

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México

**“VARIACION ESPACIAL Y TEMPORAL DEL ZOOPLANCTON (ÉNFASIS; CLADOCERA) EN EL EMBALSE
MANUEL ÁVILA CAMACHO, PERIODO AGOSTO DEL 2008 A FEBRERO DEL 2009”**

T E S I S

que para obtener el grado académico de

**MAESTRO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
(ORIENTACIÓN LIMNOLOGÍA)**

Presenta:

MANUEL AARON GAYOSSO MORALES

Director de Tesis: Dr. Ernesto Mangas Ramirez

Comité Tutorial: Dr. Manuel Elias Gutierrez

Dr. Alfonso Lugo Vázquez

Dr. Martin Merino Ibarra

Dra. Nandini Sarma

México, Junio del 2010



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIA

A mis padres Irma y Gamaliel a quienes les debo y agradezco todo.

Su cariño, comprensión y paciente espera para que pudiera terminar el grado son evidencia de su gran amor. ¡Gracias!

A mi hermana Montse por su apoyo y afecto.

Mi triunfo es el de ustedes, ¡los amo!

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de México, al posgrado en Ciencias del mar y Limnología por el apoyo otorgado para mi formación académica y para la realización de esta investigación.

Manifiesto mi agradecimiento a mis sinodales por sus contribuciones al mejoramiento de mi manuscrito, al Dr. Alfonso Lugo, por tomarse el tiempo de leer a conciencia mi documento así como por su gran apoyo y disposición para mejorar mi trabajo. De igual manera Al Dr. Martin Merino por sus acertados comentarios, entusiasmo y confianza.

Al Dr. Manuel Elías Gutiérrez por su ejemplo, valiosos comentarios y paciencia para enseñarme la taxonomía de cladóceros, por su hospitalidad, además por compartirme sus enseñanzas en campo en mi estancia en Chetumal.

Al Dr. Ernesto Mangas Ramírez por su apoyo durante mi estancia en Puebla, prestarme su equipo de campo y un espacio para trabajar, por sus observaciones y sugerencias.

A la Dra. Nandini Sarma por su interés en que obtuviera el grado, por su guía, consejos y motivación gracias a su gran apoyo esto es posible.

Al laboratorio de Zoología acuática de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala.

A la coordinación del Programa de Posgrado de ciencias del Mar y Limnología; Dra. Gloria Vilaclara, Lupita Godoy, Chantal Ruiz, Diana Juárez y Gaby Almaraz, por su valioso apoyo e invaluable trabajo.

Al consejo Nacional de ciencia y tecnología por el financiamiento a través de la beca para estudios de maestría.

Agradecimientos

A mi familia por su apoyo y comprensión, a mi padre por que con sus conversaciones y sus silencios me han apoyado desde la infancia, debido a él elegí esta maravillosa profesión, su gran ejemplo de fuerza de voluntad, esos detalles me han convertido en el ser que soy. A mi madre por su apoyo incondicional, por su luz y su escucha, por brindarse de corazón y ser una gran fuente de amor. A mi hermana Montserrat gracias por estar presente en todo momento apoyándome y aconsejándome regalándome a cada momento lo que requiero. Ustedes son por lo que más agradezco a la vida.

A mis amigos Rodrigo Alam y Noé Gil Flores y Gonzales en Puebla por su gran apoyo en el trabajo en campo, así como por su sincera amistad y entusiasmo, aprecio mucho el gran esfuerzo y el tiempo dedicado a las salidas. También agradezco a mis compañeras Ruth Luna, Yocoyani Meza y Rosa Luz Rodríguez, y Fabi por su apoyo en el laboratorio y su amistad.

A mi amiga Yarayami por su enseñanza y apoyo, por mostrarme un camino y compartir, gracias flamenquito por toda esa luz y ejemplo de liderazgo.

A Lizbeth Pestaña por su escucha y consejos por ser una gran coach y colaborar con toda esa claridad que tienes.

A Ernesto Chanes Rodríguez y Ana Paola Martínez por su apoyo en la elección y realización de los análisis estadísticos además por ser tan buenos y divertidos amigos.

A Sandra, Efraín, Yazmín, Ana Laura y Arturo por esa gran amistad, energía de vibra feliz que siempre comparten, las buenas reuniones y tantas risas, gracias por estar al pendiente y por la fuerza compartida.

A Leonardo Vázquez por ese ejemplo de hombre culto y práctico que realiza las cosas con amor, por la buena compañía y sincera amistad y de verdad gracias por tanta diversión y por mostrarme la combinación del yupi y el Hippie.

A mis compañeros del posgrado Erick, Elizabeth, Joaquín, Ángel, Jonathan y Sergio por las buenas platicas, por compartir sus puntos de vista, por el apoyo, por ser compañeros de aventura y de tragedia además por estar al pendiente e interesarse.

A Sarahi y Anaid por su amistad sincera, el buen ánimo compartido y el apoyo, por su transparencia y tantas coincidencias.

A Brenda Hernández quien fue la primera persona de la que recibí apoyo para este proyecto, desde el primer protocolo, aprendí mucho de ti en todo sentido, gracias por hacer mi llegada al distrito algo agradable.

A mis amigos los “Paisa”, Eli, Mario, Fabiola, Beto y Alina por todos los buenos momentos, las risas y su gran amistad y por estar siempre conmigo.

A Vinicio por su gran amistad, por compartir conmigo su visión, locura, actitud guerrera y paz.

A Juan Heliodoro quien fue uno de mis primeros ejemplos de superación y pasión.

A Francisco David por su gran ejemplo, pues como él decía, es buen amigo, buen hijo, buen hermano, excelente en todo, el pensar en ti me apoya a encontrar mi coraje y más entusiasmo, espero no olvidar tu risa ni tus bromas.

A aquellos amigos y colegas que han marcado positivamente mi vida con quienes comparto aventuras, alegrías y sueños, además de los hechos de la vida, Jorge Alberto, Rossana, Roberto Meza, Verito, Iliana Livi, Dinorah, Melissa, Berenice, Margarita, Alejandra, Edy, Sylvia, Norma, Isabel, Ivan, Rouse, Claudia, Poncho, De la O, Melany, Rafaela, Mayte, y Lulu.

A mis compañeros del Laboratorio de zoología acuática, Diego, Brenda, Michael, Rosa Martha, Gisela, Adry, Metztlí, Perla, Aurora, Esmeralda, Claudia R, Cesar Alejandro Cristian Alberto y Jorge Cesar por su amistad, los buenos momentos compartidos, por sus enseñanzas y ejemplo, les agradezco el hacerme sentir bienvenido en su equipo así como por hacer una gran experiencia mi estancia en el Distrito.

A mi gran amiga Roció Fernández, a quien le debo gran parte de este éxito, te agradezco infinitamente y de corazón el apoyo, así como tu motivación, las amenas charlas, y ante todo tu ejemplo, no me alcanzarían las palabras para describir todo lo que has hecho por mí, sin ti esto no hubiera sido posible gracias manis.

A mi tía Verónica por todo su apoyo a mi familia y durante la realización de mis estudios y principalmente por darme un hogar desde hace ya algunos años, gracias a ese apoyo mi vida ha sido más ligera, le agradezco de corazón este noble gesto. A prima Vero por también haberme prestado su casa y el cariño de siempre. A mi tía Sonia por su ejemplo y apoyo en mis estudios.

A nuestra casa de estudios por haberme dado la oportunidad de ingresar al sistema de Educación Superior y cumplir este gran sueño.

A todas y todos quienes de una u otra forma han colocado un granito de arena para el logro de este Trabajo de Grado, agradezco de forma sincera su valiosa colaboración.

Al escribir esto me doy cuenta que tengo muchos amigos y todos realmente buenos por que les preocupa mi destino exterior y aun más el interior, soy un ser afortunado gracias a todos ustedes por duplicar mis alegrías y dividir mis tristezas gracias a ustedes son más las sonrisas y complicidades.

RESUMEN

La información ecológica sobre organismos del limnoplankton tropical en México, esta poco estudiada, aunado a esto, la creciente problemática de contaminación, como la eutrofización. En las últimas décadas en estos cuerpos de agua realza la necesidad de estudiar los procesos ecológicos que toman lugar en estos sistemas acuáticos. El presente estudio fue realizado en un sistema subtropical eutrófico, embalse Manuel Ávila Camacho (Puebla, México), donde su principal objetivo fue describir la estructura del zooplancton (enfazando en la composición específica de cladóceros, densidad de poblaciones, distribución horizontal y vertical) y la variación estacional, además de la relación del zooplancton con algunos factores ambientales seleccionados durante los meses de agosto del 2008 a Marzo del 2009. Los muestreos se realizaron con periodicidad quincenal, en cinco estaciones en la zona limnética en dos profundidades (1.5 y 8 m). Los factores fisicoquímicos medidos fueron: profundidad, transparencia, temperatura, pH, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y nutrimentos como fósforo en forma de ortofosfatos, nitrógeno en forma de nitritos y amonio. Se logró identificar dos temporadas, lluvias y secas. La mayor densidad se observó en la temporada de lluvias, los cladóceros y calanoideos fueron los grupos dominantes, mientras que para secas son más abundantes los ciclopoideos y los nauplios. Los rotíferos y los copépodos fueron los grupos dominantes por su densidad y presencia a través del tiempo en el que se efectuó el presente estudio. En la distribución vertical se pudo observar una mayor densidad del zooplancton en la profundidad de 1.5 m, así como la preferencia de ciertos grupos de zooplancton por estaciones. Se encontraron siete especies de cladóceros, dos de estas fueron dominantes *Ceriodaphnia dubia* y *Daphnia cheraphila* y el resto se consideran raras: *Moina macrocopa*, *Simocephalus vetulus*, *Pleuroxus denticulatus*, *Daphnia pileata*, *Daphnia prolata*. El índice de diversidad tuvo valores bajos (0.38 a 1.41), se puede considerar que el sistema es inestable, estos valores son atribuibles a aguas contaminadas. La presencia de macrófitos en la estación uno tuvo un efecto positivo en el grupo de los calanoideos y cladóceros; estos últimos mostraron la mayor abundancia y riqueza en esta estación. Las estaciones dos y tres mostraron la mayor densidad para rotíferos calanoideos y ciclopoideos, mientras que la estación cuatro exhibió las menores densidades. La estación cinco para lluvias mostró mayores densidades de copépodos y cladóceros, a la profundidad 1.5 m con solo dos especies (*C.dubia* y *M. macrocopa*) y una mayor riqueza en la profundidad a 8 m, donde también se detectaron especies del género *Daphnia*. Para secas, rotíferos y nauplios se encontraron altas concentraciones del nutrimento fósforo de 4.19 a 7.76 mg L⁻¹ las cuales son características de un sistema eutrófico. Es probable la existencia de importantes cambios interanuales en la fauna planctónica del embalse Manuel Ávila Camacho lo cual nos lleva a enfocarnos a la necesidad de un monitoreo constante, e incluir datos de fitoplancton.

SUMMARY

The ecological information on tropical limnoplankton agencies in Mexico, is little studied, coupled with this, the growing problem of pollution such as eutrophication. In the last decades in these bodies of water enhances the need to study the ecological processes that take place in these aquatic systems. This study was conducted in a subtropical eutrophic, Manuel Avila Camacho Reservoir (Puebla, Mexico), where his main objective was to describe the structure of zooplankton (emphasizing the cladoceran species composition, population density, vertical and horizontal) and seasonal variation, as well as the relationship of zooplankton with selected environmental factors during the months of August 2008 to March 2009. Sampling was conducted fortnightly, at five stations in the area Limnética in two depths (1.5 and 8 meters). Physicochemical factors were measured: depth, transparency, temperature, pH, dissolved oxygen, total dissolved solids and nutrients such as phosphorus in the form of orthophosphate, nitrite-nitrogen and ammonia. It was possible to identify two seasons, rainy and dry. The highest density was observed in the rainy season, cladocerans and calanoid were the dominant groups, while for dry ciclopoideos are more abundant and nauplii. Rotifers and copepods were the dominant groups in density and presence over time in which the current study. The vertical distribution was observed a higher density of zooplankton in the depth of 1.5 meters, and the preference of certain groups of zooplankton stations. We found seven species of cladocerans, two of these were dominant *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia cherephila* and the rest are considered rare: *Moina macrocopa*, *Simocephalus vetulus*, *Pleuroxus denticulatus*, *pileata Daphnia*, *Daphnia prolate*. The diversity index had low values (0.38 to 1.41), we can consider that the system is unstable, these values are attributable to contaminated waters. The presence of macrophytes in the season one had a positive effect on the group of calanoid and cladocerans, the latter showed the greatest abundance and richness in this season. Two three stations showed the highest density rotifers and calanoid ciclopoideos, while season four exhibited the lowest densities. The rainy season was five for higher densities of copepods and cladocerans, depth 1.5 meters with only two species (*C.dubia* and *M. macrocopa*) and greater wealth in the depth of 8 meters, which also detected the genus *Daphnia*. To dry, rotifers and nauplii were found high concentrations of the nutrient phosphorus from 4.19 to 7.76 mg per litre which are characteristic of a eutrophic system. It is likely that there are significant interannual changes in planktonic fauna of the reservoir Manuel Avila Camacho which brings into focus the need for constant monitoring, and include data on phytoplankton.

INTRODUCCIÓN

México tiene más de 4,500 cuerpos de agua (Comisión Nacional de Agua, 2002) y aún es limitado el número de estudios limnológicos. Estos han sido desarrollados principalmente, en cuerpos de agua grandes y/o naturales los cuales son relativamente estables y permanentes (Torres-Orozco *et al.*, 1996; Sarma & Elías-Gutiérrez, 1999; Alcocer *et al.*, 2000).

Numerosos cuerpos de agua en México manifiestan un rápido y continuo aporte de nutrimentos, esto ha ocasionado que varios presenten condiciones de eutrofia (Alcocer *et al.*, 1988, Lind *et al.* 1992, Alcocer y Lugo 1995, Lugo *et al.*, 1998, Quiroz *et al.* 2006). Este proceso de eutrofización antropogénica, se debe a la descargas residuales procedente de la industria y urbanas así como el uso intensivo de fertilizantes en la agricultura, los aportes causados por la deforestación, y los desechos de la ganadería. Dichas descargas se caracterizan por muy elevadas concentraciones de nutrimentos, lo cual resulta en una densidad alta de fitoplancton y cambios de composición y/o florecimientos que pueden ocurrir en ciertas épocas o durante todo el año en sistemas acuáticos. (Harper, 1992). Los altos niveles y los cambios en productividad primaria modifican las condiciones bióticas y abióticas del sistema, como la alteración de las redes tróficas y en la distribución espacial y temporal del zooplancton, así como el aumento en la demanda bioquímica de oxígeno, fluctuaciones en el pH y disminución de la transparencia en la columna de agua entre otras (Vanni 1987, Scholten *et al.*, 2005).

En el presente estudio se investigó un embalse. Los embalses son sistemas dinámicos y complejos, sometidos tanto a las condiciones ambientales fluctuantes, como a las actividades antropogénicas, las cuales con frecuencia modifican los gradientes verticales y horizontales de las variables limnológicas tales como la penetración de la luz, temperatura del agua, oxígeno disuelto y concentración de nutrientes (Infante, 1988). El embalse estudiado se encuentra a 5 km de la ciudad de Puebla, con una elevación de a 2200 msnm y con un área aproximada de 900 hectáreas. Presenta un crecimiento excesivo de la macrófita flotante *Eichhornia crassipes* en más del 40% de su superficie. En general las plantas acuáticas son mayormente competitivas con respecto a otros grupos del fitoplancton y confieren refugios al zooplancton para evitar la depredación. En sitios donde no está presente el lirio, la disponibilidad de nutrientes aumenta para otros productores primarios; tal es el caso de las cianoprocariontes que en condiciones eutróficas predominan en la composición y dominancia del fitoplancton y en algunas casos pueden ser toxicas,, lo cual puede modificar fuertemente la distribución, abundancia y composición del zooplancton, (Bernardi y Guissani, 1990).

En general los cambios del nivel de agua en cuerpos acuáticos ocurren estacionalmente y coinciden con los cambios de temperatura, (Wallace *et al.*, 2006). Por lo tanto, se producen cambios en las propiedades físicas, químicas y estructura biológica y la dinámica de los entornos en los ecosistemas. Con frecuencia las comunidades experimentan un proceso de reestructuración durante el ciclo anual (Azevedo *et al.*, 2003). En aguas subtropicales las variaciones estacionales más significativas están relacionadas con las épocas de secas y de lluvias, lo que resulta en una clara distinción con los sistemas templados (Wallace *et al.*, 2006).

La comunidad biológica en sistemas acuáticos está compuesta para el caso de productores primarios de fitoplancton, de plantas acuáticas, y en consumidores primarios, compuesta por zooplancton que a su vez se divide en diferentes grupos (Wetzel, 2001). El zooplancton de aguas epicontinentales está compuesto principalmente por cuatro comunidades (por su cantidad de biomasa y diversidad), los protozoos, los rotíferos y grupos de crustáceos como cladóceros y copépodos. La importancia del zooplancton radica en que está colocado en la cadena trófica entre los depredadores de niveles tróficos superiores y los productores primarios. Asimismo son la presa preferida para vertebrados e invertebrados. Resulta ser el alimento fundamental para los peces durante las etapas cruciales de reclutamiento (Brooks y Dodson, 1965)

El establecimiento de las diversas poblaciones de cada comunidad depende de la probabilidad de encontrar alimento, de aparearse y de escapar de los depredadores. Todas estas probabilidades están altamente condicionadas a las características del ambiente físico y químico del agua. (Conover, 1968, Margalef, 1983). Las variaciones temporales del zooplancton pueden presentar fluctuaciones irregulares incrementos y decrementos en sus poblaciones durante largos periodos de tiempo, oscilaciones cíclicas e incrementos explosivos de organismos que permanecieron en el ambiente en poblaciones reducidas (Lampert y Sommer, 1997).

El mayor esfuerzo en este estudio se ha realizado sobre el grupo de los cladóceros que tienen especies adaptadas a diversos ambientes como, el pelágico, litoral y el bentos de un cuerpo acuático, y frecuentemente es el grupo dominante del zooplancton en términos de biomasa (Downing *et al.*, 1984). Este ensamblado (asociación) se ve afectada por las alteraciones ambientales, como descargas residuales al interior del sistema acuático. Por ello, y debido a su alta sensibilidad a los cambios en las características fisicoquímicas en los lagos, estos organismos suelen ser buenos indicadores de calidad de agua (Iannacone y Alvarino, 2007). La diversidad de los cladóceros, en general, es controlada por factores bióticos como la disponibilidad de alimento (algas, detrito, bacterias), la depredación de peces e invertebrados; y factores abióticos como pH, temperatura, oxígeno disuelto y niveles de

amonio (Downing *et al.*, 1984). Los cladóceros podrían contribuir por arriba del 80% de producción secundaria en cuerpos de aguas naturales sujetos a fuertes variaciones de variables físicas y químicas (Lampert, 2007).

El conocimiento de las especies de zooplancton presentes en el embalse así como su distribución estacional y abundancia, es de suma importancia, especialmente de las especies de talla grande como las del género *Daphnia*, ya que el zooplancton es el encargado de controlar los florecimientos algales (Gliwitz, 1990). De igual forma es importante encontrar algún factor físico o químico que pueda influir en la distribución y abundancia del zooplancton.

ANTECEDENTES

La limnología se inició con el estudio de los cuerpos de agua ubicados en la zona templada de nuestro planeta y numerosos paradigmas de esta disciplina están basados en datos obtenidos en lagos templados (Wetzel, 1975). En años posteriores, al iniciarse el estudio de los lagos ubicados en zonas tropicales, se encontraron diferencias importantes con respecto a lo conocido para los lagos templados como son la temperatura, saturación de oxígeno (%) y cantidad de luz (Esteves, 1988; Lewis, 1987). Es así que también el estudio de la densidad estacional de zooplancton en cuerpos de agua continentales tropicales resulta también interesante para comparar con los cuerpos de agua templados.

En el caso de los cladóceros de México, han sido intensamente estudiados desde el punto de vista taxonómico (Elías-Gutiérrez, 2008):

Es así que los trabajos taxonómicos en México sobre este grupo se pueden dividir en tres periodos: el primero fue de inicios de siglo a la década de los 50's. En este tiempo, los estudios fueron realizados mayormente por investigadores extranjeros: Juday, (1915) que estudió algunos sistemas cercanos al DF. Jaczewski & Wolski, (1931), Wilson, (1936), Uéno, (1939) en Pátzcuaro, Rioja, (1940b); Rioja, (1940a); Rioja, (1942), Brehm, (1932); Brehm, (1942); Brehm, (1955) y Osorio-Tafail, (1942a; 1942b; 1942). Todos ellos se enfocaron básicamente a análisis faunísticos.

El segundo periodo abarca desde los años 50's hasta 1990; se caracteriza por un muy pocos trabajos: Van de Velde, et al. (1978) realizó una sinopsis taxonómica basada en un viaje exploratorio a México y Guatemala. Posteriormente Frey (1982) recopiló los trabajos realizados sobre cladóceros en México, donde hizo referencia a menos publicaciones que las anteriormente citadas y estableció que

los estudios en esta región y las Antillas no se han llevado a cabo de manera extensiva. A finales de este periodo Kraus, 1986, destaca la descripción de el primer cladóceros endémico mexicano, *Daphnia laevis tarasca*, encontrada en el Lago de Pátzcuaro.

En el tercer periodo, a partir de 1990, se manifiesta el interés por el estudio de este grupo por parte de investigadores mexicanos y como consecuencia se han encontrado varias nuevas especies y géneros Ciros-Pérez *et al.*, (1996^a), Ciros Pérez *et al.* (1996b, Ciros-Pérez y Elías-Gutiérrez 1997a; 1997b, Elías-Gutiérrez *et al.*, 1997, Ciros-Pérez y Elías-Gutiérrez, 1998, Silva-Briano *et al.*, 1999. Elías-Gutiérrez y Smirnov, (2000), Cervantes-Martínez, *et al.*, (2000), Dumont y Silva-Briano, (2000), Korovchinsky, y Elías-Gutiérrez, (2000), Dumont *et al.*, (2002). Kotov, y Elías-Gutiérrez, (2002).

Otros trabajos referentes al grupo Cladóceros sobre varios aspectos ecológicos como Diversidad Biogeografía, nuevos datos faunísticos, entre otros son los de Elías-Gutiérrez, (1995). Elías-Gutiérrez *et al.*, (1999), Elías-Gutiérrez, (1999), Elías-Gutiérrez *et al.*, (2006), Elías-Gutiérrez y Suárez-Morales, (2000), Suárez-Morales *et al.*, (2000). Elías-Gutiérrez, *et al.*, (2001), Elías-Gutiérrez *et al.*, (2001b), Elías-Gutiérrez *et al.*, (2004), Elías-Gutiérrez y Suárez-Morales, (2003), Kotov *et al.*, (2003), Kotov *et al.*, (2005). Garfias-Espejo, y Elías-Gutiérrez (2004), Martínez-Jerónimo *et al.*, (2004), Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008, Garfias-Espejo *et al.*, (2007), Nandini *et al.*, (2009), Silva-Briano, *et al.*, (2003),

En los últimos años, se han realizado trabajos de taxonomía molecular de los cladóceros por Elías-Gutiérrez, *et al.*, (2008a; 2008b), y descripciones de nuevas especies utilizando un nuevo concepto denominado taxonomía integrativa, que incluye datos moleculares, morfológicos y de ser posible de otro tipo (biogeográficos, ecológicos, etc.) Quiroz-Vázquez, y Elías-Gutiérrez (2009) describen de esta forma *Scapholeberis duranguensis*, y Elías-Gutiérrez & Valdez-Moreno (2008) describieron *Leberis chihuahuensis*.

En el embalse Manuel Ávila Camacho las investigaciones referentes al zooplancton han sido realizadas por Salazar (1996), quien estudió la variación estacional de las poblaciones del Orden Cyclopoidea durante el ciclo 1994-1995, donde se reportó la dominancia de dos especies de copépodos ciclopoideos (*Macrocyclops* y *Acanthocyclops*) y un calanoideo, de las cuales el estadio de copepodito cuatro registró la densidad más alta con respecto a la población total, así mismo la densidad más baja con respecto a la población total se registró en el periodo de verano coincidiendo con la presencia de una estratificación térmica.

Arroyo (2001) y Bernardino (2001) llevaron a cabo un estudio comparativo sobre copépodos ciclopoideos (*Macrocyclops* y *Acanthocyclops*) y cladóceros (*Daphnia spp.*, *Moina macrocopa* y

Ceriodaphnia dubia) del embalse antes y después del programa de trituración de lirio acuático, el cual se aplicó entre mayo de 1997 y abril de 1998, los citados autores encuentran que las especies existentes registraron un incremento importante en su densidad con respecto a periodos anteriores.

En años posteriores se evaluaron distintos aspectos del ensamblaje de zooplancton como el de Flores (1998), quien encontró que *Daphnia* y *Ceriodaphnia* eran los géneros dominantes de cladóceros. Mangas-Ramírez (2000) evaluó los efectos de la remoción del lirio acuático. Se observó la dominancia de *Moina macrocopa* y *Simocephalus vetulus*.

Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez (2004) re-evaluaron el efecto de la trituración del lirio acuático sobre el fitoplancton, zooplancton y peces, integrando estos datos con la calidad del agua del citado embalse. Se encontraron importantes cambios en los nutrientes: los ortofosfatos se incrementaron, así como los nitratos y nitritos el incremento fue de un 350% y 420% respectivamente. El amonio alcanzó valores letales por al menos los primeros cuatro meses después de la trituración. Como resultado de ello, el fitoplancton disminuyó inicialmente, y cuando floreció de nuevo, las Bacilariofitas fueron sustituidas por Cianofitas. Las Euglenofitas fueron importantes en ambos años. En el zooplancton, el número de calanoideos y ciclopoideos disminuyó, En los cladóceros, se registró un cambio en su composición: el género *Ceriodaphnia* fue sustituido por *Moina*. Los peces desaparecieron del sistema después de la trituración de la maleza. En el segundo año se produjo una pequeña recuperación de la calidad del agua. Sin embargo, el lirio acuático comenzó a desarrollarse de nuevo y en la actualidad Valsequillo se encuentra de nuevo cubierto por el lirio.

En otros cuerpos de agua al interior de la republica la información sobre la densidad y diversidad del zooplancton de depósitos de agua potable es escasa. Este es importante no sólo desde el punto de vista del lago, sino también para el suministro de agua potable para las poblaciones humanas.

Los estudios limnológicos se han efectuado principalmente en sistemas acuáticos, de gran tamaño, con estabilidad y permanentes en su mayoría. (Torres-Orozco *et al*, 1996; Sarma y Elías-Gutiérrez, 1999; Alcocer *et al*, 2000). El conocimiento sobre la diversidad del zooplancton y su densidad en estos cuerpos de agua se ha utilizado en áreas básicas, tales como las interacciones ecológicas, y se aplica en campos como la pesca y la contaminación.

Solo un número limitado de estudios se han centrado en las comunidades de zooplancton en embalses (<biblio>) De esta forma existen algunos análisis cuantitativos de zooplancton, (Suárez-Morales *et al*, 1986; Torres-Orozco y Estrada-Hernández, 1997) en los grandes embalses e indican el

predominio de uno de los tres principales componentes del zooplancton de agua dulce (rotíferos cladóceros y copépodos) durante ciertos meses del año.

. A continuación se describe algunos de estos trabajos que tienen mayor información de varios grupos de zooplancton, variación temporal y relaciones con otros componentes bióticos y abióticos.

Suárez-Morales y Vázquez-Mazy, (1993) estudiaron las variaciones estacionales del zooplancton en la presa Alzate durante un ciclo anual (1986-1987). Encontraron que los rotíferos, cladóceros y copépodos mostraron variaciones en cuanto a su distribución y densidad, la comunidad se encuentra dominada por cladóceros principalmente *Moina macrocopa*, las mayores densidades de rotíferos y cladóceros se encontraron en otoño. La estructura de la comunidad zooplanctónicas se ve fuertemente afectada por los efectos de vaciado y llenado de la presa.

Algunos estudios se han realizado por parte de Vera y Ortiz (1984) quienes determinan algunas relaciones entre los parámetros ambientales como temperatura, conductividad, pH, transparencia, sólidos en suspensión con las abundancias planctónicas. Así mismo en el lago de Catemaco en Veracruz, Torres-Orozco *et al.* (1998) efectuaron un análisis de composición de especies, abundancia y distribución del zooplancton. Se determinaron la temperatura superficial, la visibilidad del disco de Secchi, el pH y la concentración de oxígeno disuelto. Entre las 31 formas de plancton detectadas en las distintas submuestras se registraron 14 especies de rotíferos, tres de copépodos un ostrácodo, cinco de cladóceros de las cuales las especies más abundantes fueron *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina longirostris*, y *Bosminopsis sp.* Los bajos valores de densidad y diversidad, el pequeño tamaño de los zooplancteres, la presencia de un importante número de especies indicadoras y la baja razón copépodos calanoides: otros crustáceos planctónicos, son todos indicadores de condiciones eutróficas para el Lago de Catemaco.

Lugo *et al.* (1998) investigaron el efecto sobre la comunidad planctónica del programa de control del lirio acuático (*Eichhornia crassipes* (Martius) Solms) mediante la aplicación de herbicidas en la Presa de Guadalupe, Estado de México. El principal efecto fue la declinación de la comunidad planctónica y el nivel del oxígeno disuelto, como efecto secundario de la descomposición residual de la biomasa del lirio acuático.

López-López y Serna-Hernández (1999) estudiaron en el embalse Ignacio Allende en el estado de Guanajuato la variación estacional del zooplancton y su relación con el fitoplancton y otros factores ambientales entre los que destacan los sólidos suspendidos, turbiedad, dureza, sulfatos, nitratos y fosfatos. Un análisis de correspondencias canónicas mostró las relaciones que guardan los cambios

en composición del zooplancton con las características físicas y químicas del embalse. En conjunto, la composición fitoplanctónica y la dinámica impuesta por los períodos de lluvias y estiaje, determinaron un marcado efecto en el zooplancton, el cual también presentó un esquema de sucesión, con una caída en sus densidades durante la proliferación de cianofíceas. Por lo que el embalse Ignacio Allende fue determinado por los citados autores como un sistema eutrófico, en el que existe una marcada estacionalidad en los factores ambientales asociada a los periodos de lluvias y estiaje, que le confieren rasgos distintivos.

Bravo-Inclán, y colaboradores (2008) caracterizan el estado trófico de un cuerpo de agua en Zimapan, se encontró como un cuerpo híper eutrófico debido a las concentraciones de nutrientes y eu-hypereutrofico son datos provenientes del disco de Secchi, y la tendencia es a ir aumentando gradualmente con los años en la condición de su estado trófico.

Mientras que para el lago de Valle de Bravo se realizó un estudio por parte de Ramírez-García y colaboradores (2001), quienes proveen información cuantitativa sobre la variación estacional de la abundancia del zooplancton y variables fisicoquímicas como el pH, conductividad, transparencia y análisis de otras variables como oxígeno disuelto, amonio disuelto, nitratos, nitritos y fosfatos. Determinando el estado trófico de este lago como mesotrófico con base en datos de nutrientes.

OBJETIVOS**Objetivo General**

Evaluar el efecto de la dinámica espacial-temporal y las condiciones fisicoquímicas sobre la estructura de la comunidad zooplanctónica (con énfasis en los cladóceros) durante un período de ocho meses de muestreo (Agosto del 2008 a Febrero de 2009) en el embalse Manuel Ávila Camacho.

Objetivos particulares

1. Establecer la identidad taxonómica de los cladóceros al nivel más fino posible
2. Determinar la estructura del ensamblado del zooplancton por medio de la riqueza taxonómica, densidad y diversidad como descriptores ecológicos.
3. Establecer los patrones predominantes de la comunidad zooplanctónica durante las temporadas de lluvias y secas por medio de la abundancia de especies en una distribución horizontal y vertical.
4. Determinar la relación de los grupos del zooplancton con las condiciones ambientales (Temperatura, pH, conductividad eléctrica, turbidez, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno y nutrientes)

AREA DE ESTUDIO

El embalse Manuel Ávila Camacho, se construyó entre 1941 y 1946 para aprovechar los escurrimientos de los ríos Atoyac, Zahuapan y Alseseca, con el objetivo de regar 35,000 ha del Distrito de Riego 030, Valsequillo. Además, este cuerpo de agua se utilizaba para la práctica de varios deportes acuáticos y la pesca con fines comerciales y de autoconsumo (SARH, 1979; CNA, 1996).

El área de estudio se localiza a 5 km de la ciudad de Puebla, entre los paralelos 18° 57' latitud Norte y 96° 06' con 96° 15' longitud oeste a una altitud 2100 m. s. n. m (CNA, 1996). El embalse es alimentado por los ríos Atoyac con flujo continuo, y por el Alseseca y el Chinguiñoso de manera temporal (Mangas-Ramírez, 2000).

El cuerpo de agua es un sistema subtropical eutrófico de aguas duras, con temperaturas mínimas en invierno (Noviembre y Diciembre) y marcada estacionalidad del patrón lluvia-sequía que determina fluctuaciones significativas de profundidad en el embalse. La temperatura del agua sigue un patrón similar al de la temperatura del ambiente (Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez, 2004).

De acuerdo con García (1988) el clima en la zona es templado subhúmedo con lluvias en verano e invierno, con humedad media, la precipitación total anual tiene un rango de 600 a 1 000 mm, la precipitación, mínima es de 5 mm (porcentaje de lluvia invernal), presenta una temperatura anual máxima de 34 °C y una mínima de 2 °C, la temperatura media anual varía entre 12° y 18°C (INEGI, 1994).

La temporada de lluvias para la ciudad de Puebla entre junio y noviembre del 2008 tuvo un promedio de precipitación de 193 mm mientras que para la temporada de secas de diciembre a mayo la precipitación fue de 27 mm según el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA) con base en la información de la red climatológica, <http://smn.cna.gob.mx/>.

El sistema pertenece la categoría de subtropical con un mínimo de temperatura de 18° C en Noviembre-Diciembre (Hutchinson, 1969).

Esta cuenca forma parte de la provincia del eje Neovolcánico Transversal y de la subprovincia de lagos y volcanes de Anáhuac, la depresión del río pertenece a la cuenca hidrográfica del río Balsas en la región Hidrológica No.18 en el sitio denominado Balcón del Diablo a 22 km al sur de la ciudad de Puebla. (INEGI, 1987).

Según la regionalización realizada por Alcocer y Escobar (1996) este embalse pertenece a la región denominada como Cinturón Volcánico Transmexicano o Eje volcánico y a la Cuenca Oriental que comprende a los estados de Puebla, Tlaxcala y una pequeña área de Veracruz.

La cercanía con la ciudad de Puebla, lo convierte en un área influenciada por asentamientos humanos, parques industriales y otras actividades antropogénicas. Existen 12 parques industriales que incluyen principalmente empresas de los giros textil, químico, materiales de construcción, electromecánica y automotriz, que descargan sus aguas residuales a los ríos Atoyac y Alseseca, al igual que las descargas municipales de las poblaciones por las que atraviesan en su recorrido hasta llegar al embalse Manuel Ávila Camacho (Valsequillo) (SHCP, 1999).

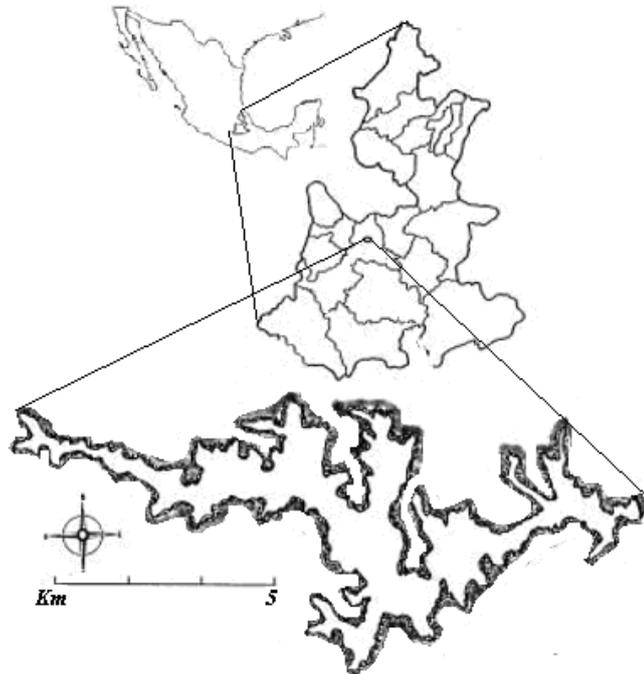


Figura 1. Ubicación geográfica del Embalse Manuel Ávila Camacho al sur de la ciudad de Puebla. Tomado y modificado de Mangas-Ramírez (2000).

MATERIAL Y METODO**Trabajo de Campo**

La toma de muestras se llevó a cabo quincenalmente durante un periodo de ocho meses (Agosto 2008 a Marzo 2009), con una lancha con motor fuera de borda de 15 caballos de fuerza. Se estudio la mitad del embalse, el resto no se muestreo por la presencia de lirio acuático. En la parte navegable el embalse fue dividido en cinco sitios de muestreos a lo largo del sistema desde la zona con presencia intermitente del lirio acuático hasta la zona de la cortina, con una distancia aproximada de tres kilómetros entre las estaciones. El criterio se estableció de acuerdo a estudios previos que se basaron en la influencia por la cercanía de poblaciones o condiciones ambientales que puedan modificar de algún modo la calidad del agua, con dos profundidades (2 y 10 m de profundidad) y en la zona pelágica.

Las estaciones se georeferenciaron con un posicionador (GPS) SILVA Multinavigator (ACO 012028).

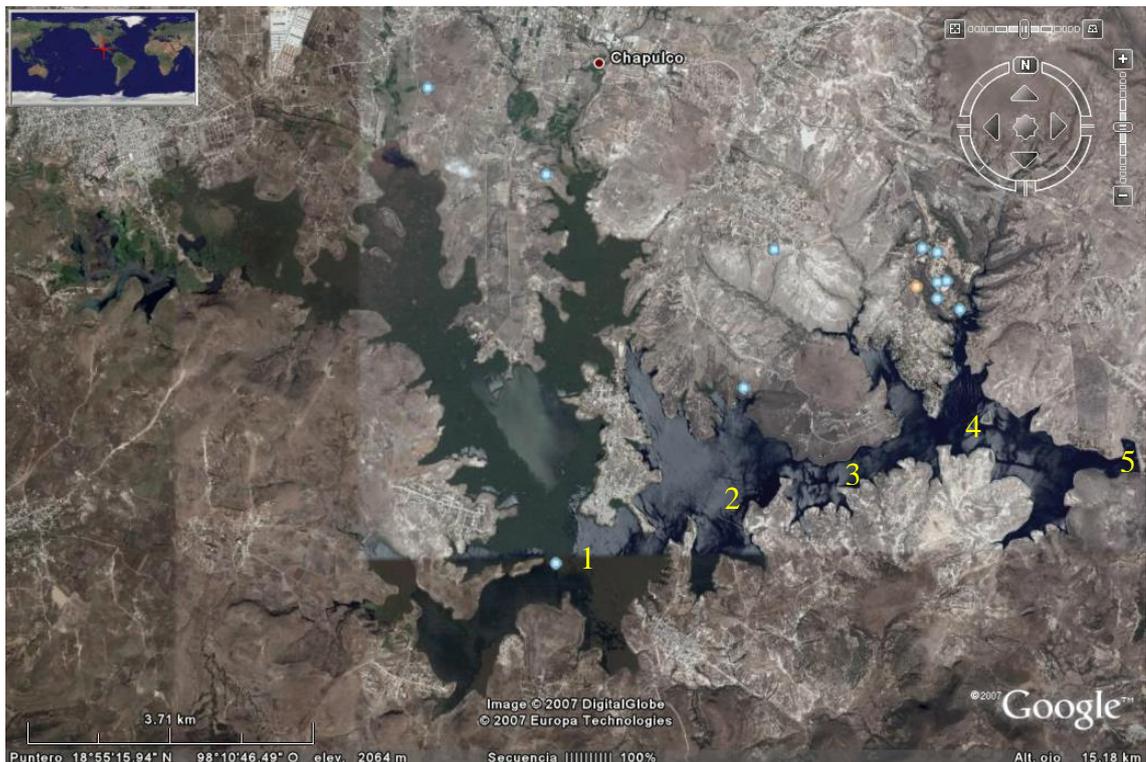


Figura 2. Mapa de ubicación de las cinco estaciones de muestreo en el embalse Manuel Ávila Camacho Estaciones: 1) Con presencia de lirio acuático, 2) Los Cantiles, 3) el canal 4) El oasis, 5) La cortina.

Tabla 1. Datos pertenecientes a las coordenadas geográficas de cada una de las estaciones de muestreo.

Estación	Coordenadas	
I	18°54'08.3''	98° 10'28.3''
II	18°54'15.7''	98° 09'57.4''
III	18°54'29.1''	98° 09'9.1''
IV	18°54'49.6''	98° 08'10.2''
V	18°54'47'	98° 07'16''

Trabajo de campo

Toma de variables ambientales ambientales:

Los parámetros a evaluar *in situ* fueron:

Temperatura, pH, conductividad eléctrica, turbidez, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno con la ayuda de una sonda multiparamétrica marca YSI 556 MPS.

Se tomó una muestra de agua por duplicado para su análisis en laboratorio (para parámetros como Nitritos, amonio y ortofosfatos)

Muestreo de material biológico:

Las muestras se obtuvieron filtrando diez litros (que se determinaron en base a tamaño de muestra mínima de 5 a 50 litros de agua; adelante se detalla el punto) por medio de una red de 50 μm de apertura de malla y se fijaron con formol al 4 % a partir de una solución comercial al 33%, las muestras permanecieron en oscuridad hasta su análisis en laboratorio (Mangas-Ramírez, *et al.*, 2006). Por cuestiones de logística no se efectuaron muestreos en los meses de abril a julio, por lo que la presentación de los resultados de esta investigación se realizó para las temporadas mencionadas. También se tomaron muestras de fitoplancton ya que en la mitad del estudio se observaron florecimientos algales, estas muestras no han sido revisadas.

Trabajo de Laboratorio

En el laboratorio de Limnología de la Escuela de Biología de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla se realizó la cuantificación de nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos con ayuda de un laboratorio tipo espectrofotómetro Hach DR 2800 (intervalo de medición de 340 a 900 nanómetros).

Tamaño de muestra mínima

Para la evaluación de esta variable se siguió el método propuesto y modificado por Mangas-Ramírez y Martínez, (2008). Las muestras de cladóceros, previamente fijadas con formol al 4% y guardadas en frascos con tapa de 250 mL⁻¹, se sedimentaron para decantar el agua de las mismas y colocar el concentrado en un recipiente para análisis en microscopio óptico invertido marca LEICA. Se contabilizó el número de especies presente en el total de la muestra. Posteriormente se revisaron otras muestras, y así sucesivamente hasta un total de 3 muestras por volumen filtrado. Los volúmenes que se revisaron fueron 5, 10, 20, 30, 40 y 50 litros.

Los resultados se graficaron, colocando en el eje de las ordenadas, el número de géneros de cladóceros y en el eje X el número de muestras revisadas, en el momento en que la recta tienda a encontrar su asíntota, (cuando alcanza su forma horizontal) se considero como el tamaño de muestra mínima, es decir, el número de litros mínimo necesario para encontrar la totalidad de géneros de cladóceros de la columna de agua (figura 3).

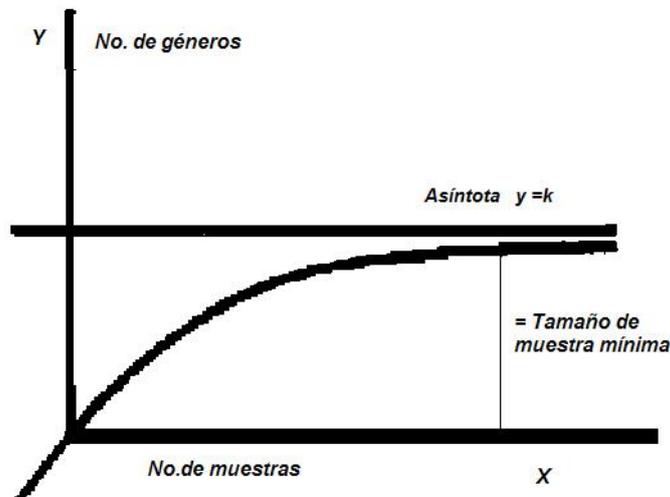


Figura 3. Gráfica que muestra la toma de decisión para el tamaño de muestra mínima.

Se efectuaron determinaciones taxonómicas y conteo de individuos de las poblaciones de cladóceros colectadas por medio de las claves taxonómicas por Elías-Gutiérrez (1996), Elías-Gutiérrez *et al.* (2008) ElMoor-Loureiro (1997), Korovinsky (1992), Korinek (1981), Paggi (1973 a, b, 1979), Smirnov (1974, 1992, 1996).

Se calcularon los siguientes parámetros ecológicos para los cladóceros:

1. Riqueza específica o número de especies (s), por estación y profundidad.
2. densidad de cada especie por estación y profundidad.

3. Índice de Diversidad de Shannon Wiener (H') (Washington, 1984), este asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Marrugan, 1988; Brower y von Ende, 1990).

4. $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$

H' = Diversidad

p_i = proporción del número de individuos de la especie (i) respecto al total.

Análisis de diversidad

Evaluación de completitud de inventarios

Como un primer paso antes de comparar la diversidad alfa de los cladóceros en los cinco sitios, evaluamos la completitud de cada uno de los inventarios realizando curvas de acumulación de especies comparando la riqueza observada con la riqueza esperada. Para predecir la riqueza esperada se utilizó el estimador de abundancia Chao1 y el de presencia/ausencia Chao2, calculado con el programa EstimateS versión 8.0.0 (Colwell, 2005). La completitud del inventario (representatividad del esfuerzo de muestreo) de cada sitio se midió como el porcentaje de especies observadas del número total de especies esperadas para obtener la riqueza esperada. Esto se calculó con el programa EstimateS versión 8.0.0 (Colwell, 2005, Moreno, 2001).

Para evaluar que tan completos resultaron los inventarios taxonómicos realizados desarrollaron curvas de acumulación de especies, comparando la riqueza observada con la riqueza esperada.

Para predecir la riqueza esperada se utilizó el estimador de abundancia Chao1 y el ACE (Abundance-based Coverage Estimator). Estos estimadores nos apoyan para conocer la representatividad del muestreo y estimar las riquezas de especies y generar curvas de acumulación, apoyan a estimar el número de especies que faltan por coleccionar, basándose en la cuantificación de la rareza de las especies coleccionadas (Figura 9). Estos estimadores fueron escogidos entre otros ya que estos están basados en mayor número de muestreos respecto a otros que están basados en datos de abundancia que superestimaban la riqueza de especies cuando el número de muestras es bajo (Colwell & Coddington 1994), Chao1 y el ACE están basados en el concepto estadístico de cobertura de muestreo, que se refiere a la suma de las probabilidades de encontrar especies observadas dentro del total de especies presentes, pero no observadas (Colwell 2005). El estimador ACE utilizado en este estudio para estimaciones de diez o menos individuos por muestra, respecto al ICE que utiliza especies encontradas en diez o menos muestras (Lee & Chao 1994). Chao 1 y ACE son estimadores basados en la abundancia, que usan para cuantificar la rareza. Por el otro lado ICE, Jack-knife 1, Jack-

knife 2, Bootstrap y Chao 2 están basados en incidencia, ellos se basan en presencia y ausencia para cuantificar la rareza.

La estructura y diversidad ecológica de los ensamblajes de cladóceros en los cinco sitios de muestreo fueron evaluadas de forma complementaria con gráficas de rango-abundancia e índices de diversidad (Feisinger, 2001). Las gráficas de rango-abundancia se construyeron utilizando el número de individuos por especie (n_i), y el número total de individuos (N) (Feisinger, 2001). La diversidad se evaluó con el índice de Shannon (Magurran, 2004).

Los estadísticos de la riqueza y abundancia de especies se realizaron comparando las cinco estaciones y las dos profundidades, obteniendo así diez diferentes condiciones, Para riqueza específica se obtuvieron curvas de rarefacción suavizadas con intervalos de confianza del 95% para el número de especies acumuladas en función del número de cladóceros, mediante el programa Species Diversity and Richness v. 3.0.2 (Henderson y Seaby, 2002). Para observar la abundancia se elaboraron gráficas de rango abundancia, Estas gráficas permiten observar la dominancia o equidad de las especies, así como la identidad de cada una, por ejemplo, cuando la comunidad es equitativa la curva de la gráfica es horizontal y cuando existen especies dominantes, la curva es vertical (Feisinger, 2001).

Similitud entre los ensamblajes de Cladóceros

Se utilizaron índices de similitud, los cuales muestran el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas (Moreno, 2001).

Para determinar la similitud de especies entre estaciones de muestreo y las profundidades a las que se colectó en cada una (1.5 y 8 m) se utilizó el índice de Sørensen con datos de presencia-ausencia de las especies. Donde:

$$I_s = \frac{2c}{a+b}$$

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

Además, se realizó un análisis basado en datos de abundancia, utilizando el índice de coeficiente de similitud de Sørensen para datos cuantitativos.

$$I_{scuant} = \frac{2pN}{aN + bn}$$

Donde:

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre sitios

Con el fin de determinar la similitud de especies de cladóceros entre los sitios y las profundidades a las que se trabajó (1.5 y 8 m), con los datos del coeficiente de similitud de Sørensen, se llevó a cabo un análisis de cluster, esperando encontrar una mayor relación entre estaciones cercanas y estas mismas entre profundidades y una mayor diferencia entre aquellos que se consideraron como condiciones diferentes. Esto fue evaluado con relación al número de especies y sus abundancias, para elaborar dendrogramas de similitud comparando los cinco sitios a ambas profundidades, determinando así las posibles relaciones o diferencias entre las especies de cladóceros. Estos análisis se llevaron a cabo con el programa Biodiversity Professional (McAleece, 1997).

Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)

En ambas temporadas, lluvias y secas, se consideró a los grupos de zooplancton como son, rotíferos, y microcrustáceos copépodos tanto ciclopoideos y calanoideos y las especies de cladóceros, así como las variables ambientales. Para realizar el análisis de correspondencia canónica se utilizaron todos los datos comparando grupos de zooplancton y especies de cladóceros con las variables fisicoquímicas, con la finalidad de detectar relaciones entre las variables fisicoquímicas medidas en cada uno de los puntos de muestreo, con los grupos del zooplancton y especies de cladóceros colectados en cinco sitios.

RESULTADOS

De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua para la Ciudad de Puebla en el 2008 y 2009 en los meses en los que se realizaron los muestreos de esta investigación, los meses de Agosto a Noviembre fueron los de mayor pluviosidad respecto a los de diciembre a marzo. (<http://smn.cna.gob.mx/>). Con base a estos datos se realizó una distinción entre la temporada de lluvias y de secas como un parámetro general.

Densidad

El grupo con mayor densidad de organismos registrados con la totalidad de los muestreos fueron los rotíferos; posteriormente, en orden decreciente de densidad, las larvas nauplio de los copépodos, seguido de los cladóceros y los copépodos calanoideos; el grupo con la menor densidad de organismos fueron los copépodos ciclopoideos (figura 4).

La densidad total de individuos para cada grupo del zooplancton fue mayor en la temporada de lluvias. En las dos temporadas, los rotíferos fueron el grupo más abundante. Para este grupo la mayor densidad se registró en octubre y un segundo pico de densidad a finales de noviembre.

Para los copépodos las densidades fueron casi un orden de magnitud menor con respecto al grupo anterior, exhibiendo, para el caso de los calanoideos. Su mayor densidad fue en el mes de enero, mientras que los ciclopoideos la presentaron en los meses de febrero y marzo (muestreo 10 al 12) (figura 4).

Los nauplios, en esta fase de crecimiento no nos fue posible imposible de establecer a qué especies pertenecen, fueron abundantes en los meses de agosto, noviembre y marzo, la mayor densidad se presentó en noviembre. En el mes de marzo también se presentó un pico de densidad (figura 4).

Los cladóceros fueron uno de los dos grupos con menor densidad, obteniendo picos cuando disminuían las poblaciones de rotíferos. El primer pico corresponde a los meses de agosto y septiembre, y el segundo pico a finales de noviembre.

Estructura de la comunidad**– Grupos de zooplancton****Variación temporal**

La temporada de lluvias incluye del muestreo uno al siete, que comprenden los meses de agosto a noviembre. La temporada de secas abarca del muestreo 8, efectuado en Diciembre, al muestreo 12 en el mes de marzo.

El grupo de zooplancton con mayor representación fue el de los rotíferos; en los muestreos realizados el 10 y 30 de octubre, fue el único grupo de zooplancton presente en el cuerpo de agua. (Figura 4), mientras que los Copépodos calanoideos fueron los de menor porcentaje de densidad para la mayoría de las salidas realizadas, con excepción del mes de enero, en la que presentan un porcentaje mayor al 90% del total de zooplancton colectado para esa salida.

En agosto (época de lluvias) se iniciaron las colectas donde se presentaron todos los grupos del zooplancton con su mayor densidad y riqueza específica. Los grupos más abundantes fueron los cladóceros y nauplios. El mes de octubre (muestreo 4 y 5) fue dominado casi en su totalidad por rotíferos, hasta el mes de diciembre cuando inicia la temporada de secas (muestreo 8); en el mes de noviembre también aparecieron como el grupo más abundante (Figura 4).

En el mes de febrero se observó la disminución de los rotíferos y el aumento en los grupos restantes, particularmente ciclopoideos y nauplios. Al siguiente mes (marzo) nuevamente el mayor porcentaje fue de rotíferos, donde se detecta un comportamiento similar en la distribución de los grupos de zooplancton al del mes de noviembre (Figura 4).

Para los cladóceros y rotíferos se observa un comportamiento inverso de sus densidades (Fig. 5) confirmado por un coeficiente de correlación negativo de -0.74, ($p= 0.004$).

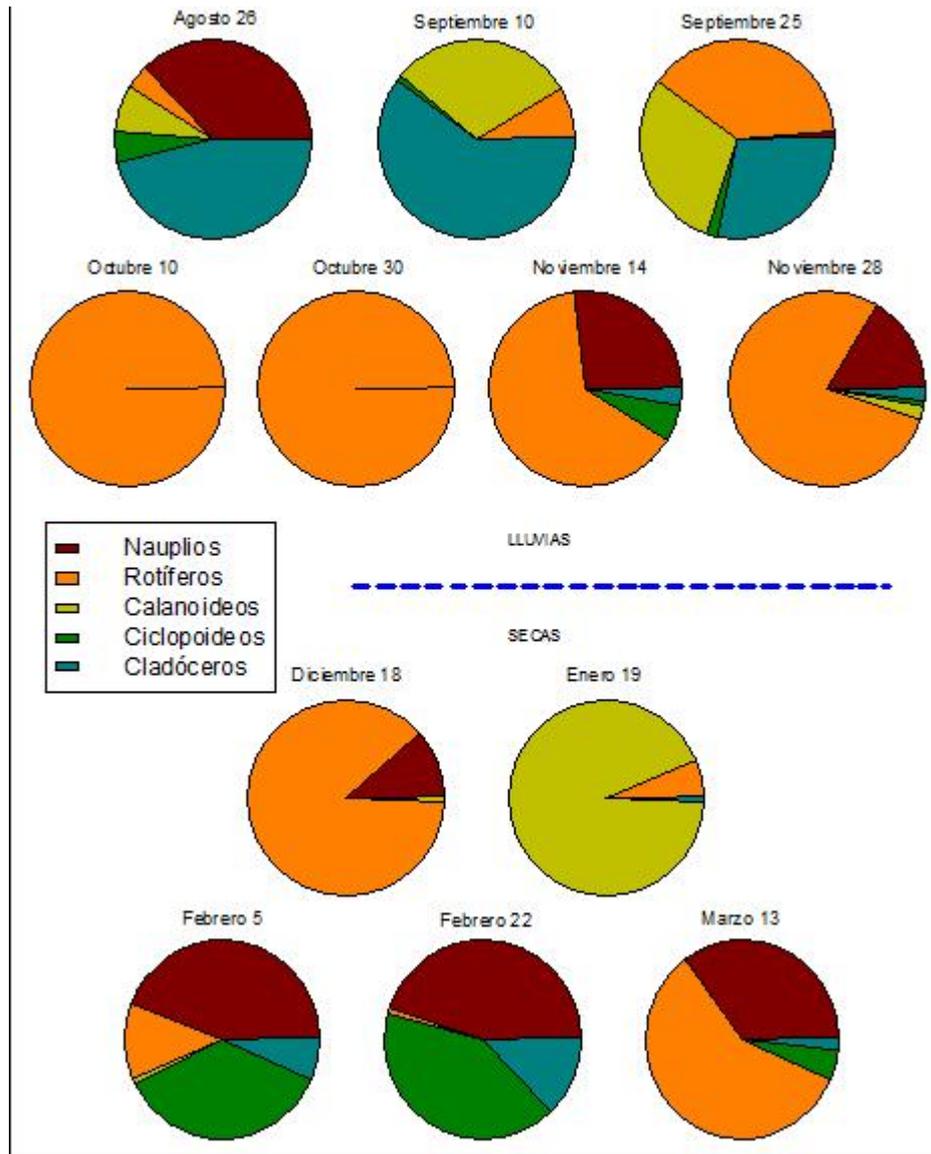


Figura 4. Porcentaje de la densidad (No. De individuos por litro) del zooplancton de los principales grupos; Cladóceros, Copépodos (Ciclopoideos y Calanoideos), Rotíferos y Nauplios, para cada una de las salidas de campo realizadas.

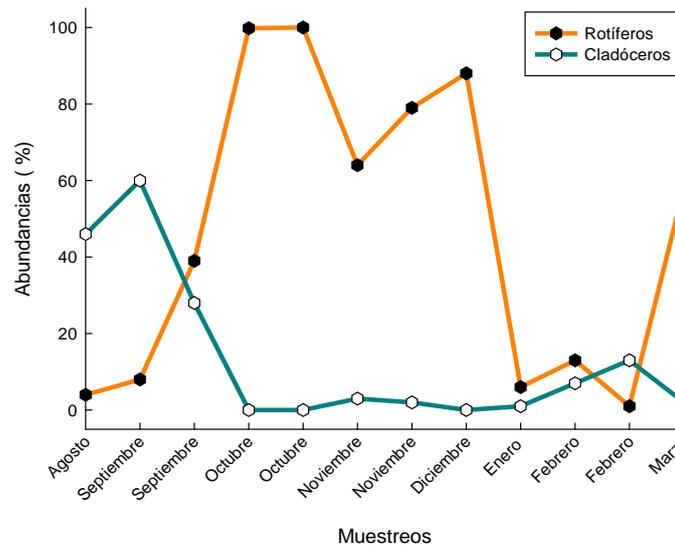


Figura 5. Variación del porcentaje de abundancia de Rotíferos y Cladóceros a lo largo del tiempo.

Variación vertical

Para la distribución vertical se consideraron dos profundidades 1.5 m y 8 m. En general, para todos los grupos del zooplancton la densidad fue mayor en la profundidad de 1.5 m.

Los rotíferos tuvieron su mayor densidad al final del mes de septiembre y en octubre, se encontraron organismos en ambas profundidades sin embargo, fue mayor en el nivel de 1.5. En los meses posteriores (noviembre a enero) fueron igual de abundantes en ambas profundidades. Entre enero y marzo, nuevamente la mayor abundancia se encontró en la profundidad de 1.5 m.

En el mes de agosto, y entre enero y marzo, los nauplios fueron abundantes en 1.5 m, mientras que de noviembre a diciembre se observó una gran densidad en ambas profundidades.

Los calanoideos fueron abundantes en el nivel menos profundo en los meses de agosto, septiembre, diciembre, enero y principios de febrero. Únicamente a finales de noviembre se presentó un número importante de estos organismos en ambas profundidades.

Los ciclopoideos fueron abundantes en agosto, diciembre y noviembre en el nivel de menor profundidad; de enero a febrero fueron abundantes en ambas profundidades, aunque las mayores densidades se presentaron en el nivel de 1.5 m.

Entre agosto y septiembre, y a finales de noviembre y febrero, los cladóceros se presentaron principalmente en la profundidad de 1.5 m

En los meses de agosto y septiembre los rotíferos fueron el único grupo que presentó una mayor densidad a la profundidad de 8 m. En los meses de noviembre a enero los grupos de calanoideos, ciclopoideos, rotíferos y nauplios presentaron la misma proporción de densidades entre ambas profundidades (muestréos 6 y 8, correspondientes a noviembre y diciembre), excepto los cladóceros y ciclopoideos que tuvieron una mayor densidad en 1.5 m. En el mes de enero sólo se encontraron calanoideos en la profundidad de 1.5 m. (Figura 6). En los meses de febrero y marzo los calanoideos solo se presentaron en la profundidad de 1.5 m. mientras el resto del tiempo en ambas profundidades, aunque con preferencia hacia la profundidad menor.

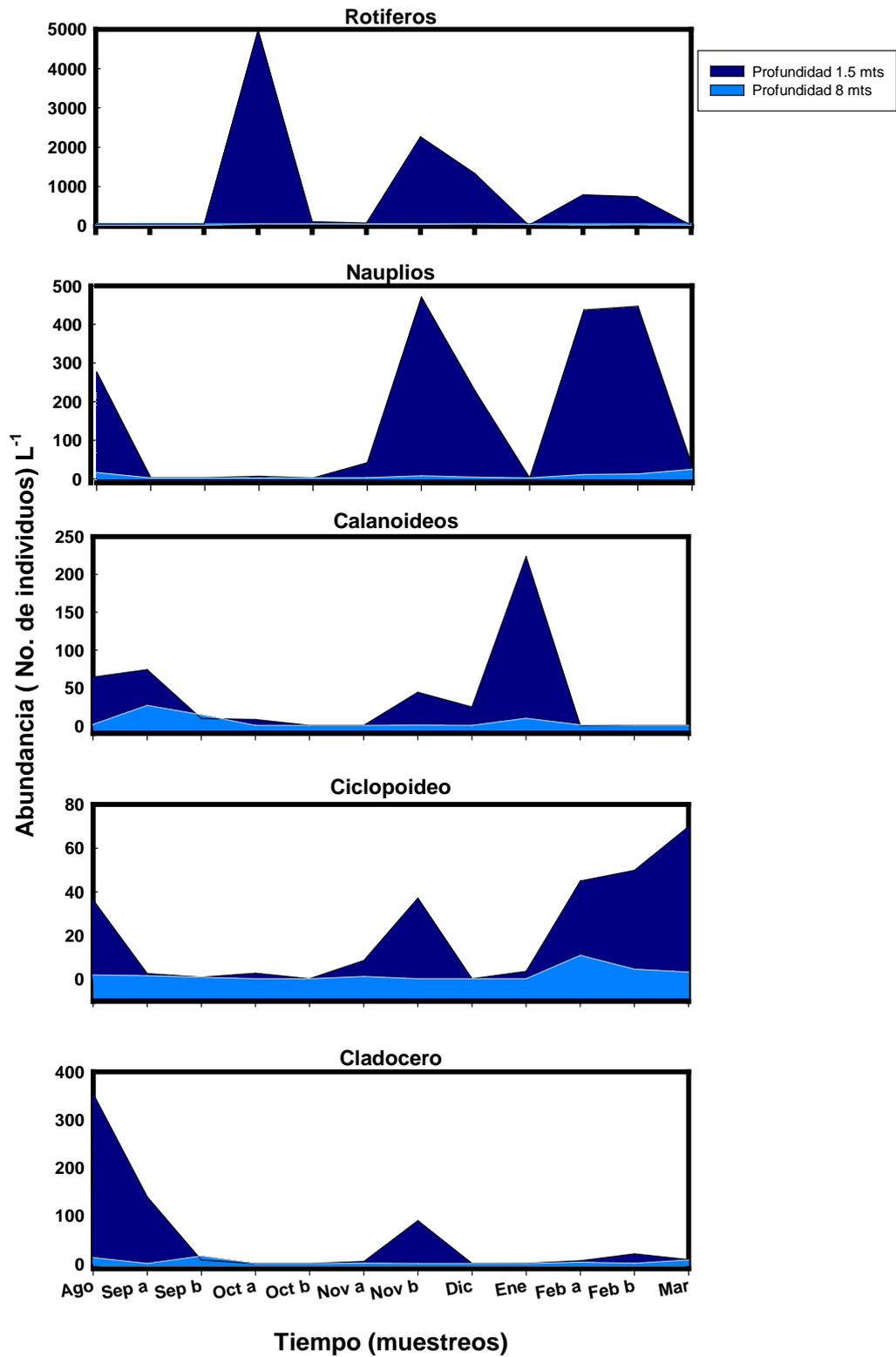


Figura 6- Número de individuos para cada grupo de zooplancton para las estaciones de superficie (1.5 m) y fondo (8 m) de los 12 muestreos realizados.

Variación horizontal

La variación horizontal se realizó con base a la distribución en las cinco estaciones de muestreo con las densidades totales obtenidas en ambas temporadas. En la sumatoria de las densidades de diferentes grupos la estación cinco tiene la mayor densidad para las temporadas de lluvias y secas, la menor densidad se presentó en la estación uno (con presencia de lirio acuático) (Figura 7).

El grupo de los rotíferos tuvo la mayor densidad total en la estación dos en la temporada de lluvias, seguida de la estación cinco (cortina), la cual presentó la mayor abundancia en la temporada de secas. Esta última estación mantuvo una densidad similar en ambas temporadas (Figura 7). En las dos temporadas la densidad menor se presentó en la estación uno.

Los nauplios son abundantes en la estación cinco (estación cercana a la cortina) para lluvias y secas. En las estaciones 1 a 3 (estación con lirio, cantiles y el canal) el número de individuos fue similar en ambas temporadas, con valores algo mayores en la temporada de lluvias, la estación 4 (el oasis) es la segunda más abundante para la temporada de secas.

Los copépodos calanoideos tienen su mayor densidad en la temporada de lluvias, presentan mayor densidad en las estaciones uno y cinco, las estaciones más abundantes en secas son uno, cuatro y cinco siendo esta última la que, en general, registró mayor número de organismos.

Para el grupo de los ciclopoideos su densidad fue mayor de manera similar a los calanoideos, por la temporada de lluvias. La mayor abundancia se registra en la estación dos, con números similares a los de la estación tres en temporada de lluvias y secas (Figura 7).

El grupo de cladóceros también fue de los grupos más abundantes en la temporada de lluvias y al igual que los dos grupos de copépodos su densidad disminuyó un 80% en la época de secas. Las estaciones uno, tres y cinco, muestran la mayor abundancia para lluvias, en tanto que en secas es la estación uno, dos y cinco; la estación con menor densidad es la cuatro.

Considerando a todos los grupos de zooplancton, la estación cinco (cortina) fue la que evidentemente tuvo las mayores densidades, en tanto que los valores menores se observaron en las estaciones uno y cuatro (estación con lirio y El Oasis). Las dos estaciones restantes tuvieron una abundancia intermedia y similar (Figura 7). Se pudo observar la preferencia de ciertos grupos de zooplancton para cada una de las estaciones, así como la preferencia de cladóceros y calanoideos por la estación que tuvo siempre presencia de lirio acuático (Estación 1).

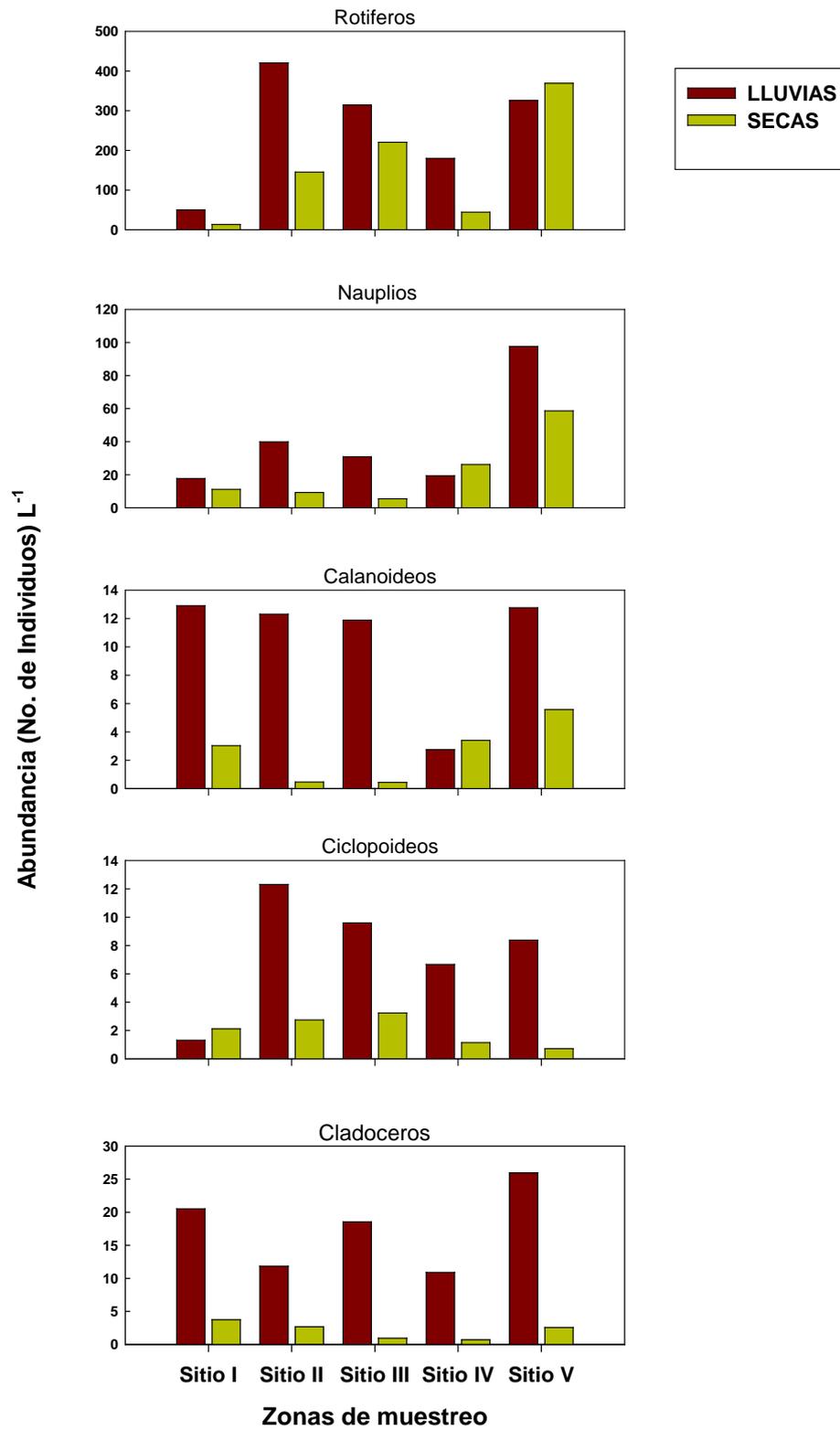


Figura 7. Número de individuos para cada grupo de zooplancton para las cinco estaciones de muestreo considerando datos de superficie (1.5 m) y fondo (8 m) de los 12 muestreos realizados.

Evaluación de la completitud de los inventarios

Para evaluar que tan completos resultaron los inventarios taxonómicos realizados se desarrollaron curvas de acumulación de especies, comparando la riqueza observada con la riqueza esperada. En estas curvas es posible observar que las líneas del estimador chao 1 y la de la riqueza observada se sobreponen indicando que según este estimador la riqueza que se encontró durante los doce muestreos es la que podríamos esperar. Mientras que el estimador ACE expresó valores superiores indicando que en estos muestreos a partir del tercero se podría encontrar un mayor número de especies.

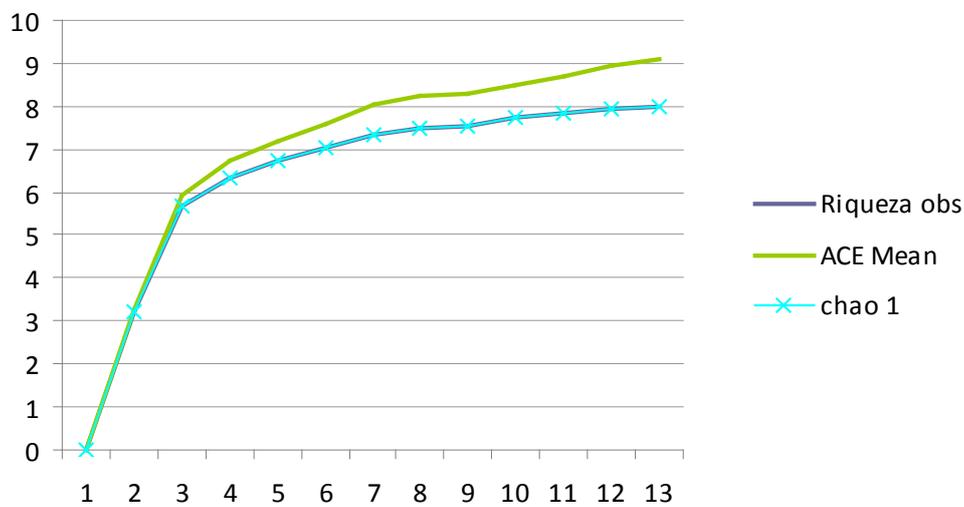


Figura 8. Curvas de acumulación donde se compara la riqueza observada con la riqueza obtenida a través de los estimadores ACE y Chao 1.

Tabla 3. Comparación de la riqueza observada para todos los muestreos, con los datos obtenidos a través de estimadores como Chao 1 y ACE.

RIQUEZA OBSERVADA	CHAO 1	ACE
8	8	9
100	100%	92%

Riqueza de especies

Las curvas de rarefacción basadas en individuos, mostraron diferencias. En las estaciones de 1.5 m de profundidad la riqueza máxima esperada (6 especies), se alcanzó con un menor número de individuos con respecto a las estaciones de mayor profundidad (8m). Los resultados mostraron una mayor

riqueza en las estaciones de 1.5 m que en las de 8 m, además es importante mencionar que las curvas sugieren que son suficientes los muestreos, para obtener la riqueza total de la comunidad ya que las curvas al llegar a la asíntota indican que se ha alcanzado la riqueza total de la comunidad (Figura 10).

Tabla 4. Número de individuos y el número de especies para cada estación donde las estaciones con número impar son las de 1.5 m de profundidad y las estaciones pares son las de 8 m de profundidad.

Estación	No. Ind.	No. Spp
1	854	6
2	130	5
3	515	7
4	91	5
5	902	7
6	33	6
7	711	7
8	26	5
9	772	2
10	62	5

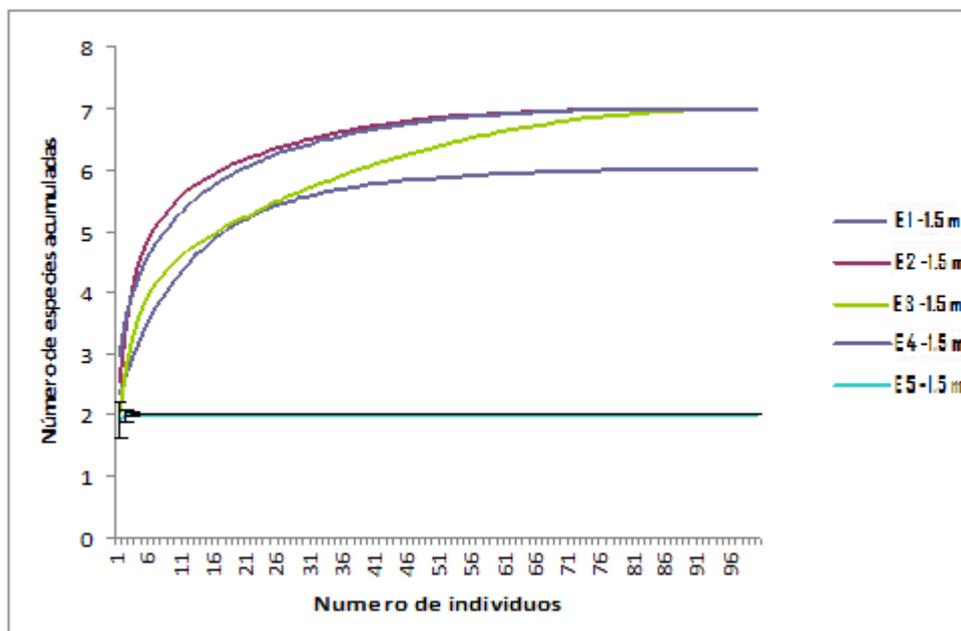


Figura 9. Curva de rarefacción basada en individuos para las cinco estaciones de profundidad de 1.5 m.

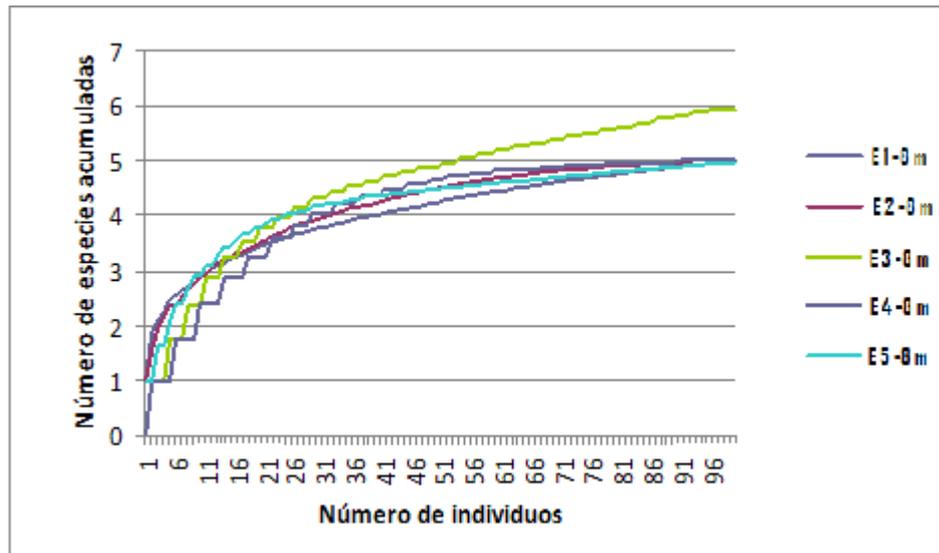


Figura 10. Curva de rarefacción basada en individuos para las cinco estaciones de profundidad de 8 m.

Especies de cladóceros

Abundancia de especies

Para los datos de abundancia de especies de cladóceros en las estaciones de menor profundidad (1.5) la especie más abundante en cuatro de las cinco estaciones fue *Ceriodaphnia dubia*, la segunda en abundancia fue *Moina macrocopa* siendo ésta la especie más abundante en la estación dos y la segunda en importancia en la estación cinco. *Daphnia prolata* también tuvo valores elevados excepto en la estación cinco.

Para el nivel de 8 m la especie con mayor abundancia fue *Ceriodaphnia dubia*, predominando en tres de cinco estaciones, siendo de las más abundantes en la estación cuatro (El Oasis). *Daphnia cheraphila* y *Daphnia pileata* predominaron en la estación dos y exhibieron valores altos en el resto de las estaciones. *Moina macrocopa* también estuvo bien representada en todas las estaciones.

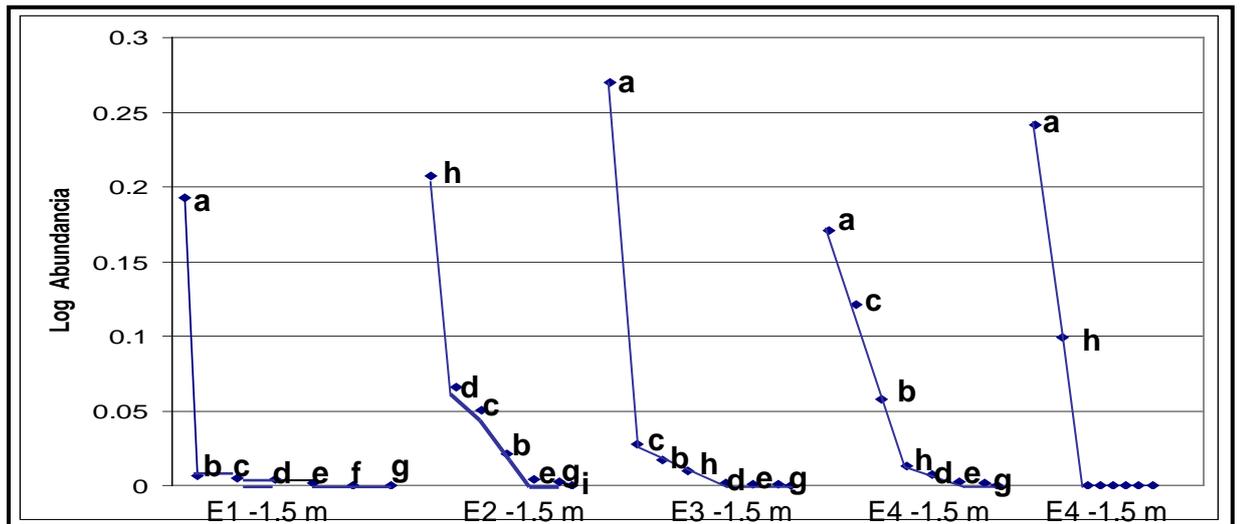


Figura 11. Gráficas de rango abundancia para las especies de cladóceros para las cinco estaciones a la profundidad de 1.5 m. a) *Ceriodaphnia dubia*, b) *Daphnia pulicaria*, c) *Daphnia cheraphila*, d) *Daphnia pileata*, e) *Pleuroxus denticulatus*, f) *Daphnia obtusa* g) *Simocephalus vetulus*, h) *Moina macrocopa*.

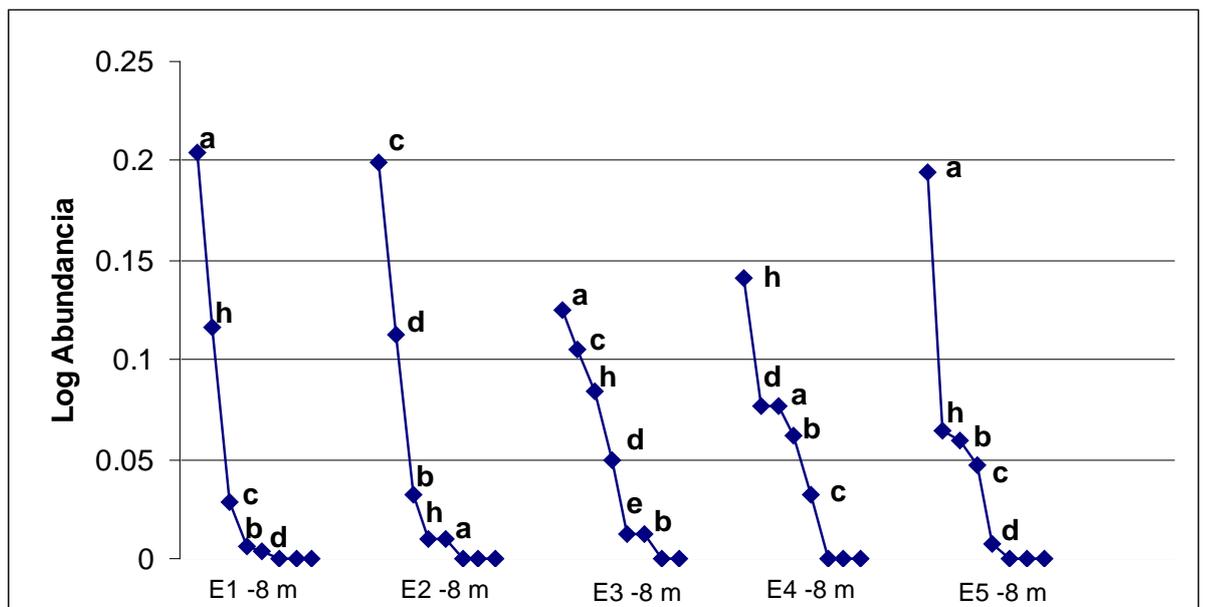


Figura 12. Gráficas de rango abundancia para las especies de cladóceros para las cinco estaciones a la profundidad de 8 m. a) *Ceriodaphnia dubia*, b) *Daphnia pulicaria*, c) *Daphnia cheraphila*, d) *Daphnia pileata*, e) *Pleuroxus denticulatus*, f) *Daphnia obtusa* g) *Simocephalus vetulus*, h) *Moina macrocopa*.

Diversidad

La diversidad de cladóceros determinada con el Índice de Diversidad de Shannon Wiener para los muestreos a 1.5 de profundidad varió entre 0 y 1.4 durante la realización del estudio. El índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la

cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia.) Los valores máximos de diversidad se observaron en la salida dos (septiembre) en la estación dos (denominada Cantiles), donde se obtuvieron los mayores valores respecto al resto de las estaciones; la diversidad más baja se presentó en los muestreos 4 y 5 (octubre). El sitio cinco (cercano a la cortina) mostró el valor más bajo de diversidad para los muestreos a 1.5 de profundidad (tabla 5).

La diversidad a la profundidad de 8 m varió entre 0 y 1 durante la realización del estudio. Los valores máximos se observaron en la salida diez (enero) en la estación dos y tres (Cantiles y El Canal), mientras que la menor diversidad se presentó en los muestreos 2 al 6 (octubre a noviembre) en todas las estaciones. Para los muestreos 11 al 13 se obtuvieron valores altos respecto al resto en todas las estaciones excepto en la tres (El Canal).

Tabla 5. Datos del Índice de Diversidad de Shannon Wiener para cada una de las estaciones, en los doce muestreos realizados.

Estación	Agosto		Septiembre 1		Septiembre 2		Octubre1		Octubre2		Noviembre1		Noviembre2		Diciembre		Enero		Febrero 1		Febrero2		Marzo	
	Z (m)	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	1.5	8	
1	0	0	0.72	0.72	0.56	0	0	0	0	0	0	0	0.41	0	0	0	0	0	0.73	0.73	1.17	0.63	0	0.68
2	1.41	0	1.16	0	0.97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.08	0.95	0.79	0.63	0.68	0.61
3	0.38	0.63	1.30	0	1.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92	0.48	0	0	0.59	0
4	1.07	0	0.59	0	1.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0	0.48	0	0	0.56	0	0.63
5	0	0.79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.69	0	0	0	0	0	0	0	0.63	0	0.68

Similitud entre los ensamblajes de cladóceros

El dendrograma de similitud construido con los datos de riqueza y abundancia de cladóceros por sitio agrupó como más parecidos a la estación uno a 1.5 m y la cinco a 1.5 m. Estos dos sitios son considerados como los más afectados por variaciones: la estación 1 por la presencia intermitente de lirio acuático y la estación 5 por estar en la zona de la cortina del embalse, que esta modificada por el flujo de salida del embalse. Es posible que estén afectando otros factores no considerados en este estudio.

La estación tres, con profundidad de 1.5 m tuvo un 70% de similitud con las estaciones uno y cinco (Figura 13). La estación cuatro (El Oasis) a 1.5 m de profundidad tuvo un 60% de similitud con las

anteriores estaciones (1,5 y 3) a esa profundidad, así como la estación dos con el resto de las estaciones a 1.5 m.

Todas las estaciones con profundidad de 1.5 m tienen una similitud superior al 50% con la estación dos a 8 m de profundidad.

Las profundidades de 8 m con mayor similitud son la de las estaciones tres y cuatro (El Canal y El Oasis) con más del 60%, y estas a su vez con la estación cinco (Cortina). El nivel de 8 m de la estación uno tiene una similitud de poco más del 50% con el resto de las estaciones a esa misma profundidad. Lo anterior, significa que existen dos grupos; el primero conformado por todas las estaciones a 1.5 m mas la estación dos a 8 m; el segundo grupo por el resto de las estaciones (excepto la dos) a 8 m (Figura 13).

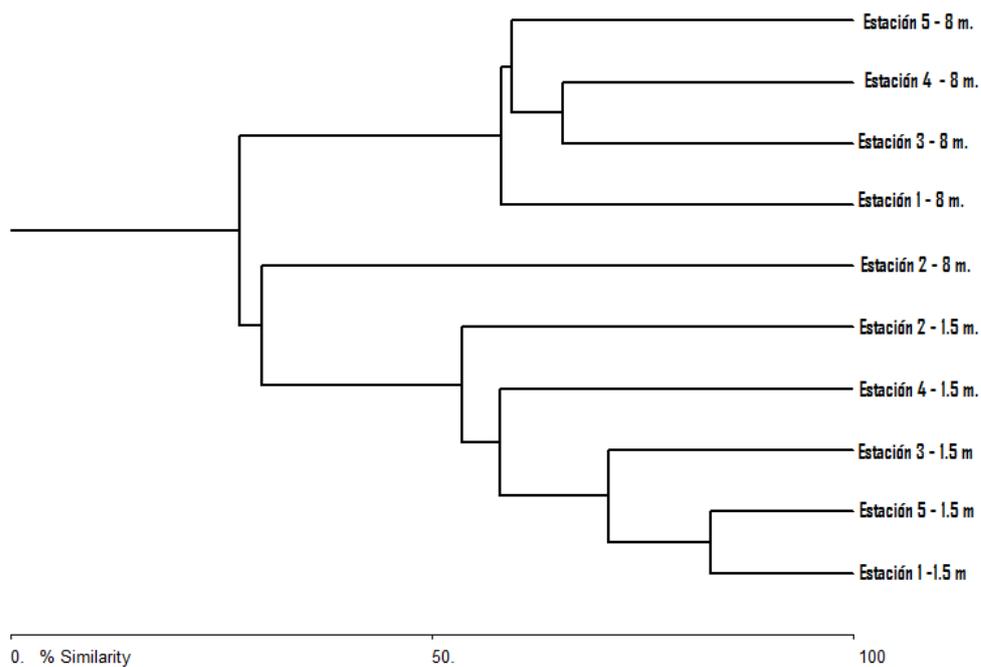


Figura 13. Dendrograma de similitud de las abundancias de Cladóceros entre diez sitios.

Variación Temporal

Se pueden observar diferencias entre la estructura que exhiben las especies de cladóceros entre lluvias y secas, en la mayoría de las estaciones fue mayor la densidad en lluvias salvo en la estación dos (estación denominada Candiles).

Para la temporada de lluvias la estación uno (cubierta intermitentemente por lirio) es la de mayor riqueza de especies y densidad respecto al resto.

Las estaciones dos, tres y cuatro muestran un patrón similar en densidad y riqueza, la estación cinco (Cortina) muestra la mayor densidad a la profundidad 1.5 m con solo dos especies (*C.dubia* y *M. macrocopa*) y una mayor riqueza en la profundidad a 8 m donde también se detectó a estas dos especies, además de las especies del género *Daphnia* (Figura 14).

Para la temporada de secas se puede observar una amplia diferencia entre estaciones, incluso entre las estaciones dos a la cuatro que en lluvias resultan ser parecidas. La estación con mayor densidad y riqueza específica es la dos. En la estación cinco no se registraron especies a 1.5 m, en tanto que a mayor profundidad solo se encontraron especies del Género *Daphnia* (Figura 14).

Ceriodaphnia dubia es la especie más abundante a lo largo del lapso muestreado, ya que se encontró en ocho de los muestreos realizados. En los muestreos 1 y 6 (correspondientes a los meses de agosto y noviembre) se encuentra en proporciones similares tanto en las colectas realizadas a 1.5 como a 8 metros, sin embargo, en cuatro muestreos realizados en el mes de septiembre, febrero y marzo (muestreos 2, 3, 11 y 12) se presenta con un mayor porcentaje en el nivel de 8 m de profundidad (Figura 14).

Moina macrocopa se encuentra en 3 de los 13 muestreos, en los meses de octubre, noviembre y enero (muestreos 4, 7, 9), en tres de ellos con valores cercanos al 100%, mientras que en otros 3 (muestreos 2 al 4) superando el 20% en cada uno.

Para el nivel de superficie (1.5 m de profundidad) esta especie se presentó en cuatro de los muestreos (2-4, 7, Figura 8), mientras que para el nivel del fondo (8 m) esta especie alcanzó mayores

porcentajes en cuatro estaciones en los meses de noviembre, diciembre y febrero (muestréos 7, 8, 10, 11) (Figura 14).

Daphnia cheraphila se presenta en siete del total de los muestréos para los meses de agosto, septiembre, diciembre, febrero y marzo; en febrero, en el muestréo 10, alcanza la mayor densidad. En la temporada de lluvias está poco representada, mientras que para la estación de secas aumenta considerablemente su densidad. La densidad de esta especie en el nivel de superficie fue menor respecto a los de 8 m. En los muestréos 1 y 12 (agosto y marzo) se observaron similares densidades de esta especie en las dos profundidades (Figura 14).

Daphnia pulicaria, así como *Daphnia cheraphila*, se presentaron en siete de los trece muestréos en los meses de agosto, septiembre, diciembre febrero y marzo (muestréos 1, 3, 8, 10-13, figura 8); en el muestréo diez fue la única especie. En la superficie en los muestréos 9-11 esta especie exhibió la mayor densidad (Figura 8), mientras que para los muestréos a mayor profundidad solo se presentó en los muestréos 1, 2, 12, correspondientes a los meses de agosto, septiembre y marzo. El porcentaje que representa esta especie respecto al total de todas las muestras de fondo es el 5% (Figura 14).

Daphnia pileata fue reconocida en los tres últimos muestréos siendo en el undécimo donde exhibió mayor densidad. Esta especie no se encuentra en temporada de lluvias, mientras que presenta una densidad importante en la estación de secas. En el nivel de superficie esta especie alcanzó mayor número de individuos en los muestréos 11 y 12 (febrero y marzo), y en el nivel de fondo, esta especie mostró la mayor densidad en el muestréo 10 (Figura 14).

Pleuroxus denticulatus se encuentra en cuatro muestréos en los meses de agosto, septiembre y noviembre (muestréos 1-3, 7, tabla 6), correspondientes a la temporada de lluvias. Para los muestréos de superficie 1, 3, es donde esta especie alcanzó la mayor densidad, mientras que para las muestras de fondo fue mayor en el muestréo 7 en el mes de noviembre (Figura 14).

Simocephalus vetulus se presentó solo en la época de lluvias, en los tres primeros muestréos correspondientes a los meses de agosto y septiembre. En la estación de secas no existió ningún registro; en el fondo no se encontraron individuos de esta especie, solo en el nivel superficial de los muestréos 1, 2, y 3.

Variación horizontal y vertical

El cladóceros *Ceriodaphnia dubia* en la temporada de lluvias en estaciones de 1.5 m de profundidad fue más abundante en la estación tres (estación denominada el canal), en tanto que la estación uno (estación con lirio) se presenta mayor densidad en el nivel de mayor profundidad (8 m) y es menos abundante en las estaciones, tres y cinco, mientras que en temporada de secas, en la estación uno, tres y cinco solo es abundante en el nivel de 8 m, en las estaciones dos y cuatro (Cantiles y El oasis) el número de individuos es similar manteniéndose esta especie como más abundante en superficie. (Figura 14).

Moina macrocopa se presentó durante la temporada de lluvias en todas las estaciones principalmente en el nivel de 1.5 m de profundidad. Únicamente en la estación cuatro (El Oasis) se observó una densidad similar entre ambas profundidades muestreadas. Para la temporada de secas en la estación uno solo se presenta a la profundidad de 1.5 m, en tanto que en las estaciones dos, tres y cinco se encuentra en la profundidad de 8 m. En la estación cuatro (El Oasis) no se colectó nunca esta especie, en el resto de las estaciones su densidad total fue menor a 50 individuos en cada una. (Figura 14).

Daphnia cheraphila Para la temporada de lluvias, en las muestras obtenidas a 1.5 m de profundidad fueron más abundantes, excepto en la estación uno donde se encontró un número similar de especímenes en ambas profundidades a las que se muestreo. En la estación cinco sólo se colecto en la profundidad de 8 m. En la temporada de secas en la estación uno y tres fueron más abundantes en el nivel de 8 m. En la estación dos, la densidad en ambas profundidades fue similar. A 1.5 m de profundidad solo la estación cuatro presenta individuos de esta especie. En la estación 5 no se registran especímenes (Figura 14).

Daphnia pulicariata En la temporada de lluvias la estación uno (estación con lirio) fue la que presentó la mayor abundancia en ambas profundidades; en la mayoría de las estaciones esta especie fue más abundante a 1.5 m de profundidad, excepto en la estación cinco (Cortina) donde fue más abundante a 8 m de profundidad. Para la temporada de secas esta especie es más abundante en la estación dos (Los Cantiles), en las estaciones uno y tres solo se presenta a 1.5 m. en tanto que en las estaciones cuatro y cinco solo se encuentran en colectas de mayor profundidad (8 m). Para la temporada de secas esta especie fue abundante en las colectas realizadas a 1.5 m. en las estaciones uno y cuatro (estación con lirio y el oasis) con una amplia diferencia entre profundidades. En la estación cuatro se

encuentran en ambas profundidades con densidad similar. En la estación cinco (cortina) solo se registran especímenes a 8 m (Figura 14).

Daphnia puleata a diferencia del resto de las especies fue más abundante en secas que en la temporada de lluvias; solo tuvo registros en la estación uno para ambas profundidades, y en la estación cinco (cortina) para ambas temporadas. En la época de lluvias fue más abundante en la estación El Oasis, mientras que en el resto de las estaciones no alcanzó más de 50 individuos (Figura 14).

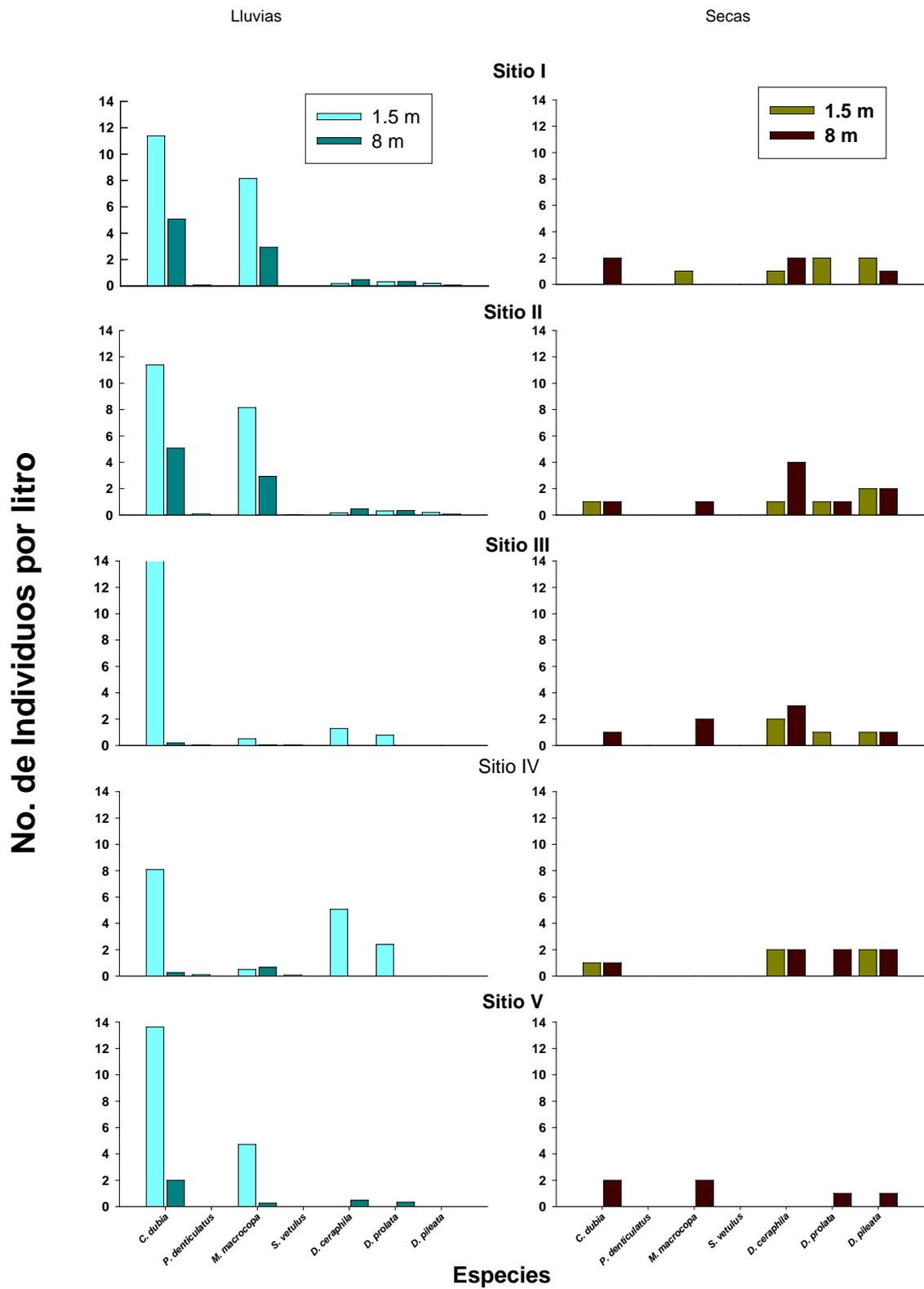


Figura 14. Densidad y riqueza específica de las especies de cladóceros en muestreos de 1.5 y 8 m para la temporada de lluvias, secas y considerando la variación horizontal y vertical.

Parámetros fisicoquímicos

Temperatura

La mayor temperatura se presentó en la temporada de lluvias con 23° C respecto a secas con 16 ° C, en la temporada de mayor pluviosidad no hubo gran diferencia entre estaciones apenas de un grado de diferencia entre las estaciones del centro del embalse con las de los extremos finales del embalse, de igual forma en la temporada de secas. No hubo una amplia diferencia de temperatura entre estaciones, las estaciones con mayor temperatura fueron las dos y cinco.

Oxígeno disuelto

Las concentraciones de oxígeno disuelto observadas para la temporada de lluvias tiene un promedio de 2.7 mg L⁻¹, y para temporada de secas de 1.5 mg L⁻¹. En lluvias el valor mínimo fue de 0.7 y tuvo un máximo de 2.7 mg L⁻¹. En el promedio, la estación uno fue la que presentó los menores valores de oxígeno.

Para la temporada de estiaje los promedios por estación fueron menores respecto a lluvias presentándose el valor máximo en la estación dos con 2 mg L⁻¹ mientras que los valores mínimos se encontraron en las estaciones cinco y uno con un valor cercano a 1 mg L⁻¹. La estación uno mantiene valores similares durante ambas temporadas (lluvias y estiaje).

Potencial de hidrogeno

La diferencia que se encontró en este parámetro entre las temporadas de estudio es de apenas 0.1 unidades ya que el promedio de pH para la estación de lluvias es de 8.4, valor que es menor respecto al 8.5 que se presenta en secas.

En la temporada de lluvias los promedios que se presentan por estaciones son cercanos, con una pequeña diferencia de apenas 0.11 entre el valor máximo y en el mínimo, la estación con mayor pH fue la cinco con un valor de 8.9, y el valor menor fue de 8.2 para la estación dos.

El pH para la temporada de secas tiene variación entre estaciones, el valor mayor se presentó en la estación uno con 8.8, y el menor fue el de la estación dos con 8.3.

Sólidos disueltos totales

Se observó una diferencia de concentraciones de sólidos disueltos entre las dos temporadas de estudio, en la temporada de lluvias se presentó el valor promedio de 1 g/L^{-1} , mayor al promedio que se presentó para temporada de secas que correspondió a 0.34 g/L^{-1} .

Este parámetro para temporada de lluvias resulto ser mayor para la estación tres con 1.6 g/L seguido de la estación uno con 1.30 g/L , y la estación que presentó el menor valor fue la dos con 0.6 g/L .

Para la temporada de estiaje fue menor la presencia de sólidos totales, en la estación dos fue donde se presentó el mayor valor de sólidos disueltos con 1.47 g/L^{-1} seguida de la estación cuatro con 0.06 g/L^{-1} en el resto de las estaciones tuvieron valores de cero.

Fósforo en forma de ortofosfatos (Fósforo reactivo disuelto) (P-PO4)

La concentración promedio de fósforo fue mayor en la temporada de secas con 5.79 mg L^{-1} respecto a la temporada de mayor pluviosidad que presentó 1.22 mg L^{-1} . Las diferencias promedio entre las concentraciones de fosfatos en las cinco estaciones es baja en esta época ya que los valores oscilan entre los 1.34 y 1.55 mg L^{-1} excepto la estación cinco que mostró 0.41 mg L^{-1} . En la temporada de secas las diferencias de los valores promedio de las concentraciones es amplia y de mayor magnitud respecto a lluvias, siendo el menor valor en la estación cinco con 4.8 mg L^{-1} , en tanto que el mayor valor se presentó en la estación uno con 6.76 mg L^{-1} .

Amonio (N-NH₄)

Los valores promedio obtenidos de amonio más elevados fueron de 6.96 mg L^{-1} de N-NH₄ correspondiente a la temporada de mayor pluviosidad, para la temporada de secas el promedio fue de 6.77 mg L^{-1} .

En la época de lluvias los valores promedios de cuatro de cinco estaciones muestran un valor de 1.75 mg L^{-1} mientras que el valor más alto es el de la estación 2 con 2.85 mg L^{-1} .

Para la temporada de secas los valores promedio se mantuvieron similares en cuatro de las cinco estaciones con 1.66 mg L^{-1} , la estación uno es la que muestra el mayor promedio con 3.33 mg L^{-1} .

Nitritos

Este parámetro solo presentó valores en la temporada de lluvias alcanzando el valor promedio de: 0.72 mg L^{-1} , mientras que para la estación de secas los valores estuvieron por debajo del límite de detección del método utilizado (0.5 mg L^{-1}). Durante la época de lluvias se obtuvo el mismo valor promedio para todas las estaciones de muestreo.

Tabla 1. Promedio y desviación estándar (D.E.) de las variables ambientales del embalse Manuel Ávila Camacho para las épocas de lluvias y secas por estación.

Estación	1				2				3				4				5			
	Lluvias	D.E.	Secas	D.E.	Lluvias	D.E.	Secas	D.E.	Lluvias	D.E.	Secas	D.E.	Lluvias	D.E.	Secas	D.E.	Lluvias	D.E.	Secas	D.E.
Temperatura ° C	22	1.6	16	2	23	1.3	17	0.5	23	1.5	16	0.8	23	1.5	16	0.9	22	1.6	17	0.7
Oxígeno disuelto mg L-1	2.8	1	3.6	1	2.8	0.2	2.1	1.1	2.7	1.6	2	0.3	2.4	1.5	1.8	1.2	1.97	1.7	0.6	2.6
pH	8.3	0.2	8.8	0.4	8.2	0.1	8.3	0.2	8.3	0.2	8.3	0.1	8.3	0.2	8.5	0.1	8.9	0.4	8.5	0,1
Sólidos disueltos g L- 1	1.36	0.22	0.01	0.03	0.64	0.22	1.40	0.03	1.61	0.23	0.02	0.03	0.79	0.21	0.06	0.14	0.79	0.21	0.02	0.5
Fosfato mg L ⁻¹	1.42	3	6.76	3.8	1.34	2.4	6.59	3.8	1.38	1.5	6.70	3.4	1.55	0.5	4.82	2.3	0.41	0.8	4.10	1.8
Amonio mg L ⁻¹	1.85	4	3.3	0.5	2.85	1	1.6	0.5	1.78	0.4	1.81	0.5	1.78	0.4	1.66	0.5	1.78	0.3	1.66	0.5
Nitritos mg L ⁻¹	0.71	0.3	0	0	0.7	0.3	0	0	0.71	0.3	0	0	0.71	0.3	0	0	0.7	0.3	0	0

Análisis de Correspondencia Canonica (ACC)

De acuerdo con el análisis de correspondencias canónicas los grupos en la temporada de lluvias; Los nauplios están relacionados inversamente con los sólidos disueltos totales (SDT) según el ACC. Para los sólidos disueltos en las estaciones tres, cuatro y cinco, los valores que presentan son de 0.79 g L^{-1} y 1.62 g L^{-1} en promedio donde también hay el mayor número de nauplios.

Los calanoideos en el ACC exhibieron una relación inversa con los fosfatos ya que cuando los valores promedio de fosfatos por estación aumentan, disminuye la densidad de calanoideos. Para las estaciones dos y tres (cantiles y el canal) se presentan de fosfatos de 1.41 y 1.42 mg L^{-1} , en tanto que para las estaciones uno (estación con lirio) y cuatro los fosfatos fueron los más altos de 1.49 y 1.64 mg L^{-1} (Figura 15).

Para la temporada de secas el grupo de los ciclopoideos está directamente relacionado con los sólidos disueltos totales (TDS). En la temporada de estiaje las densidades de nauplios y Calanoideos son menores que para lluvias, y las mayores densidades para esta temporada se encuentran entre 6.44 y 6.87 de pH, para cuatro de las cinco estaciones a excepción de la estación uno (con presencia de lirio acuático), la cual presentó el mayor valor de pH para esta temporada con 7.43 .

En la época de secas, se observa una relación directa entre los Calanoideos y los fosfatos; al contrario de lo que ocurre en lluvias, en la temporada de secas las mayores densidades de estos copépodos se registraron en las estaciones que en promedio presentaron una mayor concentración de fosfatos como son la estación dos y tres (los cantiles y el canal) con 6.78 y 7.42 mg L^{-1} respectivamente (Figura 15).

Los ciclopoideos denotan una correlación con los sólidos disueltos totales (TDS) donde la mayor densidad (394 ind.) se encontró en la estación dos, en la cual se encontraron los valores más altos de sólidos disueltos (1.40 g L^{-1}). Para este grupo es evidente una correlación inversa con el pH, ya que al disminuir los valores de este, aumenta la densidad de ciclopoideos. Esto mismo sucede en la relación de los cladóceros con el pH, las mayores densidades de cladóceros se encuentran en valores de pH más bajos (Figura 15).

Los rotíferos tienen una correspondencia directa con el oxígeno disuelto, las mayores densidades de este grupo se encontraron en la estación cinco (cortina) donde el valor de oxígeno promedio fue de 0 .

66 mg L⁻¹, con menores valores de oxígeno (0.076 y 0.105 mg L⁻¹) se presentaron las menores densidades de rotíferos.

Entre las variables que presentan relación inversa tenemos a los nauplios con la concentración de fosfatos, a los ciclopoideos con el oxígeno, así como los cladóceros con el pH (Figura 15).

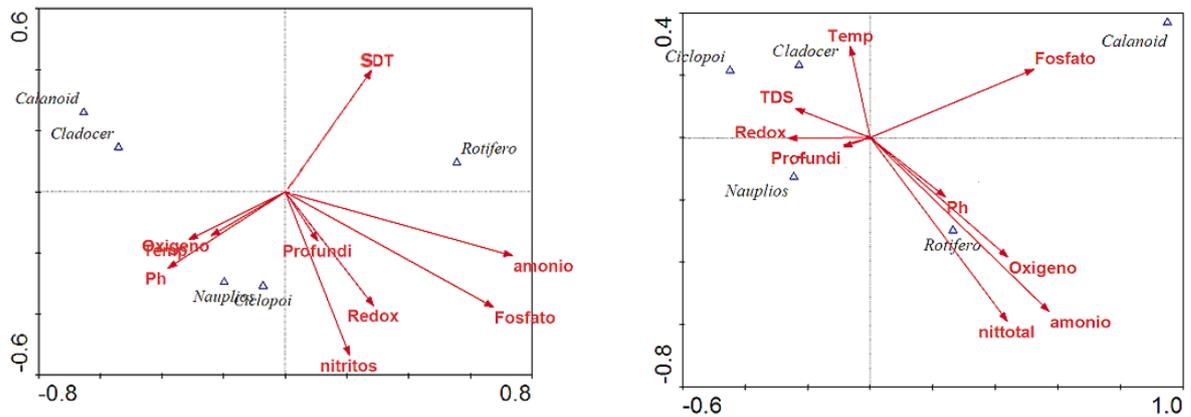


Figura 15. Diagrama de ordenación del análisis de correspondencia canónica. Las variables fisicoquímicas se muestran con las flechas y los grupos de zooplancton con triángulos. Del lado izquierdo los grupos de zooplancton para lluvias, del lado derecho para la temporada de secas. La longitud de las flechas indica la importancia de la variable abiótica. La dirección de las flechas indica la magnitud en la cual la variable ambiental está correlacionada con los ejes, el ángulo entre flechas indica la correlación entre variables. La localización de los grupos de zooplancton con respecto a las flechas indican las preferencias ambientales de estas especies.

Este análisis se realizó también para las especies de cladóceros; según el ACC especies como *Daphnia cheraphila* y *D. pulicariata* tuvieron para la temporada de lluvias una relación directa con el oxígeno disuelto, en la que la mayor densidad de individuos de estas especies se encontraron en las estaciones tres y cuatro entre los valores en promedio de 2.12 y 2.60 mg L⁻¹. *Ceriodaphnia dubia* denotó una relación directa con la temperatura. La temperatura donde se encontró la mayor densidad de organismos osciló entre 18.7° y 20° C. La estación tres (El Canal) es la que presentó mayor número de individuos (772 org.) con 19.9 ° C (Figura 16).

Moina macrocopa también mostró una relación directa con el pH, en la temporada de mayor pluviosidad, donde el mayor número de individuos se encontró en las estaciones uno y dos, con un intervalo de 6.7 y 7.4.

El ACC para la temporada de estiaje mostró una relación directa entre *D. cheraphila*, *D. pulicariata* y *D. pileata* con el oxígeno disuelto. Para estas tres especies la mayor densidad de organismos se presentó en la estación dos (con 95, 27 y 111 ind. respectivamente) donde se presentó el valor más alto de oxígeno disuelto (2.08 mg L⁻¹). La estación uno fue la que presentó los menores valores de oxígeno (1 mg L⁻¹). Para *D. cheraphila* y *D. pileata* existe una correspondencia con los fosfatos, para la estación dos se exhiben 67.8 mg L⁻¹ y es donde existe la mayor densidad de organismos de ambas especies (95 y 111 respectivamente, mientras que en otras estaciones las densidades no sobrepasan los 20 individuos) (Figura 16). *D. pulicaria* mostró una correspondencia con el amonio, se encontraron presentes organismos a partir de valores de amonio de 2.5 mg L⁻¹ en casi todas las estaciones, con excepción de la estación uno donde el valor promedio de amonio fue superior respecto al resto con 5 mg L⁻¹, esta estación está intermitentemente cubierta por lirio acuático. *Ceriodaphnia dubia* en esta temporada está relacionada con el pH, en cuatro estaciones con densidades de tres a cinco organismos se presentó en valores de pH, que van de 6.4 a 6.9, salvo la estación uno que presentó la mayor densidad (7 indiv.) y el mayor valor de pH con 7.4 (Figura 16).

Para *Moina macrocopa* en la temporada de secas el número de individuos desciende en todas las estaciones cuando el pH aumenta (Figura 16).

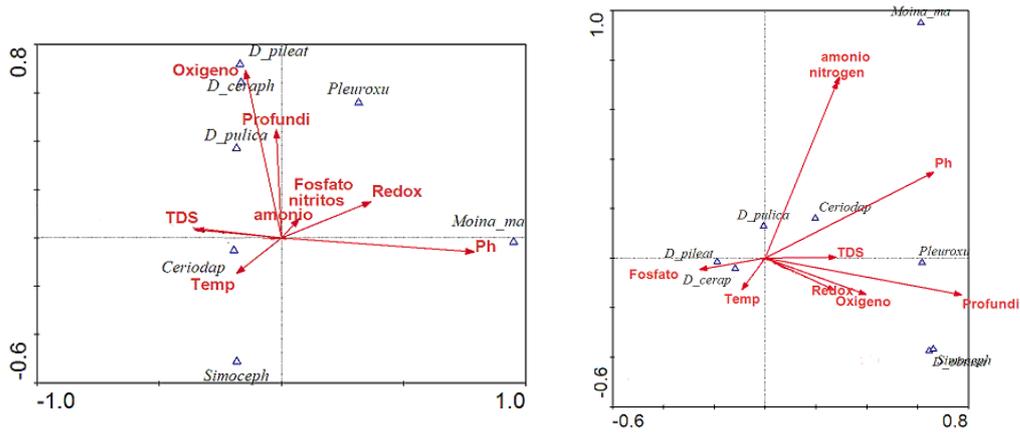


Figura 16. Diagrama de ordenación del análisis de correspondencia canónica. La imagen de la izquierda muestra las especies de cladóceros en la temporada de lluvias, y la de la derecha los cladóceros en la temporada de secas. Los triángulos corresponden a las especies de cladóceros. Las variables fisicoquímicas se muestran con las flechas las especies de cladóceros con triángulos.

DISCUSION

En los lagos y los embalses de las zonas templadas, se conoce con exactitud los periodos de mezcla y estratificación; así como los efectos sobre la abundancia y la riqueza de especies (Wetzel, 2001). Por lo contrario, los lagos tropicales con condiciones ambientales relativamente constantes durante el año, se caracterizan más bien por cambios en la incidencia de luz y al efecto del régimen de estratificación estacional, así como cambios en el régimen de pluviosidad pudiéndose identificar estaciones, como en el presente embalse que se pudo establecer dos estaciones lluvias y secas. (Richerson, *et al*, 1986, Gliwicz, 1999).

Estructura de la comunidad

La estructura de una comunidad ha sido definida como la forma en que los organismos se distribuyen en el espacio para aprovechar las condiciones que ofrece el medio abiótico (Lampert y Sommer, 2007). En el presente estudio se logro definir claramente dos épocas la de lluvia y la de estiaje, donde la estructura de la comunidad cambio la dominancia de los grupos de zooplancton conforme al cambio de las épocas antes mencionadas. Comparando los datos de ambos periodos de estudio, se puede observar que durante el estiaje la densidad del zooplancton y riqueza de los cladóceros son menores (746 zooplancteres con cinco especies), mientras que para el periodo de lluvias aumentan ambas (1938 zooplancteres con siete especies).

Los grupos de zooplancton más abundantes para la temporada de secas fueron los nauplios y los copépodos calanoideos, en tanto que para lluvias fueron los rotíferos y los cladóceros.

Para ambas épocas, el grupo más abundante fueron los rotíferos en la mayor parte del estudio. Se ha demostrado que la abundancia de rotíferos sigue cercanamente las variaciones de temperatura, ya que este factor tiene influencia en su tasa reproductiva, alimentación, movimiento y longevidad Harper (2002); Wetzel, (2001). La dominancia de rotíferos y cladóceros de talla pequeña es común encontrarla en cuerpos de agua eutróficos que presentan florecimientos de cianoprocarioras (Gulati, 1990) tales florecimientos se observaron en los meses de septiembre y octubre, como la composición de zooplancton dominada por talla pequeña de cladóceros.

Cuando la densidad total de cladóceros se comparó contra la de rotíferos se observó una relación inversa, sugiriendo que el tamaño de la población de los rotíferos podría ser lo

suficientemente grande. En el presente estudio encontramos que en la época de lluvias predominan las especies de cladóceros de pequeño tamaño, mientras que en secas la predominancia está determinada por las especies de gran tamaño. Esta sucesión puede deberse a los efectos combinados arriba mencionados, ya que en el sistema existe un pez zooplantívoro (*Poeciliopsis gracilis*), que se encuentra en área alejada del lirio acuático y cuyas densidades aumentan para el periodo de lluvias aunque en bajas densidades (no mayores a 25 organismos en colectas con chinchorro de 20 m (datos no publicados). Elías-Gutiérrez (1996) indica que esta diferencia de comportamiento en el que predominan especies de cladóceros de talla pequeña es un indicador importante del efecto de la depredación por parte de los peces, donde los cladóceros del género *Daphnia* de mayor tamaño frecuentemente predominan en sistemas que carecen de peces zooplanctívoros.

Por otro lado el efecto inhibitorio de los filamentos sobre los cladóceros es dependiente de la talla: el zooplancton de tallas menores es menos afectado por la presencia de filamentos o colonias de cianoprocariontas (Gliwicz y Lampert, 1990). Esto también puede deberse a que las cianoprocariontas pueden llegar a ser más tóxicas para algunas especies de cladóceros que para otros organismos y de igual forma los cladóceros son depredados con mayor facilidad por la remoción selectiva de peces zooplanctívoros (Gilbert, 1990). Otro factor importante es la concentración de materiales terrígenos, lo cual inhibe el crecimiento de ciertas especies de cladóceros y no parece afectar a otros grupos como los rotíferos (Kirk y Gilbert, 1990).

La abundante presencia de cladóceros de pequeño tamaño corporal (*Moina macrocopa* y *Ceriodaphnia dubia*, consideradas características de estos sistemas, los copépodos calanoideos, la baja proporción de otros crustáceos planctónicos, y la baja densidad observada en general, son relacionados con condiciones eutróficas (Harper 1992; Torres-Orozco, 1998).

Densidad

Los Rotíferos, con una densidad relativa de 79%, fueron identificados como el grupo dominante dentro de la comunidad del zooplancton del embalse, seguidos por los copépodos (17%), y los cladóceros (4%). Nuestros resultados difieren de los reportados por Ruiz-Sandoval (2005) que, sobre la base de las muestras recogidas mensualmente en 1998, observó que los cladóceros fueron el taxón dominante (64%), seguido de los rotíferos, (21.4%) y copépodos (15.73%), de los que los calanoideos representaron el 9% y los ciclopoideos el 5%, mientras que los nauplios solo el (1%). Los valores totales de este estudio fueron 782 individuos por

litro. La diferencia en la densidad con respecto al volumen se debe a que Ruiz –Sandoval realizó su muestreo después de uno de los múltiples procesos de trituración del lirio acuático y a que en el agua se presentó un incremento en las comunidades algales principalmente de cianofíceas lo cual pudo haber propiciado un cambio en la dominancia del zooplancton ya que estas últimas por diversas características afectan principalmente a filtradores generalistas, que en su mayoría son cladóceros. Además este sistema está sometido a tensión debido a grandes descargas de aguas residuales; (domestico, agricultura e industrial) provenientes de los ríos Atoyac y Alseseca (Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez, 2004) que pueden provocar, diferencias en la composición y en la densidad planctónica. Sin embargo, la posibilidad de cambios reales en la comunidad del zooplancton en los años transcurridos entre ambos estudios no puede ser descartada. Se ha encontrado que la composición de la comunidad del zooplancton puede cambiar por completo en cuestión de unos pocos años. Por lo tanto es probable la existencia de importantes cambios interanuales en la fauna planctónica del embalse Manuel Ávila Camacho, lo cual nos lleva a enfocarnos a la necesidad de más estudios sobre una base anual, así como en plazos más largos (Haberyan *et al.* 1995; Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez, 2004).

Bernardino-García (2001) para el presente embalse encuentra que las máximas densidades de zooplancton se ubican en la temporada de estiaje (enero y abril) de la misma forma en que lo menciona Ruiz-Sandoval (2005). En el presente estudio con datos acerca de la variación espacial y temporal de la comunidad de cladóceros se reporta lo contrario a lo expuesto por los citados autores, se encontró mayor densidad y riqueza en la temporada de lluvias y menor densidad y riqueza en secas. Lo que muestra que en menos de una década la dinámica dentro del embalse cambio radicalmente.

Se ha demostrado que el aumento de la turbidez ayuda a que exista el dominio de rotíferos sobre los cladóceros en los lagos, debido a que los rotíferos se alimentan generalmente de forma selectiva y pueden evitar la ingestión de grandes volúmenes de sedimentos que reducen la tasa de ingestión de carbono mientras que la mayoría de los cladóceros se alimentan por filtración (Kirk, 1991).

Se ha observado el cambio de algunos sistemas dominados por cladóceros de gran tamaño a un predominio de rotíferos y cladóceros pequeños Gilbert (1990) y Kagami (2002). Este fenómeno sucede porque se presentan florecimientos de cianoprocariotas, lo que propicia una variación o en la dominancia y composición del los grupos de zooplancton. Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez (2004) observaron un incremento de cianofíceas en el presente embalse.

Se conoce que las cianoprocariontas presentan mecanismos que impiden su consumo, y asimilación, además de bajos niveles de nutrientes, lo que propicia que sean una dieta poco apropiada en comparación con otras especies de fitoplancton. (Gulati y Demott, 1977; De Bernardi y Giussani, 1990; Gliwitz, 1990^a) Por lo que los herbívoros ejercen una mayor presión sobre las algas comestibles, limitando su crecimiento poblacional originándose un cambio en la composición del fitoplancton. (Gasiunaite y Oleina, 1998;; Huble y Harper. 2000; Agrawal *et al.*, 2001).

En la presente investigación las densidades fueron bajas para la mayoría de las especies. Nilssen (1984) ha manifestado que las comunidades de zooplancton pueden ser simplificadas en el trópico, y que las bajas densidades no son infrecuentes en lagos tropicales. Por ejemplo Gophen *et al.*, (1993) encontraron solo cinco especies de rotíferos con 0 a 50 ind L⁻¹ en el lago Victoria mientras que Mavuti y Litterick (1981) encontraron para el lago Naivasha (Kenya) tres especies de copépodos, once de cladóceros y 12 rotíferos y una densidad total de zooplancton que fluctuó entre 250 y 60 ind l⁻¹ a través del año; este lago es caracterizado por la ausencia de vertebrados zooplanctívoros y la virtual ausencia de invertebrados depredadores. En nuestro estudio, la baja densidad de zooplancton observada, con excepción de los rotíferos, no puede atribuirse a la limitación del alimento debido a que se observaron florecimientos algales en la mitad del periodo de estudio, esta biomasa algal podría soportar mucho más zooplancton que el que se encontró en este estudio, aunque no todas las especies sean comestibles.

Probablemente se subestima la densidad de organismos, debido a la migración vertical, dado que todas las colectas se hicieron durante el día en las aguas de 1.5 m y a 8 m de profundidad, la baja densidad observada también podría explicarse por la conducta migratoria en el zooplancton. Por lo que pudo haber sucedido que al momento del muestreo el zooplancton se encontrara concentrado a mayor profundidad en busca de refugio, lo cual habría conducido a subestimar la densidad, así como la riqueza de especies y la composición. Debe mencionarse que no existen estudios sobre la migración vertical del zooplancton en el embalse Manuel Ávila Camacho.

La explicación de estas bajas densidades por lo tanto debe estar en las relaciones ecológicas, como la competencia, depredación y la baja calidad del agua.

Abundancia de especies

En la mayoría de las estaciones tanto de 1.5 y 8 m existen pocas especies abundantes y muchas raras, lo cual es un patrón observado en las comunidades naturales maduras (Smith y Smith, 2000, Figura 14 y 15). El modelo de distribución que se ajustó a estos datos fue el de serie logarítmica, esto indica que existe un número pequeño de especies abundantes y una mayor proporción de especies raras

Diversidad de cladóceros

La diversidad refleja las diferencias en las abundancias de las diferentes especies y refleja en gran medida, la organización espacial de la comunidad. La diversidad implica la ordenación de las especies, de manera que es una medida espectral, que cuando alcanza valores de 5 o superiores corresponde a ecosistemas altamente organizados y estables (Margalef, 1980), Jiménez Ledesma, (2007) indica que para comunidades presentes en ambientes acuáticos, valores inferiores a 2.4-2.5 del Índice de Shannon-Wiener indican que el sistema está sometido a tensión (vertidos, dragados, canalizaciones regulación por embalses). Es un índice que disminuye mucho en aguas muy contaminadas. Por tanto cuando mayor valor tome el índice, mayor calidad tendrá el agua objeto de estudio.

Por tal motivo en sistemas eutróficos la diversidad puede ser menor que en sistemas oligotróficos, consecuencia de la fuerte dominancia de algunas especies (Margalef, 1983). De acuerdo a lo anterior, los datos de diversidad de cladóceros del presente embalse con valores de 0.38 a 1.41, señalan que el sistema es ecológicamente inestable

Variación espacial**Distribución Vertical**

En la medida en que la depredación y la disponibilidad de fitoplancton influyen en la distribución vertical del zooplancton en la columna de agua, la densidad de este grupo variará diaria y estacionalmente (Gliwicz, 2003). La variación vertical total del zooplancton fue para cada grupo mayor en porcentaje en las colectas a profundidad de 1.5 m, a excepción de los rotíferos que presentaron el mayor porcentaje en la estación de mayor profundidad.

La estructura de los grupos de zooplancton verticalmente está determinada por el patrón de temperatura del agua debido a que se ha sugerido que las especies migrantes del zooplancton obtiene ventaja en su adecuación si pasan la mayor parte del día en aguas superficiales mas calidas (Stich y Lampert 1981, Orcutt y Porter, 1983). Esto solo se observo en el mes de noviembre (muestreo siete), donde hubo un incremento en la densidad de todos los grupos del zooplancton, al igual que un aumento de dos grados en la temperatura del agua.

La aparente ausencia de relaciones del zooplancton con el resto de las variables medidas concuerda con lo descrito por Huntley (1985) que argumenta que la mayoría de los factores no parece influir en la migración vertical, sin embargo, en el presente estudio se encuentra algunas relaciones significativas con las condiciones ambientales, estos podrían actuar como influencias modificatorias pero no ejercen el control del proceso de migración.

Nandini *et al.*, (2000) indican que lagos como Valle de Bravo presentan distribución vertical marcada cuando existe depredación y mayor incidencia de luz, lo cual es posible que este sucediendo en el presente embalse durante la temporada de estiaje en los meses de febrero y marzo (meses con mayor incidencia de luz con respecto a la época muestreada) donde se presenta el mayor número de daphnias en las colectas de 8 m.

Evidencias recientes derivadas tanto de observaciones en el campo (Zaret y Suffern 1976; Stich y Lampert, 1981) como de trabajos experimentales (Johnsen y Jakobsen, 1987; Loose y Dawidowics, 1994) soportan el punto de vista de que la conducta migratoria diurna en el zooplancton ha sido seleccionada como un medio para evitar a los depredadores visuales, principalmente a los peces. Este patrón es más evidente durante la fase clara, cuando la visibilidad es alta y los cladóceros de gran tamaño son abundantes. (Lampert y Sommer 1997, Balayla y Moss 2004). En el embalse de Valsequillo existen peces como *Heterandria bimaculata* y *Poeciliopsis gracilis* consideradas zooplantívoras, las cuales pueden ser responsables de la presión de depredación en el sistema.

La mayoría de los estudios coinciden en señalar a la migración vertical diaria como una adaptación que permite encarar la disyuntiva entre el riesgo de morir de hambre en aguas profundas además de crecer poco y el riesgo de ser comido en la superficie (Johnsen y Jacobsen, 1987). Esta conducta puede explicar el porqué los cladóceros de talla grande cómo las daphnias ,que son más visibles para los depredadores, se encuentran en mayor proporción en las colectas de mayor profundidad (8 m) en varios muestreos, mientras que en especies de

talla pequeña de cladóceros no hay diferencia en ambas profundidades (1.5 y 8 m). (Los muestreos se realizaron en el mismo horario para cada una de las salidas de las 10 a.m. a las 1 p.m.).

Se encuentra bien documentado que un incremento en la presión de planctívoros puede llevar a la exterminación de las especies grandes de dáfnidos y su subsecuente reemplazo por especies más pequeñas (Brooks, 1968, Zaret y Suffern, 1976). En virtud de lo anterior la composición y diferencias de tamaño del plancton durante el estudio sugieren la existencia durante una buena parte del año de presión por depredación.

Distribución Horizontal

Son varios los elementos que pueden influenciar la distribución del zooplancton, ejemplo de estos son la turbulencia, la intensidad de luz, temperatura, la clorofila-a, el oxígeno disuelto (Richards *et al.*, 1985; Maceina *et al.*, 1992; Kiorboe y Saiz, 1995), sin embargo, ninguno de los análisis realizados para estos parámetros indica una relación directa de estos con la distribución del zooplancton. Para la mayoría de los grupos del zooplancton, excepto los cladóceros y los calanoideos, la densidad en la estación uno fue significativamente menor, esta estación se caracteriza por estar cubierta intermitentemente por lirio acuático (*Eichhornia crassipes*). Autores como Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez (2004) en el mismo embalse encontraron que la composición de especies de cladóceros difería entre sitios con lirio acuático y los que no lo presentaban, además de que no observaron diferencia en las densidades de cladóceros y copépodos entre sitios de estudio. En el presente estudio la estación con lirio acuático exhibió las mismas especies de cladóceros que en el resto de las estaciones pero con menor densidad. Nuestros datos difieren con los de los citados autores debido a que si existen diferencias de densidad entre sitios para cladóceros y copépodos ya que en la estación con lirio acuático las densidades de cladóceros y copépodos ciclopoideos son mayores que en el resto de las estaciones.

Nuestros datos concuerdan con Meerhoff *et al.* (2003) para el lago Rodó en Uruguay donde los rotíferos fueron más abundantes en sitios sin lirio acuático tal como sucede en el presente estudio, la citada autora encontró menos abundantes los copépodos en sitios con lirio acuático y atribuye la baja densidad de organismos bajo amplias zonas cubiertas por lirios a la baja concentración de oxígeno disuelto y a la falta de fitoplancton.

Cambios en la diversidad de la comunidad y la densidad de zooplancton son comúnmente vinculados a un cambio en la comunidad de macrófitas a través de cambios en el hábitat (Richards *et al.*, 1985). La estación 1 la mayor parte del año se encuentra cubierta por lirio sin embargo, en los meses fríos el lirio muere y se sedimenta; la variación también es atribuida a cambios en la densidad y la composición de la comunidad de depredadores de zooplancton (Meerhoff *et al.*, 2003), por lo que en la estación con lirio se encuentra la mayor densidad de copépodos ciclopoideos y cladóceros, la compleja estructura proporcionada por macrófitas puede crear más microhábitats para el zooplancton, y así proporcionarles refugio contra la depredación. En esta investigación no se evaluó no se estudió la densidad de peces durante el estudio, esto puede ser indicativo de depredación.

Estaciones como la dos y la tres se comportan de manera similar ya que no presentan gran diferencia entre las densidades de los grupos del zooplancton. La estación cuatro es distinta, presenta una menor densidad respecto al resto de las estaciones sin considerar la estación con lirio, la menor densidad de cladóceros y calanoideos se presentó en esta estación. Es probable que la densidad de esta estación sea modificada por parámetros que no se midieron en este estudio, como la disponibilidad de alimento, ya que para la mayoría de los grupos de zooplancton si se observa una disminución en la densidad. Al reducirse la productividad del fitoplancton puede causar una disminución en la densidad del zooplancton al restringirse la disponibilidad de alimento (Richards *et al.*, 1985; Maceina, *et al.*, 1992). La estación cinco la cual está cercana a la cortina presento el mayor número de Daphnidos para la temporada de estiaje además de las mayores densidades de rotíferos, nauplios y calanoideos en las dos épocas de estudio. Esta diferencia de abundancia entre esta estación con el resto, puede ser debido a la menor carga de sedimentos la cual puede tener consecuencias adversas y beneficiosas para el zooplancton tanto en su crecimiento y la supervivencia. La disponibilidad de alimentos para zooplancton tiende a aumentar con menor turbidez debido a que es menor la limitación de la luz de la producción primaria (por ejemplo, Lind *et al.*, 1992).

Parámetros ambientales

La composición fisicoquímica de un embalse según Roldán (1992) varía por lo regular, drásticamente de la superficie al fondo en la columna de agua, y puede verse afectada por diversos factores como la estratificación, profundidad y el tiempo de residencia hidráulica. El presente embalse por sus características como el tener una forma irregular, así como una profundidad diferencial, variación del nivel entre las temporadas de estudio (lluvias y secas) a lo largo del eje longitudinal además de no mostrar una estratificación definida puede inferirse una gran variación de este sistema.

Temperatura

La temperatura afecta directamente muchos de los procesos biológicos y fisicoquímicos, incluyendo a los nutrientes que se encuentran en el agua, así como la solubilidad del oxígeno. (Chapman, 1992; APHA, 1998). El intervalo de temperatura (10 a 29 °C) está de acuerdo con Hutchinson (1967) quien señala que para cuerpos tropicales, está dentro de 20° a 30° latitud correspondientes al embalse. No es posible establecer el periodo de estratificación o mezcla del presente embalse debido a que no se cuenta con datos de toda la columna, únicamente de dos profundidades. Sin embargo es se puede observar diferencias entre las temperaturas de 1.5 y 8 m.

Oxígeno Disuelto

El crecimiento descontrolado de algas y plantas acuáticas y la alta concentración de materia orgánica pueden afectar los niveles de oxígeno disuelto en el agua, el oxígeno disuelto depende en gran medida de la actividad fotosintética y de la descomposición microbiana de la materia orgánica. La disminución general del oxígeno disuelto indica un aumento en el estado eutrófico. (Chapman y Kimstach, 1992). En la presente investigación se observó una diferencia de concentraciones de oxígeno disuelto entre las dos temporadas Un contenido muy bajo de oxígeno disuelto se encuentra en la estación uno (cubierta de lirio acuático). Esto puede ser debido a la eliminación de oxígeno libera través de la degradación de materia orgánica y la respiración de las bacterias (Sheela *et al.*, 2010). Cuando los niveles están por debajo de 5.0 mg L⁻¹ corre riesgo la vida acuática (Abarca, 2007); en el caso de encontrar valores menores a 2.0 mg L⁻¹ los peces y muchos de los invertebrados presentaran mortalidad, por lo que con los datos obtenidos en la presente investigación con valores promedio entre 1 y 3 mg L⁻¹ podemos

explicar el fenómeno de mortandad en peces que ocurre de manera frecuente en el sistema y que ha sido documentado en informes técnicos presentados a SEMARNAT. La última mortandad registrada durante este estudio fue el 30 de Noviembre de 2008. La disminución y falta de oxígeno se asocia también, según Flores-Verdugo (2007) con áreas cercanas a donde se presentan intensos procesos de descomposición de materia orgánica.

Potencial de Hidrógeno

Un intervalo de pH de 6.0 a 9.0 parece brindar protección a la vida de los peces de agua dulce y a los invertebrados que habitan en el fondo, el agua de origen continental tiende a valores neutros de 7.0 por lo que se espera que los valores dentro de un cuerpo de agua continental varíen en torno a este valor, las variaciones de pH hacia condiciones básicas (valores mayores a 8.5) se deben principalmente a la actividad fotosintética que es el principal consumidor de CO₂ y es una de las principales causas del incremento del pH. (Abarca, 2007). Los valores de pH de este estudio tienen un mínimo de 8.2 y un máximo de 8.9 valores que se consideran básicos, los cuales pueden relacionarse con alta actividad fotosintética.

Valores bajos de pH (menores a 7) como los que se presentan en algunas estaciones se localizan íntimamente relacionados con procesos de descomposición de materia orgánica y liberación de ácidos. La introducción de sustancias tóxicas provenientes de la industria generalmente hace bajar los valores de pH (Abarca, 2007). Esto difiere con el pH ligeramente básico registrado en otros estudios de lagos mexicanos tal como lo reportan Sarma y Elías-Gutiérrez (1998) y sin embargo coincide con los datos aportados por Domínguez-Pascual para la laguna de Zumpango (con un valor promedio de 8,7).

Para las especies de rotíferos los valores registrados en esta investigación se ajustan a lo descrito por Berzins y Pejer (1987) quienes señalan que estos organismos encontrados en aguas eutróficas tienen un óptimo en/ó por arriba de la neutralidad, esto podría explicar la dominancia de los rotíferos en septiembre y octubre en el embalse.

Sólidos totales disueltos (SDT)

Los sólidos disueltos reducen la cantidad de luz disponible, tanto para la vegetación acuática como para algas que crecen por medio de la fotosíntesis. Al oscurecerse el agua, absorbe más calor del sol. El aumento de la temperatura, reduce el contenido de oxígeno en el agua del

lago. Los sólidos en disueltos proporcionan superficies de absorción y una vía de transmisión para muchos contaminantes orgánicos y metales pesados (Sheela *et al.*, 2010). En este estudio se observó una diferencia de concentraciones de sólidos disueltos entre las dos temporadas de estudio, en la temporada de lluvias se presentó el valor promedio de 1 g L^{-1} , significativamente mayor al promedio que se presentó para temporada de secas que correspondió a 0.34 g L^{-1} .

Nutrientos

Fosfatos

Las aguas residuales contienen alto contenido de compuestos de fósforo. La mayor parte del fósforo inorgánico es aportado por los desechos humanos como consecuencia del rompimiento metabólico de las proteínas y la eliminación de fosfatos liberados en la orina. El uso de polifosfatos en detergentes aumenta el fósforo contenido en las aguas residuales domesticas. El fósforo es el elemento limitante por excelencia en lagos interiores y es el causante de las peculiaridades de los procesos de productividad primaria y/o eutrofización (Rhee, 1978). Para el estudio realizado por Mangas-Ramírez (1999) para el presente embalse las concentraciones de fosfato más altas reportadas fueron de 18.3 mg L^{-1} en el año de estudio posterior a la trituración del lirio acuático en el embalse en el mes de mayo de 1997. Para esta investigación los valores promedio para lluvias fueron de 0.41 a 1.55 mg L^{-1} y 4.19 a 7.76 mg L^{-1} para la temporada de estiaje, valores que resultan ser menores a los reportados por el citado autor.

Florecimientos de algas se producen cuando el nitrógeno y el fósforo son abundantes. Las grandes cantidades de fósforo en nuestras colectas principalmente en secas, puede ser debido a la liberación de fosfatos de los sedimentos en el agua. Sawyer *et al.*, 1945 han sugerido que la concentración de fósforo inorgánico de 0.03 mg L^{-1} es suficiente para causar florecimientos algales. El contenido de fosfato excede el nivel crítico de florecimientos algales en cada una de las estaciones en las que se muestreo y durante todo el tiempo en el que se realizo este estudio. Es probable que la razón por la cual no hay presencia de florecientos algales durante todo el año es porque en algunos periodos la disponibilidad de nitrógeno era baja (Vollenweider, 1968), especies de fosfatos no adecuadas, presencia de sólidos en suspensión en la columna de agua que disminuye la transparencia (Lampert, 2007) y/o otros factores como presencia de contaminantes.

Nitritos

Para esta investigación en la mitad de los muestreos los nitritos tuvieron valores detectables. Este parámetro solo presentó valores en la temporada de lluvias alcanzando el valor promedio de 0.7 mg L^{-1} , mientras que para la estación de secas no se registraron valores. Diversos autores y normas en otros países como en los EE.UU., consideran que los niveles no deben exceder 0.3 mg L^{-1} para el nitrito (USEPA, 1987).

La presencia de nitritos en el agua es indicativa de contaminación de carácter fecal reciente (Gray 1996). En aguas superficiales, bien oxigenadas el nivel de nitrito no suele superar 0.1 mg L^{-1} (Stumm y Morgan, 1981). Según Erikson (1985) valores entre 0.1 y 0.9 mg/L pueden presentar problemas de toxicidad dependiendo del pH asimismo valores por encima de 1.0 mg L^{-1} son considerados tóxicos y representan un impedimento para la vida piscícola (Prat *et al.*, 1996), los valores de nitritos durante el periodo de lluvias entran dentro de este intervalo. En general la concentración de nitritos en el agua superficial es baja, pero puede aparecer en ocasionalmente en concentraciones altas debido a la contaminación industrial y de aguas residuales domésticas (Albert, 1990, Gray 1996).

CONCLUSIONES

Se determinó que la comunidad de cladóceros presentes en el embalse Manuel Ávila Camacho consta de siete taxa, dos de estas son dominantes *Ceriodaphnia dubia* para la estación de 1.5 m y *Daphnia cheraphila* para 8 m. el resto se consideran raros: *Moina macrocopa*, *Simocephalus vetulus*, *Pleuroxus denticulatus*, *Daphnia pileata*, *Daphnia prolata*.

La evaluación de completitud de inventarios nos mostró por medio de estimadores (chao1 y ACE) que la representatividad del muestreo es buena, la riqueza que se encontró durante el estudio es la que podríamos encontrar aun si se continuaran haciendo muestreos.

La similitud entre los ensamblajes de cladóceros es más evidente entre estaciones cercanas y la mayor diferencia se encuentra entre profundidades.

El índice de diversidad tiene valores bajos 0.38 a 1.41, se puede considerar que el sistema es inestable, estos valores son atribuibles a aguas contaminadas y a un sistema eutrófico, son consecuencia de la fuerte dominancia de algunas especies.

Se observaron dos temporadas, lluvias y secas, mostrando más densidad de organismos de todos los grupos en la temporada de mayor pluviosidad. El grupo con mayor densidad en la totalidad de los muestreos fueron los rotíferos posteriormente en orden de densidad los nauplios.

Se observa la dominancia los cladóceros y calanoideos durante la temporada de lluvias, mientras que para secas son beneficiados los ciclopoideos y los nauplios.

El grupo de zooplancton con mayor densidad fue el de los rotíferos; en los muestreos realizados en octubre, fue el único grupo de zooplancton presente en el cuerpo de agua y fue cuando se observo la mayor cantidad de sólidos disueltos en el agua, manteniéndose en ventaja sobre los cladóceros. Se identifico una relación inversa de los cladóceros con los rotíferos, este hecho aunado a la mayor densidad de cladóceros y ciclopoideos en la estación con lirio, se puede inferir que aun no existiendo suficiente información de los peces estos datos pueden explicarse por la afectación de las cianoprocariontas o depredación de peces zooplanctívoros.

Preferencia del zooplancton por estar en la superficie, en la distribución vertical se observó una mayor densidad a 1.5 m., se observó migración vertical en grupos como cladóceros y copépodos. Estos tuvieron una presencia amplia de organismos en los muestreos a 8 m. Respecto a los cladóceros estos también estuvieron presentes a 8 m en baja densidades y solamente las especies de Daphnidos (*D. puleata* y *D. cheraphila*).

Se logró observar para algunos grupos de zooplancton la predilección por estaciones de muestreo. Los calanoideos y cladóceros por la estación uno, que tiene presencia de lirio acuático, además de que esta estación exhibe las menores densidades para todos los grupos, comparadas con el resto de las estaciones, esto sucede para ambas temporadas. Las estaciones dos y tres muestran la mayor densidad para rotíferos calanoideos y ciclopoideos, mientras que la estación cuatro exhibe las menores densidades, la estación cinco muestra las mayores densidades de cladóceros y copépodos para lluvias y rotíferos y nauplios para secas.

Se observó un patrón de especies pequeñas de cladóceros en lluvias y especímenes de gran tamaño (Daphnidos) en la temporada de secas.

Se encontraron altas concentraciones del nutrimento fósforo de 4.19 a 7.76 mg L⁻¹ las cuales son características de un sistema eutrófico, sin embargo son menores que las reportadas por Mangas-Ramírez (1999) en años previos.

De acuerdo con el análisis de correspondencias canónicas se pueden observar varias relaciones de grupos de zooplancton con fisicoquímicos y nutrimentos, se pudo separar estas relaciones por temporadas, en la temporada de lluvias; Los nauplios están relacionados inversamente con los sólidos disueltos totales (SDT). Los calanoideos en ella exhiben una relación inversa con los fosfatos. Para la temporada de secas emitieron mayor número de relaciones, el grupo de los ciclopoideos está directamente relacionado con los sólidos disueltos totales (TDS). En esta temporada la relación de los calanoideos con los fosfatos es directa; al contrario que en lluvias. Los ciclopoideos denotan una correlación con los sólidos disueltos totales (TDS) y el pH, además de este último con el grupo de los cladóceros. Los rotíferos tienen una correspondencia con el oxígeno disuelto y el amonio.

Es probable la existencia de importantes cambios interanuales en la fauna planctónica del embalse Manuel Ávila Camacho lo cual nos lleva a enfocarnos a la necesidad de un monitoreo constante, e incluir datos de fitoplancton, además de realizar varios perfiles térmicos a lo largo

del año, para establecer el patrón de estratificación mezcal de embalse. Por lo que se recomienda continuar con este tipo de estudios.

ÍNDICE

RESUMEN.....	6
INTRODUCCIÓN.....	8
ANTECEDENTES.....	10
OBJETIVOS.....	15
Objetivo General.....	15
Objetivos particulares.....	15
ÁREA DE ESTUDIO.....	16
MATERIAL Y MÉTODO.....	18
-Trabajo de Campo.....	19
-Toma de variables ambientales.....	19
-Muestreo de material biológico.....	19
-Trabajo de Laboratorio.....	19
- Tamaño de muestra mínima.....	20
- Análisis de diversidad.....	20
- Similitud de ensamblajes.....	22
RESULTADOS.....	24
-Grupos de zooplancton	
- Densidad.....	24
- Estructura de la comunidad.....	25
- Variación temporal.....	25
-Variación vertical.....	27
-Variación Horizontal.....	30
- Evaluación de la completitud de los inventarios.....	32
- Riqueza.....	32
-Especies de cladóceros	
- Abundancia.....	34
- Diversidad.....	35
- Similitud de ensamblajes.....	36
-Riqueza taxonómica.....	38
- Variación temporal.....	39
-Variación horizontal y vertical.....	41
-Parámetros fisicoquímicos.....	44
Análisis Canónico de Correspondencia.....	48
DISCUSIÓN.....	52
CONCLUSIÓN.....	64
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	68

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Abarca, F. J., 2007. Técnicas Para la evaluación y monitoreo del estado de humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: Sánchez Ó., Herzig M., Peters E., Márquez-Huitzil R., Zambrano L. 2007. (Eds.). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 113-144.
- Abrahams, M. & M. Kattenfeld, 1997. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 40: 169–174.
- Agrawal, K. M., Bachi, D., Bagchi N. S. 2001. Acute inhibition of protease and suppression of growth in zooplankter, *Moina macrocopa*, by *Microcystis* blooms collected in Central India. *Hydrobiologia* 464. 37- 44.
- Aguilera, A., Garrido, P., 2001. Aplicaciones ambientales del análisis multivariante. Universidad de Almería, Almería.
- Albert, L., 1990. Curso Básico de Toxicología Ambiental. Noriega LIMUSA. México,.
- Alcocer, D. J., Kato, E., Robles, E., Vilaclara, G. 1988. Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Contaminación Ambiental* 4: 43-56.
- Alcocer, J., Lugo, A, 1995. The Urban lakes of Mexico City (Lago Viejo de Chapultepec). *Lakeline* 2: 14-31.
- Alcocer, J., Escobar, E., 1996. Limnological Regionalization of Mexico. *Lakes and reservoirs: Research and Management*. 2: 55-69.
- Alcocer, J., E. Escobar & L. E. Marin, 2000. Epicontinental aquatic systems of Mexico in the context of hydrology, climate, geography and geology. In Munawar, M., S. G. Lawrence, I. F. Munawar & D. F. Malley (eds), *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope*. *Ecovision World Monograph Series*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 1–13.
- Alonso, M., 1996. Crustacea Brachiopoda, Anomopoda, Consejo superior de Investigaciones científicas; Lunwerg Editores, S.A. Madrid, 71, 37-141.
- APHA, 1998, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, 8-23.
- Arredondo, J. L., Aguilar, C., 1987. Bosquejo histórico de las investigaciones limnológicas, realizadas en lagos mexicanos, con especial énfasis en su ictiofauna. En: S. Gómez-

- Aguirre y V. Arenas (Eds.) Contribuciones en Hidrobiología, Memoria de la Reunión "Alejandro Villalobos" Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., pp. 91-278.
- Arroyo M. J. M. 2001. Variación Espacial y Temporal de la Comunidad de Copépodos Calanaoideos del Embalse Manuel Ávila Camacho, Edo. De Puebla (mayo de 1997 a abril de 1998). Tesis de Biólogo. Escuela de Biología de la BUAP. Puebla.
- Arruda, J. A., G. R. Marzolf & R. T. Faulk, 1983. The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. *Ecology* 64: 1225–1235.
- Athié, M. 1987. Calidad y cantidad del agua en México. Fundación Universo Veintiuno, México, D. F.
- Azevedo, F., Costa-Bonecke, r C., 2003. Community size structure of zooplanktonic assemblages in three lakes on the upper River Paran´ah floodplain, PR-MS, Brazil, *Hydrobiologia*, 505, 147–158.
- Balayla, D.J.. Moss. B, 2004. Relative importance of grazing on algae. Plant-associated and open-water microcrustacea (Cladocera). *Arch. Hydrobiologia*. 161, 199-224
- Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 255–283.
- Bernardino G,. S., 2001. Variación Estacional de la Comunidad zooplanctonica del embalse Manuel Ávila Camacho durante el periodo mayo 1997- abril 1998. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología de la BUAP. Puebla.
- Berzins, M, .J., Morris, P., 1987. The natural history of lakes. Cambridge. University Press. 218.
- Bravo-Inclán, L. A., M. P. Saldaña-Fabela., Sánchez-Chávez J. J., 2008. Long-term eutrophication diagnosis of a high altitude body of water, Zimapan Reservoir, Mexico, *Water Science and Technology* 57: 1843-1849.
- Brehm, V., 1955. Mexikanische Entomotraken Öster Zool. *Zeitschr* 6: 412–420.
- Brooks, J. L. 1957. *The Systematics of North American Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 4. 482-483.
- Brooks, J.L., Dodson, S.L. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150, 28-35.
- Brown, J. S., 1990. Habitat selection as an evolutionary game. *Evolution* 44: 732–746.
- Brower, J. E., 1990. Field and laboratory Methods for General Ecology. Brown Publishers, Dubuque. 226.

- Bustos, G. A. M. A., E. L. Lopez, Voltolina, & D. 2008. Planktonic crustacean assemblages of tree reservoirs from the Mexican Central Plateau: relationships with biotic and abiotic factors, *Hidrobiologica* 18: 75-83.
- Canfield, T. J., Jones, R. J., 1996, Zooplankton abundance, biomass and size distribution in selected Midwestern waterbodies and relation with trophic state, *Journal of freshwater ecology*, 11, 171-179.
- Carrillo, P., L. Cruz-Pizarro, R. Morales, Sánchez-Castillo, P. 1987. Cambios estacionales en las comunidades de fitoplancton y de zooplancton de la Albufera de Adra. *Limnética*, 3, 243-254
- Ciros-Pérez J., Elías-Gutiérrez M., 1996, "Nuevos registros de cladóceros (Crustacea: Anomopoda) en México", *Biología Tropical*, 44, 297-304.
- Colwell, R. K. Coddington, J. A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Society*. 345, 101-118.
- Colwell, R. K., 2005. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 7.5. University of Connecticut, Storrs.
- Comisión Nacional del Agua, 1996, Control de malezas en la presa Manuel Ávila Camacho. "Valsequillo". Puebla.
- Comisión Nacional del Agua. 1997. Gerencia Estatal de Puebla Laboratorio regional de la calidad del agua y monitoreo. Proyecto control de malezas en la presa Manuel Ávila Camacho, Estación No.1 Obra de Toma.
- Comisión Nacional del Agua. 1997. Gerencia Estatal de Puebla Laboratorio regional de la calidad del agua y monitoreo. Proyecto control de malezas en la presa Manuel Ávila Camacho, Estación No.2 El Oasis.
- Comisión Nacional del Agua. 1997. Gerencia Estatal de Puebla Laboratorio regional de la calidad del agua y monitoreo. Proyecto control de malezas en la presa Manuel Ávila Camacho, Estación No.3 Frente a San Baltasar Tetetla.
- Comisión Nacional del Agua. 1997. Gerencia Estatal de Puebla Laboratorio regional de la calidad del agua y monitoreo. Proyecto control de malezas en la presa Manuel Ávila Camacho, Estación No.4. San Baltazar Tetetla.
- Comisión Nacional del Agua CNA. 1997. Gerencia Estatal de Puebla laboratorio regional de la calidad del agua y monitoreo. Resultados por estación de la red nacional de monitoreo con promedio en época de lluvia y estiaje.
- Comisión Nacional del Agua. 1999. Lineamientos Estratégicos de la Región IV, Balsas, México, D.F.

- Comisión Nacional del Agua , 2007. Estadísticas del agua de México, 2007. Ed. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales de México. 255.
- Comisión Nacional del Agua. 2008. Servicio meteorológico nacional. Productos climatológicos para los estados del país.
- CONAPESCA (2005) Normas Oficiales Mexicanas Pesqueras. SAGARPA.
- Conover, R. J., 1968. Zooplankton life in a nutritionally dilute environment, *American Zoologist (SAUS)*. 8, 107–118.
- Cadena, I., Martínez J., Peña, E., 1992. Avance del inventario nacional de cuerpos de agua epicontinentales, rendimiento potencial e importancia para la acuicultura. Departamento de Pesca. Dir. Gral. de Acuicultura. Oficina de Sistemas de Referencia. Laboratorio Central "El Zarco". Sección del Hábitat y Recursos Bióticos en Aguas Continentales. Área de Geografía e Inventario Nacional de Cuerpos de Agua Lénticos.
- Chapman, D. 1992. Water quality assesments. United Nations Educational, Scietific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Enviromental Programme, Spon, Londres.
- Cruz-Pizarro, L., Morales, R., Gonzáles A., 1981, Descripción del ciclo anual de desarrollo del zooplancton de un lago de alta montaña mediante un análisis factorial. Actas del primer congreso Español de Limnología, Barcelona.
- Diaz-Pardo, E., G. Vazquez, Lopez-Lopez, & E. 1998. The phytoplankton community as a bioindicator of health conditions of Atezca Lake, Mexico, *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* 257-266.
- De Bernardi, R., Giussani, G., 1990 Are Blue green algae suitable for food zooplancton? An overview. *Hydrobiología* 200, 29-41.
- De la Cruz, G. 1991. ANACOM. Sistema para el análisis de comunidades. Versión 3.0. Centro de Investigación y Estudios Avanzados, Instituto Politécnico Nacional. México, D.F.
- Delgado Hernández B. H., 1997. Facultad de Ciencias Químicas Departamento de Química Analítica. La contaminación del Agua en el entronque Atoyac-San Francisco y sus alternativas de solución. Puebla .Pue.
- Deppe, T., Ockenfeld, K., Meybohm, A., Opitz, M., Benndorf, J., 1999. Reduction of *Microcystis* blooms in a hypertrophic reservoir by a combined ecothecnological strategy. *Hydrobiologia* 408, 31-38.
- Dodson, S. I., Frey, D. G., 2001. Cladocera and other Branchiopoda. In: J.H. Thorp and A.P. Covich, (Eds), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates (2nd edition)*, Academic Press, San Diego, CA, USA., pp, 849–913.

- Downing, J. A., Rigler, F.H., 1984: a Manual for the Methods of Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters. IBP Handbook 17 2nd Edition. Blackwell, London.
- Dumont, H. J. 1994. On the Diversity of cladocera in the tropics. *Hydrobiología*, 272, 27-38.
- Dytham, C., 2003. Choosing and using statistics. A biologist's guide. Blackwell publishing. United Kingdom, 248-352.
- Ecker, B. & N. Walz, 1998. Zooplankton succession and thermal stratification in the polymictic shallow Müggelsee (Berlin, Germany): a case for the intermediate disturbance hypothesis? *Hydrobiologia* 337/338: 199–206.
- El Moor-Loureiro, L. M. A., 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, Brasília.
- Elías-Gutiérrez, M. 1995. Notas sobre los cladóceros de embalses a gran altitud en el Estado de México, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 40, 197–214.
- Elías-Gutiérrez, M., 1996. Taxonomía y algunos aspectos Ambientales de los grupos Ctenopoda y Anomopoda, de la provincia Neovolcanense, subprovincia meridional de la Republica Mexicana, Tesis de Doctorado en Ecología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional.
- Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales, E., 1999. *Alona pectinata* (Crustacea: Anomopoda: Chydoridae), a new freshwater cladoceran from Southeast Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 47, 105–111.
- Elías-Gutiérrez M., J. Ciro-Pérez, E. Suárez-Morales & M. Silva-Briano. 1999 The freshwater cladocera (Orders Ctenopoda & Anomopoda) of Mexico, with comments on selected taxa. *Crustaceana* 72(2): 171-186
- Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales, E., 2003. Estado actual del conocimiento de los cladóceros de México. En: Barreiro-Güemes M.T., Meave del Castillo M.E., Signoret-Poillon M., Figueroa-Torres M.G. (Ed.). *Planctología mexicana*. Sociedad Mexicana de Planctología, A.C. México. pp 171-184.
- Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales E., Gutiérrez-Aguirre M., Silva-Briano, M., Granados-Ramírez J.G., Garfias Espejo, T. 2008. Guía ilustrada de los microcrustáceos (Cladocera y Copepoda) de aguas continentales de México. ECOSUR, UNAM, CONABIO: 322 pp.
- Erickson, R. J., 1985 An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Restoration*. 19, 1047-1058.

- Esteves, F. A., 1988. Fundamentos de Limnología. Interciencia/FINEP, Rio de Janeiro.
- Fabián, D., Cruz-Pizarro L., 1997. Variaciones espaciales y temporales del zooplancton en un Lago Monomítico eutrófico (Lago Ton-Ton, Uruguay). Madrid, España. Limnética. 13, 55-68.
- Feinsinger. R, P. 2001. Species diversity: Easy to quantify, but what does it mean?. En: Feinsinger., P. (Ed.), Designing field studies for biodiversity conservation: The nature Conservancy. Island Press. E.U.A. pp. 131-144.
- Finlay, J. B., Clarke, K. J., Cowling, A. J., Hindle, R. M., Rogerson, A. 1988. On the abundance and distribution of protozoa and their food in a productive freshwater pond. European Journal of Protistology , 23,205–217.
- Fliedner, A., Klein. J., 1996. Effects of Lindane on the planktonic community in Freshwater microcosms. Ecotoxicology. Environment. Saf. 33, 228-235
- Flores, L. O., 1998, Variación estacional en las poblaciones del zooplancton en el embalse Manuel Ávila Camacho para tres periodos de junio 94 a abril de 98. Memorias del Primer Congreso Nacional de Limnología; Morelia Michoacán.
- Gannon, J. E. & R. S. Stemberger. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Microscopy society of America. 97: 16-35
- García, E. 1988. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (Para adaptarlo a las condiciones climatológicas de la República Mexicana). Instituto de Geografía. México.
- García-Calderón, J. L., De la Lanza-Espino, G. 2002. Las aguas epicontinentales de México, pp 5-34. In: G. de la Lanza E. y J. L. García Calderón (Eds.) Lagos y presas de México. AGT, México D. F. pp. 680
- García, P. R., S. Nandini, S. S. S. Sarma, E. R. Valderrama, I. Cuesta, Hurtado, 2002 M. D.. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico), Hydrobiologia 467: 99-108.
- Garfias-Espejo, T., Elías-Gutiérrez, M., 2004. Antecedentes históricos y lista comentada de los cladóceros presentes en México. Scientiae Naturae 6, 69–88.
- Gasiunaite R. Z., Oleica I., 1998. Zooplakton-phytoplakton interactions: a posible explanation of the seasonal succession in the kursiu Marios Lagoon. Hydrobiologia, 363, 333-339.
- Gilbert, J. J. & R. S. Stemberger, 1985. Control of Keratella populations by interference competition by Daphnia. Limnology and Oceanography 30: 180–188.

- Gilbert, J. J., 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms and the effects on zooplankton community structure. *Limnology and Oceanography* 33: 1286–1303.
- Gilbert J. J. 1990. Differential effects of *Annabaena affinis* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications. *Ecology*, 71, 1727-1740.
- Gliwicz, Z.M., 2003. Between hazards of predation and risk of predation: The ecology of offshore animals. In O. Kinne (ed.), *Excellence in Ecology Series 12*, International Ecology Institute, Oldedoprff/Luhe, Germany, pp. 413–468.
- Gliwicz, Z. M., Lampert, W. Lampert, 1990, Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blegreen filaments. *Ecology* 21:691-702.
- Gliwicz, Z.M., 2003. Between hazards of predation and risk of predation: The ecology of offshore animals. In O. Kinne (ed.), *Excellence in Ecology Series 12*, International Ecology Institute, Oldedoprff/Luhe, Germany, pp. 413–468.
- González-Maldonado, M., Romero-Arenas V., 1996. Escuela de Ingeniería Química Medición de los Niveles de Contaminación del lago de Valsequillo. Puebla .Pue.
- Gophen, M., P. B. O. Ochumba, U. Pollinger & L. S. Kaufman. 1993. Nile perch (*Lates niloticus*) invasion in Lake Victoria (East Africa). *Ver. Internat. Verein. A. Limnol.* 25, 856-859.
- Goulden C. E., 1968, The Systematics and evolution of the Moinidae. *Trans. Amer. Philos. Soc.* 58, 22-28.
- Goya-Martínez A., Hernández-Campos I., Villavicencio-Torres H., 1995 Escuela de Ingeniería Química Evaluación del Nivel de contaminación en el lago de Valsequillo Puebla, Puebla.
- Gray, N. F., 1996 *Calidad de agua potable*. Ed. Acribia S. A. Zaragoza. pp 365.
- Gulati R. D., Demontt R. W. ,1977. The role of food quality for zooplankton. *Freshwater Biology.* 38, 445-771.
- Gulati R. D., 1990. Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. *Ydrobiologia.* 200/2oo 1: 99118.
- Haberyan, K. A., Umaña V., C., Collado, Horn. S. P., 1995. Observations on the plankton of some Costa Rican lakes. *Hydrobiologia* 312: 75-85.
- Harper, D., 1992. *Eutrophication of Freshwaters*. London, England , Chapman & Hall. pp 327
- Hebert, P.D.N., Finston. T.L., 1996. A taxonomic reevaluation of North American *Daphnia* (Crustacea: Cladocera) II. New species in the *Daphnia pulex* group from the south-central United States and Mexico. *Canadian Journal of Zoology* 74, 632–653.

- Huble, D. S., Harper, D. M., 2000. Top- Down biological controls on tropical lake productivity. *Lakes and reservoirs: Research and Management* 5, 187-194.
- Hutchinson, G. E. ,1969. *A Treatise on Limnology. Introduction to Lake Biology and the Limnoplanton*. Jhon Wiley and Sons. New York.
- Iannacone J., Alvarino L., 2007. Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal pantanos de villa, lima, Perú, *Gayana*, 71, 49-65.
- INEGI, 1987. *Síntesis Geográfica; Nomenclátor y anexo cartográfico del estado de Puebla, México*,
- INEGI, 1994. *Sistema de Cuentas Nacionales de México. (disco compacto). Sistema de Cuentas Nacionales de México*.
- Infante, A. 1988. *El plancton de las aguas continentales. Serie de Biología. Monografía No. 33. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D. C. 126 pp.*
- Johnsen, G. H., Jakobsen, P. J., 1987. The effect of food limitation on vertical migration in *Daphnia longispina*. *Limnology and Oceanography* , 32, 873-880.
- Juday, C., 1915. *Limnological studies on some lakes in Central America. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.*, 18, 214–250.
- Kagami M., Yoshida T., Gurung B. T., Urabe J., 2002. Direct and indirect effects of zooplankton on algal composition in situ grazing experiments. *Oecologia*, 133, 356-363.
- Kiorboe T., Saiz E., 1995. Planktivorous feeding in calm and turbulent environments, with emphasis on copepods. *Marine Ecology-Progress Series*, 122, 135-145.
- Kirk, L., Gilbert, J. J., 1990. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology* 71: 1741-1755.
- Kirk, K. L., 1992. Effects of suspended clay on *Daphnia* body growth and fitness. *Freshwater Biology* 28: 103–109.
- Korinek, V., 1981. *Diaphanosoma birgei* n. sp (Crustacea, Cladocera). A new species from America and its widely distribution species *Diaphanosoma birgei* ssp. *lacustris* n. spp. *Can. Journal of Zoology*. 59, 1115–1121.
- Korovinsky, N. M., 1992. *Sididae e Holopedidae (Crustacea: Daphniformes)*. The Hague, The Netherlands: SPB Academic (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world), 3. 82.

- Kulikova, T. P., Syarki M.T, 2004 Effect of Anthropogenic Eutrophication on Zooplankton Distribution in Kondopoga Bay of Lake Onega. *Water Resources*, 31, 85-91.
- Henderson, P.A. Seaby R. M., 2002. Species Diversity and Richness Version 3.02. Pisces Conservation Ltd., Lymington.
- Huidobro de la Torre G. R., 1995. Evaluación de la calidad del Agua del Río 5-1-B. Tesis de Escuela de ciencias Químicas, Puebla. Pue.
- Huntley, M.,1985. Experimental approaches to the study of vertical migration of zooplankton. En: M.A. RANKIN (Ed). Migration: Mechanism and adaptive significance. Contributions in Marine Science. pp, 71- 90.
- Lampert, W. and U. Sommer. 1997. Limnoecology. The ecology of lakes and streams. Oxford University Press, New York.
- Lee, S.M., Chao, A., 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics*, 50, 88-97.
- Lima, S. L., 1998. Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* 48: 25–34.
- Loose, C. J., Dawidowics P. 1994. Trade off in diel vertical migration by zooplankton. *Ecology*, 75, 2225-2263.
- López- López, Eugenia y Serna-Hernández, José Ángel. Variación estacional del zooplancton del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México y su relación con el fitoplancton y factores ambientales. *Biología tropical*, 1999, 47, 643-657.
- Lewis, W.M. Jr. 1983. A revised classification on lakes based on mixing. *Canadian Journal Fish Aquatic Scientist* 40: 1779-1787.
- Lewis, W.M. Jr. 1987. Tropical limnology. *Annual Reviews Ecology System* 18: 159-184.
- Lewis, W.M. Jr. 1996 Tropical lakes: how latitude makes a difference. Pp. 43-64 In: F. Schiemer and K.T. Boland (eds.). Perspectives in Tropical Limnology. SPB Academic Publishers, Amsterdam, the Netherlands.
- Lugo, A., L. A. Bravo-Inclán, J. Alcocer, M. L. Gaytán, M. G. Oliva, M. R. Sánchez, M. Chávez & G. Vilaclara. 1998. Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 333-343.
- McAleece, N. 1997. BioDiversity Professional Beta 1. The Natural History Museum y The Scottish Associations for Marine Science, Londres, Inglaterra.

- Maceina M.J., Cichra M., Betsill R., Bettoli P. (1992) Limnological changes in a large reservoir following vegetation removal by grass carp *Journal of Freshwater Ecology*, 7, 81-93.
- Mafigan M. T., Martinko M.J., Parker B.J. 1991. *Biología de los microorganismos*, Prentice Hall, España.
- Mangas-Ramírez, E. 2000, Evaluación de los efectos de remoción del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en la biota y en la calidad del agua en el embalse Manuel Ávila Camacho, en el estado de Puebla. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Benemérita Universidad Autónoma Puebla.
- Mangas-Ramírez, E., Sarma, SSS., Nandini, S., 2001. Acute and chronic toxicity of ammonium chloride to the cladoceran *Daphnia pulex* in relation to algal food density. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 67, 834-840.
- Mangas-Ramírez, E., Elías-Gutiérrez, M., 2004. Effect of Mechanical Removal of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the Water Quality and Biological Communities in a Mexican Reservoir; *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7, 161-168.
- Mangas-Ramírez, E., Martínez Vázquez, J. Rosa María González M. y J. Rafael Dávila M., 2006. *Manual de métodos de recolecta de plantas y animales*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Escuela de Biología. Puebla, Pue. México.
- Mangas-Ramírez, E., 2008. *Mega proyecto Agua. Aprovechamiento sostenido y Desarrollo Social*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Vicerrectoría de estudios de Posgrado. 78 p.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona.
- Martínez-Toledano M. E., Salazar Torres M. R. 1987. *Facultad de Ciencias Químicas Departamento de Bioquímica Área de Bromatología Estudio de Agua del Río Atoyac Puebla Pue.*
- Magurran, A. E., 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton University press, New Jersey.
- Magurran, A. E., 2004, *Measuring biological diversity*, Blackwell Publishing: Oxford, UK.
- Marin, R., 1995 *Análisis de aguas y ensayos de tratamiento*. Ed. Pacmer, S.A. Barcelona.
- Mavuti, K. M., Litterick. 1981 M. R., Species composition and distribution of zooplankton in a tropical lake, Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia*. 93, 52-58.
- Meerhoff M., Mazzeo N., Moss B., Rodriguez-Gallego L., 2003. The structuring role of freefloating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37, 377-391.

- Miner, J. G. & R. A. Stein, 1993. Interactive influence of turbidity and light on larval bluegill (*Lepomis macrochirus*) foraging. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 50: 781–788.
- Moreno, C. E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España
- Norman, K. E., Blakely J. B, Kenneth K. C., 2009. The occurrence and utilization of the cladoceran *Moina macrocopa* (straus) in a kraft pulp mill treatment lagoon. *Proceedings of the World Mariculture Society*. 10, 116–121.
- Nandini, S., Sarma, S.S.S., Ramírez-García. P., 2000. Life table demography and population growth of *Daphnia laevis* (Cladocera) under different densities of *Chlorella vulgaris* and *Microcystis aeruginosa*. *Crustaceana* 73, 1273-1286.
- Nandini, S., Merino-Ibarra, Sarma, S. S. S. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico), *Lake and Reservoir Management* 24: 321-330.
- Nilssen, J. P. 1984. Tropical lakes -functional ecology and future development: the need for a process-oriented approach. *Hydrobiologia* 113, 231-242.
- Notario-González. I., 1991. Escuela de Ingeniería Química Niveles de Contaminación del río Atoyac. Puebla.
- Orcutt, J. D., Jr., Porter, K. G., 1983. Diel vertical Migration by zooplakton: constant and fluctuating temperature effects on life history parameters of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography* 28, 720-730.
- Paggi, J. C., 1973a. Contribución al conocimiento de la fauna de cladóceros dulceacuícolas argentinos. *Physis Buenos Aires*. 32: 103–114.
- Paggi, J. C., 1973b. Acerca de algunas especies de la familia Moinidae (Crustacea, Cladocera) de la República Argentina. *Physis Buenos Aires* 32: 269–277.
- Paggi, J. C., 1979. Revisión de las especies argentinas del genero *Bosmina* Baird agrupadas en el subgenero *Neobosmina* Linder (Crustacea, Cladocera). *Acta Zoologica. Lilloana* 35, 137–162.
- Pérez-Aguirre A. M., 1991 Escuela de Ingeniería Química. Medición de los niveles de contaminación del Río Alseseca en 1990 y su solución. Río Alseseca después de la barranca Aguililla (San Francisco). Puebla. Pue.
- Pielou, E.C. 1974. *Population and community ecology*. New York: Gordon and Breach.
- Pielou, E. C. 1977. *Mathematical Ecology*. Wiley, Nueva York.

- Pijanowska, J. 1990. Cyclomorphosis in *Daphnia*: an adaptation to avoid invertebrate
Hydrobiologia, 200, 41-50.
- Pollard, A. I., M. J. Gonzalez, M. J. Vanni & J. L. Headworth, 1998. Effects of turbidity
and biotic factors on the rotifer community in an Ohio reservoir. Hydrobiologia
387–388: 215–223.
- Prat., N., Rieradavall, M. Munné., Sola. C. 1996. The ecology of llobregat. Informe 1994-1995.
Diputación de Barcelona áreas de Medioambiente.
- Quiroz, C. H., Solís, O. P, García, J. R., Molina, I. F. A., Díaz, M. V. 2006. Variación de
componentes fitoplanctónicos en un bordo temporal utilizado para acuicultura
extensiva en el Norte de Estado de Guerrero, México. Revista electrónica de
Veterinaria. 11: 1-25.
- Roldán, G. 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia,
Colección Ciencia y Tecnología No. 1, Medellín. Colombia.
- Ramírez-García, P., Nandini, S., Sarma, S.S.S., Robles-Valderrama, E., Cuesta. M. D., 2002.
Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de
Bravo (Mexico). Hydrobiologia 467, 99–108,
- Richards D.I., Small J., Osborne J.,1985. Response of zooplankton to the reduction and
elimination of submerged vegetation by grass carp and herbicides in four Florida lakes.
Hydrobiologia, 123, 97-108.
- Rosenzweig, M. L., 1991. Habitat selection and population interactions: the search for
mechanism. American Naturalist 137: 385–387.
- Ruttner-Kolisko, A., 1974. Planktonic rotifers, biology and taxonomy. Binnengewässer. 26, 1-
146.
- Salazar. A. A., 1996. Variación Estacional de las Poblaciones de Ciclopoideos presentes en el
embalse Manuel Ávila Camacho, Puebla durante el ciclo anual junio de 1994 a mayo de
1995. Tesis de licenciatura, Escuela de Biología, BUAP.
- Sarma, S. S. S. Y Elías.Gutiérrez M. 1998. Rotifer Diversity in a central Mexican Pond.
Hydrobiologia 387, 47-54.
- Sarma, S. S. S. & M. Elías-Gutiérrez, 1999. Rotifers from four natural bodies of central Mexico.
Limnologica 29: 475–483.

- Sawyer, C. N., Lackey, J. B., Lenz, R. T. 1945. Report of the Governor's Committee, Madison, Wis. (Two Volumes). An investigation of the odor nuisance occurring in the Madison Lakes-Monona, Waubesa and Kegonsa.
- Scholten M., E. Foekema, H. Van dokkum, N. Kaag an R. Jak (2005). Eutrophication Management and Ecotoxicology. Netherlands. pp. 120.
- SARH (1979). Clasificación de la cuenca de los ríos Atoyac y Zahuapan en los estados de Puebla y Tlaxcala. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. Subdirección de normás y Vigilancia. Departamento de Clasificación de Cuerpos Receptores.
- SHCP, BANOBRAS, CEPEP. 1999. Metodologías y casos prácticos en evaluación socioeconómica de proyectos, México, D.F.
- Sheela, A. M., Letha J., Sabu J., 2010. Environmental status of a tropical lake system, Environmental Monitoring and Assessment, Kerala, India. Smirnov, N. N., 1974. Fauna of the URRS, Crustacea, Chydoridae. Israel Program for Scientific Translaton, Jerusalem.
- Smirnov, N. N., 1992. The Macrothricidae of the world.: SPB Academic. (Guides the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world, 1). The Hague, The Netherlands.
- Smirnov, N. N., 1996. The Chidorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. Guides to the identification of the Microinvertebrates of the continental waters of the world: 11. Academic Publishing.
- Smith, R.L. Smith T.M. 2000. Ecología. Addison Wesley Longman, Inc. España.
- Stumm, W., Morgan., J. J. 1981. Aquatic chemistry: and introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. New York: Wiley-Interscience.
- Suárez, M. E., 1993. On the zooplankton community of a Mexican eutrophic reservoir, a seasonal survey, *Hidrologica*, 3, 71-80.
- Suárez-Morales, E., L. Segura & M. A. Fernández, 1986. Diversidad y abundancia del plancton en la Laguna de Catemaco, Ver., durante un ciclo anual. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM*. 13: 313–316.
- Suárez-Morales, E & M. Elías-Gutiérrez, 1992. Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) de la reserva de la biósfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y Zonas adyacentes. In Navarro, D. & E. Suárez-Morales (eds), *Diversidad Biológica en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México*. Vol II CIQRO/SEDESOL, México, pp. 145–154.

- Suárez-Morales, E., A. Vázquez-Mazy, Solís, 1993. Preliminary investigations on the zooplankton community of a Mexican eutrophic reservoir, a seasonal survey, *Hidrobiológica* 3: 71-80.
- Stich, H. B., Lampert, W. 1981. Predator evasion as an explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. *Nature* 294, 396-398.
- Torres-Orozco B. R. E., C. Jiménez-Sierra & A. Pérez-Rojas, 1996. Some limnological features of three lakes from Mexican neotropics. *Hydrobiologia* 341: 91-99. Van de Velde, I., H. J. Dumont & P. Grootaert, 1978. Report on the collection of Cladocera from Mexico and Guatemala. *Arch. Hydrobiol.* 83: 391-404.
- Torres-Orozco B. R. E. & M. Estrada-Hernandez, 1997. Patrones de migración vertical en el plancton de un lago tropical. *Hidrobiológica* 7: 33-40.
- Torres-Orozco B., Roberto E. y Zanatta, Sandra A. 1998. Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, México. *Biología tropical*. 46:285-296.
- Thornton, K. W., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (eds), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons, Inc., New York: 1-13.
- USEPA (1987) Estimated national occurrence and exposure to nitrate and nitrite in public drinking water supplies. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water
- Vanni, M. J. and D. L. Findlay. (1990) Trophic cascades and phytoplankton community structure. *Ecology*. 71: 921-937.
- Vera M., Ortiz L., 1984. Análisis de componentes principales y cúmulos, de datos limnológicos en el lago de Alchichica, Puebla. *Anales del instituto de ciencias del mar y limnología*, 9. 23-39.
- Wallace, R. L., Snell W. T., Nogrady, T. 2006 *Rotifera Biology, Ecology and Systematics*. SPB. Academic Publishing. 270.
- Washington, H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with especial relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.
- Weisner S. E. B. Strand A. J., Sandsten H., 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, 109, 592-599.

Wetzel, G. R. 1975. Limnology. W. B. Saunders, Filadelfia, Pensilvania.

Wetzel, R. 1981. Limnología. Ediciones Omega S.A. Barcelona.

Wilson, C. B., 1936. Copepods from the cenotes and caves of Yucatán Peninsula with notes on cladocerans. In Pearce, A. S., E. P. Creaser & F. G. Hall (eds), The Cenotes of Yucatan, a Zoological and Hidrográfico Survey. Carnegie Inst. Washington, pp 77–88.

Zaret, T. M., Suffern, J. S., 1976 Vertical Migration in zooplankton as predator avoidance mechanism. Limnology and Oceanography .21, 804-813.

Paginas WEB

<http://www.sagarpa.gob.mx/cgcs/entrevistas/2003/septiembre/cp230903.htm>

<http://smn.cna.gob.mx/>