del sistema (Källqvist y Meadows, 1978), la cual en el Lago Recreativo es alta sobre todo a partir del mes de mayo en ambos sitios. El grupo taxonómico dominante en el Lago Recreativo fue el de los rotíferos y el menor fue el de los microcrustáceos de los cuales solo se registraron 3 especies lo cual coincide con el estudio realizado por Beadle (1974) que sólo registró en el Lago Nakuru 5 especies de rotíferos y 1 de microcrustáceos. Por otro lado, Thóth y colaboradores en el 2014 en los lagos sódicos someros Europeos encontraron un total de 105 especies de rotíferos y 52 de microcrustáceos, pero en 32 lagos sin embargo el grupo zooplanctónico que se presentó con mayor frecuencia fue el de los microcrustáceos mientras que en el Lago Recreativo fue el de los rotíferos. Generalmente el copépodo *Arctodiaptomus spinosus* ha sido encontrado en lagos sódicos (Schneider et al. 2012; Tóth et al., 2014), sin embargo, en el Lago Recreativo *Acanthocyclops* cf. *robustus* fue el único copépodo registrado.

La diversidad de especies de rotíferos en otros lagos eutrofizados como el lago de Xochimilco (Sarma et al., 2009) es mayor a la registrada en el Lago

Recreativo. Los lagos sódicos usualmente tienen una diversidad de flora y fauna baja pero su biomasa es muy elevada (Vareschi y Jacobs, 1985) lo que coincide con los datos de baja diversidad de organismos zooplanctónicos y la elevada abundancia del rotífero *Brachionus dimidiatus* principalmente registrados en el Lago Recreativo en ambos sitios. El rotífero *B. dimidiatus* fue más abundante que *B. plicatilis* y que cualquier otra especie de zooplancton registrada lo que coincide con el estudio de Vareschi y Vareschi (1984) en donde *B. dimidiatus* también fue más abundante que *B. plicatilis* pero las densidades que obtuvieron fueron menores a las registradas en el Lago Recreativo. Burgis y colaboradores (1973) y Walker (1975) también registraron al rotífero *B. dimidiatus* en lagos sódicos en densidades menores a las registradas en el Lago Recreativo. La razón por la que éste rotífero es exitoso en este sistema a pesar de la salinidad de más de 10 grL^{-1} y elevada concentración de cianobacterias se debe a que *B. dimidiatus* es tolerante a la salinidad (Verschuren, 1999) además de que los rotíferos del género *Brachionus* pueden evitar a las cianotoxinas detectándolas mediante receptores sensibles (Lurling y Veschoor, 2003) o ser resistentes a ellas como lo demuestra Zamora (2015) en experimentos realizados sobre el rotífero *Brachionus calyciflorus* sometidos a cianotoxinas extraídas de los florecimientos algales del Lago Nabor Carrillo y el Lago Recreativo.

Vareschi y Vareschi (1984) encontraron una relación inversamente proporcional entre la densidad del fitoplancton y la densidad del rotífero *B. dimidiatus*, lo cual en el Lago Recreativo solo se cumple en el sitio 2 durante el mes de junio donde se tiene una elevada concentración de clorofila a que puede ser reflejo de un florecimiento algal (Ballot et al. 2004; Oduor y Schagerl, 2007), y una de las menores densidades del rotífero registradas. En el resto del año y en el sitio 1 no se refleja claramente esta relación en las gráficas obtenidas debido probablemente al manejo que se le da al lago y a las diferencias estructurales que existen entre los dos sitios. El sitio 1 es menos accesible y más somero que el sitio 2 por lo que el espesor de la capa superficial de cianobacterias que se forma es mayor lo que podría explicar las concentraciones de clorofila a mayores a las del sitio 2. En el sitio 2 hay un muelle que permite el acceso al lago y la profundidad es mayor a la del sitio 1.

Además el agua residual que se descarga continuamente en el lago a pesar de ser sometida a un tratamiento de tipo secundario que permite su uso como agua de riego o de uso doméstico, también puede contener metales pesados y otros patógenos (Reynolds 2002; Hahn *et al.* 2004; Guzmán *et al.* 2007) puede estar influenciando de manera positiva o negativa la diversidad y abundancia de las especies de zooplancton que se registraron en este estudio.

Los lagos sódicos son considerados como uno de los ecosistemas más productivos del planeta (Likens 1975; Cole 1979; Melak 1981). La elevada productividad en estos cuerpos de agua se debe principalmente a las altas temperaturas, intensa radiación y a un fotoperiodo constante (Talling y Lemoalle 1998). En ambos puntos del Lago Recreativo se registraron valores de salinidad, alcalinidad y dureza ascendentes exponencialmente debido principalmente al ascenso de la temperatura por a la intensa radiación, que tiene como consecuencia una evaporación elevada y el aumento de las concentraciones de carbonato en el sistema a lo largo del año, sin embargo este fenómeno no puede atribuirse en su totalidad a la estacionalidad del año o a otros factores naturales ya a que éste lago recibe descargas de aguas residuales controladas de manera manual que influyen en la profundidad del lago y en la dilución de las sales que finalmente se ve reflejado en los valores obtenidos de los factores previamente mencionados, el lago hipertrófico Lago Viejo de Chapultepec también recibe descargas periódicas de aguas residuales ricas en nutrientes (Alcocer *et al.*, 1988) que provocan que el lago se comporte de manera similar al Lago Recreativo lo que ayuda sustentar la suposición de que las descargas continuas de agua que recibe son una de las razones principales de variación de los distintos parámetros fisicoquímicos registrados. La productividad puede ser estimada en el Lago Recreativo mediante el análisis de los valores de transparencia y las concentraciones de clorofila a registradas. En ambos sitios la transparencia mínima registrada en el año fue de durante el mes de junio que coincide con uno de los picos máximos de concentración de clorofila a, que puede interpretarse como el aumento y acumulación de algas y cianobacterias. Esta acumulación de organismos fue visible en el lago durante todo el año, lo tiene como consecuencia directa la opacidad del medio (Moreno *et al.*, 2010) y es por eso que los niveles de

transparencia medidos fueron bajos. Los niveles de transparencia registrados en el Lago recreativo coinciden con los registrados en el Lago Nabor Carrillo (Carmona 2015) a pesar de tener un área y una profundidad menor.

CONCLUSIONES

- El principal grupo zooplanctónico del Lago Recreativo está conformado por los rotíferos.
- Se identificaron un total de 13 especies de zooplancton de las cuales 10 son de rotíferos, 1 de copépodos, 1 de cladóceros y 1 de ostrácodos. El rotífero *Brachionus dimidiatus* fue la especie de zooplancton dominante en el Lago Recreativo durante todo el año.
- La riqueza específica en el Lago Recreativo estuvo representada por 4 grupos: rotíferos, copépodos, cladóceros y ostracodos. El más representativo y abundante fue el de los rotíferos.
- La diversidad en el Lago Recreativo fue generalmente baja, septiembre fue el mes más diverso en ambos sitios y los demás meses tuvieron valores cercanos a 0 bits/ind.
- Las variables fisicoquímicas registradas en el Lago Recreativo fueron: Oxígeno disuelto, salinidad, conductividad, pH, alcalinidad, dureza, nitratos, fosfatos, clorofila a y transparencia.
- La dinámica poblacional de las especies de rotíferos más abundantes, los cladóceros y los copépodos adultos en el Lago Recreativo fue irregular a lo largo del año y se le atribuyó principalmente a la combinación de las variables fisicoquímicas registradas en el lago y al cambio de las mismas influenciado por el aporte de agua residual proveniente de una planta de tratamiento. Los nauplios tuvieron un comportamiento decreciente a lo largo del año en el sitio 1 y los ostrácodos fueron registrados esporádicamente y en densidades muy bajas.

Por medio de esta tesis pretendo ser punto de partida y dejar distintas interrogantes abiertas para que, en conjunto con otros investigadores o alumnos mejoremos o elaboremos distintos proyectos de investigación enfocados principalmente a conocer de manera integral los diferentes cuerpos de agua continentales que existen en México para poder contar con las herramientas necesarias para crear, proponer y llevar a cabo nuevos y mejores programas de recuperación, restauración y aprovechamiento de recursos que ayuden al desarrollo del país.

|

LITERATURA CITADA

1. Alcocer, D. J., Kato, E., Robles, E. y Vilaclara, G. 1988. Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Contaminación ambiental*. 4: 43-56.
2. Alcocer, J. y Williams, W. D. 1996. Historical and recent changes in Lake Texcoco, a saline lake in Mexico. *International Journal of Salt Lake Research*. 5: 45-61.
3. Alcocer, J., Escobar, E. G., Lugo, A. y Oseguera, L. A. 1999. Benthos of a perennially-astatic, saline, soda lake in Mexico. *International Journal of Salt Lake Research*. 8: 113-126.
4. Alcocer, D. J. 2007. El agua epicontinental de México. *Ciencia*. 58(3): 26-35.
5. Alcocer, J., Escobar, E. G., Lugo, A., Lozano, L. M. y Oseguera, L. A. 2001. Benthos of a seasonally-asaltic, saline, soda lake in Mexico. *Hydrobiologia*. 466: 291-297.
6. Álvarez-Cobelas, M. y Jacobsen, B. A. 1992. Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum*. 2: 184-199.
7. APHA. 1995. *Standards Methods for the examination of water and wastewater*. New York.
8. Ballot, A., Krienitz, L. y Kotut, K. 2004. Cyanobacteria and cyanobacterial toxins in three alkaline Rift Valley lakes of Lenya-Lakes Bogoria, Nakuru and Elmentaita. *J. Plankt. Res.* 26: 925-935.
9. Barica, J. 1980. Why hypertrophic ecosystems? En: *Developments in hydrobiology*. V. 2: Hypertrophic ecosystems. Dr. W. Junk bv Publishers, La Haya.
10. Beadle, L. C. 1974. *The Inland Waters of Tropical Africa*. Longman. London.
11. Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L. 2006. *ECOLOGY From Individuals to Ecosystems*. 4ª edición. Blackwell Publishing. Australia.
12. Burgis, M. J., Darlington, J. P. E. C., Dunn, I. G., Ganf, G. G., Gwahaba, J. J. y McGowan, L. M. 1973. The biomass and distribution of organisms in Lake George, Uganda. *Proc. R. Soc. Lond. B*. 184: 271-298.

13. Carmona-Ruíz, J. A. 2015. Análisis de la diversidad y dinámica poblacional del zooplankton en el Lago Nabor Carrillo, Texcoco, Estado de México. Tesis de Licenciatura inédita. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM.
14. Ceballos, C. J. G. A., Ortega-Murillo, M. R., Martínez-Trujillo, M., Rodríguez, J. L. S. y González, S. S. 1994. Análisis limnológico del lago de Cuitzeo, Michoacán, México. *Biológica*. 4: 45.
15. Chalar, G. 2007. Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: embalse Salto Grande (Argentina- Uruguay). São Carlos, SP. Brasil. 87-101.
16. Chavez, C. y Huerta, L. 1985. Estudios ecológicos previos a la creación de un refugio de vida silvestre en el ex lago de Texcoco. *Memorias IV Nal. de ingeniería sanitaria ambiental*. SMIA. 641-647.
17. Cole, G. A. 1979. *Textbook of Limnology*. Mosby. St. Louis.
18. Comisión Nacional de Agua (Conagua). 2004. Plan de consolidación del rescate hidroecológico de la zona federal del ex Lago de Texcoco. Segunda Parte: Evaluación y Diagnóstico de Acciones de 1971 a 2003. Universidad Autónoma Chapingo.
19. Cushing, D. H. 1995. The long-term relationship between zooplankton and fish. *ICES J. Mar. Sci.* 52: 611-626.
20. Dejen, E. Vijverberg, J., Nagelkerke, L. y Sibbing, F. 2004. Temporal and spatial distribution of microcrustacean zooplankton in relation turbidity and other environmental factors in large tropical lake (L. Tana, Ethiopia). *Hydrobiología*. 513: 39-49.
21. De la Lanza-Espino, G., Céceres-Martínez, C., Adame-Martínez, S. y Hernández-Pulido, S. 1999. UABES. UNAM. Plaza y Valdes. México. 163.
22. Díaz, Z. 1987. Informe final del proyecto: Control de malezas acuáticas. Instituto Mexicano de Tecnología de Agua (IMTA). SARH. 81.
23. Downing, J. A. 2014. Limnology and oceanography: two estranged twins reuniting by global change. *Inland Waters*. 4: 2015-232.
24. Ducks Unlimited de México A. C. (DUMAC). 2005. Programa de conservación y manejo para las aves playeras en el Lago de Texcoco, Estado de México. UNAM. 107.

25. Enríquez-García, C., Nandini, S. y Sarma, S. S. S. 2003. Food Type Effects on the Population Growth Patterns of Littoral Rotifers and Cladocerans. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31(2): 120-133.
26. García-Calderón, J. y De la Lanza-Espino, G. 2002. La Cuenca de México. En: G De la Lanza Espino. *Lagos y presas de México*. 4th. AGT editor. 35-63.
27. Gasse, F., Talling, J. F. y Kilham, P. 1983. Diatom assemblages in East Africa: Classification, distribution and ecology. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 16: 3-34.
28. González, D. 1978. Curso de perfeccionamiento en control integrado de plagas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación experimental regional Pergamino. Argentina. 2.
29. Grant, W. D., Mwatha, W. E. y Jones, B. E. 1990. Alkaphiles: ecology, diversity and applications. *Microbiology Reviews.* 75: 255-270.
30. Grant, W. D. 1992. Alkaline Enviroments. *Encyclopedia of Microbiology.* 1: 73-80.
31. Grant, W. D. 1993. Hypersaline enviroments. *Physiological Ecology.* 1: 13-18.
32. Grant, W. D. 2004. Life at low water activity. *The royal Society.* 359: 1249-1267.
33. Grant, W. D. 2006. ALKALINE ENVIROMENTS AND BIODIVERSITY in Extremophiles. [Eds. Charles Gerday and Nicolas Glansdorff] in *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. Developed under the Auspices of the UNESCO. Eolss Publishers. Oxford, UK.
34. Gutiérrez, M. E. y Sarma, S. S. S. 1998. Phylum Rotifera. *Enciclopedia de Quintana Roo.* 1: 327-343.
35. Gutiérrez-Castorena, M. C., Stoops, G. y Otríz-Solorio, C. A. 1998. CARBONATO DE CALCIO EN LOS SUELOS DEL EX LAGO DE TEXCOCO. *Terra.* 16(1): 11-19.
36. Guzmán-Quintero, A., Palacios-Vélez, O., Carrillo-González, R., Chávez-Morales, J. y Nikolskii-Gavrilov, I. 2007. *Agrociencia.* 41: 385-393.
37. Hahn-Schlam, F., Miranda-Salgado, G., Pérez López, F., Mayo-Díaz, O., Rojas-Serrano, F. y Coras-Merino, P. 2006. MONITOREO DE LA

- CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO TEXCOCO MEDIANTE SENSORES SELECTIVOS DE IONES. *Agrociencia*. 40: 277-287.
38. Hammer, T. 1986. *Saline lakes Ecosystems of the World*. Dr. W. Publishers. Dordrecht, the Netherlands. 616.
39. Herzig, A. y Koste, W. 1989. The development of *Hexarthra* spp. in a shallow alkaline lake. *Hydrobiologia*. 186/187: 129-136.
40. Ikeda, T., Kanno, Y., Ozaki, K. Y Shinada, A. 2001. Metabolic rates of epipelagic marine copepods as a function of body mass and temperature. *Mar. Biol.* 139: 587-596.
41. Jauregi, O. 1975. Las zonas climatológicas de la Ciudad de México. *Boletín del Instituto de Geofísica*. Vol 6. UNAM. México.
42. Jeppsen, E., Nöges, P. Davidson, T. A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Sondergaard, M., Sayer, C. Laugaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R. y Amsinck, S. L. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*. 676: 279-297.
43. Jiménez, C. B. y Ramos, H. J. G. 1997. Revisión de los criterios ecológicos de calidad del agua para uso agrícola. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Instituto de Ingeniería, UNAM. 181.
44. Jones, B. E., Grant, W. D., Collins, N. C. y Mwatha, W. E. 1994. *Alkaliphiles: diversity and identification*. *Bacterial diversity and systematics*. Plenum. New York. 195-229.
45. Jones, B. E., Grant, W. D., Duckworth, A. W. y Owenson, G. G. 1998. Microbial diversity of soda lakes. *Extremophiles*. 2: 191-200.
46. Jorgensen, B. E., Lofler, H., Rast, R. y Straskraba, M. 2005. *Lake and Reservoir Management*. *Developments in Water Sciences*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands. 502.
47. Jorgensen, S., Galizia-Ttundisi, J. y Matsumura-Tundisi, T. 2013. *Handbook of Inland Aquatic Ecosystem Management*. CRC Press Taylor & Francis Group. USA. 3-257.
48. Källqvist, T. Y Meadows, B. S. 1978. THE TOXIC EFFECT OF COPPER ON ALGAE AND ROTIFERS FROM A SODA LAKE (LAKE NAKURU, EAST AFRICA). *Water Research*. 12: 771-775.

49. Koste, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
50. Krebs, C. J. 1999. Ecological Methodology.
51. Lampert, W. y Sommer, U. 2007. Limnoecology. 2ª edición. OXFORD UNIVERSITY PRESS. New York.
52. Likens, G. E. 1975. Primary productivity of inland aquatic ecosystems. In: H. Leith y R. H. Whittaker (eds.) Primary Productivity of the Biosphere. Springer-Verlag. New York.
53. Lurling, M. y Verschoor, A. M. 2003. F-0-spectra of chlorophyll fluorescence for the determination of zooplankton grazing. Hydrobiologia. 491: 145-157.
54. Margalef, R. 1983. Limnología. Omega. Barcelona, España. 1010.
55. Margalef, R. 1993. Las aguas epicontinentales. En: Teoría de los sistemas ecológicos. Universitat de Barcelona. España. 70-76.
56. Mason, C. F. 1984. Biología de la contaminación del agua dulce. Alhambra, Barcelona. 289.
57. Maya-Rendón, C. y Jiménez-Cisneros, B. E. 2000. Calidad fisicoquímica y microbiológica en efluentes secundarios por el lago artificial "Nabor Carrillo". Instituto de Ingeniería, UNAM.
58. Melack, J. M. 1981. Photosynthetic activity and respiration in tropical African soda lakes. Hydrobiologia. 81: 71-85.
59. Melack, J. M. y Kilham, P. 1974. Photosynthetic rates of phytoplankton in East African alkaline, saline lakes. Limnol. Oceanogr. 19: 743-755.
60. Melack, J. M. 1988. Primary producer dynamics associated with evaporative concentration in a shallow, equatorial soda lake (Lake Elmenteita. Kenya). Hydrobiologia. 158: 1-14.
61. Moreno-Franco, D. P., Quintero-Manzano, J. y López-Cuevas, A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. Contacto. 78: 25-33.
62. Oduor, S. O. y Schagerl, M. 2007. Phytoplankton primary productivity characteristics in response to photosynthetically active radiation in three Kenyan Rift Valley saline-alkaline lakes. Journal of Plankton Research. 29(12): 1041-1050.

- 63.OECD. 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assesment and Control. OECD, Paris. 164.
- 64.Okechukwu, I. O., 2010. Seasonal variations of species composition and abundance of zooplankton in Ehoma Lake, a floodplain lake in Nigeria Rev. Biol. Trop 58(1): 171-182.
- 65.Oliva-Martínez, M. G., Rodríguez-Rocha, A., Lugo-Vásquez, A. y Sánchez-Rodríguez, M. R. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. Hidrobiológica, 18(1): 1-13.
- 66.Ortega-Murillo, M. R., Alvarado-Villanueva, R., Hernández-Morales, R. y Sánchez-Heredia, J. D., 2010. Evolución trófica de un lago tropical hiposalino en México con base al fitoplancton. Biológicas. 12(2): 75-81.
- 67.Ortega-Murillo, M. R., Alvarado-Villanueva, R., Sánchez-Heredia, J. D., Hernández-Morales, R., Arredondo-Ojeda, M. y Martínez- Sánchez, I. 2011. Abundancia y distribución del fitoplancton en un lago hiposalino, Michoacán, México. Biológicas. 13(2): 15-20.
- 68.Pinto-Coelho, R., Pinel-Alloul, B., Méthor, G. y Havens, K. E. 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62 : 348-361.
- 69.Pourriot, R., Iltis, A. y Lévêque-Duwat, S. 1968. Le plancton des mares natronées du Tchad. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 52 : 535-543.
- 70.Pourriot, R. y Rougier, C. I. 1975. DYNAMIQUE D'UNE POPULATION EXPÉRIMENTALE DE BRACHIONUS DIMIDIATUS (BRYCE) (ROTIFÉRE) EN FUNCTION DE LA NOURRITURE ET DE LA TEMPÉRATURE. Anns Limnol. 11(2): 125-143.
- 71.Ramalho, R. S. 2003. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. Editorial Reverté, S. A. 1ª Edición. España. 697.
- 72.Reynolds, K. 2002. Tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica Identificación del Problema. Agua Latinoamérica.
- 73.Roldán-Pérez, G. y Ramírez-Restrepo, J. J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. 2 Edición. Universidad de Antioquía. Colombia. 12-442.

74. Roman, M. R. 1991. Pathways of carbon incorporation in marine copepods : effects of development stage and food quality. *Limnol. y Oceanog.* 36 : 796-807.
75. Rzendowski, J. 1957. Algunas asociaciones vegetales de los terrenos del lago de Texcoco. *BSBM.* 21: 19-33.
76. Saksena, D. N. 2006. Rotifers as Indicators of Water Quality. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 15(5): 481-485.
77. Schneider, T., Herzig, A., Koinig, K. A. y Sommaruga, R. 2012. Copepods in Turbid Shallow Soda Lakes Accumulate Unexpected High Levels of Carotenoids. *PLOS ONE.* 7(8) : 1-11.
78. Sokal, R. R. y Rohlf, F., 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica.* Blume. Madrid. 832.
79. Sarma S. S. S. et al. 2009. La diversidad biológica del Estado de México. *Biblioteca Mexiquense del Bicentenario.* 113-117.
80. Talling, J. F., Wood, R. B., Prosser, M. V. y Baxter, R. M. 1973. The upper limit of photosynthetic productivity of phytoplankton: evidence from Ethiopian soda lakes. *Fresh-water Biol.* 3: 53-76.
81. Tóth, A., Horváth, Z., Vad, C. F., Zsuga, K., Nagy, S. A. y Boros E. 2014. Zooplankton of the European soda pans: fauna and conservation of a unique habitat type. *International Review of Hydrobiology.* 99: 1-22.
82. Tudorancea, C., Baxter, R. M. y Fernando, C. H. 1989. A comparative limnological study of zoobenthic associations in lakes of the Ethiopian Rift Valley. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 83: 121-174.
83. Vallentyne, J. R. 1978. *Introducción a la limnología. Los lados y el hombre.* Omega. Barcelona. 169.
84. Vareschi, E. y Jacobs, J. 1985. The ecology of Lake Nakuru. VI. Synopsis of production and energy flow. *Oecologia.* 65: 412-424.
85. Vareschi, E. y Vareschi, A. 1984. The ecology of Lake Nakuru (Kenya). IV. Biomass and distribution of consumer organisms. *Oecologia.* 61: 70-82.
86. Verschuren, D., Cocquyt, C., Tibby, J., Roberts, C. N. y Leavitt, P. R. 1999. Long-term dynamics of algal and invertebrate communities in a small, fluctuating tropical soda lake. *Limnol. Oceanogr.* 44(5): 1216-1231.

87. Walker, K. F. 1973. Studies on a saline lake ecosystem. *Austr J mar Freshwater Res.* 24: 21-71.
88. Walker, K. F. 1975. The seasonal phytoplankton cycles of two saline lakes in central Washington. *Limnology and Oceanography.* 20(1): 40-53.
89. Walsh, E., Schöder, T., Wallace, R., Ríos-Arana, J. y Rico-Martínez, R. 2008. Rotifer from Selected inland saline waters in the Chihuahua Desert of Mexico. *Saline systems.* 4(7): 45-56.
90. Wetzel, R. G. 2001. *Limnology.* Academic Press. USA. 1006.
91. Wood, R. B. y Talling, J. F. 1988. Chemical and algal relationship in a salinity series of Ethiopian inland waters. *Hydrobiologia.* 158: 29-67.
92. Zamora-Barrios, C. A. 2015. Efecto de los extractos crudos de un florecimiento cianobacterial presente en el Lago de Texcoco sobre las características demográficas de *Brachionus calyciflorus* (rotífera). Tesis de Maestría inédita. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.