



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Facultad de Estudios Superiores Iztacala

“Interacciones de los copépodos dentro de
la estructura de la comunidad planctónica
del Lago Huetzalin, Xochimilco”.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
DOCTORA EN CIENCIAS

P R E S E N T A

M. EN C. CECILIA ENRÍQUEZ GARCÍA CECILIA

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. NANDINI SARMA

MÉXICO, D. F.

ABRIL, 2009



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.



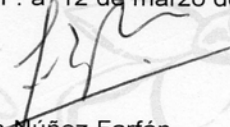
Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 24 de noviembre de 2008, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTORA EN CIENCIAS** de la alumna **ENRIQUEZ GARCIA CECILIA** con número de cuenta **94082278** con la tesis titulada: **"INTERACCIONES DE LOS COPÉPODOS DENTRO DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD PLANCTÓNICA DEL LAGO HUETZALIN, XOCHIMILCO"**, realizada bajo la dirección de la **DRA. NANDINI SARMA**:

Presidente:	DR. LUIS ZAMBRANO GONZALEZ
Vocal:	DR. FERNANDO ALVAREZ NOGUERA
Vocal:	DR. JAVIER CARMONA JIMENEZ
Vocal:	DR. SERGIO CHAZARO OLVERA
Secretario:	DRA. NANDINI SARMA
Suplente:	DR. MARCELO SILVA BRIANO
Suplente	DR. ALFONSO LUGO VAZQUEZ

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a 12 de marzo de 2009.


Dr. Juan Núñez Farfán
Coordinador del Programa

Este trabajo se llevo a cabo gracias a:

El apoyo proporcionado por el Posgrado de Ciencias Biológicas de la UNAM.

La beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y tecnología, número de becario 195696.

El Dr. Erwin Stephan Otto coordinador del Parque Ecológico de Xochimilco y a todo el personal del mismo por darme las facilidades para trabajar en el Lago Huetzalin.

El Comité Tutorial integrado por:

Dra. Nandini Sarma

Dr. Alfonso Lugo Vázquez

Dr. Luis Zambrano González

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México por otorgarme el privilegio de formarme dentro de sus aulas.

A la Facultad de Estudios Superiores Iztacala por darme la oportunidad de adquirir una formación de excelencia.

A la Unidad de Morfofisiología y función por brindarme las herramientas para llevar a cabo este proyecto.

A la Dra Nandini Sarma por dedicarme su tiempo y darme las herramientas necesarias para desenvolverme como una científica.

Al Dr. SSS Sarma por apoyarme y transmitirme sus valiosos conocimientos que me han hecho crecer como una investigadora.

Al Dr. Alfonso Lugo Vázquez por ser un gran guía, que apporto incondicionalmente sus conocimientos enriqueciendo y fortaleciendo mi trabajo de tesis durante estos cuatro años.

Al Dr. Luis Zambrano González por sus atinados consejos y recomendaciones.

Al Dr. Fernando Álvarez Noguera por abrirme las puertas de su laboratorio y fortalecer mi crecimiento académico. Así como por sus valiosas aportaciones y sugerencias a éste trabajo, y por participar en el comité de candidatura.

Al Dr. Javier Carmona Jiménez por ayudarme a adquirir la seguridad de transmitir los conocimientos que adquirí.

Al Dr. Sergio Chazaro Olvera por sus recomendaciones y por participar en el comité de candidatura, así como por su interés en enriquecer mis conocimientos.

Al Dr. Marcelo Silva Briano por enriquecer con sus comentarios este trabajo, así como por el apoyo prestado durante mi estancia en el Laboratorio de Ecología 1 de la Universidad Autónoma de Aguascalientes. Agradezco su ayuda a Araceli Adabache y a Ricardo.

A la Dr. María Ana Fernández Álamo y al Dr. Gerardo Rivas Lechuga por participar en el comité de candidatura, contribuyendo de manera importante con sus observaciones.

A mis compañeros de laboratorio Lucia, Alejandro, Diego, Roció, Mayeli, Iris, Rubén, Gerardo, Cristian y Jonathan.

A todas las persona que trabajan la Colección Nacional de Crustáceos José Luis, Carmen, Yoselin, Eduardo, Gema y Ana.

DEDICATORIA

Este trabajo también fue posible gracias al apoyo, afecto y cariño incondicional de aquellos que me han acompañado todos estos años:

A Alejandro, por existir, compartir su vida conmigo y hacerme muy feliz.

A Manuela y Patricio, mis padres que con su ejemplo me han enseñado a ser fuerte y trabajadora, así como a valorar las cosas hermosas de la vida.

A mi pequeña familia Cesar, Raquel y Naty que me han apoyado y me han fortalecido con sus sonrisas.

A toda mi gran familia en especial a mi tío Chicho.

A mis amigos que aunque son pocos me han demostrado que son suficientes para pasarla bien y ser felices, Dalia, Saúl, Mayeli, Lucia, Diego, Roció F, Rocío, Carmen, Rodrigo y Noemí.

Y por supuesto no puedo dejar de mencionar a Bestia porque aun sigue apoyándome en las noches de desvelo.

ÍNDICE

RESUMEN	8
ABSTRACT	10
INTRODUCCION GENERAL	
Comunidad planctónica	11
Objetivo General	13
CAPITULO 1 “FACTORES ABIÓTICOS Y ZOOPLANCTON”	
Introducción	14
Hipótesis	18
Objetivo	19
Área de estudio	19
Materiales y métodos	21
Resultados	23
Discusión	49
Conclusiones	54
CAPITULO 2 “FACTORES BIÓTICOS: Alimentación de <i>Acanthocyclops Americanus</i>”	
Introducción	55
Hipótesis	57
Objetivo	58
Materiales y métodos	58
Resultados	64
Discusión	78
Conclusiones	80
CAPITULO 3 “FACTORES BIÓTICOS: Historia de vida (<i>Acanthocyclops americanus</i>)”	
Introducción	81
Hipótesis	83
Objetivo	84
Materiales y métodos	84
Resultados	86
Discusión	100
Conclusiones	102

CAPITULO 4 “FACTORES BIÓTICOS: Crecimiento poblacional de *Brachionus havanaensis* en presencia de *Acanthocyclops americanus* (depredador).”

Introducción	103
Hipótesis	104
Objetivo	105
Materiales y métodos	105
Resultados	106
Discusión	115
Conclusiones	117
DISCUSION GENERAL	118
CONCLUSION GENERAL	121
LITERATURA CITADA	122
Anexo 1: Generalidades de Copepoda, Cladocera y Rotifera.	137
Anexo 2: <i>Acanthocyclops americanus</i> , <i>Moina micrura</i> y <i>Brachionus havanaensis</i> .	139
Anexo 3: Especies de copépodos, cladóceros y rotíferos, y parámetros fisicoquímicos de lagos mexicanos.	144
Anexo 4: Técnicas de parámetros fisicoquímicos	147
Anexo 5: Publicaciones	151

RESUMEN

Las poblaciones de las especies que constituyen una comunidad dependen de las fluctuaciones ambientales y de las interacciones que se presenten entre ellas. La radiación solar, temperatura, oxígeno disuelto y nutrimentos son sólo algunos de los factores ambientales que llegan a influenciar la presencia y abundancia de las especies, y dentro de las interacciones tenemos a la competencia y la depredación. El objetivo del presente este trabajo fue el determinar si son los factores abióticos o los bióticos, como la depredación, los que afectan la abundancia de las especies que constituyen una comunidad como la formada por rotíferos, cladóceros y copépodos.

Se determinó que la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin está formada por 53 especies, (marzo del 2005 a febrero del 2006), de las cuales 2 fueron de la Clase copépoda, 9 del Suborden Cladocera y 42 del Phylum Rotifera. Trece especies fueron consideradas como dominantes por su alta abundancia, entre estas especies se encuentra el rotífero *Brachionus havanaensis*, otras especies que fueron dominantes por su frecuente presencia durante el año de muestreo, fueron el copépodo *Acanthocyclops americanus* y el cladócero *Moina micrura*. Dentro de los parámetros fisicoquímicos que se determinaron para el Lago Huetzalin, se encontró que la alta concentración de nutrimentos como el fósforo, nitrato y carbón fomentaron una alta producción de fitoplancton, reflejada en las altas concentraciones de clorofila *a*, lo cual, a su vez hizo que la diversidad de la comunidad zooplanctónica fuera alta, teniendo un efecto ascendente en la trama trófica. De manera particular, especies como el rotífero *B. havanaensis* se vio afectado por la temperatura, es decir, al haber temperaturas altas su abundancia disminuyó.

Con respecto a factores bióticos como la depredación que ejerce el copépodo cyclopoideo *A. americanus* sobre las poblaciones de *M. micrura* y *B. havanaensis*, especies extraídas del Lago Huetzalin, se observó en experimentos de laboratorio, que el depredador consumió más a *B. havanaensis* que al cladócero, sus propios nauplios e incluso al alga *Scenedesmus acutus*. Además, la sobrevivencia y fecundidad del copépodo fue favorecida al proporcionarle una concentración alta (100 ind. 50 ml) de la presa *B. havanaensis*. La presión que el depredador *A. americanus* tuvo sobre la población de *B. havanaensis* en laboratorio fue muy fuerte en su fase adulta, ya que consume en su totalidad a los

organismos en pocos días, sin embargo en sus estadios como nauplio y copepodito no representa un riesgo para la población.

En campo se observó que la abundancia más baja de *B. havanaensis* coincidía con un aumento en la población de *A. americanus*, lo cual confirma que el copépodo ejerce una fuerte depredación sobre la población del rotífero en el Lago Huetzalin, como se observó en laboratorio. Al disminuir la población de *B. havanaensis* se liberan recursos de su nicho efectivo que pueden aprovechar otras especies e incluso darse un efecto descendente en la trama trófica, al verse favorecido el crecimiento de especies del fitoplancton.

La depredación es una interacción que ejercer una fuerte influencia en la dinámica de la estructura de la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin, y que su efecto puede verse aumentado, al intervenir la fluctuación anual de factores abióticos como la temperatura y la disponibilidad de nutrimentos.

ABSTRACT

Zooplankton communities depend on fluctuations in the physico-chemical parameters of their environment and the inter- and intra-specific interactions between taxa. Solar radiation, temperature, dissolved oxygen and nutrient levels are some of the physico-chemical parameters, while competition and predation are some of the biological parameters that control the presence and abundance of species. The aim of the present study was to analyze the biotic and abiotic factors that regulate the zooplankton community with special emphasis on rotifers, cladocerans and copepods.

The zooplankton community of Lake Huetzalin was studied from March 2005 to February 2006 during which period 53 species were identified. Of these 2 taxa belonged to the class Copepoda, 9 to the Superorder Cladocera and 42 to the Phylum Rotifera: Class Monogononta. 13 species were regarded as dominant either because of their high abundance (*Brachionus havanaensis*) or due to the frequency with which they were found throughout the year (*Acanthocyclops americanus* and *Moina micrura*). Nutrient concentrations, particularly those of phosphorus, nitrogen and carbon, had a significant impact on the phytoplankton production as reflected in the high chlorophyll *a* levels. Bottom up processes had a strong impact on the zooplankton diversity and food web, as a whole, in Lake Huetzalin. Physico-chemical variables had little impact on rotifers in general; in some cases, such as with *Brachionus havanaensis* with temperature, significant inverse relationships were observed.

The impact of predation of the cyclopoid *A. americanus* was tested on the naupliar stages of the same species, the cladoceran *Moina micrura* and the rotifer *Brachionus havanaensis*. Maximal consumption was observed on rotifer diets. High (100 ind. 50 ml) densities of *B. havanaensis* as prey also resulted in higher survivorship (30 days) and fecundity (50 nauplii for female) of *A. americanus*. Predatory effects of the copepod on *B. havanaensis* was highest in the adult rather than the copepodite or naupliar stages.

In the field low densities of *B. havanaensis* coincided with high densities of *A. americanus* which reaffirms the high predatory impact of this copepod on the brachionid as observed in the laboratory experiments. Predation, along with temperature and nutrient availability are the important biotic and abiotic factors that regulate the community structure in Lake Huetzalin.

INTRODUCCIÓN GENERAL

La comunidad planctónica

Una comunidad va a estar delimitada por el espacio y el tiempo que ocupan las poblaciones de las especies que la componen (Krebs, 1985). La comunidad planctónica está restringida a la presencia de agua, ya que las especies que la componen necesitan de ella para vivir (Whittaker, 1975; Odum, 1984). También va a depender de las fluctuaciones ambientales que se presenten en los sistemas acuáticos (Whittaker, 1975), así como de las interacciones que tengan con otras especies o con organismo de su misma especie (Hutchinson, 1981) (Fig.1).

La comunidad planctónica se encuentra estructurada por dos grandes grupos, el fitoplancton y el zooplancton (Wetzel, 1981). En el primer grupo se encuentran los organismos fotosintetizadores cuyo tamaño varía entre $0.01\mu\text{m}$ y 1.00 mm , algunos organismos representativos de este grupo pertenecen a los géneros Cryptophyta, Chlorophyta y Cyanophyceae (Reynolds, 1984). El segundo grupo está compuesto por protozoos, rotíferos, cladóceros, copépodos y larvas de insectos (Wetzel, 1981). Particularmente el zooplancton es muy importante dentro de la trama trófica de los cuerpos de agua epicontinentales porque forma el eslabón de los consumidores primarios, aunque también consumen bacterias y detritus, además es el alimento de especies de tallas más grandes en etapas cruciales de su desarrollo, como por ejemplo las larvas de peces (Scourfield y Harding, 1941; Bernabé, 1991; Sarma, 2001).

Específicamente los copépodos, cladóceros y rotíferos son organismos que al compartir el hábitat pueden presentar solapamiento de nicho, una diversidad y densidad altas y ser dominantes en cuanto a biomasa (Lampert y Sommer, 1997), por ello es muy importante determinar su estructura y función dentro de la comunidad planctónica en lagos tropicales.

Para empezar a determinar la estructura de una comunidad es muy importante conocer la morfología y taxonomía de cada uno de los grupos (ver Anexo 1) que la componen, ya que en un principio hay que realizar una descripción de la comunidad que en este caso sería un listado de las especies que la constituyen (Whittaker, 1975). Pero como la presencia o ausencia de las especies que forman parte de la comunidad puede verse afectada por las condiciones ambientales (Lampert y Sommer, 1997), también es muy importante

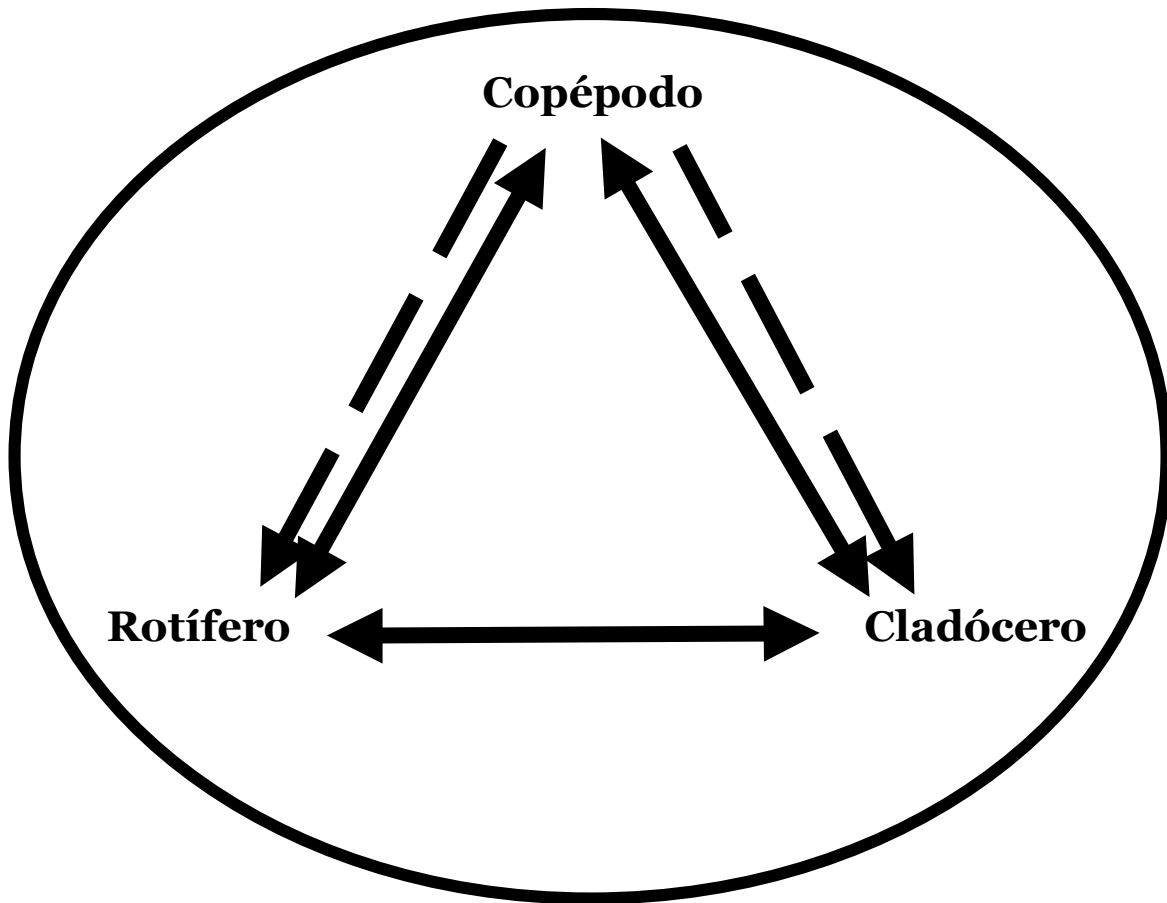
determinar los factores abióticos que se presentan en cuerpos de agua como el Lago Huetzalin donde se decidió realizar el presente trabajo de investigación, por ser un lago ubicado en una zona de transición climática como la zona neotropical, que presenta características y cambios ambientales muy diferentes a los ya descritos para lagos de la zona templada. La relación que hay entre las fluctuación de las poblaciones de las especies que forman el zooplancton y los factores abióticos del Lago Huetzalin, se encuentran reportados en el capítulo 1 llamado, *FACTORES ABIÓTICOS Y ZOOPLANCTON*.

Aunque en estudios de lagos templados se tiene reportado que la estacionalidad ambiental forma parte esencial para la sucesión de especies (Lewis, 1996), en lagos tropicales no se da el mismo caso, por ello también es importante indagar si las interacciones bióticas como la depredación que puede presentarse entre las especies que forman a la comunidad zooplanctónica, pueda llegar a modificar sus parámetros poblacionales (Hutchinson, 1967). En los capítulos 2, 3 y 4 se trabajo en laboratorio con especies obtenidas en campo, que fueron especies dominantes y representativas de cada uno de los grupos como *Acanthocyclops americanus* (copépodo-depredador), *Moina micrura* (cladóceros-filtrador) y *Brachionus havanaensis* (rotífero-filtrador) (ver Anexo 2).

En el capítulo 2 llamado, *FACTORES BIÓTICOS: Alimentación de Acanthocyclops americanus*, se evaluó la capacidad del copépodo como depredador ya que una al ser una especie dominante y depredadora puede llegar a afectar los parámetros poblacionales de otras especies de cladóceros y rotíferos.

En el capítulo 3 llamado, *FACTORES BIÓTICOS: Historia de vida (Acanthocyclops americanus)*, se realizaron experimentos de tabla de vida para ver si éste copépodo depredador se veía favorecido al ser alimentado con presas del rotífero *Brachionus havanaensis*.

Y finalmente también se evaluó si la presencia de *Acanthocyclops americanus* en diferentes estadios de desarrollo afectaba el crecimiento poblacional de *Brachionus havanaensis*. Los datos obtenidos se encuentran en el capítulo 4 llamado *FACTORES BIÓTICOS: Crecimiento poblacional de Brachionus havanaensis en presencia de un copépodo depredador*.



← - - -
Depredación

↔
Competencia

Figura 1. Esquema de las interacciones que hay entre los principales grupos que forman la comunidad zooplanctónica.

OBJETIVO GENERAL

Determinar como los factores abióticos y bióticos (depredación) afectan la estructura de la comunidad formada por las poblaciones de diferentes especies de copépodos, cladóceros y rotíferos, del Lago Huetzlin, Xochimilco.

CAPÍTULO 1: FACTORES ABIÓTICOS Y ZOOPLANCTON.

INTRODUCCIÓN

Existen diferentes definiciones para determinar a una comunidad, pero todas ellas concuerdan con que una comunidad debe de estar compuesta por diferentes especies que deben estar juntas en un área y tiempo determinados, y que tendrán una tendencia hacia la estabilidad dinámica y una capacidad de autorregulación (Whittaker, 1975; Hutchison, 1981; Odum, 1984; Krebs, 1985; Margalef, 1989; Begon *et al.*, 1996). Principalmente, uno de los grandes problemas que se presentan en el estudio de una comunidad es marcar los límites de ésta (Odum, 1984; Krebs, 1985), ya que no solo se debe de marcar el área del estudio sino también el tiempo, en el caso de las comunidades acuáticas la delimitación en cuestión al espacio se restringe a la cuenca del cuerpo de agua y en el caso particular del plancton se hablaría de las condiciones ambientales que tienden a repetirse anualmente (Lampert y Sommer, 1997). Whittaker en 1975 nos dice que la estructura de la comunidad del zooplancton es casi invisible por el tamaño de los organismos que la componen y que además presentan ciertas ventajas como la presencia de ciclos de vida corto, se reproducen rápidamente y son de vida libre. Pero además nos dice que la comunidad zooplanctónica está limitada al espacio en el que se desarrolla, ya que necesita del agua, la cual también le sirve como medio de dispersión.

Las características que presenta una comunidad son atributos que no van a depender de cada una las especies que la forman sino de la integración de estas especies (Whittaker, 1975; Hutchison, 1981; Odum, 1984; Krebs, 1985; Margalef, 1989; Begon *et al.*, 1996). Estos atributos son la riqueza específica, la estructura vertical, horizontal o estacional de la comunidad, las formas y hábitos de vida, patrones horizontales a gran escala, sucesión, abundancias relativas y diversidad.

La *riqueza específica* es el inventario de las especies presentes en la comunidad (Krebs, 1985).

La *estructura vertical* es la presencia de estratificación, es decir que las especies ocuparan distintos estratos a partir del suelo en el caso de comunidades terrestres o profundidades en el caso de comunidades acuáticas. Esta disposición va a depender de la cantidad de luz, es decir en el caso de un bosque los arboles más altos y con una copa amplia tendrán una disponibilidad de radiación solar por más horas al contrario de los arbustos que están

debajo de ellos que son pequeños, llegándose a establecer una interacción de competencia por la luz (Whittaker, 1975). En el caso de los sistemas acuáticos se presenta una estratificación que va a depender de la temperatura y de otros factores físicos como el oxígeno y la salinidad, los cuales determinaran la densidad de las especies en la columna de agua, aunque también existen migraciones verticales por causa de la depredación (Wetzel, 1981; Margalef, 1983; Esteves, 1988; Lewis, 1996; Lampert y Sommer, 1997). La *estructura horizontal* es la distribución de los organismos que puede ser al azar, amontonada o uniforme (Odum, 1984) en el caso del plancton también puede estar determinada por factores abióticos o bióticos (Lewis, 1996; Lampert y Sommer, 1997). La *estructura estacional* es la estacionalidad climática relacionada con los fenómenos biológicos como los ciclo de vida de los seres vivos (Krebs, 1985).

La *forma y hábitos de vida*, es decir, se usan las formas de crecimiento que tienen por ejemplo las plantas para caracterizar a la comunidad (Whittaker, 1975; Margalef, 1983).

Los *patrones horizontales a gran escala* se refieren a la estructura horizontal que presenta una comunidad ocasionada por las variaciones en la altitud y latitud, dándonos como resultado que haya diferentes comunidades en la zona tropical a la zona templada o cercana a los polos, por ejemplo, en la zona de los andes ecuatoriales se encuentra una zonación altitudinal en donde vamos de la selva de tipo amazónica a los pocos metros sobre el nivel del mar a un paramo andino en las altas montañas (Odum, 1984). En los sistemas acuáticos epicontinentales hay una gran división, los lagos de zona la templada y los de la zona tropical destacando los amplios estudios que se han realizado en lagos templados y lo poco que aun se conoce de los tropicales (Lewis, 1996).

La *sucesión* es el desarrollo de la comunidad a través del tiempo en donde se van sustituyendo unas especies por otras gradualmente, es un proceso dinámico en donde las especies se van adaptando a las condiciones ambientales llegándose a presentar la competencia y el establecimiento del equilibrio (Lampert y Sommer, 1997).

La *abundancia relativa* es la proporción relativa del conteo de las especies que pertenecen a la comunidad, teniéndose diferentes maneras de medirlo (Krebs, 1985).

La *diversidad* es la distribución de la abundancia de las especies que forman parte de una comunidad (Begon *et al.* 1996, Magurran, 2004). Whittaker (1975) propone que hay tres tipos de diversidad, diversidad α , β y γ , la primera (α) se refiere a la diversidad que hay dentro de una comunidad o un hábitat, la segunda (β) es la que existen entre hábitats o comunidades haciendo referencia a la especialización del hábitat y el gradiente que se

forma en la variación de la composición de especies, y por último la diversidad γ que es la que se encuentra en un área extensa como un bioma (Begon *et al.* 1996). La diversidad va a estar determinada por varios factores como lo es el tiempo, las interacciones como la competencia o la depredación, la heterogeneidad espacial, la estabilidad ambiental y la productividad. Los índices de diversidad nos permiten caracterizar la relación especie – abundancia dentro de la comunidad, esta relación se compone de dos elementos que son la riqueza de especies y la equitatividad (Magurran, 2004). Existen varios índices que nos permiten conocer la estructura de la comunidad entre ellos está el índice de diversidad no-paramétrico Shannon-Weiner (H') (Magurran, 2004), el cual toma en cuenta el número de especies dándole más importancia a la equitatividad, que es la uniformidad de la distribución del número de individuos de cada especie (Krebs, 1985; Margalef, 1983), teniendo como ventaja que toma en cuenta a especies raras o poco abundantes y como desventaja que su interpretación biológica es limitada (Begon *et al.* 1996, Magurran, 2004). Los estudios sobre cómo se estructura la comunidad zooplanctónica de sistemas tropicales o neotropicales es poca, ya que la mayoría de los estudios que se han realizado son en lagos de zonas templadas. Donde se han llegando a determinar patrones que dependen de su ubicación latitudinal, como lo es la sucesión de especies. Sin embargo, los estudios en sistemas tropicales han seguido avanzando, aunque la mayoría de ellos aun están enfocados a la descripción de especies o distribución.

En el caso de las especies que forman parte del zooplancton se tiene que el primer registro de cladóceros para el país fue realizado por Juday en 1915, en el caso de los rotíferos el primer registro lo hizo Samano en 1931 y en el caso de los copépodos fue realizado por Wilson en 1936. En la actualidad ya se cuenta con más registros de especies de copépodos, cladóceros y rotíferos, además que se han ampliado las zonas de muestreo. Sarma (1999), realizó una revisión de varios estudios encontrando 283 especies de rotíferos reportadas para el país. En el caso de los cladóceros también hay un trabajo en donde reportan que hay aproximadamente 123 especies reportadas para el país (Elías y Suárez, 2003). En el caso de los copépodos no se ha realizado una revisión como tal, pero se tienen algunos estudios como el de Suárez (1991), el cual reporta una especie nueva del género *Diaptomus* en México y su distribución en el Caribe mexicano. Suárez y colaboradores (1996) hicieron un catálogo de los copépodos continentales de la península de Yucatán. Silva y Suárez (1998), investigaron la riqueza del zooplancton en reservorios y estanques de Aguascalientes. Suárez y Gutiérrez (2001) hicieron un catálogo acerca de la morfología y taxonomía del

género *Mesocyclops*. Hay más trabajos donde se reportan listados de especies como los que se presentan en la Tabla 1 (Anexo 3).

Antes de la realización de este estudio, se hizo un análisis de la tendencia global de los estudios de copépodos basándose en una búsqueda de los trabajos de los últimos 10 años obtenidos del Zoological Records, encontrando que la mayoría de estudios realizados a nivel mundial son de especies que habitan los lagos con un 60% y el mar con 35%, el área que mas estudios presentó fue limnoecología, taxonomía y reproducción. Para México se encontró la misma tendencia en especies que habitan lagos con un 68% y el mar con un 25%, en el caso de las áreas se obtuvo un mayor porcentaje en el área de la limnoecología, aunque cabe mencionar que la mayoría de los estudios estaban enfocados sólo a listados y descripción de características fisicoquímicas de los cuerpos de agua donde encontraban a los copépodos. En México, no existen investigaciones con cultivos de copépodos vivos que se enfoquen al estudio de la estructura de la comunidad zooplanctónica e incluso hay estudios realizados en otros países, que sugieren que se deben realizar más estudios en cuestiones de biomasa y producción de estas especies (Paterson, 1993; Duggan *et al.*, 1998; Tremel *et al.*, 2000), así como de las interacciones que presentan con su medio (Martínez, 2001). Dentro de los parámetros ambientales más importantes esta la temperatura cuya variabilidad a lo largo del año o del día puede afectar las poblaciones de las especies. Hay otros parámetros fisicoquímicos como la profundidad, el pH, la conductividad, el oxígeno disuelto e incluso la disponibilidad de algunos nutrimentos como el nitrato o el fósforo, que puede crear un medio favorable o desfavorable para el crecimiento de las poblaciones de organismos que viven en estos cuerpos de agua (Wetzel, 1981; Margalef, 1983; Lampert y Sommer, 1997).

Hay varios estudios donde se han determinado patrones que se presentan en varios cuerpo de agua localizados en la zona templada como son la estacionalidad del clima y la sucesión de especies, sin embargo estos patrones no se llegan a presentar en lagos de la zona tropical o neotropical ya que el régimen climático es diferente llegando a ser incluso inestable e impredecible, por ello, es necesario realizar análisis más profundos de los cambios de temperatura, pH, conductividad, parámetros químicos, físicos y de nutrimentos en relación con las especies de zooplancton presentes (Wetzel, 1981; Margalef, 1983; Lewis, 1996).

La radiación solar en la zona subtropical y tropical incide en la columna de agua durante más horas al día y de manera constante durante el año, que en los lagos de zonas templadas,

lo cual hace que las temperaturas registradas para estos sistemas sean altas (Esteves, 1988; Lewis, 1996). Por otra parte los procesos geológicos que se presentaron para dar origen a las cuencas tropicales, los hace lagos de profundidades reducidas haciendo que haya una diferencia poco marcada entre la temperatura del epilimnio e hipolimnio y por lo tanto no se dé una estratificación duradera (Esteves, 1988), es decir que de acuerdo a la clasificación térmica de los lagos estaríamos definiendo a sistemas polimícticos, con múltiples mezclas al año o incluso al día (Wetzel, 1981). En la zona tropical no se logra distinguir las cuatro estaciones del año que son típicas de la zona templada, pero si se tiene definidas la temporada de secas y de lluvias, cuando esta última se da hace que la profundidad de los lagos aumente y por lo tanto se dé una estratificación térmica más duradera (Esteves, 1988; Lewis, 1996). Los lagos se han dividido en zonas, para un estudio práctico, teniendo así la zona limnética (pelágica), la zona bentónica y la zona litoral (Margalef, 1983). La zona litoral va a estar definida por la presencia de macrófitas que en el caso de los lagos ubicados en el trópico ésta será muy extensa, y la estratificación térmica se verá afectada de manera diferente a la que se presenta en la zona pelágica ya que habrá una columna de agua que estará mezclada constantemente por la incidencia del viento en la superficie, mientras que la incidencia del viento en la zona litoral se verá reducida por la presencia de la vegetación y por lo tanto la masa de agua no tendrá mucha circulación (Esteves, 1988). En el caso del oxígeno disuelto se tiene que entre más cercano esté el lago a la zona ecuatorial la disolución de los gases será menor ya que la temperatura aumenta (Esteves, 1988; Lewis, 1996). Todas las características ambientales que presentan los sistemas acuáticos como el Lago Huetzalin, un cuerpo de agua de origen artificial ubicado en una zona de transición climática, determinaran la composición de la estructura de la comunidad zooplanctónica.

HIPÓTESIS

Si las fluctuaciones de los factores ambientales anuales en lagos afectan las poblaciones de las especies que constituyen a la comunidad, de que manera en particular cada uno de estos parametros afectara la abundancia de cada una de las especies dominantes que forman parte de la estructura de la comunidad del Lago Huetzalin.

OBJETIVO

- ☞ Determinar la dinámica de los parámetros fisicoquímicos del lago Huetzalin y su influencia sobre las especies que constituyen a la comunidad zooplanctónica.

ÁREA DE ESTUDIO

El Lago Huetzalin se encuentra en el interior del Parque Ecológico de Xochimilco (PEX), que está ubicado a 19° 17' latitud norte y 99° 05' longitud oeste a una altura de 2240 msnm (Fig. 2). Situado al norte de la Delegación Xochimilco de la Ciudad de México y colindando con las Delegaciones Tlalpan, Coyoacán, Iztapalapa y Tláhuac. El lugar está limitado por los siguientes cuerpos de agua: el Canal Chalco, el Canal Nacional, la Pista Olímpica Virgilio Uribe, el Canal de Cuemanco y el Canal El Bordo, está rodeado por el Anillo Periférico y las colonias Barrio La Concepción Tlacopa, Ampliación San Marcos Norte, las Unidades Habitacionales Aztlan y el Hueso, Periférico Sur; además la Universidad Autónoma Metropolitana Campus Xochimilco se encuentra a unos 100 metros al norte, y el Lago del Toro a unos 100 metros al sur. La dirección es: Anillo Periférico Oriente 1, Col. Ciénega Grande, C. P. 16070 Xochimilco, D. F. (INEGI, 2001).

El clima de la zona es de tipo C (w₁) (w), que corresponde al templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 1988). La temperatura media anual oscila entre los 11.8 y los 18.9° C, presentándose la más cálida en el mes de mayo con una temperatura de 18.9° C y la más fría en diciembre con 11.8° C. La precipitación pluvial oscila entre 700 a 900 mm al año. (INEGI, 2001).

El área del Lago Huetzalin es de 55000 m² y su profundidad promedio reportada es de 1.5 m; es abastecido por la planta de tratamiento Cerro de la Estrella ubicada en la Delegación Iztapalapa, la cual surte a razón de 250 litros por segundo (el tratamiento se realiza a nivel terciario, más filtración con grava y antracita). También está conectado por el lado sur al embarcadero de Cuemanco y a los canales de Xochimilco (INEGI, 2001).

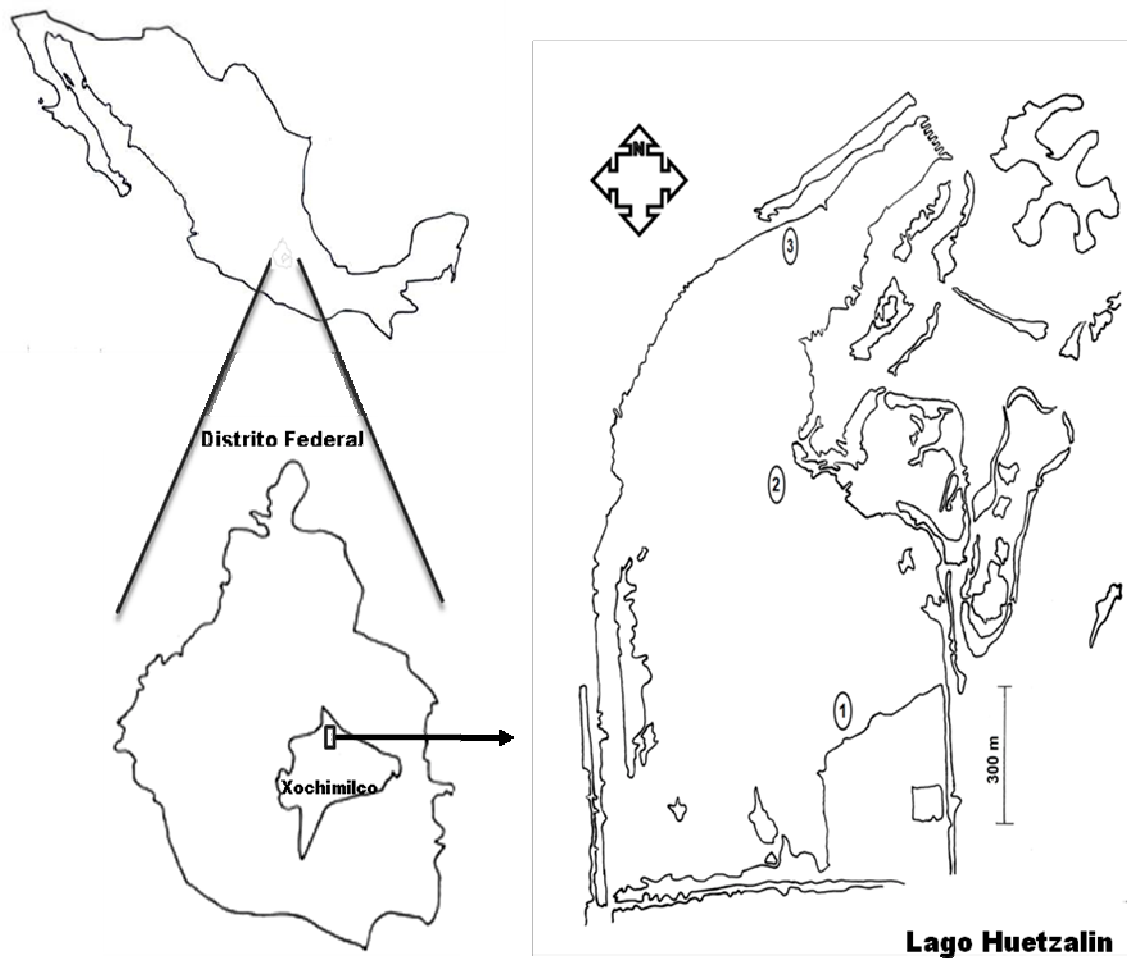


Fig. 2. Mapa de la localización del Lago Huetzalin dentro del Parque Ecológico de Xochimilco. Los números indican las estaciones de muestreo. Estación 1: Isla de los Mitos, estación 2: Embarcaderos, estación 3: Vertederos.

Las estaciones que se determinaron para el estudio están ubicadas, la primera en la Isla de los Mitos que está cerca de la zona de canales ($19^{\circ}17'19.5''$ N y $99^{\circ}05'43.5''$ W), la segunda en la zona de embarcaderos ($19^{\circ}17'35.6''$ N y $99^{\circ}05'49.9''$ W), y por último la estación tres que esta como a 40 m de los vertederos ($19^{\circ}17'45.1''$ N y $99^{\circ}05'43.6''$ W). El criterio que se utilizó para determinar las estaciones de muestreo fue considerando la entrada de agua del lago y el su conexión con los canales de Xochimilco.

MATERIALES Y MÉTODOS

Parámetros fisicoquímicos

De marzo del 2005 a febrero del 2006 se tomaron cada mes muestras de las tres estaciones para determinar parámetros físicos como la profundidad con sondaleza, la profundidad de visibilidad del disco de Secchi (transparencia), la temperatura ambiental y del agua con termómetro de mercurio. Entre los parámetros químicos se determinaron el pH con potenciómetro digital Hanna (pH 212), oxígeno disuelto con el método iodométrico azida (APHA, 1989). Se determinaron nutrimentos como la concentración de fósforo total por el método de cloruro estanoso (APHA, 1989), los nitratos con un analizador de ion específico modelo 371SI marca Thermo Orion y el electrodo para nitratos 93-07 y el carbón por medio del método de COD. También se determinó la biomasa del fitoplancton por medio de la concentración de clorofila *a* aplicando el método de extracción de acetona al 90% (APHA, 1989) (Anexo 4). Cada uno de los resultados de los parámetros obtenidos se graficó contra el tiempo de muestreo, obteniendo así su variación durante un año de muestreo, con el programa Sigma plot 2001.

Para relacionar la estacionalidad de los parámetros fisicoquímicos con la comunidad zooplanctónica se realizó un análisis de cluster por *r* Pearson, con el programa Statistica 6.0 (Daniel, 2002).

Fitoplancton

Se tomaron 600 ml de agua en cada estación y de cada mes durante el año de muestreo del Lago Huetzalin y se determinaron las especies de fitoplancton más abundantes, basándonos en el estudio realizado por Tavera (2000) del Lago Huetzalin (Reynolds, 1984).

Copépodos, Cladóceros y Rotíferos

Se tomaron 50 litros de cada estación de muestreo durante marzo del 2005 a febrero del 2006 y se filtraron con una malla de 50 μm , se concentró el filtrado en recipientes de plástico y se fijo con formalina al 10% (Steedman, 1976). Se identificó a los copépodos, cladóceros y rotíferos a nivel específico usando para los primeros las claves de Rylov (1963); Dussart y Defaye (1995); Einsle (1996), para los cladóceros las claves de Korovochinsky y Smirnov (1998), y para los rotíferos las claves de Koste (1978). Se elaboró un listado de ausencia/presencia de especies del año de muestreo.

También se realizaron tres conteos en la cámara de Sedgewick Rafter (capacidad 1 ml) para de la muestra tomada para cada sitio, en el caso de los cladóceros y los rotíferos y para los copépodos se realizaron conteos de 5 ml. En cada caso se contó tres veces cada muestra. Con los datos de las abundancias por especies obtenidos se determinó la riqueza de especies por medio del modelo matemático Mao Tau para obtener la curva de rarefacción, que es la sumatoria de las probabilidades de que todas las especies no estén ausentes de todos cuadrantes $H, ()$, con el programa EstimateS Win 8.00, (Colwell, 2006)

Riqueza específica Mao Tau

$$S_{obs} = \sum_{j=1}^H s_j$$

donde

S_{obs} = riqueza observada.

H = cuadros del conjunto empírico de muestras.

s_j = número de especies encontradas en j cuadrados, conteos.

Igualmente, se analizó a la comunidad por el número de especies de cada familia encontrada y se hizo un histograma. Se determinó el índice de diversidad de Shannon-Weiner y se graficó para cada una de las estaciones (Krebs, 1989).

Diversidad de Shannon-Weiner

$$H' = - \sum (p_i \log_2 p_i)$$

donde

p_i = proporción de la especie i .

Equitatividad

$$H_{\max} = \log_2 S$$

donde:

S = número de especies

Se determinó la dominancia de las especies que integran la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin por su abundancia y frecuencia, mediante la prueba no paramétrica de Olmstead-Túkey para cada estación de muestreo, las tres estaciones juntas y para cada mes (Sokal y Rohlf, 1981). Con los datos de las especies que resultaron ser dominantes se realizaron las matrices de correlación con la finalidad de ver si algún parámetro ambiental afecta la abundancia de estas especies, este análisis se realizó con el programa Statistica 6.0. Finalmente, se grafico la densidad de cada una de las especies con las que se realizaron los experimentos de los siguientes capítulos.

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

La **profundidad** promedio que se encontró para el año de muestreo fue de 35.9 cm, lo cual es bajo si lo comparamos con lo reportado por el INEGI, estas fluctuaciones se dan porque que el Lago Huetzalin es un cuerpo de agua artificial, que es llenado constantemente con agua de tratamiento proveniente de la Planta Cerro de la Estrella.

La profundidad más baja presentó en el mes de junio (2005) con 15 cm y la más alta en el mes de octubre (2005) con 55 cm. La estación Vertederos (3), todo el año presentó los niveles más altos de agua, debido a que en esta zona se encuentra la entrada de agua de tratada. En la estación Isla de los Mitos (1) se presentó la profundidad más baja, lo cual se debe a que hay una salida de agua, que mantiene comunicados al Lago Huetzalin con los Canales de Xochimilco (Figura 3).

La **profundidad al disco de secchi** fue muy variable en cada una de las estaciones durante todo el año, encontrándose en la estación Isla de los Mitos (1) que la luz penetraba menos, la profundidad promedio de visibilidad fue de 17 cm, además en los meses de mayo, junio y julio (2005) se presentó la visibilidad menos profunda que fue de 9 cm. En la estación Embarcadero (2) la visibilidad promedio se mantuvo en 19.6 cm, aunque en el mes de junio (2005) hubo 42 cm de visibilidad. En la estación Vertederos (3) la profundidad promedio fue de 34.1 cm, además 8 de los 12 meses muestreados la visibilidad fue igual a la profundidad, esto se puede deber el agua de tratamiento tarda en incorporarse y tomar las características del sistema (Figura 3).

El **color aparente** del agua del Lago Huetzalin fue verde en la mayoría de los meses en las estaciones Isla de los Mitos (1) y Embarcadero (2), lo que nos indica presencia de algas verdes. En la estación Vertederos (3) el color que fue café que realmente era el color del fondo del cuerpo de agua.

El **pH** presenta un intervalo de 6.5 a 11.9, en el mes de marzo (2005) se presentó un pH alto para las tres estaciones, en el mes de abril disminuyó y a partir de mayo empezó a subir hasta llegar a los meses de septiembre y octubre (2005) donde se mantuvo alto. En la época de secas se registro un pH bajo y en la época de lluvias un pH alto. El pH promedio que se registro de la estación Isla de Los Mitos (1) fue de 10.7, en la estación Embarcadero (2) fue de 10.4 y en la estación Vertederos (3) fue de 8.4 (Figura 3).

En marzo la **conductividad** de las tres estaciones fue baja registrándose en la estación Vertederos (3) la más baja de todo el año $500 \mu\text{S cm}^{-1}$, mientras que en la estación Isla de Los Mitos (1) se registró la conductividad más alta para los meses de abril y de junio (2005). La conductividad promedio de las tres estaciones en el año de muestreo fue de $700 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 3).

La **temperatura ambiental** presentó un intervalo 16.8 a 33°C , siendo el mes de agosto (2005) el más frío para las tres estaciones porque el inicio de las temporada de lluvias y el mes de febrero (2006) presentó la temperatura ambiental más alta, esta medida se debió a el muestreo se llevo a cabo a finales del mes, cuando los cambios de temperatura en el día son muy bruscos. Del mes de marzo al mes junio (2005) en las tres estaciones, la temperatura fue en aumento y en junio descendió. Para el mes de septiembre (2005) la temperatura aumenta ligeramente y hasta el mes del enero (2006) se mantiene por debajo de los 26°C (Figura 4).

La **temperatura del agua** más alta que se registro fue en el mes de abril (2005) en la estación Vertederos (3) con 24.8°C y la más baja se presento en enero en la estación Isla de los Mitos (1) con 14°C . La temperatura promedio del año de muestreo fue de 20°C . En el mes de enero (2006) la temperatura del agua fue la más baja en las tres estaciones (Figura 4). Cabe mencionar que el horario promedio de muestreo para la estación Isla de los mitos (1) fue a las 10:20 a.m., para la estación Embarcadero (2) fue a las 10:40 a.m. y para la estación Vertederos fue a las 11:00 a.m., aunque el horario en todo el año llevo a fluctuar entre 9:16 de la mañana y 12:00 de la tarde.

El **oxígeno disuelto** fluctuó entre 0.33 a 13.6 mg l⁻¹. Las concentraciones más bajas de oxígeno se presentaron en los meses de agosto y octubre (2005), y las más altas en el mes de enero (2006). En la estación Vertederos (3) se tuvo en promedio la concentración de 5.0 mg l⁻¹, seguida de la estación Isla de los Mitos con 6.1 mg l⁻¹ y la estación que en promedio tuvo la concentración de oxígeno más alta fue en la estación Embarcaderos con 8.0 mg l⁻¹ (Figura 4).

El **% de saturación de oxígeno** fluctuó entre 0.8 a 316 % en todo el año, presentándose los porcentajes más bajos en el mes de septiembre con un promedio para las tres estaciones de 2.9 % y los más altos en el mes de febrero (2006) con 186.3 % de saturación promedio. Al igual que la concentración de oxígeno disuelto los porcentajes de saturación tuvieron un comportamiento similar ya que el porcentaje más bajo se tuvo en la estación Vertederos (3) con 62 %, seguido de la estación Isla de los Mitos (1) con 73 % y finalmente la estación Embarcaderos (2) tuvo el porcentaje más alto que fue 144.9 % en promedio (Figura 4).

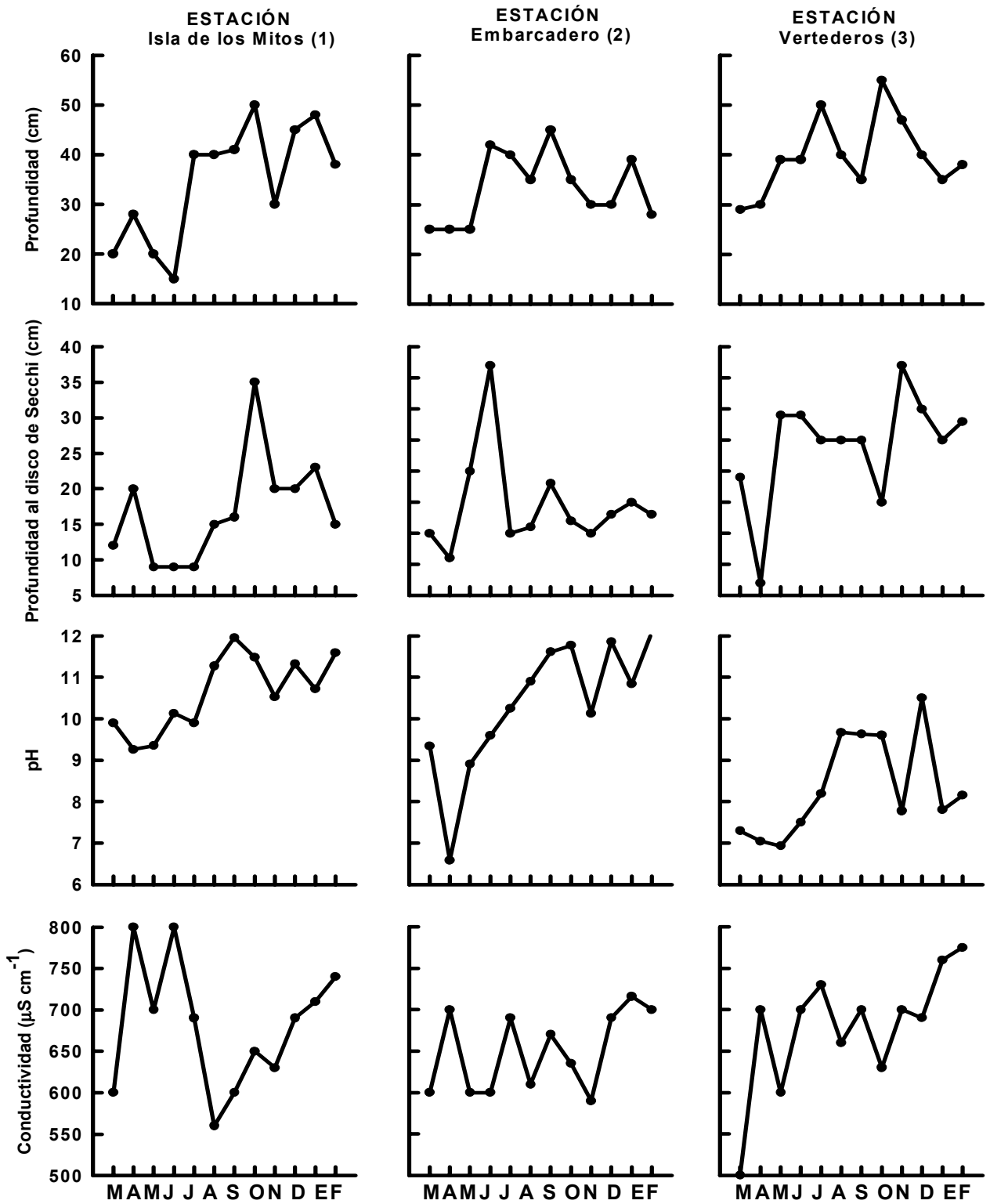


Fig. 3. Profundidad, profundidad de visibilidad al disco de Secchi, pH y conductividad registrados en el Lago Huetzalin, Xochimilco. Marzo del 2005 a febrero del 2006.

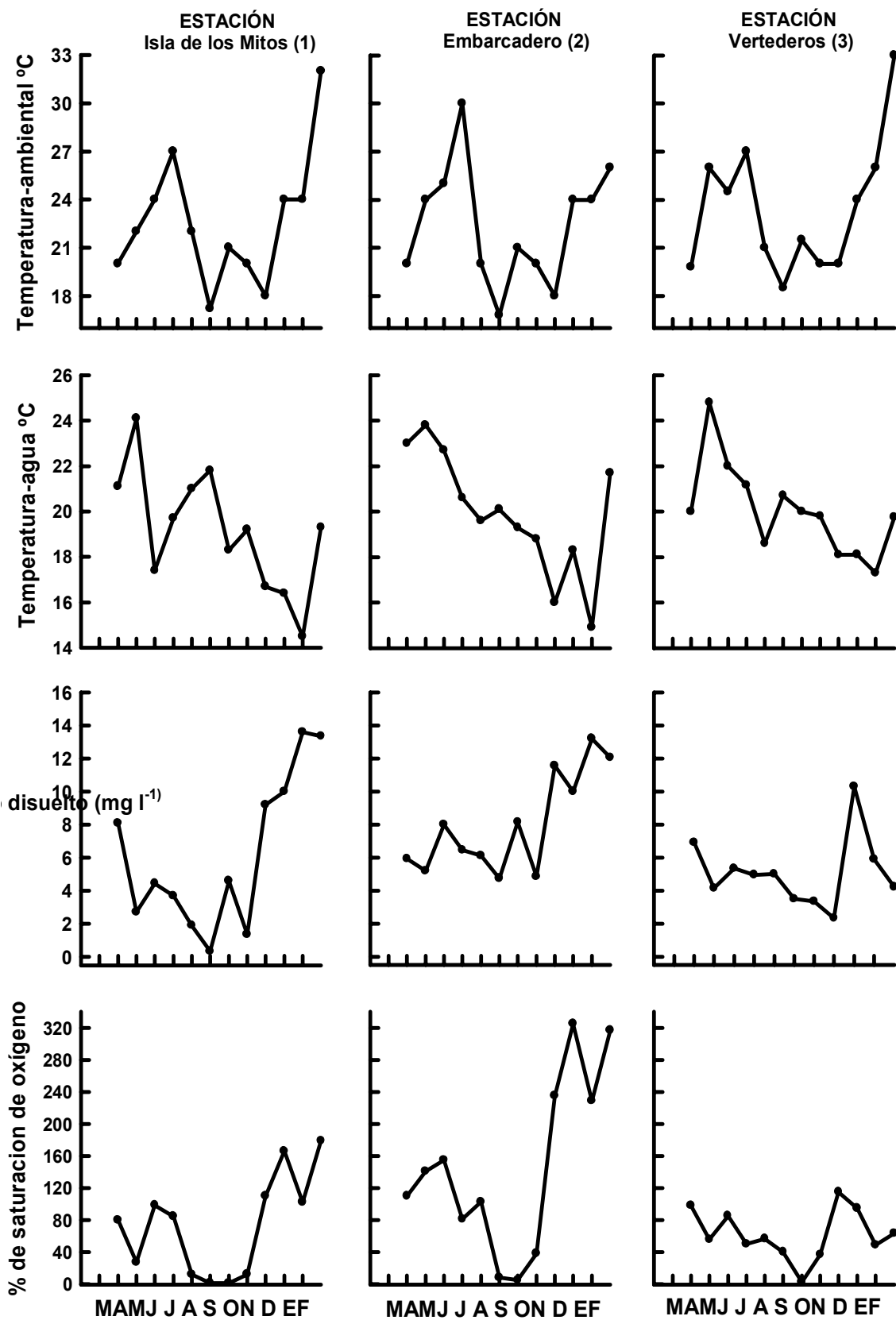


Fig. 4. Temperatura ambiental, temperatura del agua, oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno registrado en el Lago Huetzalín, Xochimilco. De marzo del 2005 a febrero del 2006.

Nutrientes

El **fósforo total** promedio de todo el año muestreado fue de 0.47 mg l^{-1} , presentándose el valor más bajo en el mes de enero con 0.23 mg l^{-1} y el más alto en el mes de julio con 1.1 mg l^{-1} . En las estaciones Isla de Los Mitos (1) y Embarcaderos (2) las fluctuaciones de fósforo total son similares ya que no pasan los 0.5 mg l^{-1} . En la estación Vertederos solo dos meses se tuvieron valores cercanos al 0.4 mg l^{-1} , mientras que en la mayoría de los meses se mantuvo por arriba de los 0.6 mg l^{-1} .

Los valores de **nitratos totales** varían entre $90.85 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ a $103.41 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, los datos reportados para cada mes siguen el mismo comportamiento en las tres estaciones. En el mes de marzo (2005) las concentraciones son bajas pero suben en el mes de abril, al llegar el siguiente mes se ve una disminución muy drástica que se logra mantener entre los meses de mayo a noviembre (2005) y a partir de diciembre (2005), empieza a aumentar la concentración de nitrato total en las tres estaciones (Figura 5).

En el caso del **carbón** determinado en el Lago Huetzalin se tuvo que las estaciones Embarcaderos y Vertederos tuvieron un comportamiento similar teniendo una concentración promedio de 2.2 y 2.1 mg l^{-1} respectivamente. Las concentraciones de carbón en la estación Isla de los Mitos (1) variaron mucho a través del año llegando a tener dos picos en los meses de abril y agosto (2005), en el resto de los meses los valores fueron similares en concentración y comportamiento al de las otras dos estaciones (Figura 5).

La biomasa del Lago Huetzalin en términos de **clorofila a**, todo el año se mantuvieron altos siendo en marzo (2005) el más alto con 364.9 mg cm^3 en la estación Isla de los Mitos y el valor más bajo se presentó en febrero (2006) en la estación Vertederos con 17.8 mg cm^3 . Los únicos meses en los que se encontraron niveles bajos de clorofila *a* en promedio fueron en abril (2005) y enero (2006) con 86.0 y 46.2 mg cm^3 respectivamente. Y en la estación Vertederos fue donde la concentración de clorofila *a* permaneció constantemente baja todo el año (Figura 5).

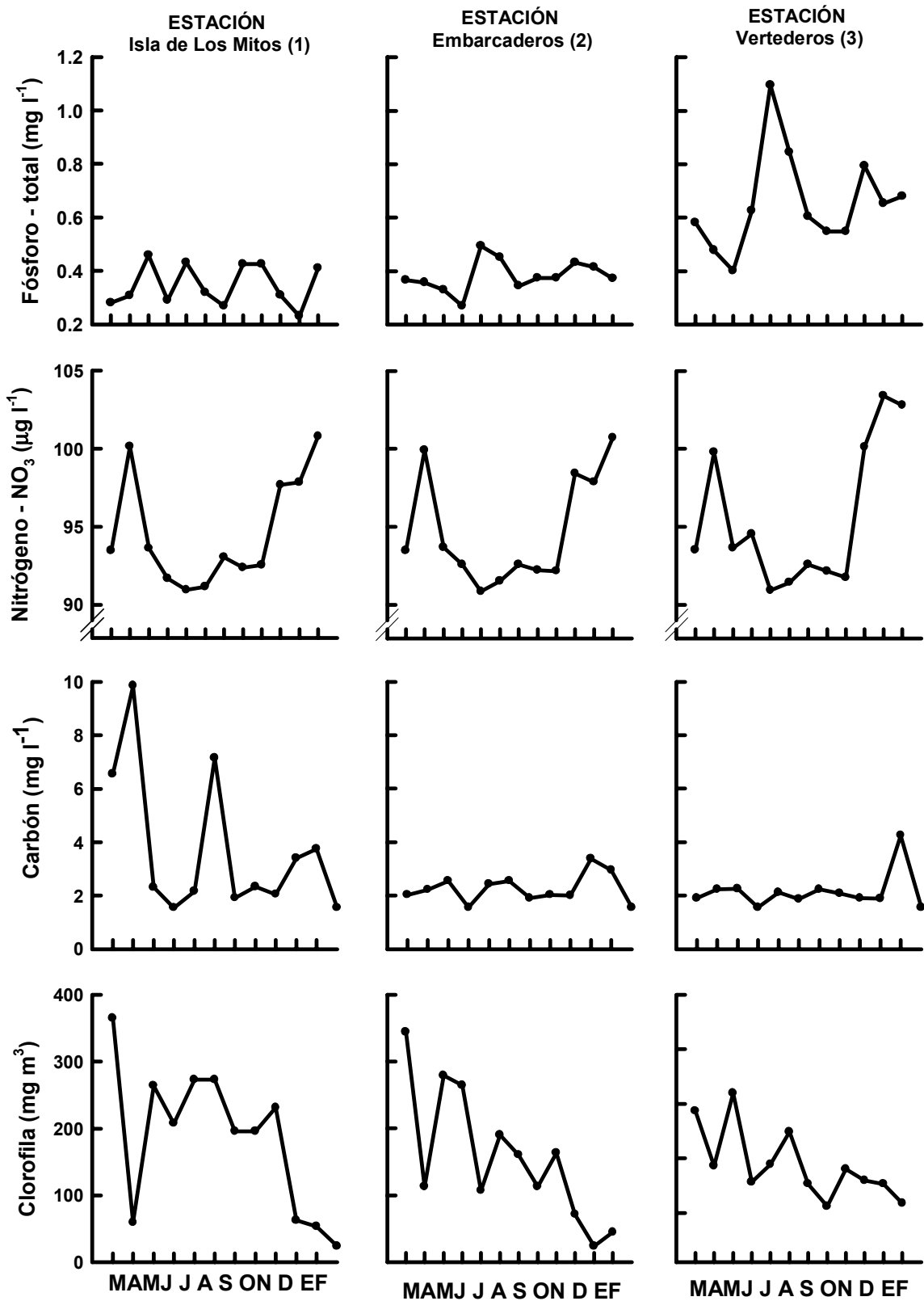


Fig.5. Fósforo total, nitrógeno total, carbón y clorofila a registrados en el Lago Huetzalín, Xochimilco. De marzo del 2005 a febrero del 2006.

Análisis de Cluster

A los datos obtenidos de cada uno de los parámetros abióticos medidos en el lago Huetzalin se les aplicó el análisis de r de Pearson “cluster” y se realizó el dendograma de ordenamiento obteniendo un primer grupo formado por los meses de agosto, septiembre y octubre, que en 2005 fueron los meses con mayor afluencia pluvial y por lo tanto sus características fisicoquímicas fueron similares, el segundo grupo lo forman diciembre (2005), enero y febrero (2006), los cuales fueron meses con temperaturas bajas. Y el tercero lo forman marzo, abril, mayo, junio y julio (2005) que son los meses con temperaturas altas, aunque abril aparece aislado del resto de los meses es porque en este mes se tuvo la temperatura más alta del año. Los meses de julio y noviembre (2005) podrían ser un cuarto grupo, ya que en todos los parámetros medidos presentaron concentraciones similares en el único parámetro que difieren es en la temperatura ya que en julio presenta temperaturas por arriba de los 20°C en las tres estaciones y noviembre presenta temperaturas hasta de 16°C . (Figura 6).

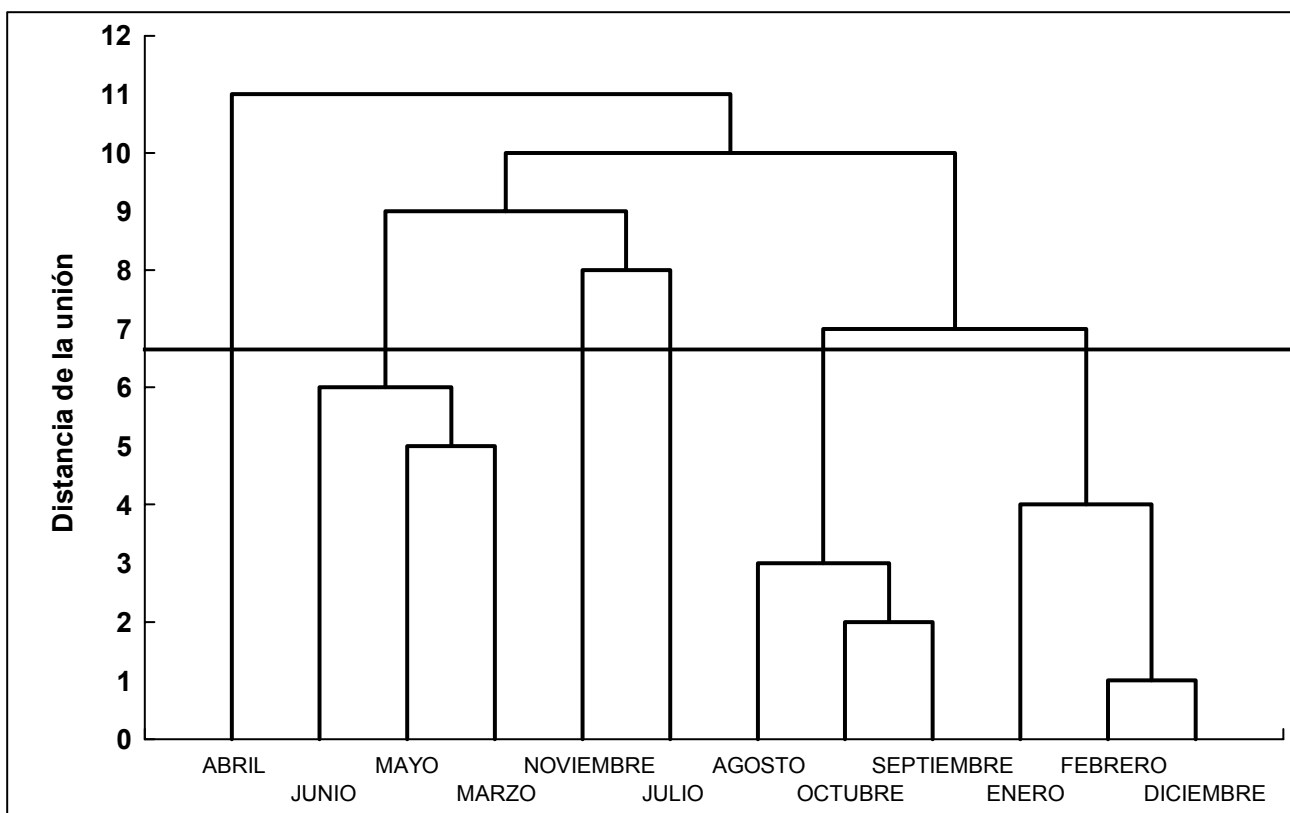


Fig. 6 Dendrograma de agrupación por r de Pearson de los parámetros fisicoquímicos de cada mes, de las tres estaciones de muestreo del Lago Huetzalin, Xochimilco.

Fitoplancton

Las especies de fitoplancton que fueron visualmente más abundantes se encuentran en la tabla 3, de ellas el alga *Scenedesmus acutus* fue la que se utilizó para realizar los experimentos que se presentan en los siguientes capítulos de este trabajo. El criterio que determinó que esta alga fuera usada para realizar los experimentos fue que mide aproximadamente $7 \pm 1.2 \mu\text{m}$, es decir es pequeña y se ha observado que la consumen los organismos del zooplancton (Tabla 1).

Especies de alga del lago Huetzalin, Xochimilco
<i>Coelastrum astroideum</i>
<i>Scenedesmus acutus</i>
<i>Scenedesmus opoliensis</i>
<i>Scenedesmus westii</i>
<i>Pediastrum botyanum</i>

Tabla 1. Especies de fitoplancton más abundantes que se encontraron el Lago Huetzalin, Xochimilco.

Copépodos, Cladóceros y Rotíferos

En la tabla 2 se presentan las especies de copépodos, cladóceros y rotíferos que se encontraron en el Lago Huetzalin. En total se determinaron 53 especies de los tres grupos de zooplancton.

En el caso de los **rotíferos**, los organismos que se encontraron son representantes del orden Ploima y Gnesiotrocha, del primer orden se encontraron a las familias: Epiphanidae, Brachionidae, Euchlanidae, Mytilinidae, Colurellidae, Lecanidae, Lindiidae, Notommatidae, Trichocercidae, Synchaetidae y Asplanchindae, del segundo orden mencionado solo se encontraron representadas dos familias Testudinellidae y Filiniidae. El total de especies reportadas de rotíferos fueron 42, siendo las familias Brachionidae y Lecanidae las que tuvieron mayor número de especies para cada una de las familias. Las especies *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. quadridentatus*, *Lepadella patella*,

Lecane bulla, *L. closterocerca* y *Polyarthra vulgaris* estuvieron presentes durante todo el año de muestreo (Tabla 2).

De los **cladóceros** solo se encontraron representantes del orden Anomopoda del cual se registraron las familias Daphniidae, Moinidae, Chydoridae, Bosminidae y Macrothricidae. En total se encontraron 9 especies de cladóceros de las cuales *Pleuroxus aduncus*, *Alona rectangula* y *Moina micrura* fueron las que estuvieron presentes casi todo el año. *Pleuroxus aduncus* no se encontró en los meses de junio, julio y agosto, *A. rectangula* se registró todo el año excepto en julio y *M. micrura* no se encontró en junio, agosto y octubre (Tabla 2).

Los **copépodos** estuvieron representados por dos especies del superorden Cyclopoida *Acanthocyclops americanus* y *Microcyclops rubellus*, la primera es una especie de talla grande y la última es una especie muy pequeña. *Microcyclops rubellus* solo se encontró en los meses de marzo, abril, septiembre, octubre y noviembre (2005). *Acanthocyclops americanus* estuvo presente durante todo el año (Tabla 2).

ROTIFERA

ORDEN PLOIMA

Familia: Epiphanidae

Liferotrocha subtilis Rodewald, 1940

	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGST	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB
<i>Liferotrocha subtilis</i> Rodewald, 1940	X	X				X	X		X			

Familia: Brachionidae

Brachionus caudatus Barros & Daday, 1894

Brachionus angularis (Gosse, 1851)

Brachionus budapestinensis (Daday, 1885)

Brachionus calyciflorus Pallas, 1766

Brachionus durgae Dhanapathi, 1978

Brachionus havanaensis Rousselet, 1911

Brachionus quadridentatus (Hermann, 1783)

Keratella cochlearis (Gosse, 1851)

Keratella tropica Apstein, 1907

Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1886)

Familia: Euchlanidae

Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1832

Dipleuchlanis propatula (Gosse, 1886)

Familia: Mytilinidae

Lophocharis salpina (Ehrenberg, 1834)

Mytilina bisulcata (Lucks, 1912)

Mytilina mucronata (O. F. Muller, 1773)

Familia: Colurellidae

Colurella obtusa (Gosse, 1886)

Lepadella rhomboides (Gosse, 1886)

Lepadella ovalis (O. F. Muller, 1786)

Lepadella patella (O. F. Muller, 1786)

Familia: Lecanidae

Lecane bulla (Gosse, 1851)

Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)

Lecane elegans Harring, 1914

Lecane hamata (Stokes, 1896)

Lecane inermis (Bryce, 1892)

Lecane ludwigi (Eckstein, 1893)

Lecane luna (O. F. Muller, 1776)

Lecane ohioensis Herrick, 1885

Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1832)

Lecane stokesi Pell, 1890

Lecane unguitata (Fadeev, 1925)

<i>Brachionus caudatus</i> Barros & Daday, 1894		X		X	X	X	X	X				
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Brachionus budapestinensis</i> (Daday, 1885)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Brachionus durgae</i> Dhanapathi, 1978	x	X										
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet, 1911	x		X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Keratella tropica</i> Apstein, 1907	X				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1886)	x	X			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832						X	X	X		X	X	
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)		X	X		X	X	X	X			X	
<i>Lophocharis salpina</i> (Ehrenberg, 1834)						X			X			
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)			X	X	X	X	X			X	X	
<i>Mytilina mucronata</i> (O. F. Muller, 1773)			X				X		X	X	X	
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	x				X	X	X	X	X	X	X	
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	x	X			X	X	X	X	X	X		X
<i>Lepadella ovalis</i> (O. F. Muller, 1786)	x		X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Lepadella patella</i> (O. F. Muller, 1786)	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane elegans</i> Harring, 1914								X				
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	X				X		X		X			X
<i>Lecane inermis</i> (Bryce, 1892)	x	X	X		X	X	X		X	X		X
<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1893)											X	
<i>Lecane luna</i> (O. F. Muller, 1776)		X			X	X	X	X	X	X	X	
<i>Lecane ohioensis</i> Herrick, 1885						X						
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)					X	X	X					
<i>Lecane stokesi</i> Pell, 1890												
<i>Lecane unguitata</i> (Fadeev, 1925)							X					

Tabla 2. Especies de Rotíferos, Cladóceros y Copépodos, encontradas en marzo del 2005 a febrero del 2006 en la zona pelágica del Lago Huetzalin, Xochimilco.

ROTIFERA	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGST	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB
ORDEN PLOIMA												
Familia: Lindiidae												
<i>Lindia torulosa</i> Dujardin, 1841					X	X	X				X	
Familia: Notommatidae												
<i>Cephalodella catellina</i> (O. F. Müller, 1786)	X	X	X	X	X	X	X	X				
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1832)	x				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pleurotrocha atlantica</i> Myers, 1936					X		X	X			X	
Familia: Trichocercidae												
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	x		X	X			X		X	X		
<i>Trichocerca tenuior</i> (Gosse, 1886)	X		X	X	X	X	X	X		X		
Familia: Synchaetidae												
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Familia: Asplanchindae												
<i>Asplachna brightwellii</i> (Gosse, 1850)		X			X	X	X	X	X	X	X	
ORDEN GNESIOTROCHA												
Familia: Testudinellidae												
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)				X		X	X	X	X	X	X	
Familia: Filiniidae												
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)				X	X	X			X			
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847)					X	X	X	X				
CLADÓCERA												
ORDEN ANOMOPODA												
Familia: Daphniidae												
Subgenus Ctenodaphnia												
<i>Simocephalus vetulus</i> Kurz, 1874									X	X	X	
<i>Scapholeberis kingi</i> Sars, 1903									X	X	X	X
Familia: Moinidae									X			
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X
Familia: Chydoridae												
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	X	X	X				X	X	X	X	X	X
<i>Alona rectangula</i> Sars, 1862	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1785)								X	X	X	X	
<i>Kurzia latissima</i> (Kurz, 1874)												X
Familia: Bosminidae												
<i>Bosmina</i> sp. O. F. Müller, 1785		X										
Familia: Macrothricidae												
<i>Macrothrix triserialis</i> Brady, 1866							X					
COPEPODA												
Superorden Cyclopoida												
<i>Acanthocyclops americanus</i> Marsh, 1892	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	X	X						X	X	X		

Tabla 2. Continuación

Riqueza Específica

Para analizar el patrón general en la composición de la comunidad de zooplanctónica, se cuantificó el número de especies por familia (rotíferos y cladóceros) y del Superorden Cyclopoida (copépodos). Obteniéndose que las familias Lecanidae y Brachionidae (Rotifera) tuvieron la mayor riqueza en número de especies con 11 y 10 respectivamente. Las familias Colurellidae (Rotifera) y Chydoridae (Cladocera) tuvieron 4 especies cada una. De las 19 familias encontradas, solo 8 tuvieron una especie reportada (Figura 7).

Las curvas de rarefacción obtenidas por medio del modelo matemático Mao Tau para la riqueza de especies (Figura 8) muestran un incremento progresivo que alcanzan la asíntota en el caso de las estaciones Isla de los Mitos y Embarcaderos, es decir el esfuerzo de muestreo fue suficiente para conocer la riqueza total de especies de ambos sitios. La curva para estación Vertederos se observa que apenas va alcanzando la asíntota, aunque el número de especies reportadas para esta estación es similar a las otras dos estaciones, su abundancia es menor, por ello al aplicarle un análisis de ANOVA se encuentra que hay una diferencia significativa entre las tres estaciones (Tabla 3).

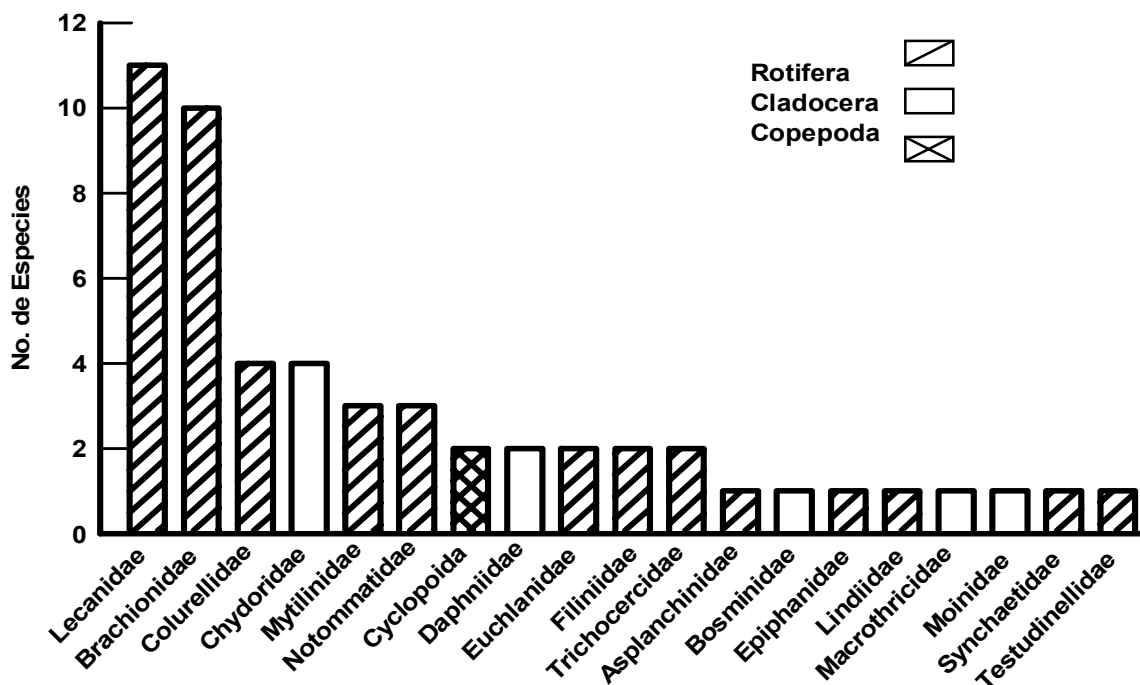


Fig. 7. Riqueza específica anual, capturada para cada familia de rotíferos y cladóceros, y del Superorden Cyclopoida, del lago Huetzalin, Xochimilco.

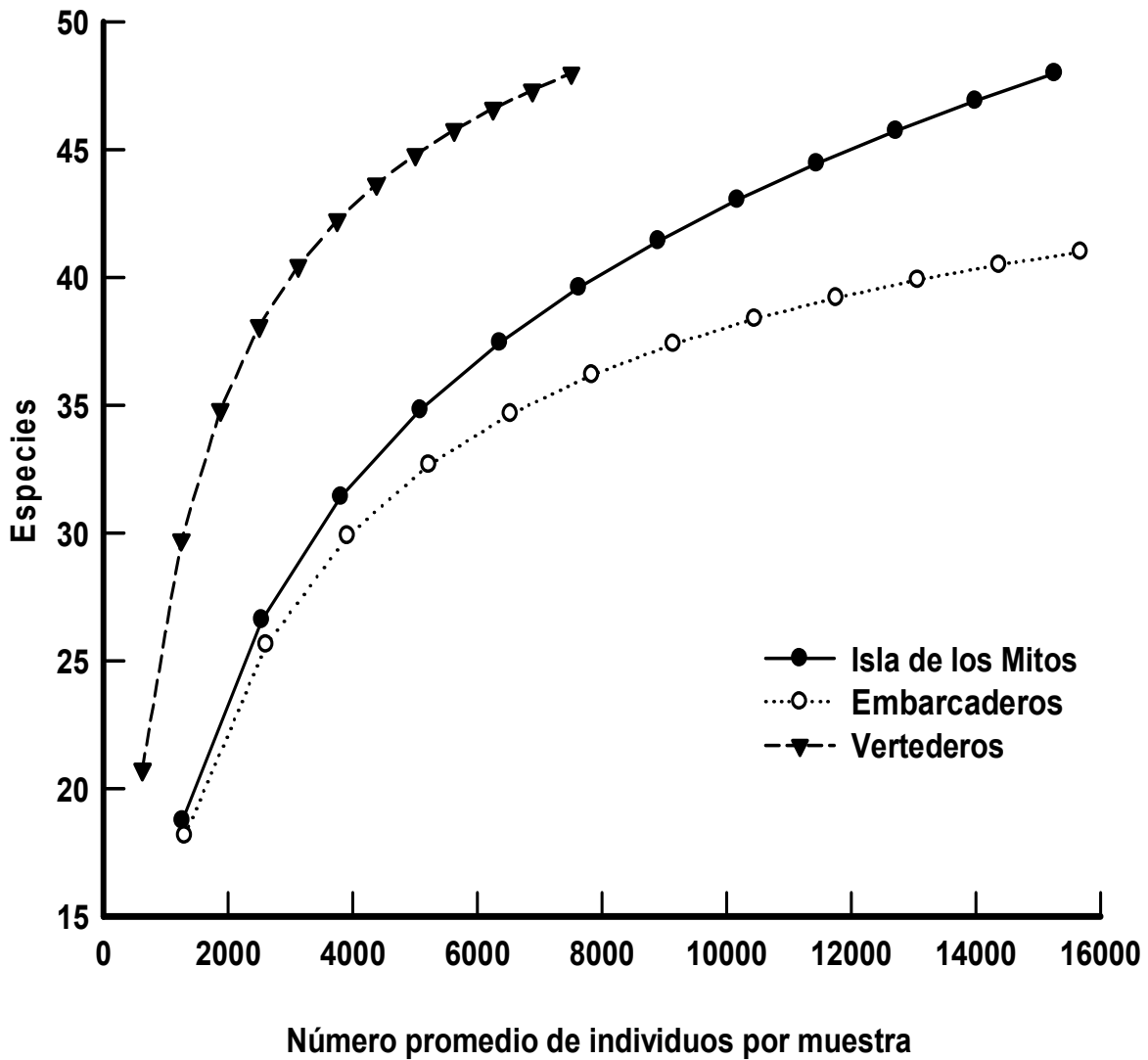


Fig. 8. Curvas de rarefacción del modelo Mao Tau para cada estación de muestreo del Lago Huetzalin, Xochimilco.

Curvas de rarefacción

Origen de variación	SS	df	MS	F	p
Entre las estaciones	68559559	1	68559559	40.40484	0 ***
Dentro de las estaciones	129994673	2	64997337	38.30548	0
Error	55994918	33	1696816		

Tabla 3. Análisis de varianza (ANOVA), de los datos obtenidos de Mao Tau para cada una de las tres estaciones de muestreo del Lago Huetzalin. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro cohortes, ***p<0.001.

Diversidad

El índice de diversidad de Shannon-Weiner calculado con las abundancias de cada especie reportada para el Lago Huetzalin fue alto. El valor más bajo fue de 0.69 bits/ind. En el mes de junio en la estación Isla de los Mitos (1) y el más alto se encontró en noviembre en la estación Embarcaderos con 3.6 bits/ind. En las estaciones Isla de los Mitos (1) y Embarcaderos (2) las fluctuaciones de la diversidad es similar ya que en los tres primeros meses del muestreo, es decir de marzo a mayo los valores se encuentran por debajo de los 3 bits y para junio los valores bajan drásticamente encontrándose 0.69 y 1.10 bits/ind., para cada estación. Para los meses de julio, agosto y septiembre la diversidad de estas estaciones aumenta y baja ligeramente en octubre. En diciembre y enero varía mucho la diversidad de la estación Isla de Los Mitos (1) a la de Embarcaderos (2), pero en enero las tres estaciones de muestreo presentan una disminución en la diversidad. La estación Vertederos (3) presenta en agosto, septiembre, diciembre y enero sus más altas diversidades (Figura 9). La distribución de las especies dentro de la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin fue uniforme (Fig.10), ya que se determinó un número de especies alto lo que incrementó la diversidad del sistema.

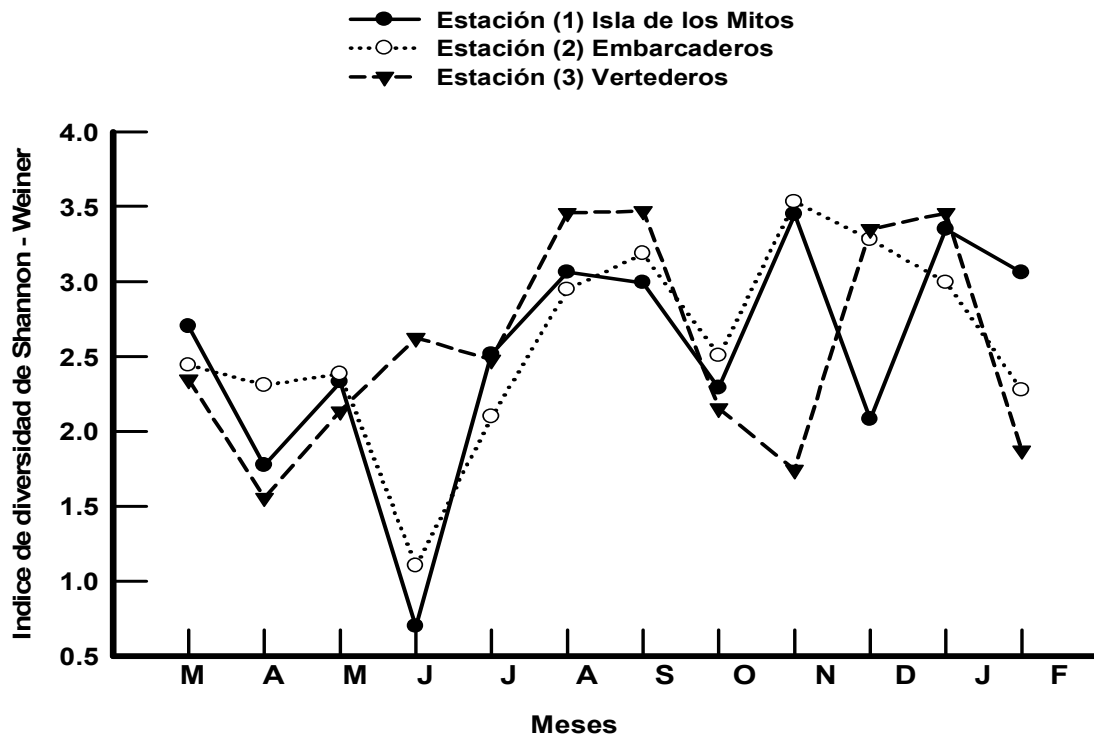


Fig.9. Diversidad de Shannon-Weiner (H') de marzo (2005) a febrero (2006) del Lago Huetzalin, Xochimilco.

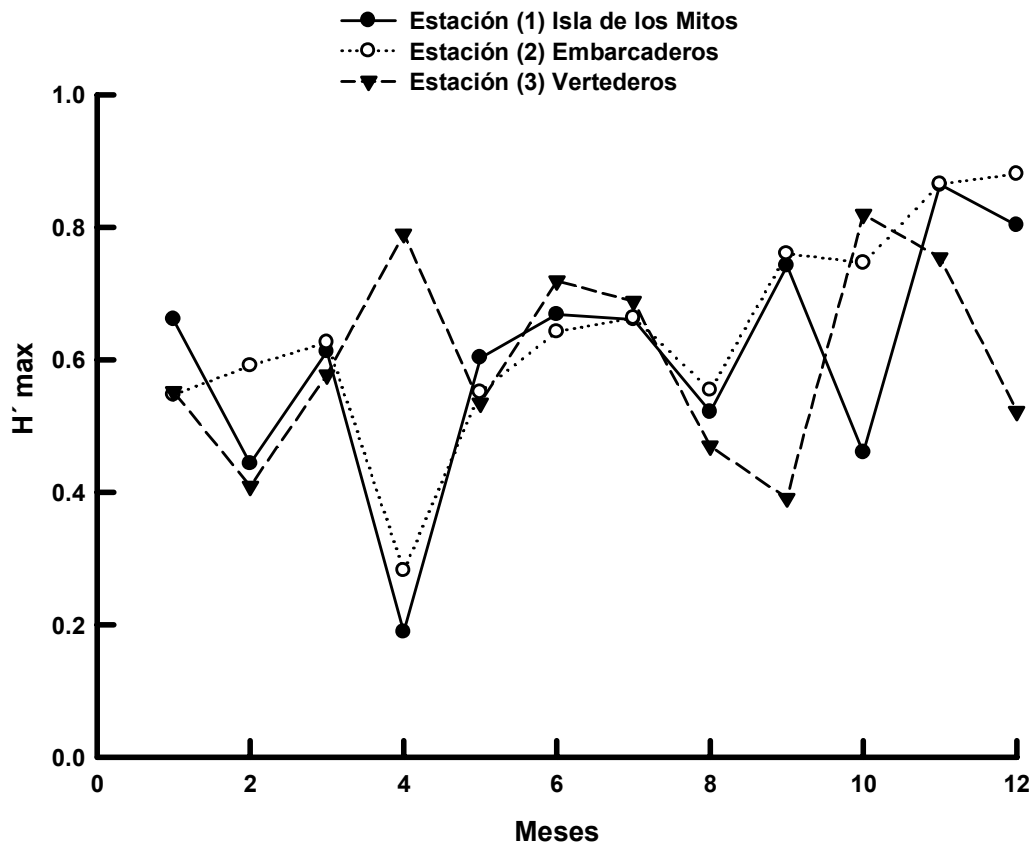


Fig. 10. Equitatividad (H'_{max}) de marzo (2005) a febrero (2006) del Lago Huetzalín, Xochimilco

Dominancia

En el análisis de Olmstead-Tükey que se aplicó a las 53 especies encontradas de las tres estaciones de muestreo Isla de los Mitos (1), Embarcaderos (2) y Vertederos (3), se encontró que el 59 % son especies raras, 24% son constantes, 17% son dominantes y no hay ninguna especie que tenga un comportamiento que responda a la temporalidad ambiental. Las especies dominantes fueron *Brachionus angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *Lepadella patella*, *Lecane bulla*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris* (Figura 11).

Al aplicar el mismo análisis pero a los datos de abundancia y frecuencia de cada estación de muestreo encontramos que para la estación Isla de los Mitos (1) hay reportadas 52 especies de las cuales el 62% son especies raras, el 23% son contantes y el 15% son dominantes. Las especies dominantes en esta estación fueron *Brachionus angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *Keratella cochlearis*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris*. En la estación Embarcaderos (2) se encontraron 49

especies de las cuales el 58% son especies raras, 27% son constantes y el 15% son dominantes. Las especies dominantes fueron *Brachionus angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris*. En el caso de la estación Vertederos (3) se obtuvieron 52 especies de las cuales el 53 % son especies raras, el 30 % son constantes y el 17 % son dominantes, en ésta estación las especies dominantes fueron *Brachionus calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *Platyias quadricornis*, *Lepadella rhomboides*, *L. patella*, *Lecane bulla*, *L. closterocerca* y *Cephalodella catellina*. Cabe mencionar que en cada estación no se encontró especies que pertenecieran al grupo de las que se rigen por la temporalidad ambiental (Figura 12).

En la figura 13 se muestra el análisis de Olmstead-Tükey realizado con la abundancia y la frecuencia de las especies pero para cada mes, encontrándose cuatro grupos de asociación. Uno de los grupos es el formado por los meses con las especies más abundantes y frecuentes (++) que en el caso de la estación Isla de los Mitos (1) y Embarcaderos (2) son los meses de agosto, septiembre y octubre y en la estación Vertederos (3) solo se presentan los meses de agosto y septiembre, aunque en octubre se tienen especies con alta frecuencia aunque con poca abundancia (-+). Otro de los grupos que se forma es donde los meses presentan una baja abundancia y frecuencia de especies (--), la estación Isla de los Mitos (1) y Embarcaderos (3) tienen en común los meses de enero y febrero mientras que la estación Vertederos (3) solo comparte con las dos anteriores el mes de febrero. El grupo formado por los meses con baja abundancia y alta frecuencia de especies (-+), presenta en común los meses de noviembre y diciembre para la estación Isla de los Mitos (1) y la estación Embarcaderos (2) (Figura 13).

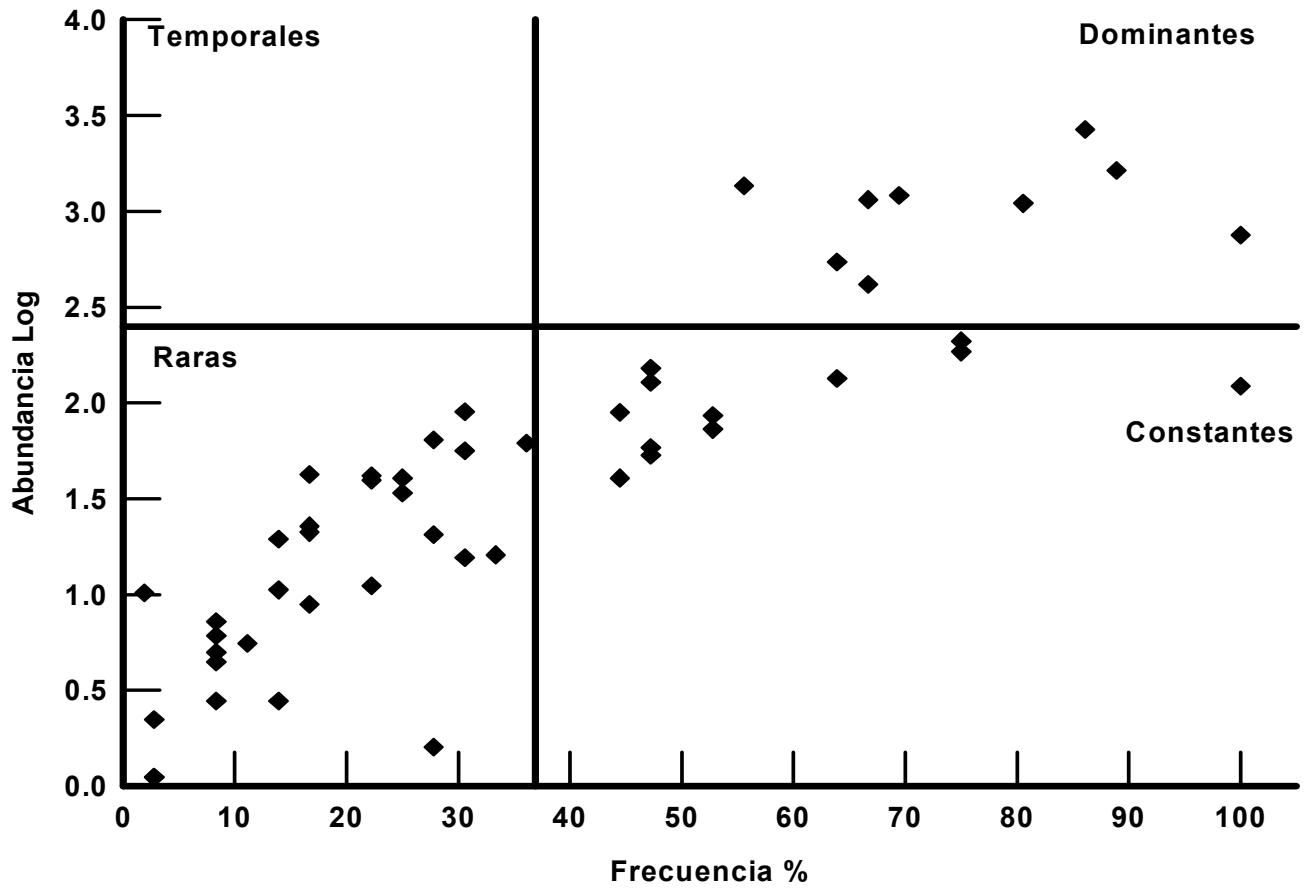


Fig. 11. Análisis de asociación Olmstead-Túkey para las 53 especies encontradas en el Lago Huetzalin, Xochimilco.

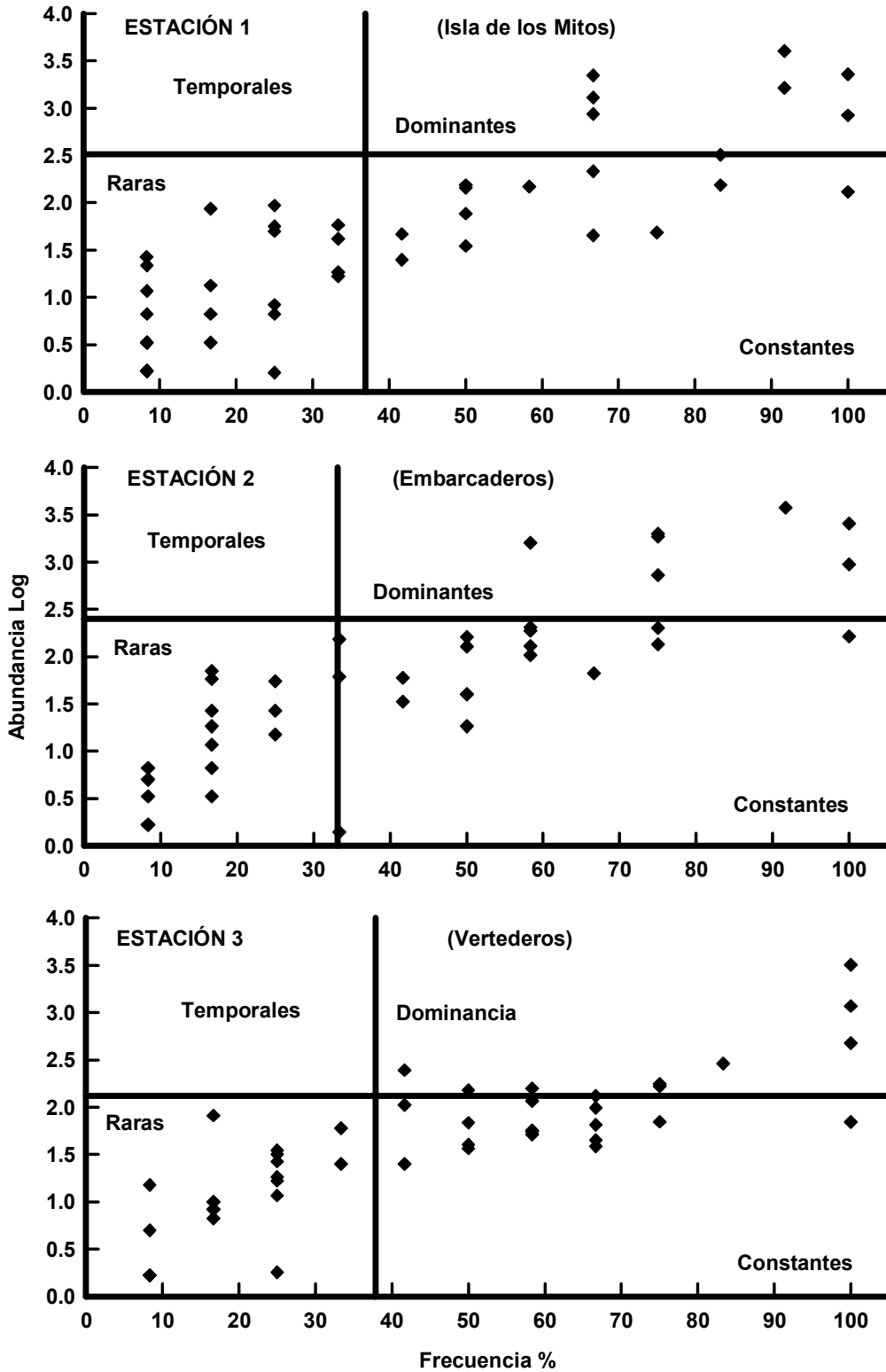


Fig. 12. Análisis de asociación Olmstead-Túkey para las especies encontradas en cada una de las estaciones de muestreo del Lago Huetzalín, Xochimilco.

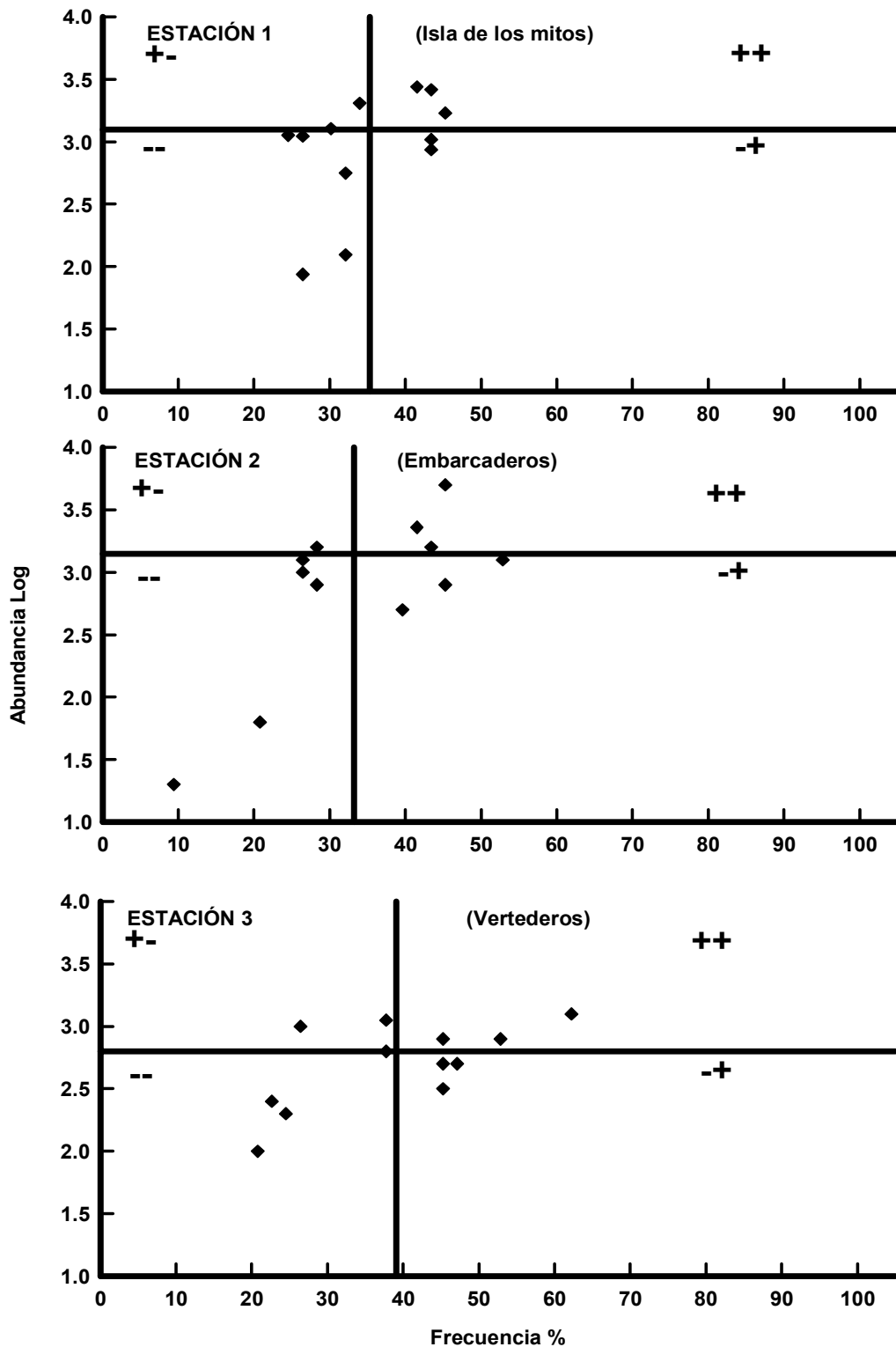


Fig. 13. Análisis de asociación Olmstead-Túkey de la abundancia y frecuencia de las especies encontrada cada mes (marzo del 2005 a febrero 2008) Huetzalin, Xochimilco. ++ Meses con alta abundancia y frecuencia de especies, +- meses con alta abundancia y baja frecuencia de especies, -- meses con baja abundancia y frecuencia de especies, -+ meses con baja abundancia y alta frecuencia de especies.

Análisis de Correlación

Para realizar el análisis de correlación primero se tomaron en cuenta los resultados obtenidos en el análisis de Olmstead-Tükey de las especies dominantes para cada estación (Figura 12), teniendo así que la estación Isla de los Mitos (1) y la estación Embarcaderos (2) son prácticamente similares en la composición de especies dominantes, excepto por *Keratella cochlearis*. Por lo anterior se determinó unir los datos de ambas estaciones para el análisis de correlación y dejar por separado a la estación Vertederos (3).

El resultado de la primera matriz de datos de las estaciones Isla de los Mitos (1) y Embarcaderos (2) con los parámetros fisicoquímicos nos indican que la especie *Brachionus angularis* tiene una correlación negativa con el pH, es decir su crecimiento o presencia en el cuerpo de agua se ve afectado al variar este, sin embargo, la variabilidad de la temperatura del agua no afecta su desarrollo. La conductividad y la temperatura ambiental son dos parámetros físicos cuya variabilidad en el año afectan el crecimiento de especies como *Brachionus budapestinensis*, *B. havanaensis*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris*. La inestabilidad de las concentraciones de oxígeno disuelto a lo largo del año de muestreo afecta el crecimiento de *Brachionus budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis* y *Cephalodella catellina*. En el caso de los nutrimentos el nitrato es el único que al variar afecta la abundancia de varias especies como *Brachionus budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris*, aunque el fósforo llega a afectar a *Keratella cochlearis*. La variación de clorofila *a* no afecta negativamente el crecimiento de las especies con la que tuvo correlación y que fueron *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris*, esto se pudo deber a que las concentraciones de clorofila *a* siempre fueron altas (Tabla 4). También se observó que la conductividad, temperatura ambiental, nitratos, y clorofila *a* estuvieron relacionados en la abundancia de las 8 especies dominantes en las estaciones Isla de los Mitos y Embarcaderos.

En el caso de la matriz de correlación realizada con los datos de abundancia de especies de la estación Vertederos (3) y los factores abióticos se vio que la especie *Brachionus havanaensis* presenta un efecto positivo en su abundancia al variar la concentración de fósforo y una relación negativa en cuanto a la variabilidad del nitrato. *Platyias quadricornis* presenta un efecto negativo al variar la profundidad al disco de Secchi, *Lecane closterocerca* presenta una correlación positiva con la variabilidad del pH y la especie *Cephalodella catellina* se ve afectada en su abundancia a través del año con la

fluctuaciones del oxígeno disuelto (Tabla 5). Encontrándose que las 9 especies dominantes eran afectadas por el pH, temperatura, y clorofila *a*. En particular la clorofila *a*, que es una medida de la biomasa de fitoplancton que hay en cuerpo de agua, afecta directamente si baja su abundancia a las especies que componen la comunidad zooplanctónica del lago ya que se alimentan de ellas.

	Profundidad	Secchi	pH	Conductividad	T° ambiental	T° agua	O. D.	PO ₄	NO ₃	Carbón	Clorofila a
<i>B. angularis</i>	-.3945	-.2824	-.5084	-.1895	-.1911	.6535	-.3193	-.1362	-.3022	.3086	.5911
	p=.056	p=.181	p=.011	p=.375	p=.371	p=.001	p=.128	p=.526	p=.151	p=.142	p=.002
<i>B. budapestinensis</i>	.2714	.1844	.2955	-.4651	-.6574	.1710	-.5196	.1332	-.4251	.1236	.3413
	p=.200	p=.388	p=.161	p=.022	p=.000	p=.424	p=.009	p=.535	p=.038	p=.565	p=.103
<i>B. calyciflorus</i>	-.0184	.0810	-.0239	-.3835	-.3253	.1645	-.4590	.0336	-.7277	-.1070	.6989
	p=.932	p=.707	p=.912	p=.064	p=.121	p=.443	p=.024	p=.876	p=.000	p=.619	p=.000
<i>B. havanaensis</i>	.3966	.1063	.2278	-.4599	-.4802	.0089	-.4196	.3133	-.7728	-.1927	.5295
	p=.055	p=.621	p=.284	p=.024	p=.018	p=.967	p=.041	p=.136	P=0	p=.367	p=.008
<i>B. quadridentatus</i>	-.0387	-.0875	-.3600	-.0063	-.3855	.2616	-.2182	-.0554	-.0449	.1369	.2262
	p=.857	p=.684	p=.084	p=.977	p=.063	p=.217	p=.306	p=.797	p=.835	p=.524	p=.288
<i>K. cochlearis</i>	-.1232	-.2714	.1380	-.1843	-.1094	-.1745	-.0007	-.4348	-.1344	.2052	.2530
	p=.566	p=.200	p=.520	p=.389	p=.611	p=.415	p=.998	p=.034	p=.531	p=.336	p=.233
<i>C. catellina</i>	.2910	-.1010	.0521	-.4381	-.4283	.2954	-.5074	.1467	-.5904	.0207	.4775
	p=.168	p=.639	p=.809	p=.032	p=.037	p=.161	p=.011	p=.494	p=.002	p=.924	p=.018
<i>P. vulgaris</i>	-.0240	-.0425	-.2335	-.5423	-.6797	.2083	-.3042	.1024	-.4725	.2629	.6552
	p=.911	p=.844	p=.272	p=.006	p=0.05	p=.329	p=.148	p=.634	p=.020	p=.214	p=.001

Tabla 4. Análisis de correlación entre las especies dominantes encontradas y los factores abióticos determinados en el año de muestreo (marzo 2005 a febrero 2006), para las estaciones Isla de los Mitos (1) y Embarcaderos (2).

	Profundidad	Secchi	pH	Conductividad	T° ambiental	T° agua	O. D.	PO ₄	NO ₃	Carbón	Clorofila a
<i>B. calyciflorus</i>	.0583	.2896	.4644	-.2274	-.3153	.1049	-.3769	.1669	-.4750	-.2294	.1872
	p=.857	p=.361	p=.128	p=.477	p=.318	p=.746	p=.227	p=.604	p=.119	p=.473	p=.560
<i>B. havanaensis</i>	.4251	.2737	.3204	.1618	-.5420	-.1226	-.3729	.6574	-.6090	-.2349	.2495
	p=.168	p=.389	p=.310	p=.615	p=.069	p=.704	p=.233	p=.020	p=.036	p=.462	p=.434
<i>B. quadridentatus</i>	.3405	-.1894	.2305	-.3388	-.2492	-.1693	-.3438	.0414	.0011	.1780	-.2766
	p=.279	p=.556	p=.471	p=.281	p=.435	p=.599	p=.274	p=.898	p=.997	p=.580	p=.384
<i>P. quadricornis</i>	-.4233	-.6179	.3141	-.1382	-.0477	.1534	-.2826	.1508	.3096	.0978	-.2150
	p=.170	p=.032	p=.320	p=.668	p=.883	p=.634	p=.373	p=.640	p=.327	p=.762	p=.502
<i>L. rhomboides</i>	-.2002	-.2560	.2246	-.2256	-.2872	.1165	-.2487	-.0778	-.2980	.0259	-.1420
	p=.533	p=.422	p=.483	p=.481	p=.365	p=.719	p=.436	p=.810	p=.347	p=.936	p=.660
<i>L. patella</i>	-.2161	-.2945	.0358	-.2673	-.4041	.0135	-.2504	.2756	-.2325	.0172	.2321
	p=.500	p=.353	p=.912	p=.401	p=.193	p=.967	p=.433	p=.386	p=.467	p=.958	p=.468
<i>L. bulla</i>	-.5619	-.2269	.0877	-.2239	-.0807	.1728	.1946	-.4298	.2487	.0548	.2157
	p=.057	p=.478	p=.786	p=.484	p=.803	p=.591	p=.544	p=.163	p=.436	p=.866	p=.501
<i>L. closterocerca</i>	-.0999	-.1568	.6909	-.0749	-.3802	-.2448	-.0414	.1992	-.0106	.0683	-.2855
	p=.757	p=.626	p=.013	p=.817	p=.223	p=.443	p=.898	p=.535	p=.974	p=.833	p=.368
<i>C. catellina</i>	-.2427	-.3501	.1652	-.1037	-.4766	.3192	-.5779	.3730	-.4013	-.0262	.4047
	p=.447	p=.265	p=.608	p=.748	p=.117	p=.312	p=.049	p=.232	p=.196	p=.935	p=.192

Tabla 5. Análisis de correlación entre las especies dominantes encontradas y los factores abióticos determinados en el año de muestreo (marzo 2005 a febrero 2006), para la estaciones Vertederos (3).

Abundancia de especies

De las 53 especies encontradas en el Lago Huetzalin, tres especies *Brachionus havanaensis* (rotífero), *Moina micrura* (cladóceros) y *Acanthocyclops americanus* (copépodo) estuvieron presentes en casi todo el año de muestro, por ello se eligieron para realizar los experimentos que se presentan en los siguientes capítulos.

Brachionus havanaensis y *Moina micrura* en la estación Vertederos (3) solo estuvieron presentes un mes de todo el año, sin embargo en las estaciones Isla de Los Mitos (1) y Embarcadero (2) tuvieron sus abundancias más altas. Teniendo a *Brachionus havanaensis* con 1000 individuos por litro en el mes de agosto en la estación Embarcadero, y a *Moina micrura* con 16 individuos por litro en noviembre en la estación Isla de Los Mitos (Figura 14).

Acanthocyclops americanus adulto presentó su abundancia más alta en el mes de abril en la estación Embarcadero con 120 individuos por litro. En la estación Isla de los Mitos tuvo su abundancia más alta en el mes de marzo con 70 individuos por litro y a pesar de que en los siguientes 7 meses casi no se encontraron organismos, en noviembre y enero volvió a presentar abundancias considerables en el lago. En la estación Vertederos se presentó el mismo patrón que con las otras dos especies solo hubo un pico de abundancia considerable en el mes de septiembre con 70 individuos por litro (Figura 14).

Acanthocyclops americanus nauplio presentó su abundancia máxima en la estación Embarcaderos (2) en el mes de octubre con más de 300 individuos por litro. En la estación Vertederos tuvo su pico máximo de abundancia en septiembre, a pesar de que entre los meses de marzo y agosto su abundancia fue muy baja. En la estación Isla de los Mitos se presentaron dos picos de abundancia uno en el mes de abril y el otro en octubre, en los demás meses su abundancia se mantuvo por debajo de los 50 individuos por litro (Figura 14).

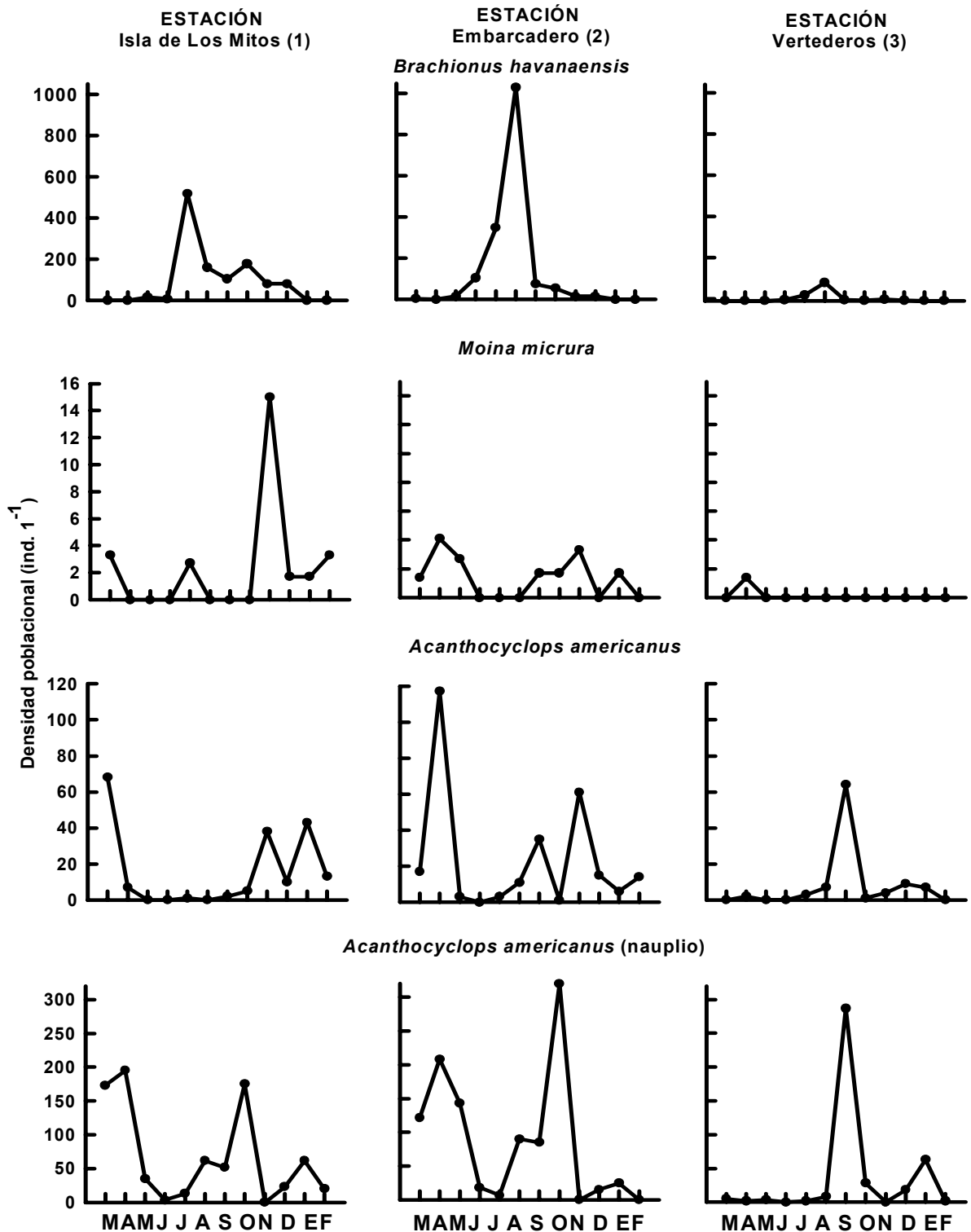


Fig. 14. Abundancia de *Brachionus havanaensis*, *Moina micrura* y *Acanthocyclops americanus* de marzo del 2005 a febrero del 2006, del Lago Huetzalin, Xochimilco.

DISCUSIÓN

Caracterización ambiental del lago Huetzalin

El Lago Huetzalin es un cuerpo de agua que no se comporta fisicoquímicamente como los lagos ubicados en la zona templada (Wetzel, 1981). Esto se debe a que se encuentra ubicado en una zona de transición climática llamada neotropical, donde por su posición longitudinal se podría considerar incluso tropical (Lewis, 1996). A pesar de que se presentaron temperaturas mínimas de 14 °C, típicas de lagos templados, la temperatura anual promedio osciló en los 20° C, típica de lagos tropicales.

El Lago Huetzalin es un lago somero, que presentó en todo el año menos de 36 cm de profundidad (Scheffer, 1998), lo cual hace que se presenten mezclas diarias de su columna de agua. A pesar de que el INEGI reporta una profundidad promedio anual de 1.5 m, esto no es real ya que incluso se ha reportado 50 cm de profundidad promedio para el año 2003 (Enríquez, 2004), lo que nos indica que el sistema ha sufrido un severo deterioro en cuanto a abastecimiento de agua a través de los años y que su capacidad de retención de agua no ha sido aprovechada.

El lago presenta un gradiente, ya que en la estación Vertederos que es donde se encuentra la entrada de agua la visibilidad del disco de Secchi es total, es decir se ve el fondo del agua y por lo tanto hay una penetración de la luz total y aunque en este sitio de muestreo hay una alta concentración de nutrientes la producción de fitoplancton es baja por la acción que representa la entrada del agua. Pero conforme avanza uno hacia el sitio de muestreo Isla de los Mitos la profundidad de visibilidad del disco de Secchi va disminuyendo debido a la presencia y alta abundancia de fitoplancton, este sitio de muestreo está conectado a la zona de Canales de Xochimilco. Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en el lago coinciden con temperaturas altas del agua, presentándose una relación inversa entre ambos parámetros. Pero como la temperatura registrada durante todo el año se mantuvo en los 20°C se obtuvo una concentración de oxígeno estable. Aunque se presentaron condiciones de anoxia en los meses de septiembre y octubre, también se presentaron condiciones de sobresaturación de oxígeno las cuales se pueden deber a las altas concentraciones de biomasa de fitoplancton, principalmente de cianobacterias (Wetzel, 1981). La alta productividad de fitoplancton se debe a que en la columna de agua hay una alta

disponibilidad de nutrimentos (Reynolds, 1984), lo cual nos indica que el agua de desecho tratada en la planta Cerro de la Estrella no sale totalmente procesada, además de que las tierras de cultivo que están alrededor aportan nitratos y fósforo por medio de los fertilizantes. Al haber una alta biomasa de fitoplancton en el lago, el pH y la conductividad se ven relacionados inversamente ya que la fotosíntesis hace que la demanda de CO₂ aumente y por lo tanto el pH sea básico y los iones que se miden por medio de la conductividad disminuyan.

En el análisis de cluster podemos observar que se forman cuatro grupos que comparten la similitud de los datos obtenidos en campo, de cada uno de los factores abióticos. Encontrando una similitud bien marcada entre los meses de agosto, septiembre y octubre que es donde se presentó la época de lluvias. La época de secas fría se presentó en los meses de noviembre, diciembre, enero y febrero y la cálida se presentó en los meses de marzo, abril, mayo, junio y julio con muchas fluctuaciones (Figura 6). Si los meses de julio y noviembre no se ven dentro de los grupos formados por la época de secas cálida y fría respectivamente, es porque la temperatura es uno de los tres factores en los únicos que difieren en similitud.

Composición de la comunidad zooplanctónica

Se determinaron 53 especies de las cuales 42 especies fueron rotíferos, nueve cladóceros y dos copépodos, La tendencia de la curva de rarefacción nos indica que cada una de las especies determinadas tienen una alta probabilidad de encontrarse en cualquier punto de muestreo dentro del Lago Huetzalin, ya que representan la diversidad alfa, es decir la riqueza de especies dentro de una comunidad como la zooplanctónica.

La diversidad calculada con el índice de Shannon –Weiner fue alta para la mayoría de los meses muestreados, se puede observar en la gráfica que la diversidad baja en el mes de abril que es donde se encuentra la temperatura más alta y para el mes de octubre también se registra una disminución en la diversidad que coincide con la baja de temperatura e inicio de la época de secas fría, es decir que cuando hay algún cambio brusco en la temperatura la diversidad se modifica.

El análisis de Olmtead-Túkey aplicado a las 53 especies encontradas nos muestra que las especies raras no tenían altas abundancias y su presencia en el lago era ocasional. De las 31 especies consideradas como raras tenemos a *Lecane elegans*, *Lecane stokesi* (Rotifera) y *Bosmina* sp. (Cladocera) de las cuales solo encontraron uno o dos organismos en el año. De las 13 especies consideradas como constantes tenemos a 10 especies de rotíferos, dos especies de cladóceros y al copépodo *Acantocyclops americanus* que a pesar de haberse encontrado presente todo el año su baja abundancia no la hace una especie dominante. De las nueve especies dominantes, cinco pertenecen a la familia con mayor número de especies reportadas, Brachionidae. Todas las especies dominantes pertenecen al Phylum Rotifera y son *Brachionus angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *Lepadella patella*, *Lecane bulla*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris*. De estas especies sólo *Brachionus calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus* y *Cephalodella catellina* no respondieron a condiciones ambientales temporales, esto se puede deber a que la estacionalidad en un cuerpo de agua ubicado en la zona neotropical no se rige por la estacionalidad de los lagos templados, y a pesar de que se llegó a definir la época de lluvias y secas estas no tuvieron una fuerte influencia en la ausencia y presencia de estas especies. Sin embargo, la temporada de lluvias presentó una abundancia y frecuencia alta, lo cual concuerda con la alta diversidad de los meses de agosto y septiembre.

Influencia de los factores ambientales en la estructura de la comunidad zooplanctónica.

El análisis de correlación realizado para los datos de abundancia y factores abióticos sólo se aplicó a las especies frecuentes y abundantes en el Lago Huetzalin. Las estaciones 1 y 2 se analizaron juntas porque presentaron las mismas especies como dominantes, encontrando que la conductividad, temperatura ambiental, oxígeno disuelto y los nitratos afectan la abundancia de *B. angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *K. cochlearis* y *P. vulgaris* de manera negativa, es decir la fluctuación de estos parámetros disminuirá la abundancia de sus poblaciones. Sin embargo, se encontró una relación positiva entre la clorofila *a* que es la producción de fitoplancton con la abundancia de la especie, ya que a mayor disponibilidad de alimento (fitoplancton) sus

poblaciones se mantendrán en el sistema (Lampert, 1997). El nitrato es un nutrimento que utilizan las algas para alimentarse, si es abundante las poblaciones de las algas crecerán favorablemente, pero si escasea disminuye la abundancia del fitoplancton y por consiguiente también se ven afectadas las poblaciones de rotíferos dominantes del Lago Huetzalin, porque la disponibilidad de alimento será baja (control ascendente). En el caso de la estación Vertederos se encontró una relación positiva entre el pH y la abundancia de *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *Platyias quadricornis*, *Lapadella rhomboides*, *L. patella*, *Lecane bulla*, *L. closterocerca* y *Cephalodella catellina*, ya que el pH alto (básico) indica que hay una demanda de CO₂ alta en el medio por la fotosíntesis que lleva a cabo el fitoplancton del cual al crecer sus poblaciones mantiene alta la disponibilidad de alimento que favorece a su vez las poblaciones de *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *Lapadella rhomboides*, *L. patella*, *Lecane bulla* y *Cephalodella catellina*, con las que la clorofila *a* presentó una relación positiva. Y aunque con las especies *B. quadridentatus*, *Platyias quadricornis* y *L. closterocerca* no presentó una relación positiva con la clorofila *a*, la cual no afectara las poblaciones de estas tres especies porque sus hábitos alimenticios son diferentes al ser especies propias de la zona litoral que se alimentan de detritus o del perifiton.

Brachionus angularis, es una especie planctónica común en cuerpos de de agua dulce (Ruttner, 1974; Koste, 1978; Berzins y Pejler, 1989) y puede estar en aguas altamente eutróficas (Sládecek, 1983). Domínguez (2006), reporta un pH de 7.4 a 9.6 y una concentración de clorofila *a* de 0.06 a 100, para el Lago de Zumpango, mientras que en este estudio se reportaron un pH de 6.5 a 11.9 y la clorofila *a* fue de 17.8 a 364.9 en ambos lagos la especie *B. angularis* estuvo presente.

Brachionus budapestinensis, resultó afectada por la conductividad, temperatura ambiental, el oxígeno disuelto y el nitrato total en el Lago Huetzalin, esta especie también se encuentra reportada para el Lago de Zumpango (Domínguez, 2006), y a pesar de que no se tienen los registros de la conductividad y la temperatura ambiental, los intervalos de las concentraciones de oxígeno disuelto y nitratos totales son muy parecido a los reportados en este trabajo.

Brachionus calyciflorus, es una especie que presenta una amplia distribución, es planctónica y muy tolerante a la contaminación (Dumont, 1983; Sládecek, 1983), se ha encontrado en intervalos de oxígeno disuelto parecidos a los reportados para el Lago Huetzalin. El nitrato es un alimento que los organismos fotosintetizadores consumen directamente y que puede afectar la abundancia de *B. calyciflorus* ya que este se alimenta del fitoplancton (Wetzel, 1981).

Brachionus havanaensis, es una especie que se encuentra en sistemas alcalinos y eutróficos (Koste, 1978), es característica de regiones neotropicales y neárticas (Ruttner, 1974). Los nutrientes como el fósforo y el nitrato total fueron los que presentaron una marcada influencia en la fluctuación de su abundancia por el fitoplancton. También se ve afectada por las variaciones de la conductividad, la temperatura, oxígeno disuelto. Particularmente el oxígeno al ser escaso en el medio causaría una baja en la abundancia de *B. havanaensis*, pero al presentarse una concentración de clorofila *a* alta, es decir una alta abundancia de fitoplancton, *B. havanaensis* tiene alimento en grandes cantidades disponible.

Cephalodella catellina, se presenta en aguas dulces (Sládecek, 1983) salobres y en aguas costeras (Koste, 1978), habita entre las macrófitas o el bentos (Ruttner, 1974). En las tres estaciones de muestreo, la variabilidad del oxígeno afectó su abundancia, pero en las estaciones Isla de los Mitos (1) y Embarcaderos (2) también fue afectada negativamente por la conductividad, temperatura, nitratos totales y positivamente por la clorofila *a*.

Polyarthra vulgaris, es una especie planctónica (Berzins y Pejler, 1989), presenta una correlación negativa con la conductividad, temperatura y nitratos totales.

La variabilidad que hay a través del tiempo de los factores abióticos como la temperatura, el oxígeno disuelto o los nutrientes llega a afectar la abundancia de algunas de las especies que forman parte de la comunidad zooplanctónica. El que solo algunas especies sean más susceptibles a los cambios ambientales va a depender de las características morfológicas, fisiológicas y del hábitat donde suelen vivir. Esto se puede ver claramente en especies como *Brachionus quadridentatus*, *Lepadella patella* y *Lecane bulla* que presentaron abundancias altas, las cuales no fueron afectadas por los cambios de temperatura o clorofila *a*. Sin embargo, *B. havanaensis* es una especie que su abundancia se puede ver afectada por 5 factores abióticos de los cuales el que más le afecta es la temperatura.

Por ello, hasta cierto grado y particularmente cada uno de los factores abióticos, en conjunto o por separado, directa o indirectamente pueden llegar a afectar la abundancia de las especies en los lagos y con ello la estructura de la comunidad. La importancia de estudios como el realizado es que podemos llegar a concluir que factor abiótico en particular está afectando a la población de una especie y si esto incluso tiene repercusiones en la estructura de la comunidad.

CONCLUSIONES

- ☞ La dinámica de los factores abióticos presentes en el Lago Huetzalin fueron diferentes a los que se presentan en los lagos de las zonas templadas. Debido a que parámetros como la temperatura, no fluctúan drásticamente y a pesar de que se registren temperaturas ambientales bajas, la temperatura se mantiene estable en la columna de agua.
- ☞ El Lago Huetzalin presentó concentraciones altas de nutrimentos que favorecieron el efecto ascendente en el lago, al presentarse una alta producción de fitoplancton.
- ☞ Se encontraron 53 especies de zooplancton de las cuales 42 fueron rotíferos, nueve cladóceros y dos copépodos.
- ☞ La diversidad que presentó en general el lago Huetzalin fue alta, siendo los meses de agosto, septiembre y octubre donde se obtuvo la mayor diversidad y también la mayor abundancia.
- ☞ De las 53 especies, solo 9 fueron dominantes, es decir, presentaron altas abundancias y fueron frecuentes en el lago durante todo el año.
- ☞ Las fluctuaciones de los parámetros fisicoquímicos si afectan la abundancia de algunas especies presentes en el Lago Huetzalin, como por ejemplo cuando baja la temperatura la abundancia del rotífero *B. havanaensis* aumenta.
- ☞ Las poblaciones que constituyen la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin se ven favorecidas por el control ascendente, ya que al haber una alta producción de fitoplancton hay una alta disponibilidad de alimento, para las especie filtradoras.

CAPITULO 2

FACTORES BIÓTICOS: Alimentación de *Acanthocyclops americanus*.

INTRODUCCIÓN

Las especies que constituyen una comunidad como la zooplanctonica presentan diversas interacciones entre ellos y con su medio. Dentro de las interacciones que se presentan entre los organismos están los factores bióticos como la competencia, depredación, mutualismo y detritivorismo (Krebs, 1985). Particularmente, la depredación es la interacción biótica donde una especie se come a otra resultando una especie beneficiada y la otra no. Las investigaciones realizadas con la finalidad de estudiar la depredación entre especies dentro de una comunidad natural y en laboratorio, han demostrado ser factibles. El primer ejemplo de ello es cuando Charles Darwin en su libro *El origen de las especies* de 1859 (1999), describe como la cortadora de césped puede mantener una diversidad alta que tal vez no habría si no existiera la maquina, la cual compara con una vaca. Tansley y Adamson (1925) retiraron los conejos que habían sido introducidos a un parque y la consecuencia de ello fue que empezaron a hacerse dominantes algunas especies de gramíneas que ocupaban la mayoría del territorio e impedían el crecimiento de otras especies, es decir la diversidad empezó a disminuir, pero al pasar el tiempo regresaron los conejos los cuales al consumir las especies dominantes de gramíneas liberaron el espacio que otras especies aprovecharon y así la diversidad aumento. Connell de 1961 (en Begon *et al.* 1996) con dos especies de balanos de los géneros *Balanus* y *Chthamalus*, de costa rocosa, donde normalmente *Chthamalus* se encuentra en una zona intermareal mas alta que los adultos de *Balanus*, aunque los *Chthamalus* jóvenes se establecen en un número bastante considerable en la zona de los *Balanus* adultos. Realizo varios muestreos de esta zona manipulando algunas, particularmente la zona donde se encontraban los *Chthamalus* jóvenes y los *Balanus* retirando estos últimos y dejando solo los jóvenes. Encontrando que los jóvenes de *Chthamalus* no morían e incluso resistían el periodo de desecación bastante bien, con ello se pudo responder que lo que restringía su crecimiento en esta zona era la competencia por

el espacio con *Balanus*. La observación directa dio como resultado que *Balanus* asfixiaba a *Chthamalus* en su etapa de mayor crecimiento. Hay coexistencia de ambas especies, pero a menor escala se observa un solapamiento de las dos especies donde *Balanus* excluye a *Chthamalus* de la zona inferiores Este es un claro ejemplo de cómo la depredación favorece la coexistencia de especies entre las que de otro modo se produciría una exclusión competitiva. A este fenómeno se le conoce habitualmente como coexistencia mediada por el depredador (Krebs, 1985; Begon, *et al.*, 1996). Los depredadores selectivos van a actuar a favor del aumento de la diversidad de la comunidad si su presa es competitivamente dominante. Aunque los depredadores generalistas también pueden generar el mismo efecto que los selectivos si es que las presas son atacadas por la proporción de su abundancia.

Hay dos formas en que los depredadores responden a los cambios de la densidad de su presa, por un lado los depredadores capturan mas presa entre mas disponibilidad haya de ésta en el medio (respuesta funcional), y por otro lado, según aumenta la presa y es capturada, el número de depredadores también aumenta (respuesta numérica) (Begon, *et al.*, 1996; Lampert y Sommer, 1997). Para la respuesta funcional se han descrito tres tipos de curvas: la de tipo 1, se da cuando la tasa de consumo del depredador aumenta linealmente hasta llegar a un máximo donde se mantiene sin responder a aumentos en la cantidad de presa; la de tipo 2, se da cuando la tasa de consumo aumenta con la densidad de la presa llegando la curva del depredador a una asíntota que es independiente a la densidad de la presa; la de tipo 3 se da cuando la tasa de consumo aumenta con la densidad de la presa, pero cuando baja la presa hay una aceleración en la tasa de consumo, y si durante este periodo se llega otra vez a tener una alta densidad de la presa el depredador aumenta su tasa de consumo casi de manera lineal (Holling, 1966; Begon, *et al.*, 1996; Case, 2000).

Los términos preferencia y selectividad suelen usarse en diferentes estudios indistintamente, pero son conceptos diferentes. La selectividad se refiere a el tamaño y forma de la presa que el depredador puede ingerir en su medio (Ivlev, 1961), mientras que la preferencia es una manera de medir la selectividad que tiene un depredador cuando hay varios tipos de alimentos (presas) disponibles en el medio (Greene, 1983). Se manejan varios índices para medir la selección del la presa e incluso se pueden realizar comparaciones de consumo por medio de la determinación de la biomasa, entre estos

índice está el de Manly alfa (α), que es la preferencia que tiene el depredador por la presa, si el número de presas consumidas es menor a lo disponible en el medio (Cock, 1978).

La facilidad con que el depredador pueda consumir a sus presas va a depender de sus características en específico el tamaño y forma de las estructuras bucales, los apéndices locomotores (Price, *et al.*, 1985) el aparato digestivo y el cuerpo, pero también va a depender de la disponibilidad y tipo de alimento que se encuentre en el medio en el que se desarrolla (Monokov, 2003). Aunque, los depredadores han llegado a desarrollar diferentes mecanismos como el consumir a sus presas en estadios juveniles, que el depredador se meta a la cámara incubadora de la presa y se coma los huevos, esto se presenta en estadios juveniles del depredador que es cuando tiene un tamaño pequeño y puede entrar por atrás a la cámara, o que solo se coman parte de la presa (Williamson y Gilbert, 1980; Chang y Hanazato, 2005; Gliwicz, 1994).

El Lago Huetzalin es un cuerpo de agua somero donde la biomasa de zooplancton está predominantemente constituida por cladóceros y copépodos, aunque los rotíferos presentan una alta diversidad y riqueza de especies (Enríquez, 2004). Por ello, se determinó realizar la parte de laboratorio con especies dominantes de cada uno de estos grupos, las especies elegidas fueron: *Acanthocyclops americanus* (Copepoda), *Moina micrura* (Cladocera) y *Brachionus havanaensis* (Rotifera) (Anexo 2), el efecto que la depredación pueda tener por parte de *Acanthocyclops americanus* sobre las poblaciones de *Moina micrura* y *Brachionus havanaensis* podría ser determinante en la estructura de la comunidad.

HIPÓTESIS

Si *Acanthocyclops americanus* es una especie depredadora dominante en el Lago Huetzalin, se espera que consuma en altas densidades a las especies con las que comparte el hábitat como *Moina micrura* y *Brachionus havanaensis*.

OBJETIVO

Evaluar al copépodo *Acanthocyclops americanus* como filtrador del alga *Scenedesmus acutus* y como depredador de sus mismos nauplios, neonatos de *Moina micrura* y *Brachionus havanaensis*, extraídos del lago Huetzalin.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este capítulo se realizaron diferentes diseños experimentales con la finalidad de observar la alimentación de *A. americanus* por medio de la tasa de filtración, respuesta funcional, preferencia e índice de Manly.

Lo primero fue tener cultivos de algas *Scenedesmus acutus* y *Chlorella vulgaris*, la primera alga se usó en los experimentos y la segunda sólo para mantener los cultivos masivos de zooplancton.

Cultivo de *Scenedesmus acutus*

Lo primero que se realizó fue el sembrado de algas. Colocándose un inóculo inicial de 4.0×10^6 cels ml^{-1} (Larios, 1999), del alga *Scenedesmus acutus* (Strain no.72, Centro de Colecciones, Universidad de Texas, Austin, USA) en botellas con capacidad de 2 litros con 1.5 litros de medio Bold Basal (Borowitzka y Borowitzka, 1998), posteriormente las botellas se expusieron a un periodo de luz continua utilizando lámparas de 30 watts y se oxigenaron introduciendo un tubo de vidrio conectado a flujo de aire continuo, cada tercer día se le agregaba bicarbonato de sodio, estos cultivos se mantuvieron durante la realización de los experimentos.

Cultivos masivos de zooplancton

En el laboratorio se aisló e identificó hasta especie al copépodo, cladóceros y rotíferos con las claves de Einsle (1996), Goulden (1968) y Koste (1978) respectivamente. Posteriormente se colocaron, en el caso del copépodo *Acanthocyclops americanus* hembras con huevos y en el caso del cladóceros *Moina micrura* y del rotífero *Brachionus havanaensis* clones en acuarios de vidrio de 5 litros, que contenían aproximadamente 3 litros de medio sintético de agua dulce de dureza moderada, (EPA: 0.095g de NaHCO_3 , 0.06g de CaSO_4 , 0.06g MgSO_4 y 0.0002g de KCL para 1L) (Anónimo, 1985) y una concentración de *Chlorella vulgaris* no. CL-V3 del Departamento de cultivo de algas del Centro de Investigación Científica y

de Educación Superior de Ensenada (CICESE) (en Ensenada; Baja California Norte) de 1.5×10^6 cels ml^{-1} a una temperatura constante de $22 \pm 1^\circ \text{C}$ con calentador automático de 20 watts, luz difusa y un pH entre 7.5 y 8.0. Dos veces por semana se realizaban cambios totales del medio en el caso del cladóceros *M. micrura* y del rotífero *B. havanaensis*, en el caso del copépodo *A. americanus* se realizaban dos veces por mes, así se desechaba el sedimento que podía llegar a ser fuente de contaminación. Los recambios consistían en filtrar a los organismos con una malla de $50 \mu\text{m}$ y enjuagarlas con medio EPA e inmediatamente depositarlos en medio nuevo con el fin de causar el menor daño a los individuos (Sarma, 1991).

Tasa de filtración

Para obtener la tasa de filtración de cada una de las tres especies, lo primero fue ponerlas en ayuno durante 3 horas.

En el caso del copépodo *A. americanus* se realizó el experimento para organismos en fase adulta (hembras sin huevos) y nauplios de 24 horas de nacidos, por separado. Se pusieron en el caso de los adultos 5 y en el caso de los nauplios 10 individuos en tubos de ensayo con una capacidad de 15 ml con 10 ml de medio EPA con las siguientes concentraciones del alga *S. acutus*: 0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6 y 3.2×10^6 cels ml^{-1} . Para el cladóceros *M. micrura* se realizó el experimento con adultos y neonatos, por separado. Se pusieron en ambos casos 10 individuos en tubos de ensayo con una capacidad de 15 ml con 10 ml de medio EPA con las siguientes concentraciones del alga *S. acutus*: 0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6 y 3.2×10^6 cels ml^{-1} . Del rotífero *B. havanaensis* se colocaron 100 organismos adultos en tubos de ensayo con una capacidad de 15 ml con 10 ml de medio EPA con las siguientes concentraciones del alga *S. acutus*: 0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6, 3.2 y 6.4×10^6 cels ml^{-1} . En cada uno de los experimentos se dejaron a los organismos por 40 minutos alimentándose, posteriormente se fijaron con formalina al 4% y se realizó el conteo de las células del alga que no fueron consumidas en una cámara de Neubauer. Se tuvieron 4 replicas por tratamiento.

Concentraciones de alga *Scenedesmus acutus*

Copépodo nauplio	0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6 y 3.2×10^6 cels ml ⁻¹
Copépodo adulto	0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6 y 3.2×10^6 cels ml ⁻¹
Cladóceros neonatos	0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6 y 3.2×10^6 cels ml ⁻¹
Cladóceros adultos	0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6 y 3.2×10^6 cels ml ⁻¹
Rotífero adulto	0.1, 0.2, 0.4, 0.8, 1.6, 3.2 y 6.4×10^6 cels ml ⁻¹

Con los datos obtenidos se calculó la tasa de filtración con la siguiente fórmula (Peters, 1984; Krebs, 1985):

$$F = (V (C_{t_0} - C_{t_1}) / Z_n) (60/t)$$

donde:

$$F = \text{tasa de filtración ind.}^{-1} \text{hr}^{-1}$$

V = volumen de agua en ml del contenedor de alimentación

C_{t₀} = conteo de las células ml⁻¹ en el contenedor de alimentación al inicio del experimento

C_{t₁} = conteo de las células ml⁻¹ en el contenedor de alimentación al final del experimento

Z_n = número de individuos por contenedor

Se graficaron las tasas de filtración con el programa Sigma Plot 9.0 (2001). También se les aplicó a los datos el análisis unilateral de varianza por jerarquías de Kruskal-Wallis con el programa de Statistica 6.0 (1998) para ver si había diferencias significativas entre los tratamientos (Daniel, 2002).

Respuesta funcional

Para ver la respuesta del copépodo *A. americanus* al alimentarse de varios tipos de presas, primero se puso en ayunas a adultos (hembras sin huevos) durante 3 horas.

Se seleccionaron a las presas (alimento): nauplios de *A. americanus*, neonatos de *M. micrura* de 24 horas de nacidos y adultos de *B. havanaensis*.

En tubos de ensaye de 15 ml de capacidad se colocaron 10 ml de medio EPA con las siguientes concentraciones de nauplios y neonatos, por separado: 0.2, 0.5, 1, 2, 4 y 8 individuos por ml. Para *B. havanaensis* las concentraciones fueron de: 1, 2, 4, 8, 16, 32 y 64 individuos por ml. A cada tubo de ensaye se le colocaron 5 hembras en ayunas de *A. americanus* durante 40 minutos. Después de transcurrido este tiempo se fijaron con formalina al 4% y se realizó el conteo de los organismos que no fueron consumidos. De cada experimento se tuvieron 4 replicas.

Con los datos obtenidos se obtuvo el consumo real de *A. americanus* y también se calculó la tasa de consumo (respuesta funcional) mediante la ecuación de Michaelis-Menten. (Krebs, 1985; Lampert y Sommer, 1997):

$$v = v_{\max} * S / (S + k_1)$$

donde:

v = tasa de consumo (masa / tiempo)

S = concentración o disponibilidad de un recurso (masa / volumen)

v_{\max} = valor de saturación para la tasa de consumo

k_1 = constante de saturación media, la concentración del recurso a la cual $v_{\max} / 2$ es alcanzada.

Se graficaron los datos del consumo real y de la tasa de consumo calculada con el programa Sigma Plot 9.0 (2001). También se les aplicó el análisis unilateral de la varianza por jerarquías de Kruskal- Wallis con el programa de Statistica versión 6 (1998) para ver si había diferencias significativas entre los tratamientos (Daniel, 2002).

Preferencia

La finalidad de este diseño experimental es determinar que prefiere consumir el copépodo *A. americanus*, al prepararle varias mezclas de dietas, es decir, darle juntos al menos dos tipos diferentes de alimento, siendo alga mas una presa.

Las mezclas usadas fueron:

S. acutus + nauplios de *A. americanus*

S. acutus + neonatos de *M. micrura*

S. acutus + adultos de *B. havanaensis*.

Se manejaron tres concentraciones de alga 0.2, 0.8 y 1.6×10^6 cels ml^{-1} y tres concentraciones de presas, en el caso de los nauplio de *A. americanus* y los neonatos de *M. micrura* fueron 0.5, 2 y 8 individuos por ml^{-1} , pero en el caso de los adultos de *B. havanaensis* fueron 2, 8 y 32 individuos por ml^{-1} . Dándonos un total de 27 combinaciones diferentes.

Las hembras sin huevos de *A. americanus* fueron puestas en ayuno durante 3 horas. Posteriormente se colocaron 5 individuos en tubos de ensaye con una capacidad de 15 ml con 10 ml de medio EPA con las ya mencionadas mezclas y concentraciones de alga y presa. En cada uno de los experimentos se dejaron a los organismos por 40 minutos alimentándose y pasado este tiempo se fijaron con formalina al 4%. Se realizó el conteo de las células del alga que no se consumieron con una cámara de Neubauer y también se contaron los individuos no consumidos de cada presa. De cada tratamiento se realizaron 4 replicas.

Con los datos obtenidos se calculó el consumo de cada una de las dietas y se transformaron los valores a biomasa (μg), para poder comparar los resultados. La biomasa se calculó en el caso de los nauplio de *A. americanus* y de los neonatos de *M. micrura* con la formula $\ln w = a + b \ln L$, donde: w = es el peso, L = longitud (McCawley, 1984). Para determinar la biomasa de rotíferos se utilizo la formula de Ruttner Kolisko (1997) $\frac{4}{3}\pi LW^2$, donde W = ancho y L = longitud (McCawley, 1984). Los datos transformados se graficaron con el programa

Sigma Plot 9.0 (2001) y también se les aplicó el análisis bilateral de la varianza por jerarquías de Friedman con el programa de Statistica versión 6 (1998) para ver si había diferencias significativas entre las dos diferentes dietas y concentraciones aplicadas (Daniel, 2002).

Índice de Manly

Para determinar cuál es la presa de la que prefiere alimentarse el copépodo *A. americanus* y si la presencia o ausencia del alga en el medio modifica su alimentación, se expuso al depredador a un medio donde estuvieran las tres presas juntas.

Se determinó poner en las siguientes concentraciones al alga y a las presas:

- Sin alga + 8ind. ml⁻¹ nauplio + 8ind. ml⁻¹ neonatos + 32ind. ml⁻¹ rotíferos.
- Con alga 0.2 x10⁶ + 8ind. ml⁻¹ nauplio + neonatos 8ind. ml⁻¹ + rotíferos 32ind. ml⁻¹
- Con alga 1.6 x10⁶ + nauplio 8ind. ml⁻¹ + neonatos 8ind. ml⁻¹ + rotíferos 32ind. ml⁻¹

Posteriormente se colocaron 5 individuos en tubos de ensaye con una capacidad de 15 ml con 10 ml de medio EPA con las ya mencionadas concentraciones de alga y presas. En cada uno de los experimentos se dejaron a los organismos por 40 minutos alimentándose y pasado este tiempo se fijaron con formalina al 4%. Se realizó el conteo de las células del alga que no se consumieron con una cámara de Neubauer y también se contaron los individuos no consumidos de cada presa. Cada tratamiento tuvo 4 replicas.

Con los datos obtenidos de los conteos se calculó el índice de Manly con la siguiente formula (Manly, 1977; Cock, 1978):

$$\infty_i = r_i / n_i (1 / \infty (r_j / n_j))$$

donde:

∞_i = índice de Manly para la presa i

r_i, r_j = proporción de la presa i o j (en la dieta i o j= 1, 2, 3..., m)

n_i, n_j = proporción de la presa i o j en el medio

m = número de presas posibles

Los datos resultantes del cálculo del índice de Manly fueron graficados con el programa Sigma Plot 9.0 (2001), para observar que presas fueron las mas consumidas y en que concentración.

RESULTADOS

Tasa de filtración

En general, al graficar los datos de tasa de filtración del copépodo ciclopoideo *A. americanus* se observa que entre mayor es la disponibilidad del alga hay un mayor consumo (Fig. 1). En la concentración de 1.6×10^6 cels ml^{-1} es donde se da el mejor consumo de alga *S. acutus* en ambos estadios adulto hembra y nauplio del copépodo, siendo éste de 1.3×10^6 cels ml^{-1} y 0.46×10^6 cels ml^{-1} respectivamente en 60 minutos, sin embargo en la concentración más alta (3.2×10^6 cels ml^{-1}) del alga, el consumo disminuye en ambos estadios, lo que tal vez se deba a que una disponibilidad tan alta de alimento no pueda ser manipulada por los apéndices de los organismos (Fig. 1). Estadísticamente el análisis Kruskal-Wallis muestra una diferencia significativa de $p < 0.001$ entre el consumo de las diferentes concentraciones disponibles de alga *S. acutus* por parte de las hembras y de $p < 0.01$ en el caso de los nauplios (Tabla 1).

En las curvas de la tasa de filtración del cladóceros *M. micrura* que se presentan en la figura 1, se puede observar que los adultos y los neonatos consumen mejor al alga *S. acutus* en la concentración 1.6×10^6 cels ml^{-1} , siendo de 1.6×10^6 cels ml^{-1} y 0.54×10^6 cels ml^{-1} respectivamente. Mientras que en la concentración de 3.2×10^6 cels ml^{-1} el consumo empieza a disminuir. En el caso de los cladóceros adultos se ve una diferencia significativa entre las tasas de consumo de $p < 0.001$ y en los neonatos la diferencia es de $p < 0.01$ (Tabla 1). En ambas especies *A. americanus* y *M. micrura*, la tasa de consumo favorable se da cuando la disponibilidad del alimento se mantiene en la concentración de 1.6×10^6 cels ml^{-1} (Fig. 1).

Brachionus havanaensis presenta su mejor consumo en la concentración de 3.2×10^6 cels ml^{-1} con una tasa de consumo 1.5×10^6 cels ml^{-1} por hora. En la disponibilidad de alimento más alta (6.4×10^6 cels ml^{-1}) su tasa de consumo baja siendo 0.89×10^6 cels ml^{-1} . El análisis estadístico de Kruskal - Wallis indica que hay una diferencia significativa entre las tasas de consumo ($p < 0.001$) (Tabla 1).

Los adultos de las tres especies presentaron tasas de filtración diferentes. La especie que presentó la tasa más alta de consumo fue el cladóceros *M. micrura* seguido de *A. americanus* y al final el rotífero *B. havanaensis*, estas diferencias del consumo de *S. acutus* se pueden deber a que las tres especies presentan diferencias entre sus estructuras filtradoras. En cuanto al tamaño el rotífero *Brachionus havanaensis* mide $218 \pm 0.7 \mu\text{m}$, el copépodo $810 \pm 18 \mu\text{m}$ y el cladóceros hasta $1000 \pm 34 \mu\text{m}$ en sus fases adultas lo cual hace que las especies de mayor talla tengan una tasa de consumo más alta. Lo cual se confirma también con las tasas (60 min) de filtración máximas de los nauplios ($0.46 \times 10^6 \text{ cels ml}^{-1}$) y neonatos ($0.57 \times 10^6 \text{ cels ml}^{-1}$), porque la de los últimos es ligeramente mayor a la de los nauplios.

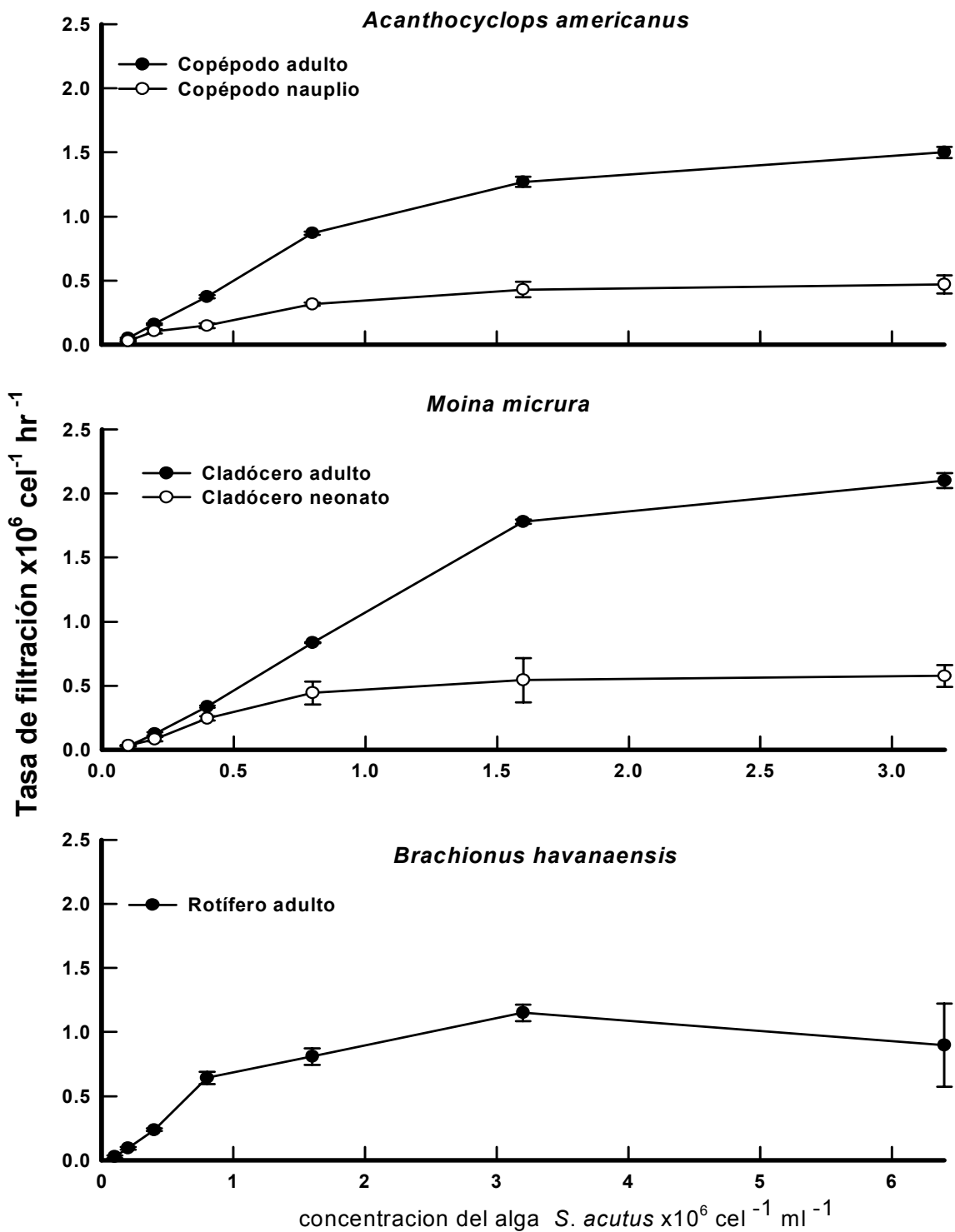


Fig. 1. Tasas de filtración de *Acanthocyclops americanus* adulto y nauplio, *Moina micrura* adulto y neonato, *Brachionus havanaensis* adulto, al darles como alimento diferentes concentraciones del alga *Scenedesmus acutus*.

Tasa de filtración

Copépoda (nauplio)				
Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de alga	24	20.06607	0.0012	**
Copépoda (adulto)				
Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de alga	24	22.4488	0.0004	***
Cladócerca (neonato)				
Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de alga	24	18.60809	0.0023	**
Cladócerca (adulto)				
Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de alga	24	22.40974	0.0004	***
Rotífero				
Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de alga	24	24.05092	0.0005	***

Tabla 1. Análisis estadístico no paramétrico unilateral de Kruskal – Wallis (ANOVA), para cada uno de los diferentes tratamientos de tasa de filtración. ***p<0.001 **p<0.01.

Respuesta funcional

En la curva graficada (Fig. 2) del consumo real de *A. americanus* nauplio (presa) por parte de hembra adultas de su misma especie nos muestra que en la concentración de 4 ind. ml⁻¹ se da el mejor consumo de la presa con 1.7 ind. ml⁻¹, bajando este en la siguiente concentración dada que fue de 8 ind ml⁻¹ con un consumo de 1.6 ind. ml⁻¹. Al aplicarle a los datos el estadístico de Kruskal –Wallis se vio que hubo una diferencia significativa de $p < 0.01$ entre el consumo de las diferentes concentraciones dadas (Tabla 2).

Acanthocyclops americanus tuvo un consumo máximo de 2 ind. ml⁻¹ de neonatos de *M. micrura* cuando había una disponibilidad de 8 ind. ml⁻¹ al igual que en la concentración de 4 ind. ml⁻¹ lo que nos muestra en la figura 2 que por mas disponibilidad de alimento que haya en el medio el consumo no aumenta. El análisis no paramétrico unilateral nos indicó que hay una diferencia significativa entre las tasas de consumo de las presas ($p < 0.01$) (Tabla 2).

La presa *B. havanaensis* fue mejor consumida (16 ind. ml⁻¹) cuando su disponibilidad en el medio fue de 32 ind. ml⁻¹ y a pesar de que la disponibilidad máxima fue de 64 ind. ml⁻¹, en esta concentración solo tuvo un consumo real de 11 ind. ml⁻¹ (Fig. 2). La diferencia entre las tasas de consumo de las de presas fue significativo ($p < 0.001$) (Tabla 2).

En cuanto al consumo calculado (Michaelis - Menten), de las tres presas se presentó una respuesta tipo 2, es decir entre mas se aumentaba la concentración de presas aumenta su consumo por parte de del depredador *A. americanus* (Fig. 2).

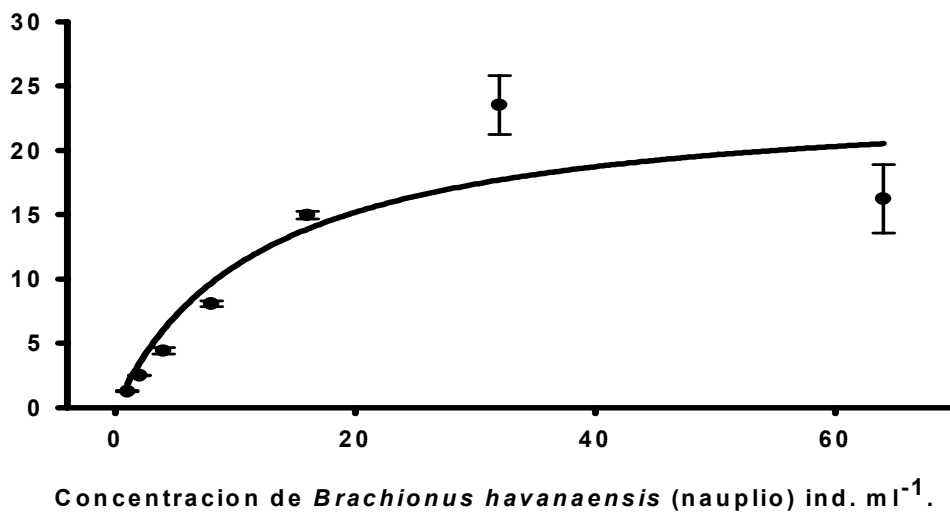
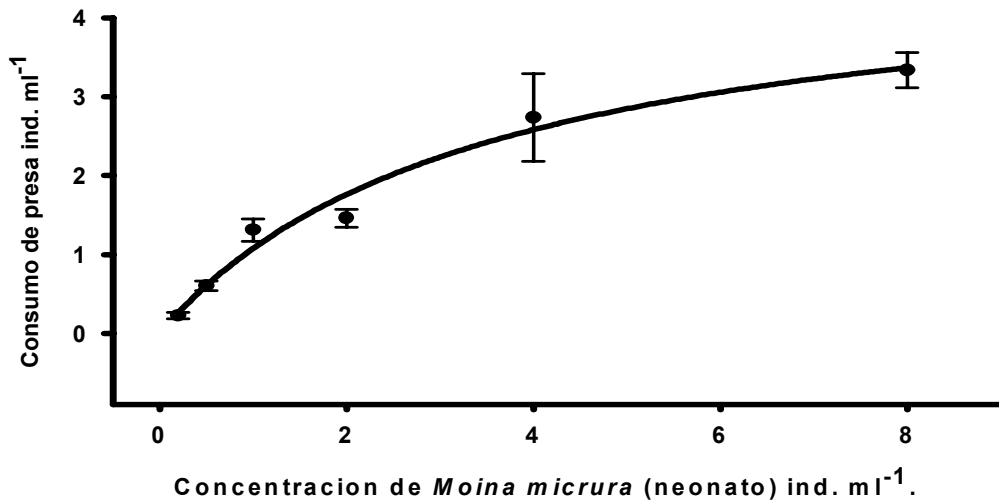
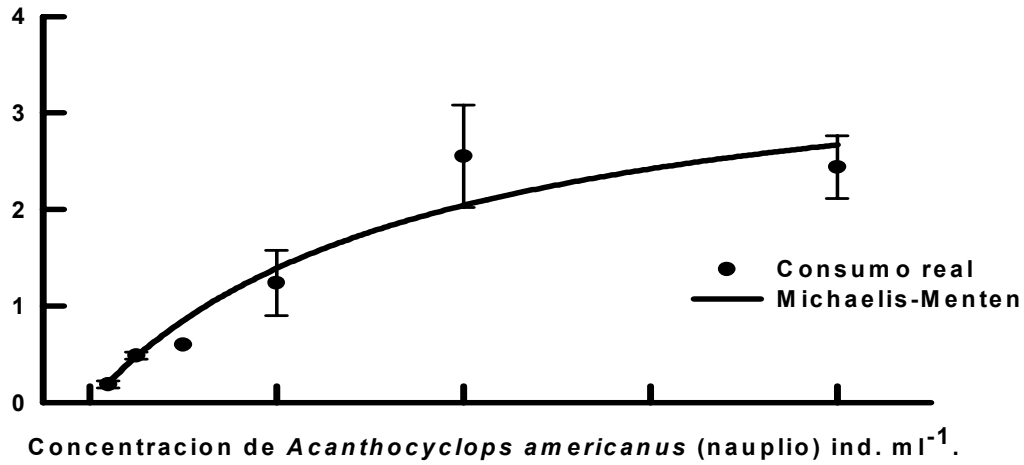


Fig. 2. Respuesta funcional del copépodo *Acanthocyclops americanus* al darle diferentes concentraciones y tipos de presas como alimento. Consumo real y consumo calculado de Michaelis-Mente.

Respuesta funcional

Copépoda (adulto)

Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de presa (nauplio)	24	18.39387	0.0025	**

Copépoda (adulto)

Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de presa (neonato)	24	19.65272	0.0015	**

Copépoda (adulto)

Origen de variación	N	H	p	
Entre las concentraciones de presa (rotífero)	24	25.74109	0.0002	***

Tabla 2. Análisis estadístico no paramétrico unilateral de Kruskal – Wallis (ANOVA), para cada uno de los diferentes tratamientos de respuesta funcional. ***p<0.001, **p<0.01.

Preferencia

El copépodo *A. americanus* prefirió alimentarse de presas nauplio de su propia especie que del alga *S. acutus*, aun cuando el alga estaba en concentraciones altas (Fig. 3). Particularmente en las graficas A y B de la figura 3, se puede ver que entre mayor era la disponibilidad (concentración) de la presa (a, b, c) esta era más consumida. También se ve que entre menor es la concentración de presas el alga es más consumida (Fig. 3, Aa, Ba), esto se ve más claro en la grafica C en la barra a, ya que al haber una disponibilidad de nauplios baja esta fue totalmente consumida y al haber una disponibilidad alta de alga esta tuvo un consumo más alto que el que se ve en otras graficas. En la combinación Cc (disponibilidad de presa y alga altas) se puede ver que el consumo de nauplios es alto, pero el de alga hace que disminuya ligeramente el de presas. Al aplicarles el análisis de Friedman a los datos, se vio que había una diferencia significativa entre el consumo de alga

y nauplio por separado de $p < 0.001$ y tomándolos como dietas mezcladas fue de $p < 0.01$ (Tabla 3).

Cuando se le dio al copépodo la dieta elaborada con neonatos de *M. micrura* y de alga *S. acutus*, el consumo de alga en términos de biomasa fue más alto cuando aumentaba su disponibilidad (Fig. 4, graficas A, B, C), aunque su consumo disminuía cuando la disponibilidad de la presa aumentaba, lo que se puede ver claramente en las barras a, b, c de las graficas A y B (Fig.4). En la grafica C y la barra a, se puede ver que el depredador ingiere a todas las presas (neonatos) y que al no haber en el medio más presas, el alga es mejor consumida e incluso presenta aquí su máximo consumo en términos de biomasa. Hay una diferencia significativa entre las tasas de consumo de la mezcla de *S. acutus* y neonatos de $p < 0.01$.

De las tres especies de presas dadas a *A. americanus*, *B. havanaensis* fue la que presentó los mayores consumos (de 83.7 a $86.1 \mu\text{g}^{-1}$) (Fig. 5, cuadros c). Los cuadros c de las graficas A, B y C, fueron donde se colocó la mayor concentración de presas (en μg) y fue también donde se presentaron los consumos más altos e incluso en la concentración más alta del alga (Cc). A pesar de que la concentración de biomasa del *S. acutus* fue alta en la grafica C el consumo no fue alto, aunque se volvió a repetir el patrón de que a mayor disponibilidad del alga esta fue más consumida (Fig. 5, A, B, C). De acuerdo al análisis bivariado de Friedman los tratamientos presentaron una diferencia significativa del $p < 0.001$ (Tabla 3).

En términos de biomasa el consumo del alga fue ligeramente mayor en presencia de las presas nauplio de *A. americanus* y de neonatos de *M. micrura* encontrándose en un intervalo de 0.05 a $1.79 \mu\text{g}^{-1}$, mientras que en presencia del rotífero el intervalo se encontró entre 0.13 a $1.7 \mu\text{g}^{-1}$. El intervalo de consumo de nauplios en las concentraciones más altas de biomasa (mayor disponibilidad de presas) fue de 7.62 a $10.54 \mu\text{g}$, en el caso de los neonatos de *M. micrura* el intervalo fue de 7.71 a $9.99 \mu\text{g}$. El consumo más alto de presa se dio en *B. havanaensis* con $86.19 \mu\text{g}$ en la grafica B, y el del alga *S. acutus* fue de $1.78 \mu\text{g}$ en la grafica C en presencia de presas nauplio (c) (Figs. 3, 4 y 5).

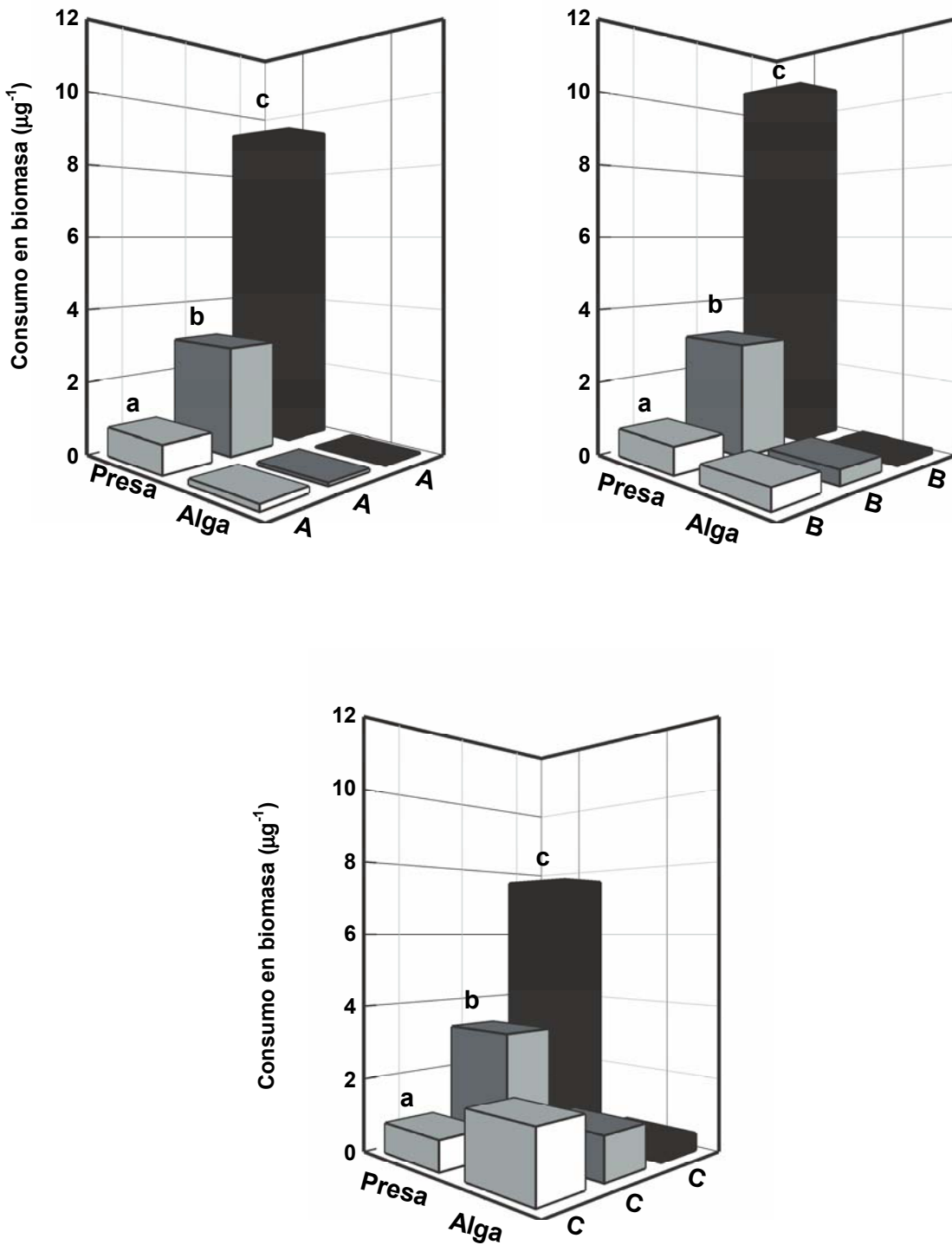


Fig. 3. Preferencia alimenticia del copépodo *Acanthocyclops americanus* adulto al darle diferentes concentraciones baja (A), media (B), alta (C), de *Scenedesmus acutus* y tres concentraciones baja (a), media (b) y alta (c), de presa nauplio del copépodo *Acanthocyclops americanus*, combinadas.

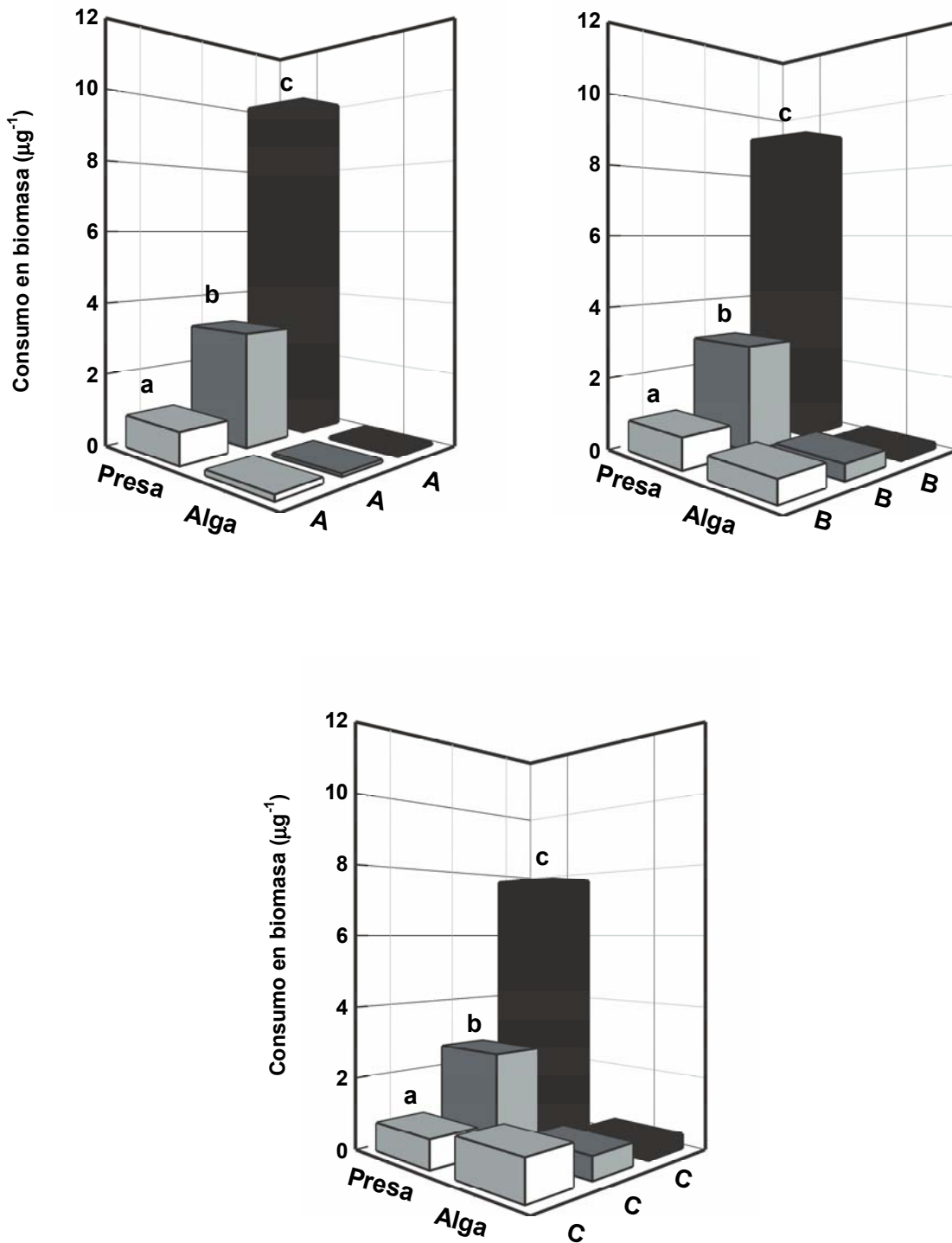


Fig. 4. Preferencia alimenticia del copépodo *Acanthocyclops americanus* adulto al darle diferentes concentraciones baja (A), media (B), alta (C), de *Scenedesmus acutus* y tres concentraciones baja (a), media (b) y alta (c), de presa de neonato del cladóceros *Moina micrura*, combinadas.

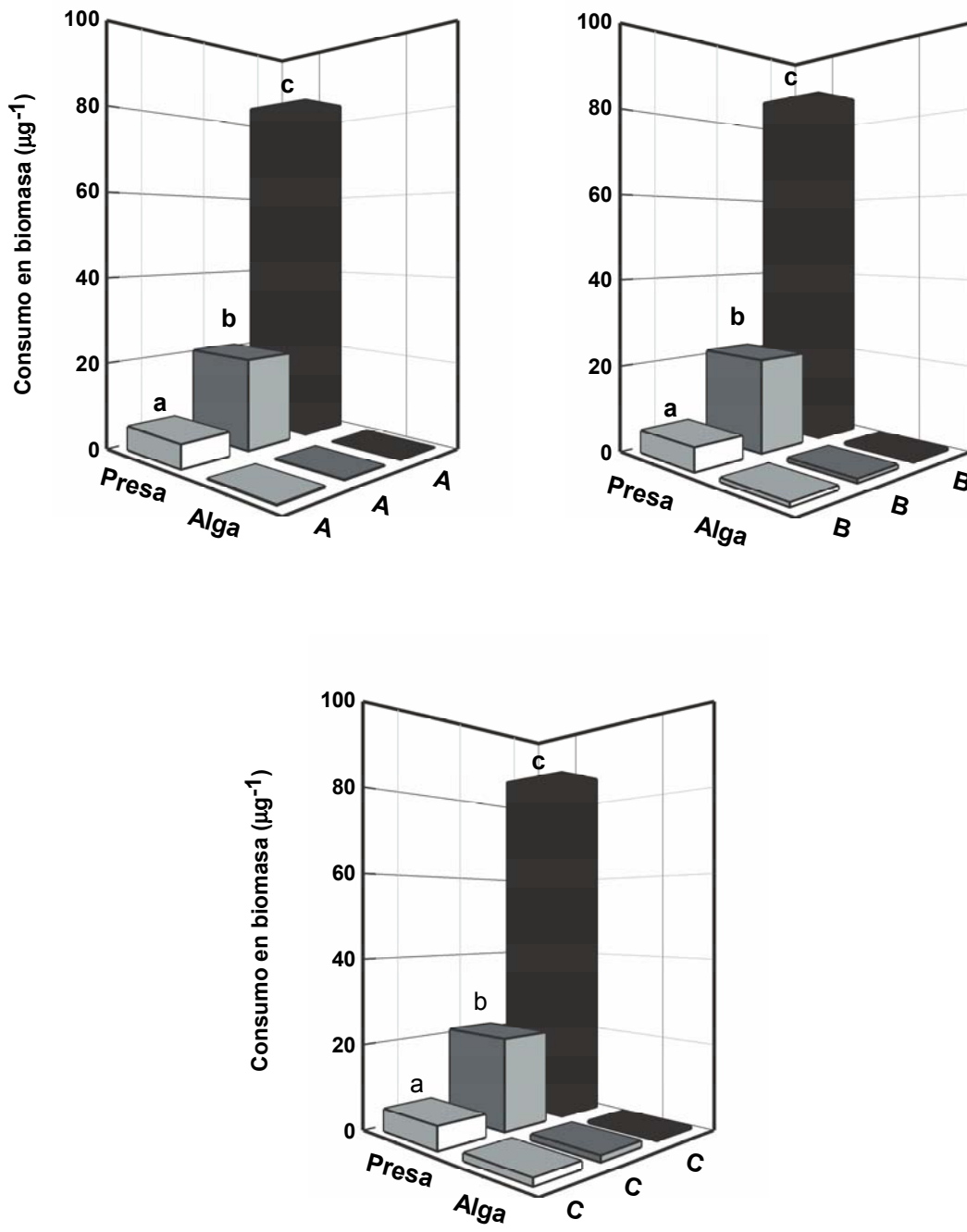


Fig. 5. Preferencia alimenticia del copépodo *Acanthocyclops americanus* adulto al darle diferentes concentraciones baja (A), media (B), alta (C), de *Scenedesmus acutus* y tres concentraciones baja (a), media (b) y alta(c), de presa del rotífero *Brachionus havanaensis*, combinadas.

Preferencia

Dieta: mezcla de alga con nauplio en concentraciones alta, media y alta					
	N	T	Z	p	
Origen de la variación					
Entre las concentraciones de alga-nauplio	36	158.0000	2.749351	0.005972	**
Entre las concentraciones de alga	36	0.0000	5.231621	0.000000	***
Entre las concentraciones nauplio	36	78.0000	4.006197	0.000062	***
Dieta: mezcla de alga con neonato en concentraciones alta, media y alta					
	N	T	Z	p	
Origen de la variación					
Entre las concentraciones de alga-neonato	36	170.0000	2.560824	0.010443	**
Entre las concentraciones de alga	36	0.0000	5.231621	0.000000	***
Entre las concentraciones neonato	36	78.0000	4.006197	0.000062	***
Dieta: mezcla de alga con rotífero en concentraciones alta, media y alta					
	N	T	Z	p	
Origen de la variación					
Entre las concentraciones de alga-rotífero	36	100.0000	5.833333	0.000000	***
Entre las concentraciones de alga	36	0.0000	5.833333	0.000000	***
Entre las concentraciones rotífero	36	100.0000	5.833333	0.000000	***

Tabla 3. Análisis estadístico no paramétrico bilateral de Friedman (ANOVA), para cada uno de los diferentes tratamientos de respuesta funcional. ***p<0.001, **p<0.01.

Índice de Manly

En los histogramas de la figura 9 se ven graficados los datos obtenidos del índice de Manly. Donde el copépodo depredador *A. americanus*, al ser expuesto a una dieta elaborada con las tres especies de presas: nauplios de su propia especie, neonatos del cladóceros *M. micrura* y adultos de *B. havanaensis*, y sin presencia del alga, consumió más al rotífero, y aunque el consumo de nauplios y neonatos fue menor el copépodo prefirió alimentarse de nauplios. Pero al compararlos con el consumo de *B. havanaensis* la ingestión fue prácticamente accidentalmente o porque se cruzaron en el camino de los depredadores.

Con una dieta elaborada con una concentración de 1.2×10^6 cels ml^{-1} (baja) del alga *S. acutus*, se puede observar que el consumo de nauplios y neonatos aumenta aunque es ligeramente más depredado el neonato. El consumo de *B. havanaensis* es el más alto, pero baja al estar presente el alga (Fig. 6).

En el tercer gráfico de la figura 9 se puede ver claramente que el consumo de nauplios y neonatos es similar pero no es alto. También se ve que *B. havanaensis* es el mejor consumido, aunque al estar elaborada esta dieta con una concentración de alga alta, el consumo del rotífero baja ligeramente.

Se observa que a *A. americanus* se alimenta más del rotífero *B. havanaensis* que de sus propios nauplios o neonatos del cladóceros, pero la captura e ingesta de ambos grupos aumenta en cuanto está presente el alga y entre más alta sea la disponibilidad del alga en el medio, el rotífero será menos depredado (Fig. 6).

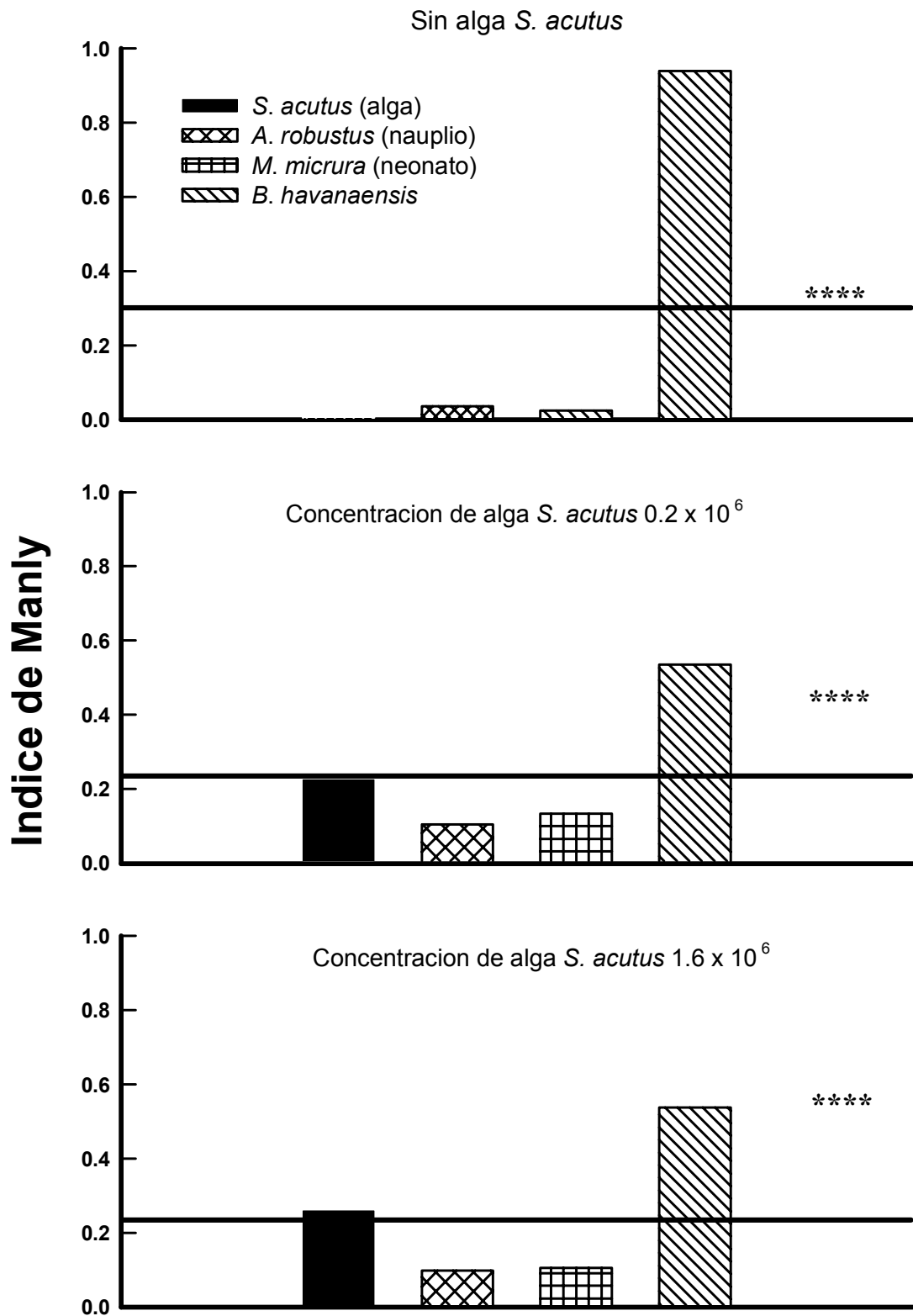


Fig. 6. Índice de Manly (0-1), respuesta de consumo del copépodo *Acanthocyclops americanus* en ausencia y presencia de alga, y tres diferentes tipos de presas. ****La línea negra indica la disponibilidad media de la presa en el tratamiento.

DISCUSIÓN

La tendencia que se presentó en las curvas de las tasas de filtración de *A. americanus* nauplio y los neonatos de *M. micrura* fue igual, lo que indica, que ambas especies en sus estadios juveniles podrían competir por el alimento, teniéndose un solapamiento de sus nichos efectivos, ya que ambas especies en esta fase de desarrollo tenderían a alimentarse de la especie de alga más abundante que se encuentre en el medio. Al llegar a su estado de desarrollo de adultos, ambas especies podrían seguir compitiendo por el recurso, pero *A. americanus* presenta un fuerte cambio en sus hábitos alimenticios en su fase adulta, ya que empieza a consumir presas. Por las altas abundancias que *B. havanaensis* presentó durante el año de muestreo en el Lago Huetzalin, se podría también presentar una competencia por el alga entre ella y *M. micrura*, ya que a pesar de que su tasa de filtración máxima de *B. havanaensis* fue más baja que la que presentó *M. micrura*, la abundancia encontrada en el lago nos indica que el rotífero *B. havanaensis* es una especie competidora fuerte. Habría que ampliar esta información con experimentos de laboratorio para observar qué papel juega la interacción de la competencia combinado con la depredación en la estructura de la comunidad.

La respuesta funcional que presentó *A. americanus* al ser expuesto a diferentes dietas de presas como nauplios, neonatos y rotíferos, fue favorable indicándonos que se puede alimentar de diferentes tipos de organismos. Confirmándose con ello que se trata de una especie depredadora (Dussart y Defaye, 1995) y que además presenta canibalismo, es decir se come a individuos nauplio de su misma especie. Los beneficios del canibalismo se muestran como una posibilidad de que los adultos puedan sobrevivir y seguir reproduciéndose con rapidez para que la población no se vea severamente disminuida cuando el alimento escasea en el medio (Gabriel, 1985). Y a pesar de que tendremos una población vieja por tener en su mayoría a adultos longevos, la población no se extinguiría, el canibalismo es una estrategia evolutiva que el depredador *A. americanus* presenta y que se puede considerar como un factor que influye en la estructura de la comunidad. *A. americanus* puede también alimentarse de copepoditos en fase 2, 3 y 4, pero se tendría que ampliar la información de cómo se puede afectar su población si se ingiere a organismo cercanos a la fase de reproducción.

Acanthocyclops americanus es una especie pelágica que se caracteriza por ser un copépodo ciclopoideo depredador (Dussart y Defaye, 1995; Alekseev *et al.*, 2002), cuya distribución ha llegado ya al norte de Europa donde se le ha llegado a confundir con *A. robustus*, de hecho la principal diferenciación morfológica de ambas especies es el apéndice 5 en los machos (Anexo 2), aunque *A. robustus* suele encontrarse en la zona litoral o bentónica de los lagos (Alekseev y Miracle, 2008). Por ello es muy importante también determinar las características ecológicas de *A. americanus* para que no sólo se pueda distinguir entre ambas especies por características morfológicas.

El consumo de las presas que presentó *A. americanus* fue más alto cuando se le proporciono *B. havanaensis*, debido que es una especie de talla pequeña y a que las estructuras como sus espinas no le impedían ser ingerida por el depredador. La tasa de consumo disminuyó considerablemente en el caso los neonatos de *M. micrura* porque el tamaño de su cuerpo es más grande. En la especie *A. robustus*, también se observó que su consumo de presas depende del tamaño de las ornamentaciones que está presente (Gliwicz, 1994; Gliwicz y Umana, 1994; Brandl, 2005). *A. americanus* presentó una curva de tipo 2 (Michaelis-Menten) ya que su consumo aumento entre mas concentración de presa había en el medio llegándose a establecer la asíntota aun cuando la densidad de la presa aumentaba.

La preferencia que tuvo *A. americanus* por el consumo de presas fue más alto que el consumo por alga, aunque al haber disponibilidad baja de presas el consumo por el alga aumentaba, lo que nos indica que *A. americanus* adulto prefiere alimentarse de presas, y por los resultados que presentó el índice de Manly prefiere consumir a *B. havanaensis* aun estando el cladóceros y los nauplios presentes, aunque si la presa escasea en el medio siempre tendrá la alternativa de alimentarse de algas. *A. americanus* puede en su medio natural aprovechar la disponibilidad de presas y algas pero su preferencia dependerá de la abundancia que presenten las especies. *A. americanus* ejerce una fuerte determinación en la estructura de la comunidad en el lago Huetzalin al depredar a especies como *B. havanaensis* por su alta disponibilidad, pero aun cuanta la población de esta especie de rotífero disminuye en algunos meses del año, *A. americanus* tendrá la posibilidad de alimentarse de otras especies presentes abundancias altas como *M. micrura*, *S. acutus* e incluso sus propios nauplios.

CONCLUSIONES

- ☞ Los nauplios de *Acanthocyclops americanus* y los neonatos de *Moina micrura* presentaron curvas de consumo similares por lo cual podrían ser especies que compiten por el recurso, aunque hay que ampliar la información realizando experimentos de laboratorio que lo confirmen.
- ☞ *Acanthocyclops americanus* puede alimentarse de neonatos de cladóceros (*Moina micrura*), porque son de tamaño pequeño, no presentan estructuras de resistencia bien desarrolladas y además su caparazón es muy frágil.
- ☞ Al alimentarse de presas en su fase adulta, *Acanthocyclops americanus* amplía su nicho efectivo y por lo tanto no puede presentar una interacción de competencia con los adultos de *Moina micrura*.
- ☞ *Acanthocyclops americanus* es un depredador verdadero, que puede incluso ser tan voraz que practicar el canibalismo ingiriendo nauplios de su misma especie, como una estrategia cuando la abundancia de otras especies como *B. havanaensis* disminuye en el medio.
- ☞ *Acanthocyclops americanus* se alimenta favorablemente del rotífero *Brachionus havanaensis* porque es una presa fácil de capturar por su alta disponibilidad en el Lago Huetzalin.
- ☞ La hipótesis de este capítulo se confirma porque *Acanthocyclops americanus* presentó altas tasas de consumo de *B. havanaensis* y *Moina micrura* entre mas disponibilidad había de estos. Y aunque la abundancia del alga influenciaba la ingestas de presas, *B. havanaensis* fue la que por sus características morfológicas fue preferida.
- ☞ La depredación que ejerce *A. americanus*, una especie dominante en el Lago Huetzalin puede determinar la composición y abundancia de especies en la comunidad zooplanctónica.

CAPÍTULO 3

FACTORES BIÓTICOS: Historia de vida (*Acanthocyclops americanus*).

INTRODUCCIÓN

El ciclo de vida de los copépodos ciclopoideos como *Acanthocyclops americanus* presenta cinco estadios nauplio (Fig. 1) y cinco estadios llamados copepodito, en el último estadio de copepodito se empiezan a desarrollar los caracteres sexuales que terminaran por maduran en el sexto estadio, que es el adulto (Fig. 2) (Dussart y Defaye, 1995). En sus estadios nauplio los copépodos ciclopoideos se alimentan de fitoplancton (Dieguez y Gilbert, 2002; Castilho y Arcifa, 2008) y los adultos se alimentan de una mezcla de fitoplancton y zooplancton (Dieguez y Gilbert, 2002; Castilho y Arcifa, 2008).

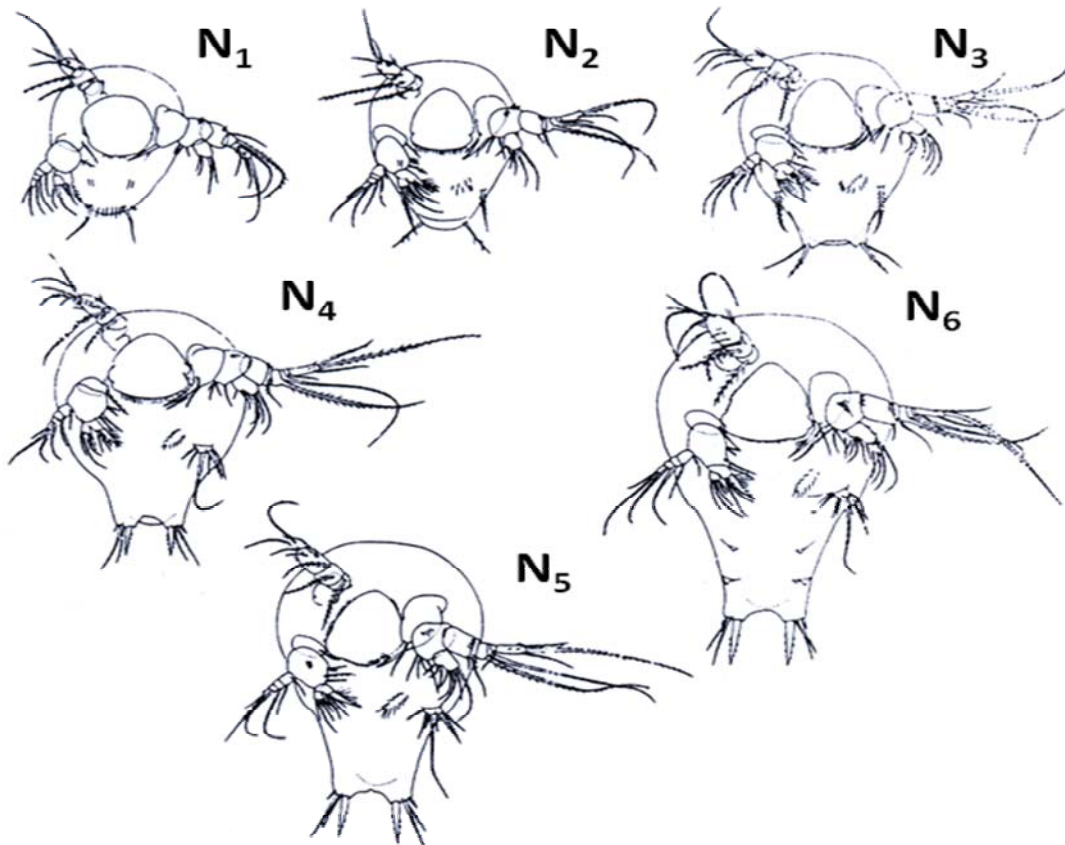


Fig. 1. Ciclo de vida de copépodo ciclopoideo, nauplio 1 a nauplio 6 (Dussart y Defaye, 1995).

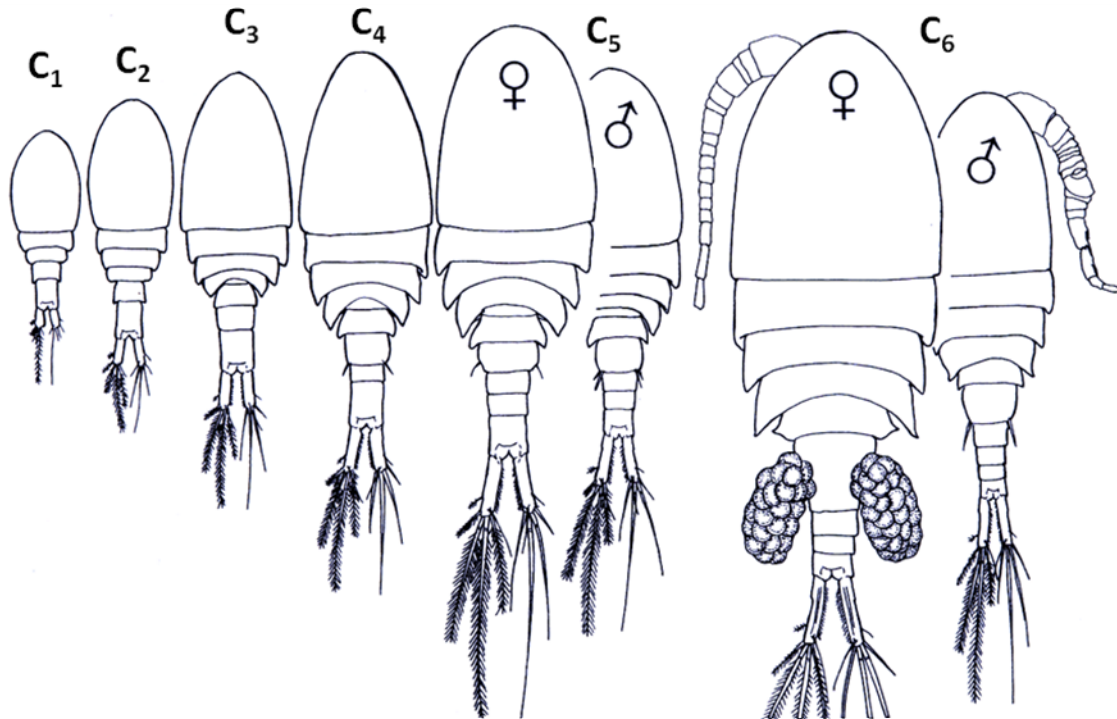


Fig. 2. Ciclo de vida de copépodo ciclopoideo, copepodito 1 a copepodito 5 (diferenciación sexual), y adulto (Dussart y Defaye, 1995).

Dentro del estudio de la dinámica poblacional en ecología se emplean varias técnicas extraídas directamente de los estudios realizados por demógrafos (Begon *et al.*, 1996). La historia de vida de un organismo, hace referencia a diferentes atributos como la edad, patrón de crecimiento, madurez y reproducción. La teoría de historias de vida nos permite relacionar estos atributos (Roff, 1992; Stearns, 1992) y también predice, que diferentes estrategias reproductivas pueden evolucionar en medios con diferentes recursos, estacionalidad y variación espacio temporal (Hairston y Bohonak, 1998).

La construcción de una tabla de vida se basa en un grupo de individuos que comienzan su vida juntos en un momento del tiempo (cohorte) (Saunders y Lewis, 1987; Stearns, 1992), y se empieza a calcular el porcentaje de la población viva para cada edad, restando secuencialmente el porcentaje de muertes para cada edad, así se obtiene la supervivencia de una población (Pianka, 1982). Además de la supervivencia y la reproducción hay otras medidas que se pueden obtener mediante la construcción de una tabla de vida como: *el promedio de vida, la esperanza de vida al nacer, el tiempo generacional y la tasa de incremento poblacional* (Krebs, 1985; Pianka, 1988; Margalef, 1989; Begon, *et al.*, 1999).

Todas las anteriores medidas o variables mencionadas van a ser sensibles a las condiciones ambientales, así como al tipo y calidad del alimento (Rylov, 1963; Kumar y Rao, 1999, Hopp y Mier, 2005).

Dentro de los estudios realizados de tabla de vida con copépodos se tiene el realizado por Twombly (1994) en donde registró la abundancia de dos especies de copépodos *Diaptomus negrensis* y *Oithona amazónica* del Lago Orsinera y el Río Orinoco (Venezuela); con estos datos realizó la tabla de vida de ambas especies. Luger y colaboradores (2000) realizaron un estudio en el lago alpino Seehornsee (Austria), donde encontraron a dos especies de copépodos *Arctodiaptomus alpinus* y *Mixodiaptomus laciniatus*, y contaron sus abundancias a lo largo de un año de muestreo por estadios de desarrollo.

Los copépodos depredadores que se alimentan de solo un tipo de dieta (algas o rotíferos) es probable que no tengan un desarrollo óptimo y un adecuado potencial reproductor (Kumar y Rao, 1999), además el impacto que los copépodos tienen sobre las poblaciones de zooplancton naturales tienden a ser estudiados directamente sobre las condiciones de campo (Castilho y Arcifa, 2008) y son extrapoladas para la elaboración de experimentos de alimentación en el laboratorio (Dieguez y Gilbert, 2002). Sin embargo, no hay estudios donde se realice un análisis unificando los datos obtenidos de tablas de vida de campo y de laboratorio, por ello es necesario determinar los parámetros de tabla de vida de un copépodo depredador en campo, como *A. americanus* que fue una especie dominante en el lago Huetzalin, y la realización de experimentos de laboratorio que expliquen de una manera específica su dinámica poblacional.

HIPÓTESIS

El copépodo *Acanthocyclops americanus* es una especie filtradora y depredadora en diferentes estadios de su ciclo de vida, por lo que se esperaría que su supervivencia y reproducción dependieran del tipo de dieta e incluso de la concentración que se le proporcione en laboratorio o que tenga disponible en el medio.

OBJETIVO

- Obtener la historia de vida del copépodo *Acanthocyclops americanus* al proporcionarles alga *Scenedesmus acutus* y presa *Brachionus havanaensis*, como alimento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Campo

Para la fase de campo se realizaron cinco conteos de 1 ml de las muestras tomadas en el Lago Huetzalin (descritas en el capítulo 1), se contabilizó a todos los individuos de *Acanthocyclops americanus* en sus diferentes etapas de desarrollo desde nauplio hasta adulto viendo si eran machos o hembras, en el caso de las hembras, si presentaban huevos también se contaban. Se graficaron las abundancias de cada estadio y los huevos por hembra encontrados.

Laboratorio

Para el diseño del experimento de tabla de vida del copépodo *A. americanus* se determinó utilizar como alimento al alga *S. acutus* en las concentraciones donde obtuvo una tasa de filtración favorable. En el caso de la presa se decidió utilizar al rotífero *B. havanaensis*, ya que en los resultados obtenidos del capítulo 2 se observó que el copépodo lo consumió favorablemente y en tasas más altas que a él cladóceros *M. micrura*

Las dietas se prepararon mezclando diferentes concentraciones del alga *S. acutus* y *B. havanaensis*. En el caso del alga se prepararon dos concentraciones, una baja (8×10^6 cels ml^{-1}) y otra alta (1.6×10^6 cels ml^{-1}), estas concentraciones se prepararon en 100 ml de medio EPA (Anónimo, 1985) y se colocaron en vasos con capacidad de 200 ml. De la presa *B. havanaensis* se colocaron 0.5 (concentración baja) y 4 (concentración alta) individuos por ml en el mismo medio. Quedando las siguientes combinaciones:

Alga <i>Scenedesmus acutus</i>	+	Presa <i>Brachionus havanaensis</i>
8×10^6 cels ml^{-1}	+	0.5 individuos por ml^{-1} (1A)
8×10^6 cels ml^{-1}	+	4 individuos por ml^{-1} (2B)
1.6×10^6 cels ml^{-1}	+	0.5 individuos por ml^{-1} (3C)
1.6×10^6 cels ml^{-1}	+	4 individuos por ml^{-1} (4D)

Para obtener los datos con los cuales se determino los parámetros de la tabla de vida se dividió al experimento en dos partes, la primera parte la nombramos **crecimiento**, y abarcó desde nauplios de 24 horas de nacidos a copepodos estadio 5 (adulto). La segunda parte la llamamos **reproducción**, y se inicio con adultos (copepodito 5), finalizando con la muerte de todos los individuos.

Crecimiento

Se colocó en cada una de las diferentes combinaciones de dietas una cohorte inicial de 50 nauplios de 24 horas de nacidos, los individuos se contaron, se cambiaron de medio y se retiró a los organismos muertos. Se tuvieron 4 replicas por combinación. Se determino la sobrevivencia para cada una de las edades de crecimiento. Cabe mencionar que en este caso la presa, el rotífero *B. havanaensis*, se empezó a dar como alimento cuando los individuos de *A. americanus*, llegaron al estadio de copepodito I.

Reproducción

Se colocaron en cada una de las diferentes combinaciones un total de 10 adultos (copepodito 5) 5 hembras (vírgenes) y 5 machos, se contaron a los huevos y nauplios nacidos, se mantuvieron a los individuos originales, se cambiaron de medio y se retiraron a los organismos muertos diariamente.

Con los datos obtenidos se determinaron los parámetros para la tabla de vida de acuerdo a Pianka (1988) siendo: curva de supervivencia (número de individuos / día), fecundidad (número de individuos / hembra), esperanza de vida (días), promedio de vida (días), esperanza de vida al nacer (días), tasa de reproducción bruta (numero total de neonatos / hembra / tiempo), tasa de reproducción neta (número promedio de neonatos / hembra / tiempo total), tiempo generacional (días) y tasa de incremento poblacional (individuos por unidad de tiempo); con las formulas de Krebs (1985) y Pianka (1988).

$$\text{Tasa reproductiva bruta} = \sum_0^{\infty} m_x$$

Donde: m_x = fecundidad.

$$\text{Tasa reproductiva neta } R_o = \sum_0^{\infty} l_x \cdot m_x$$

Donde: l_x = supervivencia, m_x = fecundidad

$$\text{Tiempo generacional } T = \frac{\sum l_x \cdot m_x \cdot x}{R_o}$$

Donde: l_x = supervivencia, m_x = fecundidad, x = edad, $l_x m_x = R_o$.

$$\text{Tasa de incremento poblacional } \sum_{x=w}^n e^{-rx} \cdot l_x \cdot m_x = 1$$

Donde: $e = 2.718$, x = edad, w = edad de maduración (días).

A cada parámetro se le aplicó un análisis de ANOVA para ver si había diferencias significativas entre los diferentes tratamientos y una prueba de Tukey para ver entre que tratamientos estaba la diferencia, esto se realizó con el programa Statistica 6.0.

RESULTADOS

Campo

Acanthocyclops americanus presentó una densidad alta en su fase nauplio con 7.2 ± 1.1 ind. l⁻¹ (Fig. 3), mientras que en los demás estadios de crecimiento se mantiene en el intervalo de 0.2 a 0.8 ind.l⁻¹ (Fig. 3). En cuanto a hembras con huevo solo se encontraron presentes en los meses de marzo, abril, agosto, septiembre, noviembre y diciembre, siendo agosto en el que se encontró un mayor número de huevos por hembra (80), mientras que en el mes de septiembre solo se encontraron 5 huevos por hembra (Figura 4), cabe mencionar que a pesar de presentarse hembras con huevo en algunos meses del año, todo el año hubo presencia de nauplios y que los meses de mayor abundancia de nauplios eran precedidos de meses con un alto número de huevos por hembra (ver capítulo 1, figura 12).

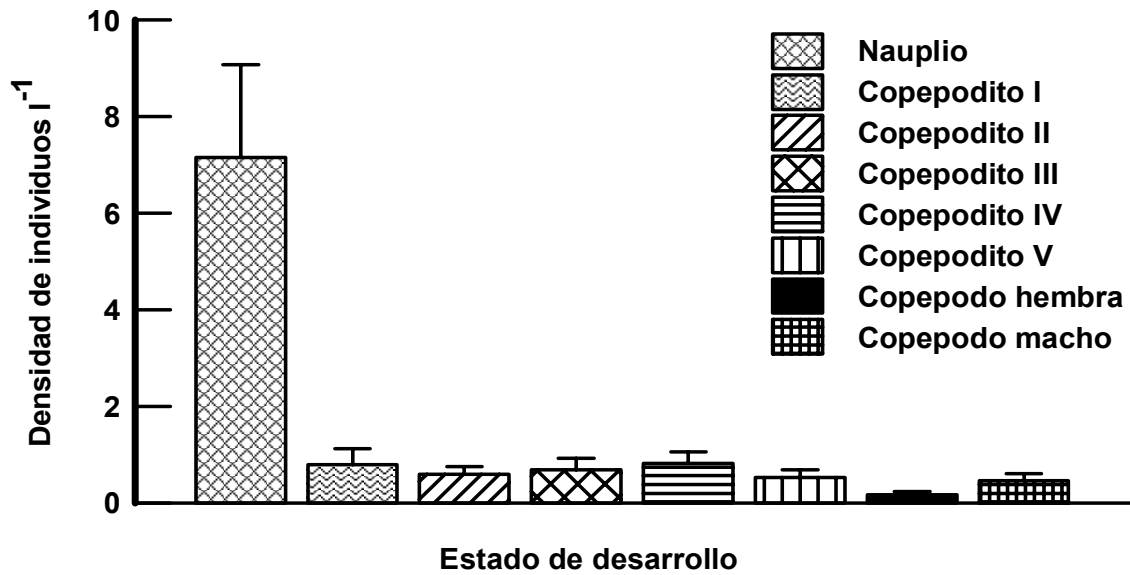


Fig. 3. Histograma del números de individuos l⁻¹ por estadio de desarrollo, desde naupliol a copépodo adulto (hembra o macho), datos obtenidos del año (Marzo 2005 a Febrero 2006) de muestreo en el Lago Huetzalin, Xochimilco.

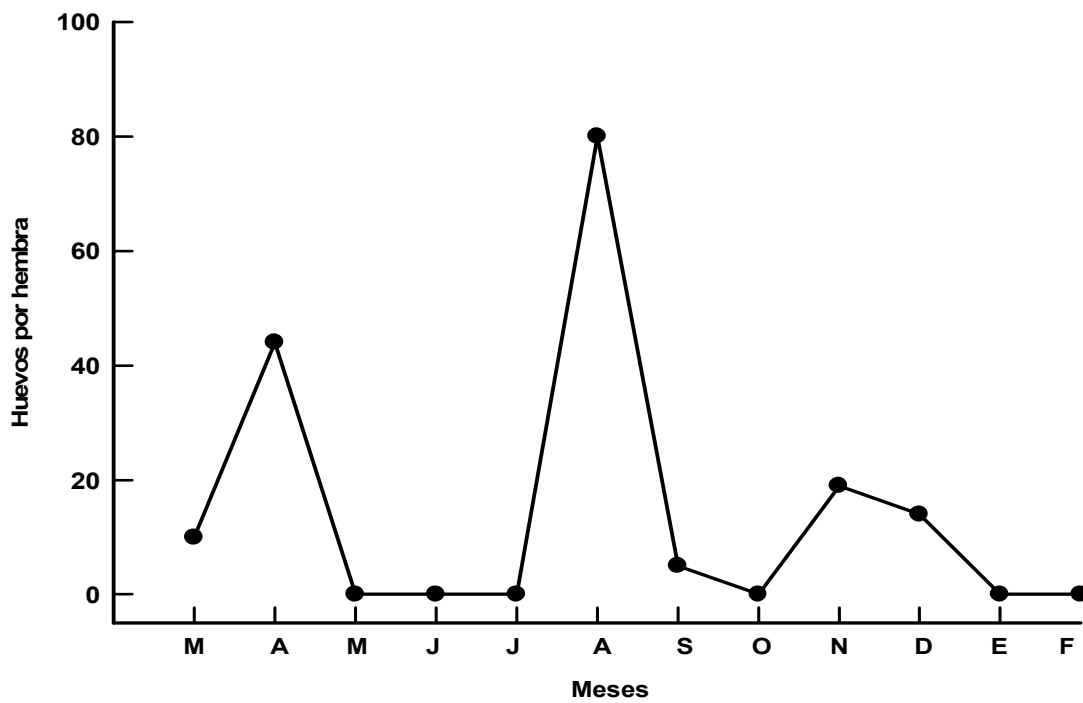


Fig. 4. Número de huevos por hembra encontrados, en cada mes del año de muestreo del Lago Huetzalin, Xochimilco.

Laboratorio

Crecimiento

El desarrollo desde nauplio a copepodito 1 fue más rápido en las dietas con mayor concentración de alga (2B y 4D) llegando a durar entre 13 y 19 días, mientras que en las dietas con baja concentración (1A y 4D), llegó a durar entre 17 y 20 días. En los primeros días se presentó una sobrevivencia muy baja, la cual se mantuvo hasta que los organismos empezaron a llegar a los estadios de copepodito (Fig. 5). De 50 nauplios totales de la cohorte inicial solo llegaron de 4 a 6 organismos a copepodito 1 y de 3 a 4 a copepodito 5 en las diferentes dietas (Tabla 1), teniendo así una mortandad del 80% de nauplio 1 a copepodito 1 y de un 95% de nauplio 1 a copepodito V. En la figura 5 se presentan los días que duró cada estadio en cada una de las dietas, teniendo que los estadios de nauplio 1 a nauplio 6 fueron significativamente diferentes para cada dieta ($p > 0.05$, ANOVA) y en el caso del estadio de copepodito también se presentó una diferencia significativa entre las dos concentraciones de alga, aunque la sobrevivencia fue muy baja en todos los tratamientos.

Reproducción

Acanthocyclops americanus macho presentó una **supervivencia** más alta y estable en las dietas con alta concentración de alga y presa (4D), aunque en las dietas con baja concentración (1A) llegó a vivir más de 30 días (Fig. 5). En el caso de las hembras la sobrevivencia presentó la misma tendencia que en los machos, pero ésta fue mayor en las dietas con mayor concentración de presas (4 ind. ml^{-1} de *B. havanaensis*) (Fig. 5).

Si vemos los días desde que se montó el experimento con nauplios de 24 horas de nacidos hasta la muerte del último copépodo adulto para cada dieta, tenemos que en las concentraciones bajas 1A y 2B duraron un mayor tiempo vivos los organismos con 52 y 51 días respectivamente, es decir las dietas con menor concentración de presa tardaron más en alcanzar el estadio de adultos. Sin embargo, los tratamientos en donde la disponibilidad de presa fue más alta los ciclos de vida fueron de menos días de 47 a 48 días, que los dos casos anteriormente mencionados, pero también tuvieron una reproducción temprana y abundante (Fig. 5).

Estado de desarrollo	Tipo de dietas			
	0.8x10 ⁶ +0.5 ind. ml ⁻¹	0.8x10 ⁶ +4 ind. ml ⁻¹	1.6x10 ⁶ +0.5 ind. ml ⁻¹	1.6x10 ⁶ +4 ind. ml ⁻¹
<i>Nauplio</i>	50	50	50	50
<i>CI</i>	9 ± 2.5	6 ± 0.3	6 ± 0.3	4 ± 0.8
<i>CII</i>	6 ± 1.8	4 ± 0.3	6 ± 0.3	4 ± 0.8
<i>CIII</i>	5 ± 1.4	4 ± 0.3	6 ± 0.3	4 ± 0.5
<i>CIV</i>	4 ± 1.3	4 ± 0.5	5 ± 0.5	3 ± 0.6
<i>CV</i>	3 ± 0.8	3 ± 0.5	4 ± 0.9	3 ± 0.7

Tabla 1. Sobrevivencia de *Acanthocyclops americanus* durante cada estadio de desarrollo, al ser alimentado con diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*.

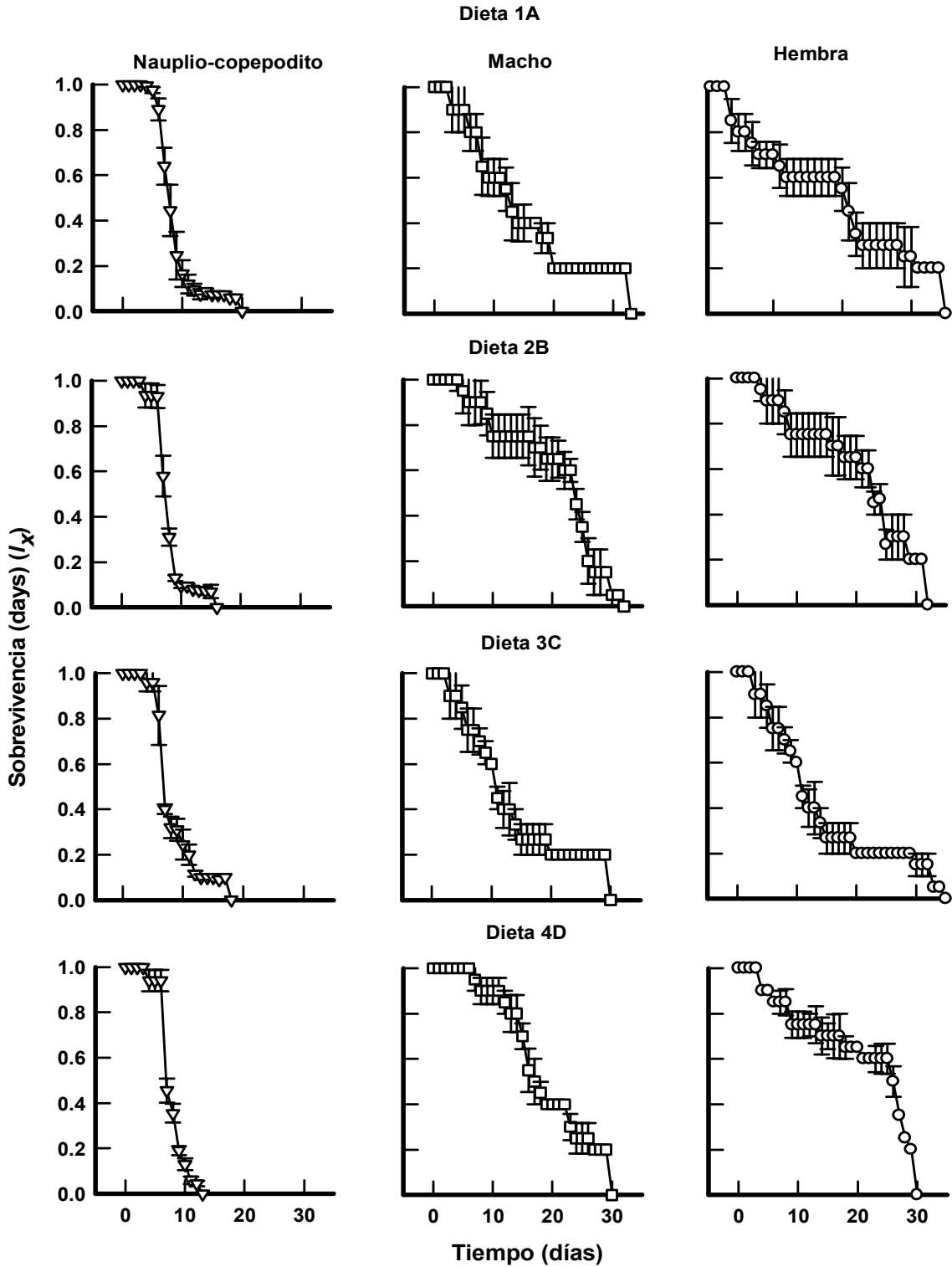


Fig. 5. Sobrevivencia del copépodo *Acanthocyclops americanus* al ser alimentado con diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro cohortes.

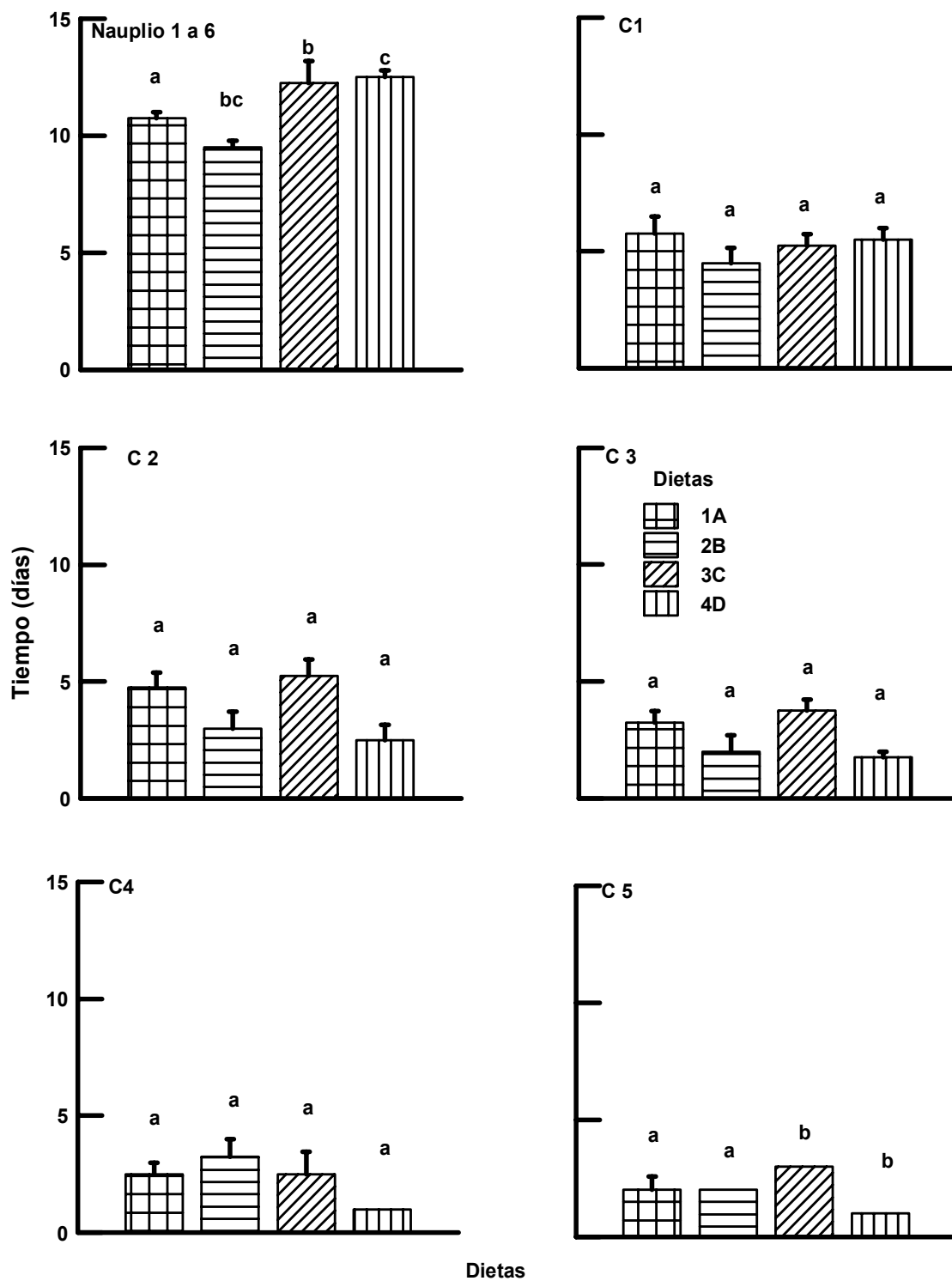


Fig. 6. Duración en días de cada estadio de desarrollo de *Acanthocyclops americanus* en las diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*. Los parámetros que presentan letras del alfabeto similares no presentan diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$, prueba de Tukey).

En el caso de la **fecundidad** se observó que las hembras tenían con más frecuencia un número mayor de nauplios en las dietas con mayor cantidad de presas (rotíferos) disponibles. El mayor número de crías por hembra que se tuvo fue de 50 individuos por hembra en la dieta 4D, al día 15 del experimento. En la dieta 3C se obtuvieron hasta 38 individuos por hembra en el mismo día que la anteriormente mencionada. En todas las dietas se vio que no influía la concentración del alga en el número de crías por hembra, sin embargo en las dietas con baja concentración de presa hubo una ligera diferencia en cuanto al número de crías por hembra teniendo que la concentración 1A alcanzó un máximo de 6 individuos por hembra y la de la concentración 2B fue de 7 (Fig. 7). El promedio de huevos por día por hembra fue mayor en las dietas con concentraciones de alga y presa altas (31-38), mientras que en las concentraciones bajas el intervalo de huevos por hembra se mantuvo entre 3 y 5 (Tabla 2).

Dieta	Huevos por hembra
0.8x10 ⁶ <i>S. acutus</i> + 0.5 <i>B. havanaensis</i>	3
0.8x10 ⁶ <i>S. acutus</i> + 4 <i>B. havanaensis</i>	38
1.6x10 ⁶ <i>S. acutus</i> + 0.5 <i>B. havanaensis</i>	5
1.6x10 ⁶ <i>S. acutus</i> + 4 <i>B. havanaensis</i>	31

Tabla 2. Numero de huevos por hembra de *Acanthocyclops americanus*, en las diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*.

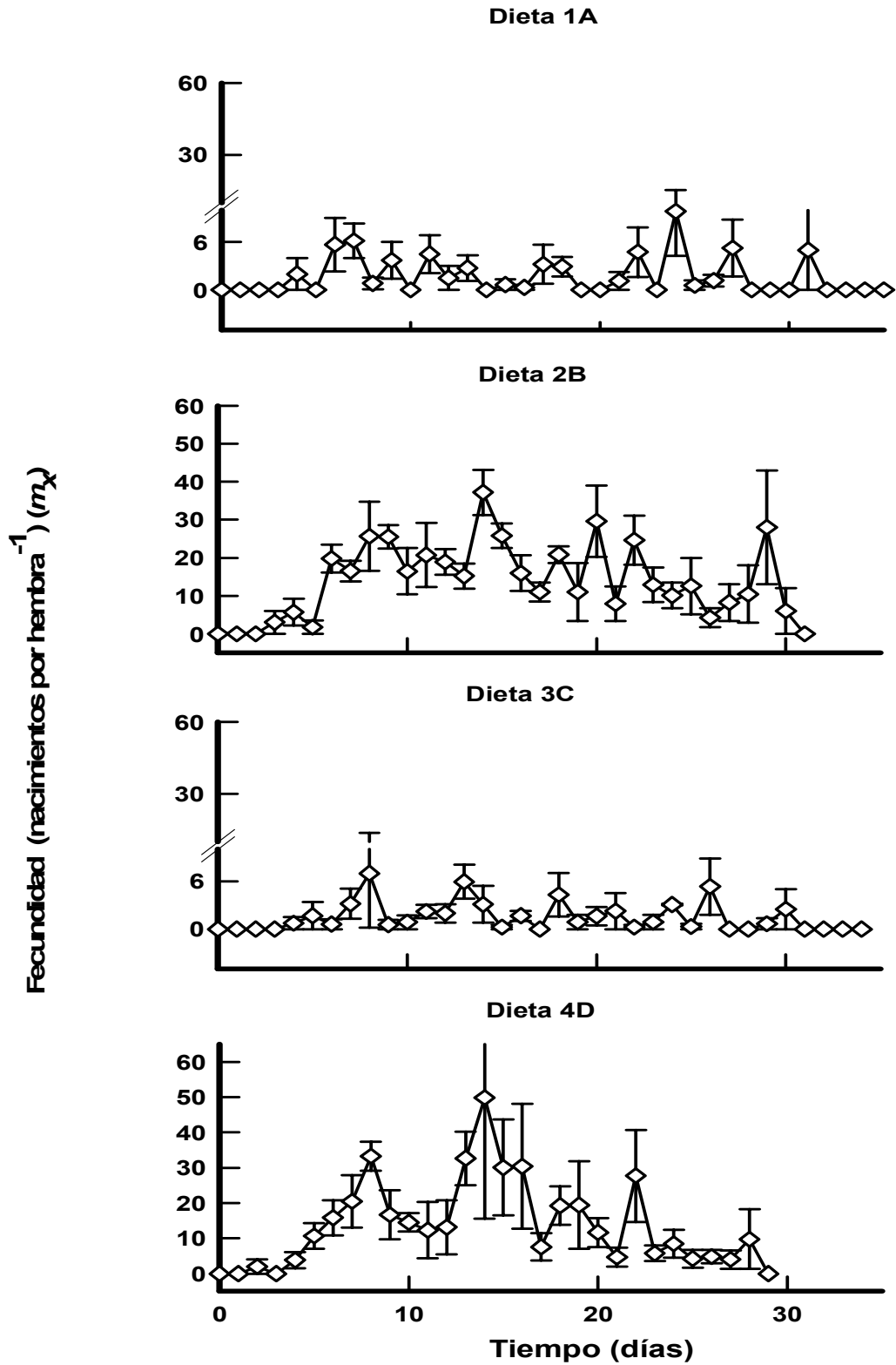


Fig. 7. Fecundidad de las hembras del copépodo *Acanthocyclops americanus* al ser alimentadas con diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro cohortes.

La **esperanza de vida**, es la expectativa que tiene un individuo de cierta edad de poder llegar vivo a la siguiente edad. En los experimentos de este estudio los datos nos mostraron que en los estadios de nauplio la esperanza de vida es muy baja, es decir que un nauplio en estadio 1 es poco probable que pase a estadio 2, aunque en donde las concentraciones de alga dada fueron bajas la esperanza de vida fue alta. Al llegar los organismo al estadio de copepodito 1 la esperanza de vida se incrementa debido a que se les empieza dar *B. havanaensis* como presas, pero el nivel poblacional ya es muy bajo porque el número de individuos que llegan a estos estadios es muy bajo (Fig. 8).

En cuanto a los adultos machos se observó que la esperanza de vida se prolongaba mas días en las dietas con mayor concentración de presas 3C y 4D, mientras que en las dietas con baja concentraciones de alga y presa la esperanza disminuía desde los primero días. En el caso de la esperanza de vida de las hembras se vio que también era alta en los primero días, en las dietas con concentraciones altas de algas y presa, aunque en las dietas con concentraciones bajas de *S. acutus* y *B. havanaensis* su esperanza de vida se prolongó hasta después de los 30 días (Fig. 8). La esperanza de vida de los machos y hembras fue similar en las diferentes concentraciones de alga (Fig. 8).

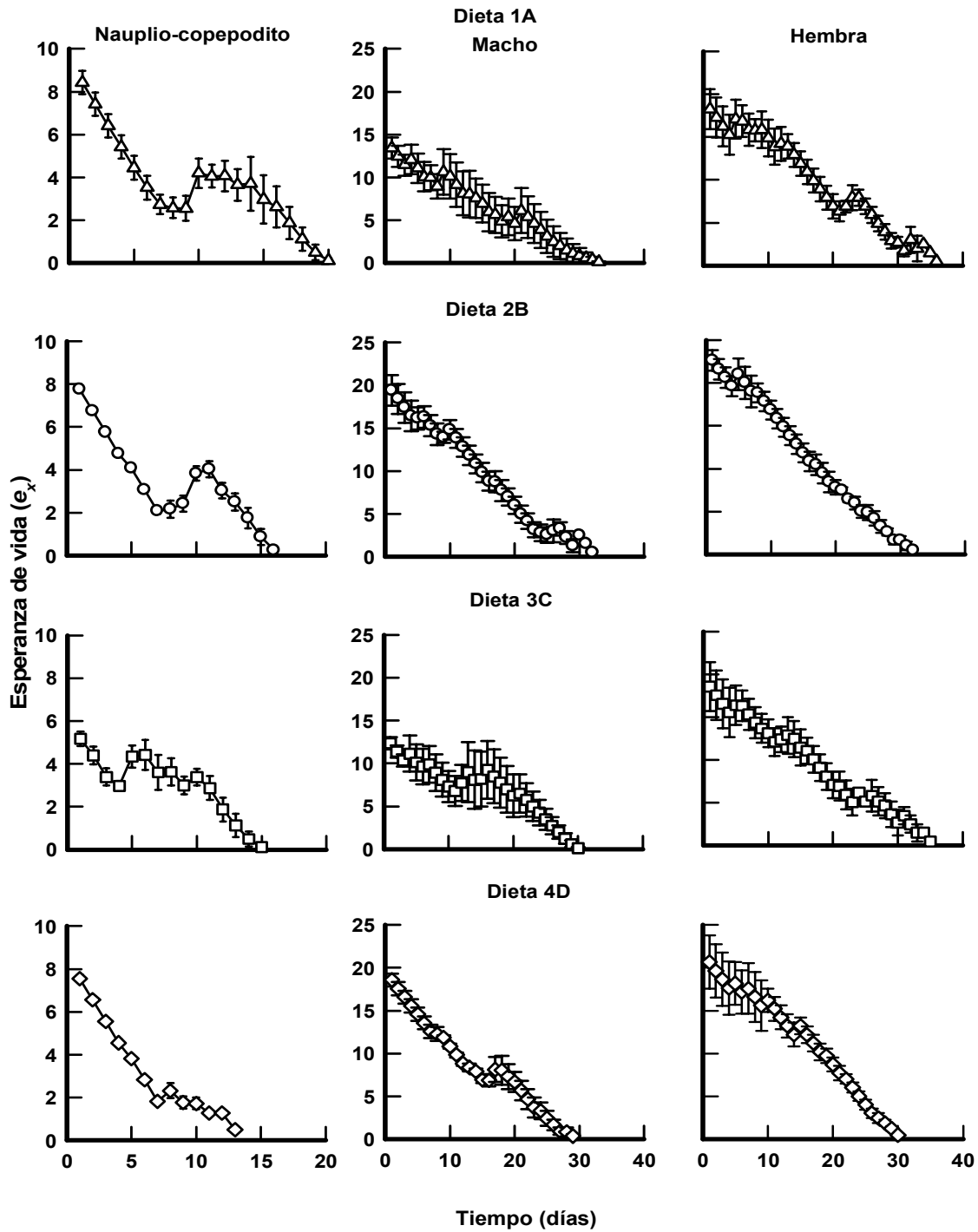


Fig. 8. Esperanza de vida del copépodo *Acanthocyclops americanus* al ser alimentados con diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro cohortes.

En el promedio de vida es el único parámetro de la tabla de vida que se calculó para hembras y machos (Fig. 9), ya que los demás parámetros dependen de los nacimientos por hembra. En *A. americanus* macho, se observó una diferencia significativa ($p > 0.05$) (Tabla 3), entre las diferentes mezclas de dietas, teniéndose que en las concentraciones con baja concentración de *S. acutus* y de *B. havanaensis* el promedio de vida fue menor a 15 días. En el caso de *A. americanus* hembra, se mantuvo el promedio de vida en un intervalo de 18 a 24 días y no se observó una diferencia significativa entre las diferentes dietas que se le suministraron (Fig. 9). La esperanza de vida de *A. americanus* (adultos) no presentó una diferencia significativa entre las dietas (tabla 4), teniéndose un intervalo para las cuatro dietas de 15 a 20 individuos ((Fig.9). Las tasas de reproducción bruta y neta (Figs. 9 y 10) fueron altas en las concentraciones 3C y 4D, presentándose una diferencia estadística significativa muy marcada por la alta disponibilidad de *B. havanaensis* (Tabla 3). El número de huevos y de nacimientos por hembra coinciden en ser más altos en las dietas con mayor concentración de *S. acutus* y *B. havanaensis* (Tabla 3 y Fig. 10). La prueba de Tukey que se le aplicó a los datos de tiempo generacional nos indican que las concentraciones de alimento no afectan la duración en días de una generación de *A. americanus* (Fig. 10). Sin embargo, la tasa a la que crece cada una de las cohortes iniciales en las diferentes dietas, si se ve afectada positiva o negativamente dependiendo de la concentración de la presa, presentándose la tasa de incremento poblacional más alta en la concentración 4D, seguida de 3C con una tasa de 0.63 y 0.59 respectivamente (Fig. 10). El análisis de varianza (ANOVA) nos dice que hay una diferencia significativa entre las r (Tabla 3). La prueba de Tukey nos dice que hay una diferencia significativa entre las dietas con baja concentración de alga y las de alta concentración de alga, indicándonos que hubo una r alta en concentraciones altas del alga *S. acutus* (Fig. 10).

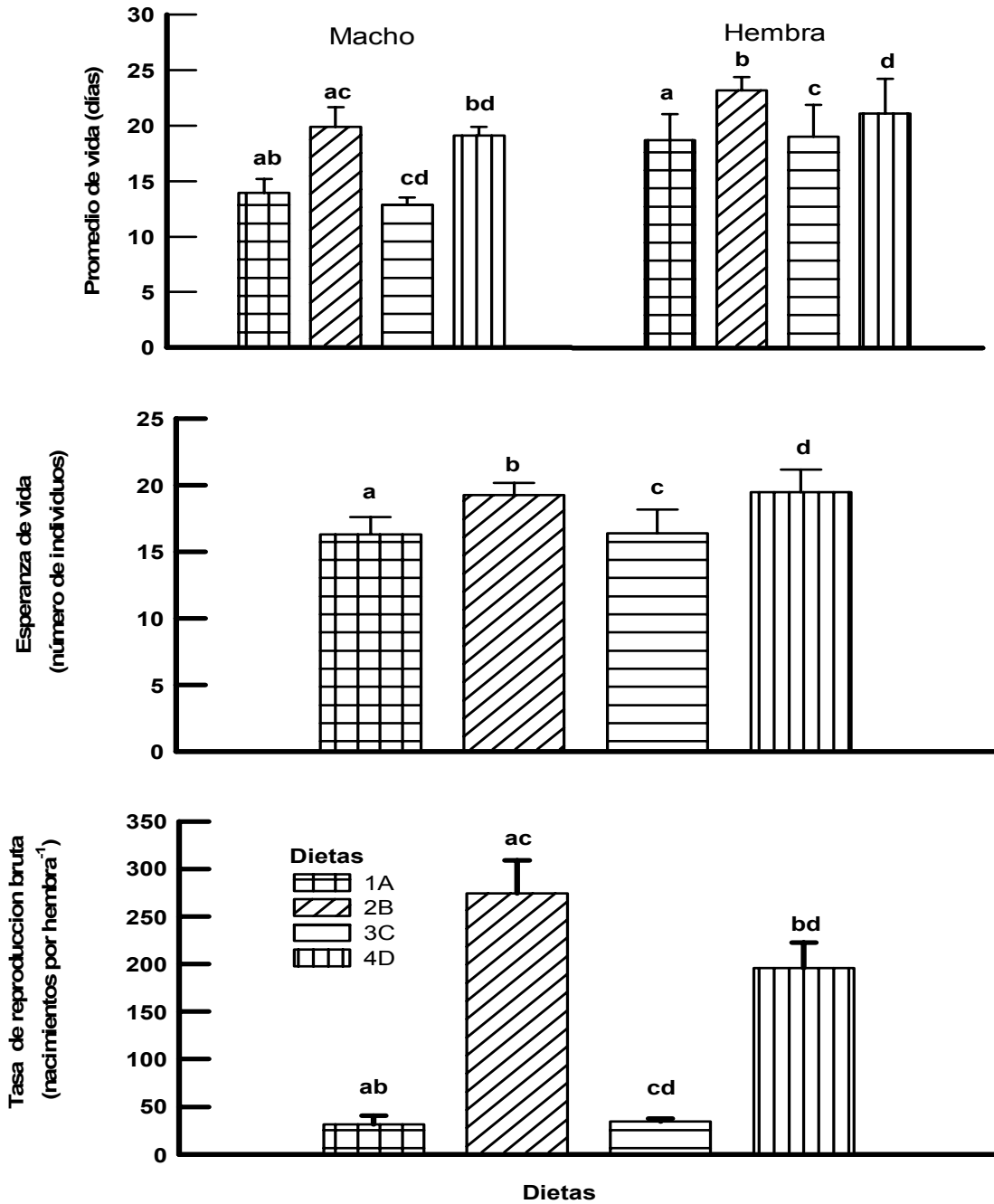


Fig. 9. Parámetros seleccionados de la historia de vida del copépodo *Acanthocyclops americanus* al ser alimentadas con diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*. Los parámetros que presentan letras del alfabeto similares presentan diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$, prueba de Tukey). El promedio de vida se calculó sólo para hembra y machos.

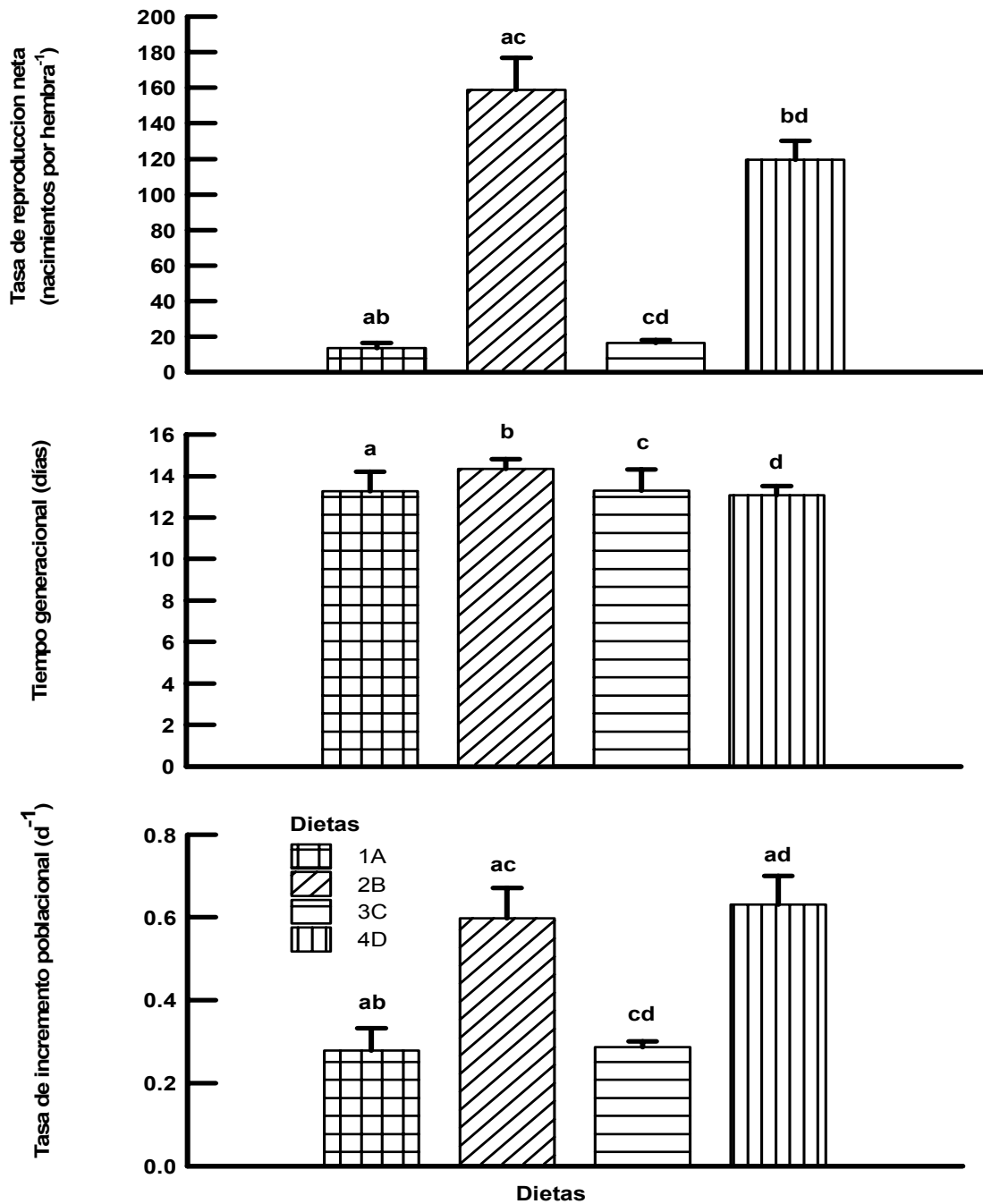


Fig. 10. Parámetros seleccionados de la historia de vida del copépodo *Acanthocyclops americanus* al ser alimentadas con diferentes mezclas y concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y *Brachionus havanaensis*. Los parámetros que presentan letras del alfabeto similares presentan diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$, prueba de Tukey).

PROMEDIO DE VIDA (macho)					
Origen de variación	SS	df	MS	F	p
Entre las dietas	4329.64	1	4329.64	751.8912	0
Dentro de las dietas	152.54	3	50.847	8.8301	0.002304**
Total	69.1	12	5.758		
PROMEDIO DE VIDA (hembra)					
Origen de variación	SS	df	MS	F	p
Entre las dietas	6748.623	1	6748.623	271.6017	0
Dentro de las dietas	51.487	3	17.162	0.6907	0.284686 ns
Total	298.17	12	24.847		
ESPERANZA DE VIDA AL NACER					
Origen de variación	SS	df	MS	F	p
Entre las dietas	5094.391	1	5094.391	596.8386	0
Dentro de las dietas	36.412	3	12.137	1.422	0.284686 ns
Total	102.427	12	8.536		
TASA DE REPRODUCCION BRUTA					
Origen de variación	SS	df	MS	F	p
Entre las dietas	287432.9	1	287432.9	145.7041	0
Dentro de las dietas	176002.6	3	58667.5	29.7395	0.000008***
Total	23672.6	12	1972.7		
TASA DE REPRODUCCION NETA					
Origen de variación	SS	df	MS	F	p
Entre las dietas	95156.83	1	95156.83	212.1356	0
Dentro de las dietas	64802.27	3	21600.76	48.1551	0.000001***
Total	5382.79	12	448.57		
TIEMPO DE GENERACION					
Origen de variación	SS	df	MS	F	P
Entre las dietas	2916.415	1	2916.415	1262.419	0
Dentro de las dietas	4.04	3	1.347	0.583	0.6375ns
Total	27.722	13	2.31		
TASA DE INCREMENTO POBLACIONAL					
Origen de variación	SS	df	MS	F	p
Entre las dietas	3.220858	1	3.220858	243.2935	0
Dentro de las dietas	0.442418	3	0.147473	11.1396	0.000877***
Total	0.158863	12	0.013239		

Tabla 3. Análisis de varianza (ANOVA), de los parámetros obtenidos de las tablas de vida de *Acanthocyclops americanus* (ver figuras 8 y 9). Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro cohortes, *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, ns no significativa.

DISCUSIÓN

Las hembras del copépodo *Acanthocyclops americanus* presentes en el Lago Huetzalin tuvieron un gran número de huevos y por lo tanto una eclosión alta de nauplios, lo que nos indica que esta especie presenta una fecundidad alta, aunque al pasar de los primeros estadios como nauplio a copepodito la supervivencia de los organismo se ve severamente afectada, observándose una disminución en su densidad en el cuerpo de agua. La reproducción que se da en el lago es constante ya que se encuentran nauplios durante todos los meses de muestreo, pero donde se tiene el mayor número de huevos por hembra es en abril, agosto y noviembre.

Los datos obtenidos en campo se pueden corroborar con los obtenidos en condiciones de laboratorio, ya que se observa que la fecundidad es alta cuando está presente *B. havanaensis*, aunque el número de huevos por hembra y la frecuencia de las eclosiones aumenta al estar el rotífero en altas densidades. El número de individuos que en estadio nauplio pasan a copepodito 1 es muy bajo, siendo en ésta etapa vulnerables a los cambios ambientales como la temperatura (ver Figs. 3 y 12 del capítulo 1) y aunque aumenta su sobrevivencia cuando hay concentraciones altas de alga *Scenedesmus acutus* en laboratorio, son muy pocos los individuos que pasan a ser copepoditos. En otros estudios tanto de campo como de laboratorio se ha demostrado que la sobrevivencia de nauplios de muchas especies de copépodos incluyendo a *Acanthocyclops* no es favorable. (Santer y Lampert, 1995).

En los individuos que pasan de estadio nauplio a copepodito 1, la esperanza vida aumenta, debido a que en esta fase de desarrollo los organismo se empiezan a alimentar de presas como *B. havanaensis*. La duración en días de cada estadio de nauplio a copepodito 5, se ve reducido cuando las concentraciones de alga y presa son altas, porque al haber una alta disponibilidad de alimento los organismos invierten su energía en el desarrollo de su cuerpo, es decir pasar en pocos días de un estadio nauplio a uno copepodito.

Los adultos machos y hembras presentan una sobrevivencia y esperanza de vida altas durante la realización del experimento, la cual cuando hay una alta concentración de presas y algas se verá beneficiada.

Durante todos los estadios de desarrollo de *A. americanus*, la alta concentración de alga y presas hacen que un mayor número de organismo de la cohorte inicial pasen a otras edades, la esperanza vida aumenta y en el caso de las hembras la tasa de reproducción bruta y neta es eleva, así como tasa de incremento poblacional. Muchas especies de copépodos ciclopoideos necesitan de dos o más semanas para alcanzar la fase adulta (Dussart y Defaye, 2000), en el presente estudio alcanzaron la fase adulta a las 4 semanas, aunque este tiempo disminuyó en concentraciones altas de alimento.

Los datos analizados de los parámetros de la tabla de vida, indican que las etapas de desarrollo del ciclo de vida del copépodo *A. americanus* depende de una alta disponibilidad de presas como la especie *B. havanaensis* y algas como la especie *S. acutus*, ya que así no solo se asegura que allá un adecuado desarrollo morfológico y poblacional del copépodo que no sólo le permita sobrevivir, sino también que *A. americanus* no se coma a sus nauplios o copepoditos.

Su posición como especie depredadora dentro de la comunidad encontrada en el Lago Huetzalin, hace que su influencia afecte las poblaciones de especies abundantes en el sistema como *B. havanaensis*, ya que entre mayor sea su abundancia el depredador se alimentara de ella porque la encuentra fácilmente y esto facilita su ingestión. Si *A. americanus* presenta un ciclo de vida más corto, altas tasas de reproducción bruta y neta requerirá que la disponibilidad de alimento sea alto en el cuerpo de agua en el que se encuentre, además de que si por efecto de la depredación la abundancia de especies dominantes disminuye, haya en el medio una amplia disponibilidad de especies presa (alta diversidad) que pueda usar como recurso y así ampliar su nicho efectivo dentro de la comunidad.

CONCLUSIONES

- ☞ *Acanthocyclops americanus* presentó una mortalidad del 80% en el paso de nauplio 1 a copepodito 1.
- ☞ Las dietas elaboradas con bajas concentraciones de alga *Scenedesmus acutus* y de presa *Brachionus havanaensis* (rotífero) no favorecieron la supervivencia y reproducción, además de que la tasa de incremento poblacional fue baja.
- ☞ La supervivencia, reproducción y las tasas de incremento poblacional, bruta y neta de *Acanthocyclops americanus* se vieron favorecidos en las concentraciones altas de alimento y con la presencia de la presa.
- ☞ Es indispensable que un depredador como *Acanthocyclops americanus*, tenga una presa como la especie *Brachionus havanaensis* en su alimentación, ya que esto asegura una supervivencia y reproducción favorables.
- ☞ Los datos observados en campo y los obtenidos en el laboratorio confirman que *Acanthocyclops americanus* es una especie que tiene una fecundidad alta pero también una sobrevivencia baja en los primeros estadios de su vida.
- ☞ La supervivencia y reproducción de *Acanthocyclops americanus* si se ve afectada por la concentración y tipo de dieta, en campo y laboratorio.
- ☞ El desarrollo óptimo de la especie *A. americanus* se ve favorecido por la alta concentración de presa y alga, por lo tanto la hipótesis planteada es aceptada ya que la su supervivencia y reproducción depende de su alimentación.

CAPÍTULO 4

FACTORES BIÓTICOS: Crecimiento poblacional de *Brachionus havanaensis* en presencia de *Acanthocyclops americanus* (depredador).

INTRODUCCIÓN

Dentro de los factores bióticos que se presentan en el medio está la depredación, que puede ser una interacción determinante en la estructura de una comunidad, ya que afectan a las poblaciones de las especies que la componen (Whittaker, 1975). En el caso particular de los rotíferos se tienen especies que presentan una demanda energética baja y otras alta, las especies con un metabolismo bajo pueden desarrollarse favorablemente en medios con baja disponibilidad de alimento, pero la abundancia de sus poblaciones estarán determinadas por la presencia de depredadores, efecto del control descendente o “top-down”, en la trama trófica. (Stemberger y Gilbert, 1985; Walz, 1993). La depredación puede modificar o reestructurar a la comunidad al presentarse en el control descendente un consumo alto de presas dominantes en el cuerpo de agua, estas especies dominantes a su vez liberaran espacio que podrán ocuparlo otras especies del zooplancton que no son fuertes competidoras, aumentando la diversidad del sistema (Lampert y Sommer, 1997).

Las presas han desarrollado estrategias para evitar la depredación, una de ellas consiste en si el depredador está presente la presa va a invertir su energía metabólica en la reproducción, es decir que aceleran su crecimiento poblacional, así el depredador tendrá tanta disponibilidad de alimento que no podrá llegar a extinguir a la especie. Otra respuesta es que invierta su energía en el crecimiento de su cuerpo, es decir entre más rápido alcancen una talla grande es menos probable que puedan ser manipulados e ingeridos por los depredadores (Lampert y Sommer, 1997). Algunas especies de rotíferos presentan ciclomorfosis que es un fenómeno que puede ocurrir por cambios ambientales o por la presión de la depredación, y consiste en el desarrollo de estructuras de resistencia, espinas u otro tipo de ornamentaciones en su cuerpo, que impiden que los

depredadores las puedan manipular e ingerir, estos cambios no se presentan en los organismos sujetos a la presión, sino en la siguiente generación (Serra *et al.*, 1997; Pigliucci, 2001). En el caso de los rotíferos hay dos fuertes limitantes para ambas respuestas, que son el tamaño de puesta “clutch size” y la presencia de eutelia (Stelzer, 2005). El primero se refiere a que una hembra puede tener un solo huevo a la vez, y el segundo a que un organismo ya nace con un número fijo de células las cuales solo crecerán hasta cierto límite pero no se duplicarán. Aun así, las presas desarrollan estrategias que al paso del tiempo impiden que sus poblaciones sean extinguidas por un consumo elevado de sus poblaciones (Lampert y Sommer, 1997)

Dentro de los primeros estudios de *Brachionus havanaensis* en México están los registros taxonómicos realizados por Osorio (1942), aunque estudios recientes han ampliado el conocimiento sobre su distribución en cuerpos de agua de México (Sarma, 1999; Sarma y Elias 1999; Torres y Perez, 2002; Enríquez, 2004; Dominguez, 2006), llegándose a considerar a esta especie de amplia distribución para el país. En el Lago Huetzalin, en Xochimilco, se observó que *Brachionus havanaensis* fue una de las especies con más presencia y altas abundancias durante el año de muestreo. También se determinó que la temperatura es uno de los factores abióticos que influyen su abundancia dentro del sistema (ver Fig. 12 del capítulo 1). Pero no solo la temperatura afecta a su población, ya que el copépodo *Acanthocyclops americanus* presentó una alta tasa de consumo de *Brachionus havanaensis* (ver capítulo 2). Los cambios de temperatura y la presencia de un depredador hacen que la población de *Brachionus havanaensis* responda de diferente manera a estas presiones (Pavón *et al.*, 2007; Enríquez *et al.*, 2007), por ello se decidió realizar experimentos donde se observara el efecto de la depredación que ejerce el copépodo *Acanthocyclops americanus* sobre la población de *Brachionus havanaensis*.

HIPÓTESIS

Debido a que el copépodo depredador *Acanthocyclops americanus* presenta un alto consumo de la presa *Brachionus havanaensis*, se espera que al estar juntas las dos especies, la presa responda a la presión de la depredación con un rápido y alto crecimiento poblacional.

OBJETIVO

- Analizar el efecto que el copépodo depredador *Acanthocyclops americanus* ejerce sobre la población de *Brachionus havanaensis*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se preparo una dieta con una concentración de alga *S. acutus* de 1.6×10^6 cels ml⁻¹ en 100 ml de medio EPA (Anónimo, 1985).

En esta dieta se puso 1 individuo por ml. del rotífero *B. havanaensis* para observar el crecimiento de su población en diferentes circunstancias, sin depredador y con depredador, quedado de la siguiente manera:

B. havanaensis sin depredador (control).

B. havanaensis con depredador (20 nauplios 1-6 total).

B. havanaensis con depredador (2 copepoditos en estadio 3 y 4).

B. havanaensis con depredador (2 adultos machos).

B. havanaensis con depredador (2 adultos hembras/sin huevos).

Las concentraciones de los depredadores se mantuvieron constantes durante todo el experimento; en el caso de las hembras se retiraron al presentar huevos y se reemplazaron a los organismos muertos o a los que pasaron a otro estadio.

Se contaron diariamente a los individuos de *B. havanaensis* y se les cambió el medio. De cada tratamiento se tuvieron 4 réplicas. Con los datos obtenidos se determinó el crecimiento poblacional, elaborándose las curvas de densidad poblacional y se calculó la tasa de crecimiento poblacional (r), usando la ecuación de crecimiento exponencial:

$$r = (\ln N_t - \ln N_o) / t$$

Donde: N_o = densidad poblacional inicial, N_t = densidad poblacional al tiempo t , t = tiempo en días, (Krebs, 1985); utilizando el programa Microsoft Office Excel 2003.

Se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) de un factor para cuantificar la diferencia de los tratamientos con la tasa de crecimiento poblacional con el programa Statistica 6.0.

Al finalizar los experimentos se fijó con formalina al 10 % a 100 individuos de *B. havanaensis* y se les midió el ancho del cuerpo, la longitud de sus espinas anteriores, la longitud de su espina posterior (la más larga) y la longitud total del cuerpo. Con los datos obtenidos se realizó una ANOVA (con el programa Statistica) para ver si había una diferencia significativa al estar presente o no el depredador.

Con los mismos datos se determinó el coeficiente de correlación (β) y el valor de p entre las siguientes variables:

- Longitud total del cuerpo y ancho del cuerpo.
- Longitud total del cuerpo y longitud de la espina posterior.

RESULTADOS

Las curvas de crecimiento poblacional del rotífero *B. havanaensis* presentaron su máximo crecimiento al día 30, tanto en ausencia como en presencia del depredador *A. americanus*. A pesar de esto hubo diferencias entre las densidades alcanzadas al día 30, ya que sin depredador, *B. havanaensis* alcanzó un crecimiento poblacional de 393 ind. ml⁻¹, mientras que en presencia de nauplios y copepoditos el crecimiento fue de 383 y 264 ind. ml⁻¹ respectivamente, observándose con ello, que la presencia del depredador en sus primeros estadios de desarrollo afecta el crecimiento del rotífero *B. havanaensis* (Fig. 1).

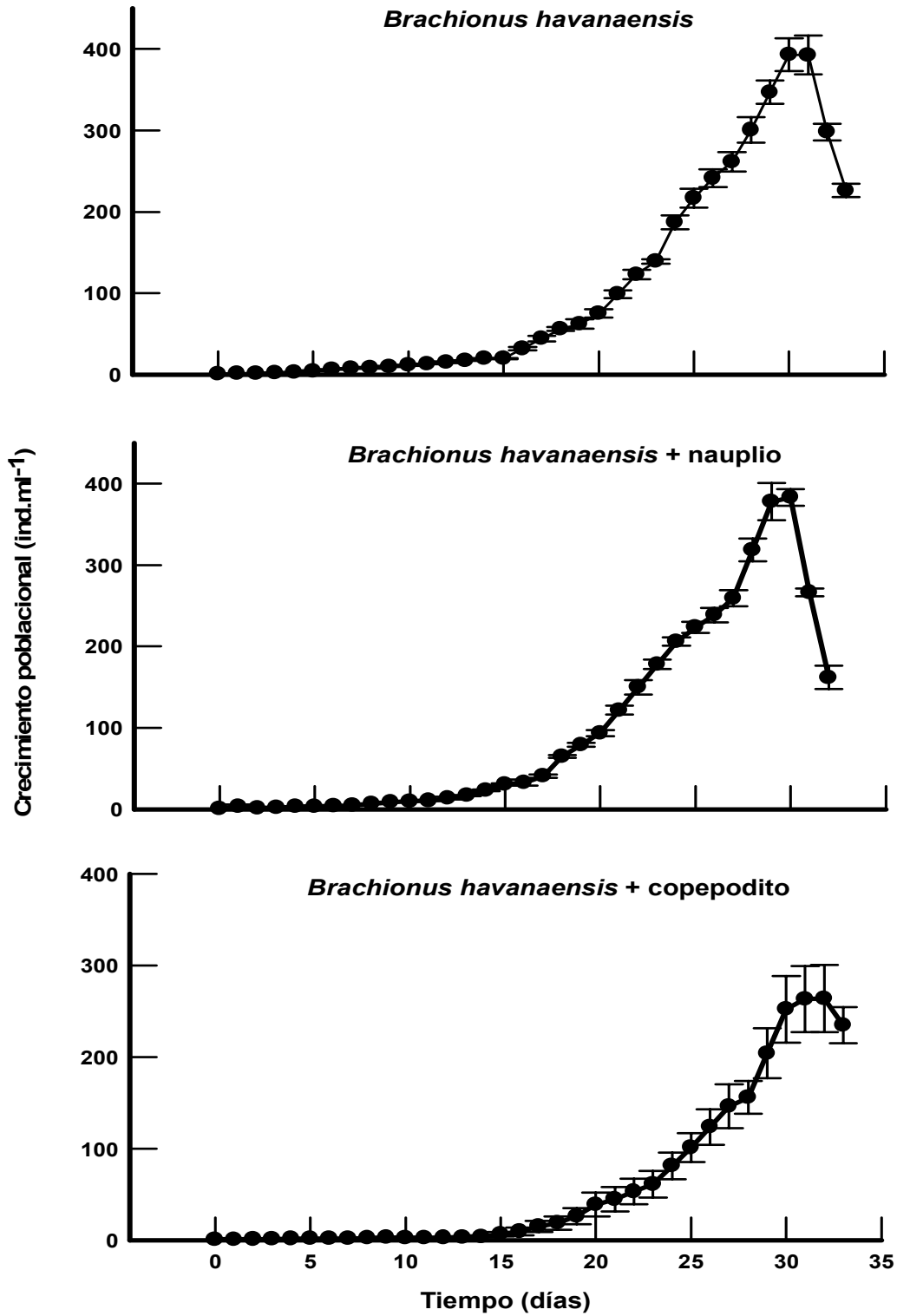


Fig. 1. Curvas del crecimiento poblacional de *Brachionus havanaensis*, sin depredador, con depredadores nauplios y con depredadores copepodito. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro replicas.

Cuando se realizó el mismo diseño experimental, pero utilizando copépodos adultos machos y hembras de *A. americanus*, el resultado fue que al cuarto y segundo día respectivamente, los depredadores adultos consumieron totalmente los individuos de *B. havanaensis*.

Acanthocyclops americanus es una especie voraz en su forma adulta, y particularmente las hembras fueron las que más rápidamente consumieron al rotífero impidiendo que la población creciera (Fig. 2).

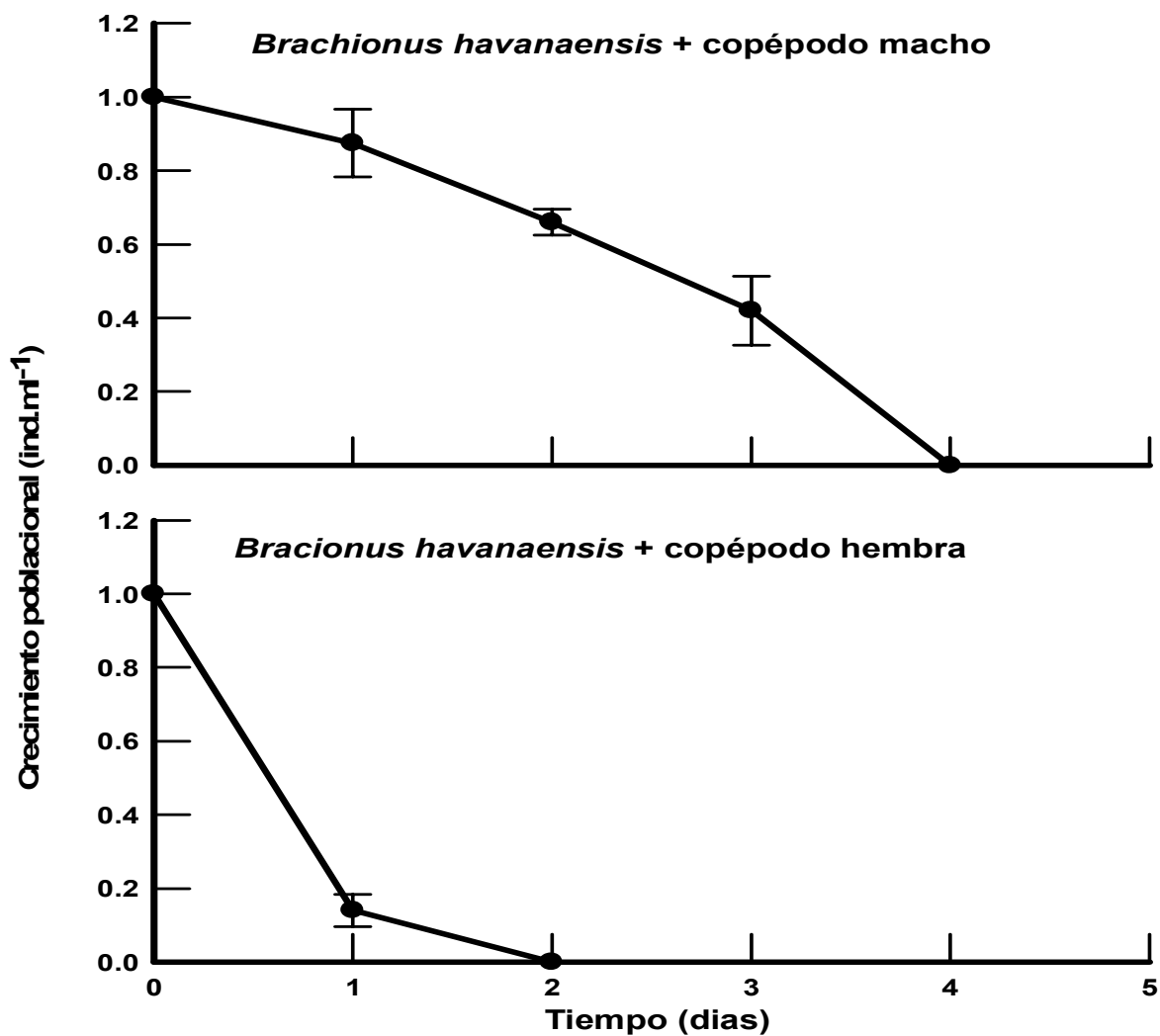


Fig. 2. Curvas del crecimiento poblacional de *Brachionus havanaensis* en presencia de *A. americanus* adultos machos y hembras. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro réplicas.

En las tasas de crecimiento poblacional se puede observar que hay una diferencia significativa ($p < 0.01$) (Tabla 1), ya que las tasas obtenidas en presencia del depredador en fase adulta macho y hembra fueron negativas (Fig. 3). En las tasas de crecimiento de *B. havananensis* sin depredador y con depredadores nauplio y copepodito fueron positivas, es decir hubo crecimiento en las poblaciones de *B. havananensis* (Fig. 3). En la tabla 1 se observa una diferencia significativa ($p < 0.01$).

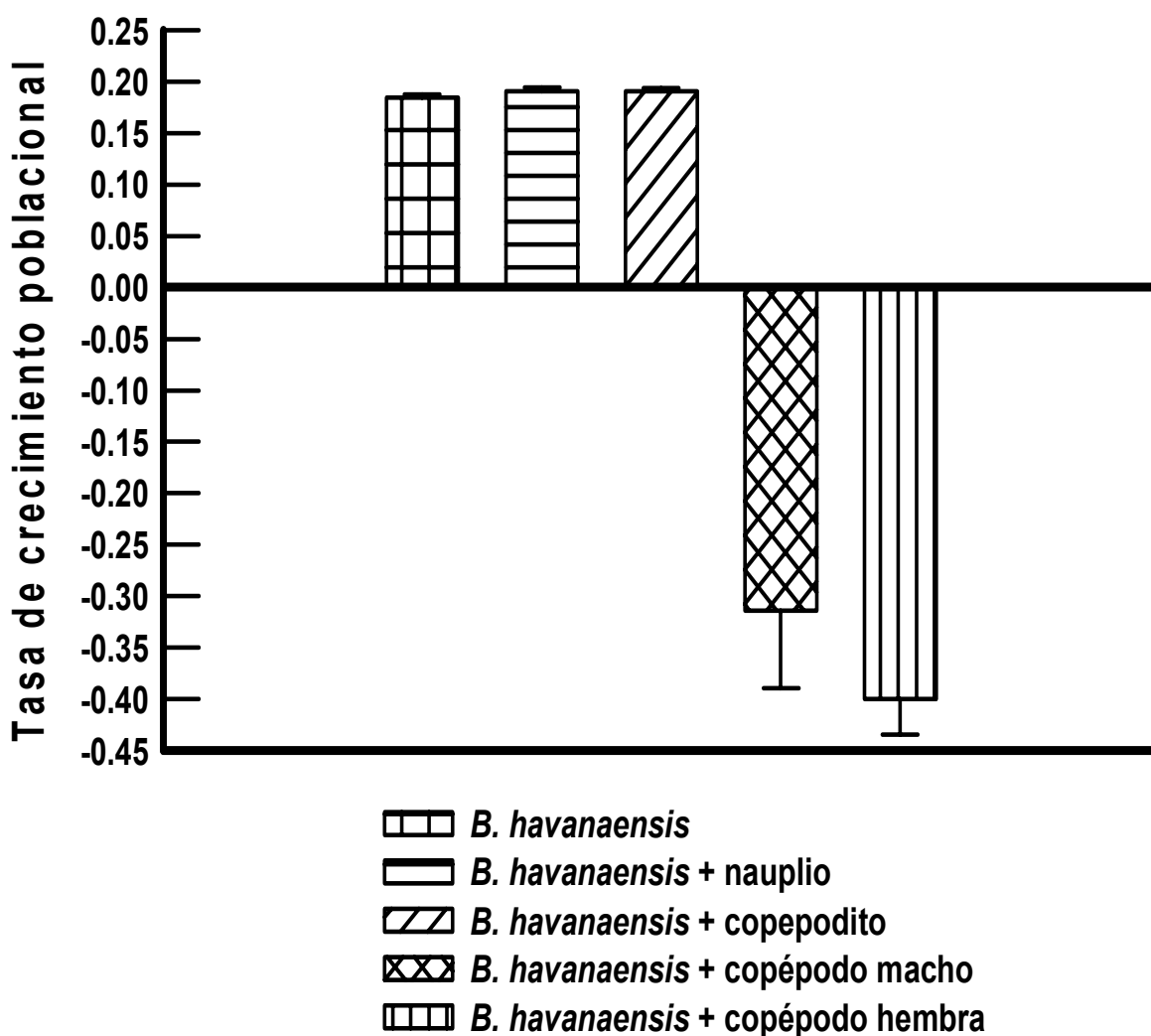


Fig. 3. Histograma de las tasas de crecimiento poblacional de *Brachionus havananensis*, sin depredador, con depredador (nauplio) y con depredador (copepodito). Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro replicas.

	SS	df	MS	F	P
Entre los tratamientos	147.059	1	147.059	125	0
Dentro de los tratamientos	20	2	10	8.5	0.00276**
Total	20	17	1.1765		

Tabla 1. Análisis de varianza (ANOVA), de la tasa de crecimiento poblacional de *Brachionus havanaensis*. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de cuatro replicas. $p < 0.01^{**}$.

La longitud total del cuerpo de *B. havanaensis* sin depredador fue de $218.15 \pm 1.2 \mu\text{m}$ y con depredador fue de $219.25 \pm 2.5 \mu\text{m}$ en presencia de nauplio y de $219.82 \pm 2.3 \mu\text{m}$ en presencia de copepoditos (Fig. 4). En cuanto al ancho del cuerpo de la presa se observó una diferencia significativa ($p < 0.001$) (Tabla 2) entre los tres diferentes tratamientos ya que el control tuvo $93.32 \pm 7.21 \mu\text{m}$, mientras que con depredadores nauplio y copepodito se obtuvo $86.6 \pm 1.10 \mu\text{m}$ y $96.78 \pm 5.79 \mu\text{m}$ respectivamente (Fig. 4). En la longitud de ambas espinas, la anterior y la posterior no hubo una diferencia significativa en presencia o ausencia del depredador ($p > 0.05$) (Fig. 4 y Tabla 2).

Brachionus havanaensis

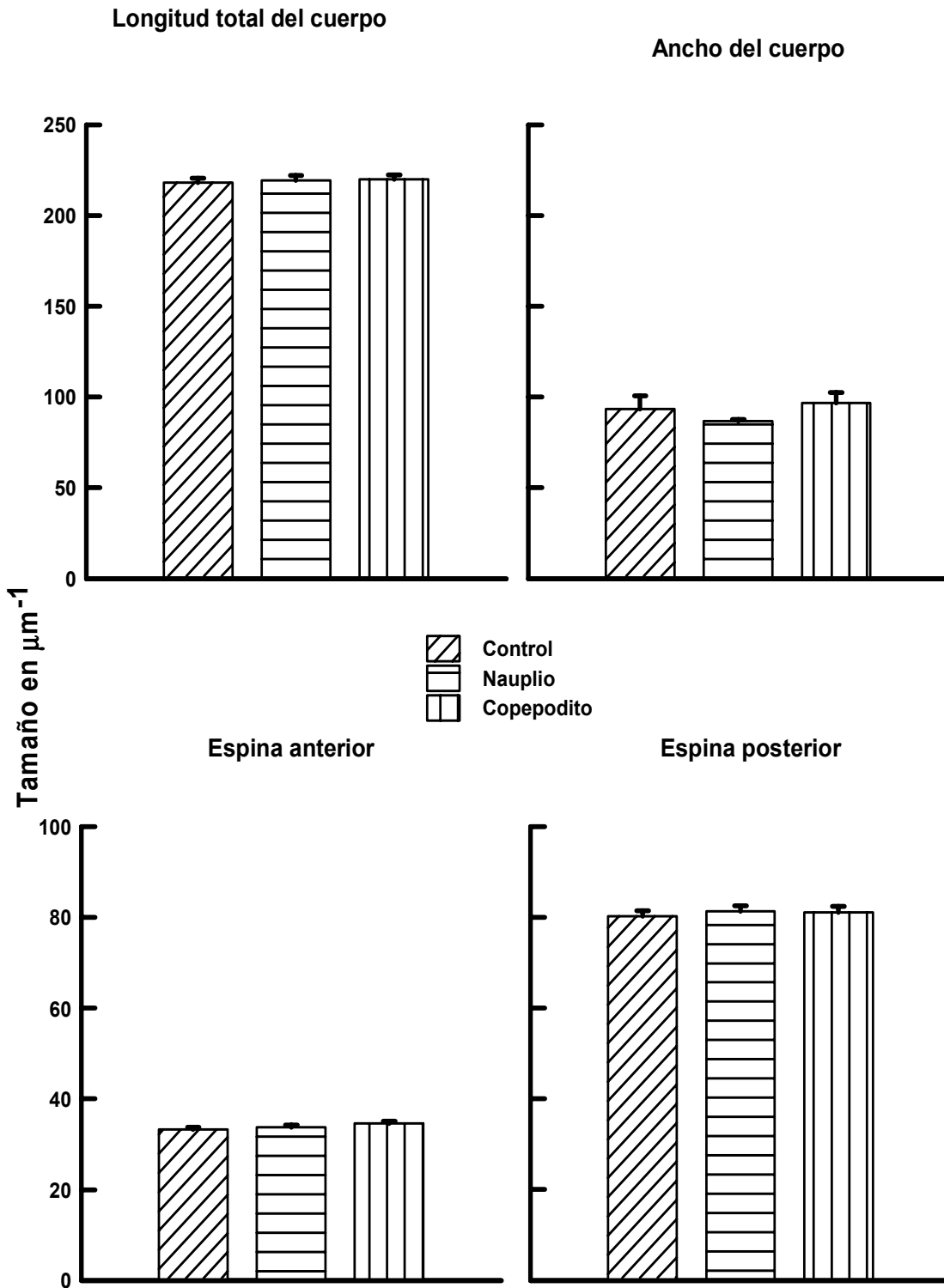


Fig. 4. Histogramas de la longitud total del cuerpo, ancho del cuerpo, espina anterior y posterior. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de 100 individuos.

LONGITUD TOTAL DEL CUERPO

Origen de variación	SS	df	MS	F	P
Entre los tratamientos	591.9691	1	591.9691	993.0865	0
Dentro de los tratamientos	49.5306	48	1.0319	1.7311	0.003384 **
Error	117.0388	297	0.5961		

ANCHO DEL CUERPO

Origen de variación	SS	df	MS	F	P
Entre los tratamientos	423.4296	1	423.4296	715.4717	0
Dentro de los tratamientos	37.7792	26	1.453	2.4552	0.000151***
Error	188.7902	319	0.5918		

ESPINA ANTERIOR

Origen de variación	SS	df	MS	F	P
Entre los tratamientos	166.8747	1	166.8747	260.8638	0
Dentro de los tratamientos	13.5491	12	1.1291	1.765	0.052777 n.s
Error	213.0202	333	0.6397		

ESPINA POSTERIOR

Origen de variación	SS	df	MS	F	P
Entre los tratamientos	397.5478	1	397.5478	633.8644	0
Dentro de los tratamientos	26.4986	26	1.0192	1.625	0.030016**
Error	200.0708	319	0.6272		

Tabla 2. Análisis de varianza (ANOVA), de la longitud total del cuerpo, ancho del cuerpo, longitud de la espina anterior y posterior de *Brachionus havanaensis*. Los valores representan el promedio \pm la desviación estándar de 100 individuos. $p < 0.001$ ***, $p < 0.01$ ** , $p < 0.05$ ** , n.s. no significativo.

En los análisis de correlación entre el ancho y la longitud del cuerpo de *B. havanaensis* se puede observar que en ausencia del depredador no hay una correlación significativa ($p>0.05$), pero si la hay al estar presente *A. americanus* en estadio nauplio ($p<0.001$), aunque cuando está presente el copépodo en su estadio como copepodito no se presentó una correlación significativa ($p>0.05$). En el caso de la correlación entre la longitud de la espina posterior más larga y la longitud total del cuerpo, se puede ver que hay una correlación significativa ($p<0.001$) sin depredador y con depredador (copepodito), mientras que la correlación con depredador en fase nauplio fue de $p>0.5$ (Fig. 5).

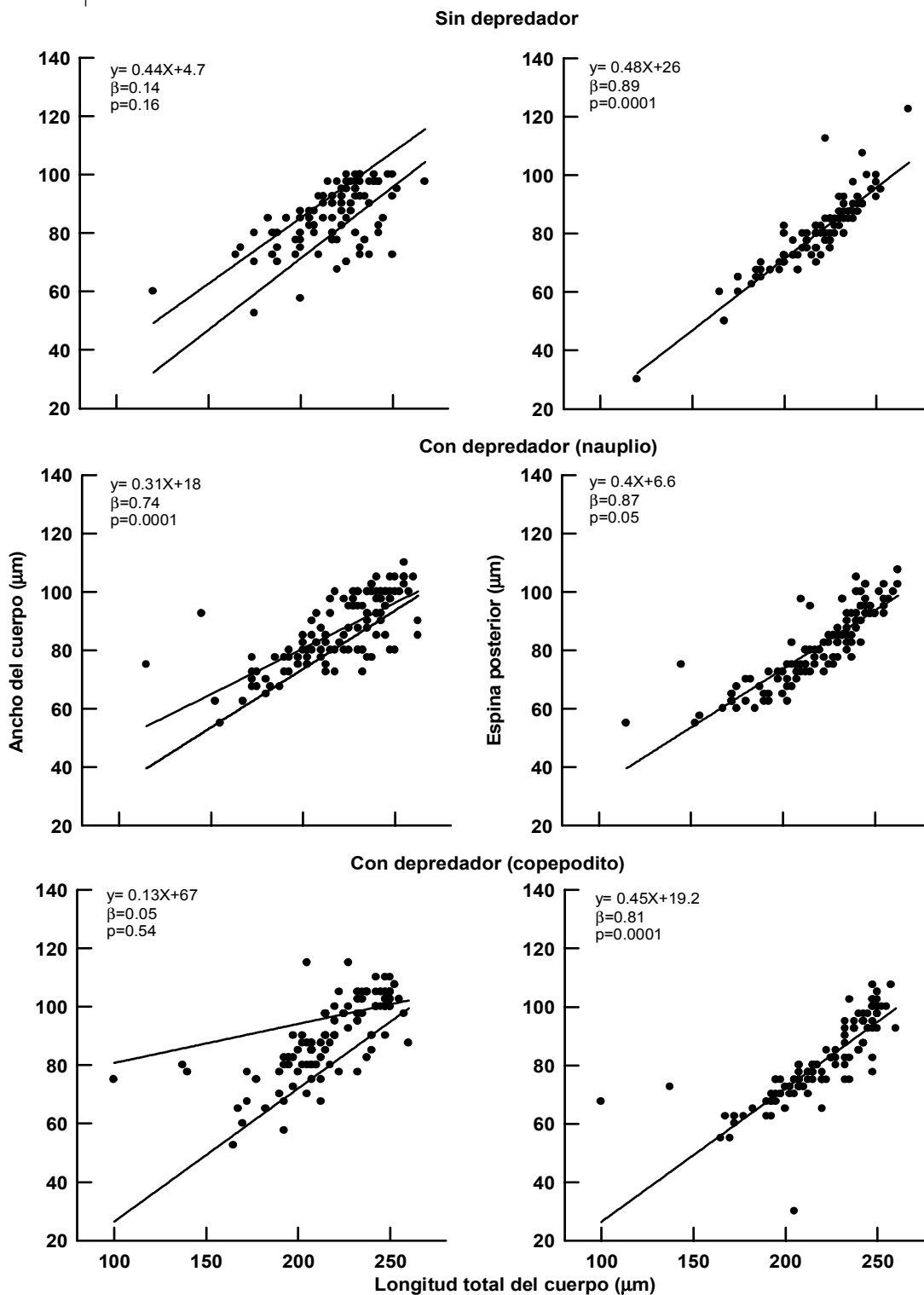


Fig. 5. Correlación entre la longitud total y el ancho del cuerpo y entre la longitud total y la espina posterior más larga de *Brachionus havanaensis*. En ausencia y presencia del depredador (nauplio y copepodito) *Acanthocyclops americanus*.

DISCUSIÓN

Brachionus havanaensis es afectado de manera negativa al estar presente el copepodo *A. americanus*, el rotífero es altamente consumido y su población no crece, sobre todo cuando está presente del copepodo en su fase adulta, siendo las hembras de *A. americanus* mas voraces que los machos. Aunque, ambos estadios extinguieron a *Brachionus havanaensis* en los experimentos de laboratorio. Esto no quiere decir que en los cuerpos de agua el copepodo depredador pueda llegar a extinguir a *B. havanaensis*, ya que *A. americanus* tiene la capacidad de alimentarse de otras especies que se encuentran en su nicho como algas (ver capitulo 2), otras especies de rotíferos (Brandl, 2005), cladóceros (Gliwicz y Umana, 1994; e incluso nauplios de su misma especie (Gabriel, 1985).

La presión del depredador *A. americanus* en estadios nauplio fue muy diferente a la que presentó en su fase adulta, ya que la tasa de crecimiento poblacional del rotífero fue similar en ausencia del depredador y en presencia de nauplios, indicando que en estadio nauplio *A. americanus* aun no es estrictamente un depredador. Sin embargo, habría que hacer un estudio más amplio y detallado para ver si en los estadios de nauplio 4, 5 y 6 que es cuando su talla aumenta considerablemente aun es filtrador o ya empieza a ingerir presas.

En el experimento donde *B. havanaensis* es expuesto a la presencia de *A. americanus* en sus fases de copepodito 3 y 4 se observa que la tasa de crecimiento es igual a la del tratamiento con nauplios, pero la densidad máxima ya se ve afectada porque los copepoditos empiezan a ingerir a *B. havanaensis* gracias a que los nauplio estadio 6 se convierten en copepodito 1 y desarrollan más estructuras bucales y apéndices locomotores que les permiten manipular e ingerir con facilidad a las presas (Dussart y Defaye, 1995). En los cuatro diferentes tratamientos: con depredador nauplio, copepodito, adulto macho y hembra no se observó una respuesta por parte de la presa, es decir no hubo una inversión de energía en la reproducción sobre todo en los dos últimos tratamientos porque la población nunca tiene oportunidad de reproducirse, ya que *B. havanaensis* es totalmente consumido. Sin embargo, sí el depredador no está presente y *B. havanaensis* es solo expuesto a las caimonas que produce el depredador *A. cf. robustus* adulto hembra (*A. americanus*) se observa que las tasas de crecimiento poblacional se incrementan al igual que su fecundidad (Enríquez *et al.*, 2007). Esto quiere decir que la respuesta a la presencia del depredador es

el crecimiento de la población de *B. havanaensis*, pero que el copépodo en fase adulta puede disminuir considerablemente dicha población.

En presencia de nauplios, la población de *B. havanaensis* no se incrementa por lo cual podemos decir que aun no hay un estímulo por las ciliomonas, es decir los nauplios no segregan estas sustancias. Aunque es necesario ampliar esta información con estudios que demuestren en que etapa de desarrollo los copépodos empiezan a segregarse estas sustancias.

Por otro parte, la población de *B. havanaensis* también presentó otra respuesta ante la presión ejercida por el depredador, y está se observó en su morfología. Las medidas de la longitud total del cuerpo, la longitud de las espinas anteriores y posteriores no se vieron afectadas con la presencia del depredador, pero el ancho del cuerpo de *B. havanaensis* sí presentó una diferencia significativa entre los tratamientos, siendo más ancho el cuerpo cuando está presente el depredador en fase de copepodito 3 y 4.

La presencia de depredadores como el rotífero *Asplanchna girodi* (Pavón *et al.*, 2007) y *A. cf. robustus* adulto hembra (*A. americanus*) (Enríquez *et al.*, 2007) (Anexo 5), hacen que *B. havanaensis* modifique el ancho y la longitud de su cuerpo, así como el tamaño de sus espinas posteriores, presentándose una correlación positiva, es decir que el crecimiento es directamente proporcional en cuanto al largo y ancho del cuerpo. En el análisis de correlación que se realizó en este estudio nos indica que al menos en presencia del depredador en sus fases de nauplio y copepodito hay una correlación positiva entre la longitud del cuerpo y la longitud de la espina posterior (crecimiento isométrico), es decir que la presencia de *A. americanus* promueve que las espinas de *B. havanaensis* tengan una longitud mayor, para evitar la depredación.

Ambas estrategias para evitar la depredación se manifestaron en las poblaciones experimentales de *B. havanaensis*, y sería recomendable realizar más estudios de laboratorio para poder observar cual de las dos se expresa primero, cual es la que representa una inversión energética menos costosa y por lo tanto cual es la más eficaz, además de determinar cómo se presentan en un sistema natural.

La depredación que ejerce el copépodo *A. americanus* sobre el crecimiento poblacional de *B. havanaensis* en condiciones de laboratorio se puede observar también en campo, ya que en los meses donde fue poco abundante el rotífero, se presentó una alta abundancia del depredador, es decir la alta disponibilidad de *B. havanaensis* en el Lago Huetzalin, la hacía

una presa fácil del copépodo. Los datos obtenidos en los capítulos 2, 3 y este último nos demuestran que *A. americanus* es una especie dominante y muy voraz, que por medio de la depredación que ejerce sobre las poblaciones de las especies de zooplancton puede llegar a determinar la abundancia e incluso la presencia de algunas especies en la comunidad.

CONCLUSIONES

- ☞ *Acanthocyclops americanus* en su estadio de adulto hembra y macho es un depredador muy voraz, ya que consumió en su totalidad la población inicial de *Brachionus havanaensis*, en laboratorio.
- ☞ El crecimiento poblacional de *Brachionus havanaensis* no se ve afectado al estar presente el depredador en estadios nauplio.
- ☞ Los estadios de copepodito 3 y 4 disminuyen el crecimiento poblacional del rotífero *Brachionus havanaensis*, ya que en estas etapas de desarrollo empiezan a consumir presas.
- ☞ Se observó una diferencia significativa en el ancho del cuerpo de *Brachionus havanaensis* con y sin depredador, es decir presenta mayor amplitud en cuanto al ancho del cuerpo en presencia del depredador.
- ☞ La hipótesis que se planteó en este capítulo se rechaza, ya que no se observa que la poblaciones de *Brachionus havanaensis* crezcan o presenten una reproducción acelerada por la presencia del depredador
- ☞ *Brachionus havanaensis* presenta otra estrategia, como la modificación de su cuerpo, es decir aumenta el tamaño (ancho) de éste, para evitar la depredación

DISCUSIÓN GENERAL

La composición de la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin, que forma parte del complejo de canales de Xochimilco y que está ubicado en una zona de transición climática, estuvo formada por 53 especies de marzo del 2005 a febrero del 2006, de las cuales 2 fueron de la Clase copépoda, 9 del Suborden Cladocera y 42 del Phylum Rotifera, además la diversidad del Lago Huetzalin fue alta. Al analizar las abundancias de las 53 especies con el modelo de Olmstead-Tükey, se encontró que las especies dominantes fueron *Brachionus angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, ***B. havanaensis***, *B. quadridentatus*, *Keratella cochlearis*, *Platias quadricornis*, *Lepadella rhomboides*, *L. patella*, *Lecane bulla*, *L. closterocerca*, *Cephalodella catellina* y *Polyarthra vulgaris*.

La caracterización ambiental y la composición de las especies en el lago nos permitieron determinar la influencia que tienen los factores abióticos sobre las poblaciones de las especies encontradas. Como al haber una alta producción fitoplancton durante todo el año de muestreo, por la alta disponibilidad de nutrientes (control ascendente “bottom-up”), se generó que la diversidad de especies también fuera alta (Esteves, 1988, Lampert y Sommer, 1997). En el caso particular del rotífero *Brachionus havanaensis* se determinó que su abundancia disminuye al presentarse temperaturas por arriba de los 21°C, lo cual indica que su población esta influenciada por dicho factor.

La hipótesis planteada en el capítulo 1 se cumple sólo parcialmente para algunas de las especies dominantes como *B. havanaensis*, ya que no todas responden de la misma manera a los cambios ambientales del Lago Huetzalin, debido a que éste lago no presenta una fluctuación ambiental cómo la presente en los lagos de la zona templada, por estar ubicado en la zona neotropical (Lewis, 1996), la cual se caracteriza por ser una zona de transición entre el clima templado y el tropical, donde no se presenta una marcada estacionalidad (primavera, verano, otoño e invierno), ya que la temperatura ambiental que se presentó fue de 17 a 33°C y las temperaturas más bajas están relacionadas con la temporada de lluvias. Por lo tanto, la sucesión estacional de especies planctónicas determinada por factores como la temperatura y la disponibilidad de nutrientes (Margalef, 1993; Wetzel, 1981, Lampert, 1997) en el medio no se observa. La influencia de los factores abióticos en lagos neotropicales o tropicales es más específica para cada especie.

La depredación que ejerce el copépodo depredador *Acanthocyclops americanus* sobre la población del rotífero *B. havanaensis* fue presentada en los capítulos 2 y 4, en donde se concluyó que *Acanthocyclops americanus* es una especie muy voraz en su fase adulta, que puede consumir organismo de tallas grandes como el cladóceros *Moina micrura*, especies abundantes en los cuerpos de agua como *B. havanaensis* e incluso practica el canibalismo con sus nauplios y copepoditos. La capacidad alimenticia de *A. americanus* depende de la disponibilidad del alimento en el medio, así como de su capacidad para obtenerlo, específicamente se observó que *A. americanus* adulto (hembra) y nauplio tenían una diferencia significativa en su tasa de consumo del alga *S. acutus*, ya que a mayor talla corporal la tasa de consumo aumentaba. *B. havanaensis* y *M. micrura* fueron consumidas favorablemente, aunque su preferencia por alimentarse de *B. havanaensis* fue más alta.

El efecto que tuvo el copépodo depredador *A. americanus* sobre la población de *B. havanaensis* fue negativo, porque al estar presente físicamente el depredador en su fase como adulto macho y hembra, terminó por consumir en su totalidad a la población inicial del experimento, aunque las hembras de *A. americanus* fueron ligeramente más voraces, lo cual se le puede atribuir a que invierten la mayor parte de su energía en tener un tamaño corporal grande, reproducirse y cargar con los huevos hasta que eclosionen. La presencia de nauplios no afectó el crecimiento poblacional, ya que en estos estadios no consume presas, además de que aun no empiezan a secretar kairomonas que son considerados como infoquímicos, es decir las presas al detectar estas sustancias sienten la presencia del depredador. Al ser detectadas las kairomonas en el medio hacen que las presas respondan ante la presión de la depredación acelerando su crecimiento poblacional. Cuando estuvo presente el depredador en su fase de copepodito no se observó que hubiera una estimulación de su crecimiento como población, pero si empezó a consumir a *B. havanaensis*. La estrategia que presentó *B. havanaensis* para evitar la depredación por parte del copépodo, fue la de modificar su tamaño corporal creciendo a lo ancho, cuando está presente *A. americanus*. Aunque los resultados obtenidos cuando sólo está presente la kairomona y no el depredador de manera física, se obtuvo que *B. havanaensis* puede incrementar su fecundidad y con ello tener un crecimiento poblacional alto. La presión que ejerce la depredación aumenta conforme van dándose los últimos estadios, principalmente los adultos de *A. americanus* que son muy voraces. Sería necesario realizar más estudios

para poder definir en qué estadio exacto del depredador se genera un efecto negativo sobre la poblaciones de la presa e incluso observar más detenidamente si todos los estadios nauplio son totalmente filtradores de alga.

Cuando el copépodo *A. americanus* fue alimentado con altas concentraciones de *B. havanaensis*, la supervivencia y fecundidad, así como la tasa de incremento poblacional fueron beneficiadas cuando la disponibilidad de presas es alta, lo cual nos muestra que si en el medio natural hay un crecimiento de *B. havanaensis* la población del depredador aumentará (control ascendente) (Zaret, 1980; Lampert, 1997).

La depredación es una interacción que modifica las características de una comunidad, y teniendo en cuenta que en el Lago Huetzalin, *B. havanaensis* y *A. americanus* son especies dominantes, la estructura de su comunidad estará influenciada por su interacción, ya que el depredador consumirá a la presa en altas cantidades cuando esté disponible, control descendente “top down” (Lampert y Sommer, 1997), pero cuando la abundancia de la presa disminuya por su alto consumo o por el aumento en la temperatura, entonces *A. americanus* se alimentara de otras especies que estén presentes en la comunidad, ampliando su nicho efectivo.

Finalmente, podemos ver que la determinación del factor que está estructurando a una comunidad es muy complejo, ya que es muy difícil trabajar con muchas especies y ver el efecto que tiene incluso un solo depredador como el copépodo sobre las 13 especies que fueron dominantes en el zooplancton del Lago Huetzalin. Por ello, aunque sólo se realicen investigaciones muy puntuales en laboratorio con dos o tres especies es importante seguir realizando este tipo de trabajos que en el futuro podrán ser parte de estudios integrales como los mesocosmos, sin perder de vista las interacciones que las poblaciones de las especies tienen con su ambiente.

CONCLUSIÓN GENERAL

Se determinó que la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin está constituida por 53 especies, las cuales tienen una alta probabilidad de estar representadas en cada uno de los muestreos realizados, además la diversidad calculada para el sistema fue alta.

La influencia que tiene la variación de los factores ambientales sobre las poblaciones de las especies reportadas puede ser negativa o positiva dependiendo de las características morfológicas y fisiológicas de cada especie, como por ejemplo, la abundancia del rotífero *Brachionus havanaensis* disminuye al presentarse temperaturas por arriba de los 21°C.

Pero también en el caso de *Brachionus havanaensis*, se observó en condiciones de laboratorio, que la depredación que ejerce el copépodo *Acanthocyclops americanus* en su fase adulta, disminuye su población, porque el copépodo prefiere consumir al rotífero, además de que su supervivencia y fecundidad son favorables.

Brachionus havanaensis fue una especie abundante en el lago Huetzalin, y por lo tanto presenta una alta probabilidad de ser consumida por el copépodo, ya que se observó que cuando hay una alta abundancia de *Acanthocyclops americanus*, la abundancia de *Brachionus havanaensis* disminuye.

Brachionus havanaensis y *Acanthocyclops americanus* son especies que al menos en el Lago Huetzalin fueron especies dominantes, que presentan una fuerte dinámica en su interacción presa-depredador en laboratorio, y por lo tanto se puede decir que el copépodo depredador *A. americanus* incrementa la disponibilidad de espacio u otros recursos para otras especies que pudieran presentar solapamiento de nichos con *B. havanaensis*. Es decir, *A. americanus* fomenta la diversidad del lago y por lo tanto tiene una fuerte influencia en la estructura de la comunidad zooplanctónica del Lago Huetzalin.

LITERATURA CITADA

- Alekseev V., Fefilova E. & Dumont H. J. 2002. Some noteworthy free-living copepods from surface freshwater in Belgium. *Belgium Journal Zoological*. 132 : 133-139.
- Alekseev V. & Miracle M. R. 2008. How to solve the *Acanthocyclops vernalis* – *americanus* – *robustus* Problem?. 10^a International Conference on Copepoda. Tailandia. 278 pp.
- Ahlstrom E. H. 1940. A revision or the rotatorian genera *Brachionus* and *Platyias* with descriptions of the new species and two new varieties. *Bulletin American Musseum of Natural History*. LXXVII: 143-184.
- Ánonimo. 1985. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organism. *U. S. Enviromental Protection Agency*. EPA/600&485/013.
- APHA American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 1989. *Standard Methods for the Examination of Wastewater*. New York.
- Arredondo F. J. L. 1986. *Breve descripción de los criterios y técnicas para el manejo de la calidad del agua, en estanques de piscicultura extensiva*. SEPES. Dir. De Fomento Acuícola. Dpto. de asistencia Técnica. México. 182 pp.
- Begon M., Harper J. L. & Townsend C. R. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Editorial Blackwell Sciente Ltd., Oxford. 886 pp.
- Barnabé G. 1991. *Acuicultura*. Ediciones Omega. Barcelona. 1099 pp.
- Bernardi R., Giussani G. & Manca M. 1987. Cladocera: Predators and prey. *Hydrobiologia*. 145: 225-243.
- Berzins B. & Pejler B. 1989. Rotifer occurrence in relation to oxygen occurrence. *Hydrobiologia*. 83: 106-110 pp.

- Borowitzka M. A. & Borowitzka L. J. 1998. *Micro-alga biotechnology*. Cambridge University Press. London. 480 pp.
- Brandl Z. 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia*. 546: 475-489.
- Brambilla D. J. 1980. Seasonal changes in size at maturity in small pond *Daphnia*. En: Kerfoot W. C. (Ed.). *Evolution and ecology of zooplankton communities*. University Press de Nueva Inglaterra. London. 793 pp.
- Burns C. W. 1993. Predation on ciliates by freshwater calanoid copepods: rates of predation and relative vulnerabilities of prey. *Freshwater Biology*. 30:377-393.
- Carpenter S. R. & Kitchell J. F. 1988. Introduction: What are complex interactions?. En: Carpenter S. R. (Ed.). *Complex interactions in lakes communities*. Springer-Verlag. New York. 283 pp.
- Castilho N. M. S. M. & Arcifa M. S. 2007. Mesocosm experiment on the impact of invertebrate predation on zooplankton of a tropical lake. *Aquatic Ecology*. 41: 587-598
- Chang K. H. & Hanazato. 2005. Prey handling time and ingestion probability for *Mesocyclops* sp. predation on small cladocera species *Bosmina longirostris*, *Bosmina deitersi*, and *Scapholeberis mucronata*. *Limnology*. 6: 39-44.
- Ciros P. J. 1994. *Biodiversidad de Cladóceros (Crustácea: Branchiopoda), del Estado de México*. Tesis de Licenciatura. FES-Iztacala. UNAM. 78 pp.
- Ciros P. J. & Elías G. M. 1996. Nuevos registros de cladóceros (Crustacea: Anomopoda) en México. *Revista de Biología Tropical*. 44: 297-304.
- Cock M. J. W. 1978. The assessment of preference. *Journal Animal Ecology*. 47: 805-806.
- Colwell R. K., Mao C. X. & Chang J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*. 85: 2717-2727.

- Colwell R. K. 2006. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8. Persistent URL.
- Cryer M. & Townsend C. R. 1989. Generation time of *Acanthocyclops robustus* in relation to food availability and temperature in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 182:93-97.
- Cyr H. & Curtis J. M. 1999. Zooplankton community size structure and taxonomic composition affects size-selective grazing in natural communities. *Oecologia*. 118: 306-315.
- Cyr H. & Pace M. 1993. Magnitude and patterns of herbivory in aquatic and terrestrial ecosystems. *Nature*. 361: 148-150.
- Daniel W. W. 2002. *Bioestadística: base para el análisis de las ciencias de la salud*. Limusa-Wiley. México. 755 pp.
- De la Lanza E. G. & García C. L. J. 2002. *Lagos y Presas de México*. México. 680 pp.
- DeMott W. R. 1995. Optimal foraging by a suspension-feeding copepod: responses to short-term and seasonal variation in food resources. *Oecologia*. 103: 230-240.
- Devetter M. 1998. Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia*. 306: 97-107.
- Díaz P. E., Vázquez G. & Guerra M. C. 2002. Lago Atezca. En: De la Lanza E. G. & García C. L. J. (Eds.). *Lagos y Presas de México*. México. 680 pp.
- Dieguez M. C. & Gilbert J. 2002. Suppression on the rotifer *Polyarthra remata* by the omnivorous copepod *Tropocyclops extensus*: predation or competition. *Journal of Plankton Research*. 20: 354-369.
- Dodson S. I. & Frey D. G. 1991. *Cladocera and other branchiopoda in ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Edited Academy Press, Inc. San Diego. 786 pp.

- Dodson S. I. & Silva B. M.. 1996. Crustacean zooplankton species richness and associations in reservoirs and ponds of Aguascalientes State, Mexico. *Hydrobiologia*. 325: 163-172.
- Dole O. M. J., Galassi D. M. P., Marmonier P. & Des Chatelliers C. M. 2000. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshwater Biology*. 44: 63-91.
- Domínguez P. I. E. 2006. *Estudio de la diversidad de zooplancton y fitoplancton de la Laguna de Zumpango (Estado de México) para su uso en la biomanipulación*. Tesis de Maestría. FES- Iztacala. UNAM. 65 pp.
- Dumont. 1983. Biogeography of rotifers. *Hydrobiologia*. 104: 19-30.
- Dumont H. J. & Sarma S. S. S. 1995. Demography and population growth of *Asplanchna girodi* (Rotifera) as a function of prey (*Anuraeopsis fissa*) density. *Hydrobiologia*. 306: 97-107.
- Dumont H. J. & Silva B. M. 2000. *Karualona* n.gen. (Anomopoda: Chydoridae), with a description of two new species, and a key to all known species. *Hydrobiologia*. 435: 61-82.
- Duggan C. I., Green D. J., Thompson K. & Shiel J. R. 1998. Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand. *Hydrobiologia*. 387/388: 179-197.
- Dussart B. H. & Defaye D. 1995, *Copepoda: Introduction to the copepoda*. SPB Academic Publishing. Amsterdam. Holanda. 277 pp.
- Einsle U. 1996. *Copepoda: Cyclopoida: Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops*. SPB Academic Publishing bv. State University of Gent. Belgium. 83 pp.
- Enríquez G. C. 2004. *Estudio de campo y de laboratorio de la dinámica poblacional de los rotíferos y cladóceros de la zona litoral del Lago Huetzalin, Xochimilco*. Tesis de Maestría. FES- Iztacala. UNAM. 84 pp.
- Enríquez G. C., Chaparro H. D. J., Nandini S. & Sarma S. S. S. 2007. Life-history strategies of *Brachionus havanaensis* subject to kairomones of vertebrate and invertebrate predators. *Chemistry and Ecology*. 23:303-313.

- Elías G. M., Ciros P.J., Gutiérrez A. M. & Cervantes M. A. 1997. A checklist of the littoral cladocerans from Mexico, with descriptions of five taxa recently recorded from the Neovolcanic Province. *Hydrobiologia*. 360: 63-71.
- Elías G. M., Smirnov N. N., Suárez M. E. & Dimas F. N. 2001. New and little known cladocerans (Crustacea: Anomopoda) from southeastern Mexico. *Hydrobiologia*. 442: 41-54.
- Elías G. M. & Suárez. M. E. 2003. Estado actual del conocimiento de los cladóceros de México. En: Barreiro G. M. T., Meave C. M. E., Signoret P. M & Figueroa T. M. G. (Eds.). *Planctología Mexicana*. 300 pp.
- Esteves F. A. 1988. Fundamentos de limnología. Editorial Interciencia. Rio de Janeiro Brasil. 575 pp.
- Flores B. J. 1997. *Estudio sobre los Rotíferos como indicadores de la calidad del agua*. Tesis de Licenciatura. FES-Iztacala. UNAM. 99 pp.
- Flores B. J., Sarma S. S. S., Nandini S., 2003. Estudio preliminar sobre la fauna de rotíferos de Xochimilco (México). En: Otto S. E. *El agua de la Cuenca de México: sus problemas históricos y perspectivas de solución*. Asociación internacional de de Investigadores de Xochimilco. UAM-Xochimilco. México. 163-171 pp.
- Frey D. G. 1982. Cladocera. En: Hulbert S. H. & Villalobos F. A. (Eds.). *Aquatic biota of México, Central America and the West Indies*. Aquatic Biota SDSU Foundation. San Diego State Univ. San Diego. California. 529 pp.
- Gabriel W. 1985. Overcoming food limitation by cannibalism: a model study on cyclopoids. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 21: 373-381
- García C. J., Rojo C. & Rodrigo M. A. 2007. *Acanthocyclops robustus* feeding: a case of cannibalism. *Limnetica*. 26: 265-275.
- García E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación Climática de Köppen (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Ed. SIGSA. México. 217pp.

- Gehrs C. W. 1975. Use of life tables in analyzing the dynamics of copepod populations. *Ecology*. 56: 665-675.
- Gill C. W. & Poulet S. A. 1988. Impedance traces of copepod appendage movements illustrating sensory feeding behavior. *Hydrobiologia*. 167/168: 303-310.
- Gliwicz Z. M. 1994. Retarded growth of cladoceran zooplankton in the presence of a copepod predator. *Oecologia*. 97: 458-461.
- Gliwicz Z. M. & Lampert W. 1994. Clutch-size variability in *Daphnia*: Body-size related effects of egg predation by cyclopoid copepods. *Limnology and Oceanography*. 39: 479-485.
- Gliwicz Z. M. & Stibor H. 1993. Egg predation by copepods in *Daphnia* brood cavities. *Oecologia*. 95: 295-298.
- Gliwicz Z. M. & Umana G. 2004. Cladocera body size and vulnerability to copepod predation. *Limnology and Oceanography*. 39: 414-424.
- Goulden E. C. 1968. *The systematics and evolution of the Moinidae*. The American Philosophical Society. Philadelphia. 98 pp.
- Granados R. J. G. & Alvarez A. C. 2003. Rotíferos de embalses: subcuenca del Río Cuautla, Morelos-México. *Scientiae Naturae*. 6: 33-44.
- Hairston N. G. & Bohonak. 1998. Copepod reproductive strategies: life theory, phylogenetic pattern and invasion of inland water. *Journal of Marine System*. 15: 23-24.
- Harris G. 1986. *Phytoplankton ecology*. Chermant and Hall. U. S. A. 384 pp.
- Hassel M. P. 1976. The dynamics of competition and predation. The Camelot Press. Gran Bretaña. 68 pp.
- Hopp U., Maier G. & Bleher R. 1997. Reproduction and adult longevity of five species of planktonic cyclopoid copepods reared on different diets: a comparative study. *Freshwater Biology*. 38: 289-300.

- Hutchinson G. E. 1967. *A treatise of Limnology Vol II: Introduction to lake biology and limnoplankton*. Wiley & Sons. New York. 1115 pp.
- Hutchinson G. E. 1981. *Introducción a la ecología de poblaciones*. Juvenil Maracaibo. Barcelona. España 492 pp.
- Ibañez A. A. L., García C. J. L., Pérez R. A. Álvarez H. S., Álvarez S. C. & Nuñez P. E. 2002. El Lago de Meztitlán, Hidalgo. En: De la Lanza E. G. & García C. L. J. (Eds.). *Lagos y Presas de México*. México. 680 pp.
- INEGI. 2001. *Cuaderno Estadístico Delegacional Xochimilco, Distrito Federal*. Gobierno del Distrito Federal. México D. F. 158 pp.
- Ivlev V. S. 1961. *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press. New Haven Conn.
- Jacobs J. 1980. Environmental control Cladocera cyclomorphosis via Target-specific growth factor in the animal. En: Kerfoot W. C. (Ed.). *Evolution and ecology of zooplankton communities*. University Press de Nueva Inglaterra. London. 793 pp.
- Jamieson C. D. 1980. The depredatory feeding of copepodid stages III to adult *Mesocyclops leuckarti* (Claus). En: Kerfoot W. C. (Ed.). *Evolution and ecology of zooplankton communities*. University Press de Nueva Inglaterra. London. 793 pp.
- Juday C. 1915. Limnological studies on some lakes in Central America. *Trans. Wisconsin Acad. Sci. Arts Lett.* 18: 243-263.
- Korovochinsky N. & Smirnov N. 1998. *Introduction to the "cladocera" (Ctenopoda, Anomopoda, Onychopoda and Hapopoda)*. Institute of Animal Evolutionary Morphology and Ecology of Russian Academy of Sciences. Lieninsky, Moscow, Russia. 143 pp.
- Koste W. 1978. *Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas*. Gebrüder Borntraeger. Berlin. 672 pp.
- Krebs J. K. 1985. *Ecología: Estudio de la Distribución y la abundancia*. Harla. México. 753 pp.

- Kumar R. 2003. Effect of different food types on the postembryonic developmental rates and demographic parameters of *Phyllodiaptomus blaci* (Copepoda: Calanoida). *Arch. Hydrobiol.* 157: 351-377.
- Kumar R. 2003. Effect of *Mesocyclops thermocyclopoides* (Copepoda: Cyclopoida) predation on the population growth patterns of different prey species. *Journal of Freshwater Ecology.* 18: 383-393.
- Kumar R. & Rao T. R. 1999. Demographic responses of adult *Mesocyclops thermocyclopoides* (Copepoda, Cyclopoida) to different plant and animal diets. *Freshwater biology.* 42: 487-501.
- Lampert W. 1997. Studies on carbon balance of *Daphnia pulex* as related to environmental conditions I. Methodological problems of the use of ¹⁴C for the measurement of carbon assimilation. *Archives of the Hydrobiologi Supplement.* 48:287-309.
- Lampert W. & Sommer U. 1997. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams.* Oxford University Press. New York. 382 pp.
- Larios J. P. S. 1999. *Crecimiento poblacional de los rotíferos Brachionus calyciflorus Pallas, B. patulus (Müller) y Asplanchna (Leydig) en relación a diferentes alimentos bajo condiciones de laboratorio.* Tesis de Licenciatura. FES-Iztacala. UNAM.
- Lewis M. W. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. En: Schiemer F. & Boland K. T. (Eds.). *Perspectives in Tropical Limnology.* SPB Academic Publishing bv. 43-64 pp.
- Luger M. S., Schabetsberger R. & Jersebek C. D. 2000. Life cycles, size and reproduction of the two coexisting calanoid copepods *Artodiaptomus alpines* (Imhof, 1885) and *Mixodiaptomus laciniatus* (Lilljeborg, 1889) in a small high-altitude lake. *Arch. Hydrobiol.* 148: 161-185.
- Magurran E. A. 2004. *Measuring biological diversity.* Blackwell Publishing. Oxford. 256 pp.

- Maier G. 1990. Coexistence of the predatory cyclops *Acanthocyclops robustus* (Sars) and *Mesocyclops leuckarti* (Claus) in a small eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 198: 185-203.
- Manly B. F. 1977. A further note on Kirtani and Nakasuji's model for stage-frequency data including comments on the use of Tukey's jackknife technique for estimating variances. *Research Population Ecology*. 18:177-186.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega. España. 1010 pp.
- Margalef R. 1995. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona. 950 pp.
- Martínez T. B. B. 1993. *Contribución al estudio de Cladóceros y Copépodos del Lago Nabor Carrillo, Estado de México*. Tesis de Licenciatura. FES-Iztacala. UNAM. 72 pp.
- Mayeli S. M., Nandini S. & Sarma S. S. S. 2004. The efficacy of *Scenedesmus* morphology as a defense mechanism against grazing by selected species of rotifers and cladocerans. *Aquatic Ecology*. 38: 515-524.
- McCauley E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. En: A. J. Downing & H. F. Rigler (Eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Black Well Scientific Publications. London. 501 pp.
- Mercado S. N. F. 2007. *Distribución y taxonomía de los copépodos cyclopoides (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida) de Aguascalientes, México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Aguascalientes. México. 182 pp.
- Mirabdullayev I. M. & Defaye D. 2004. On the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* species-complex (Copepoda: Cyclopoida). *Marine Biology*. 107:83-91
- Morris M. J., Kohlhage K. & Gust G. 1990. Mechanics and energetic of swimming in the small copepod *Acanthocyclops robustus* (Cyclopoida). *Marine Biology*. 107: 83-91.

- Nandini S., Perez C. R. & Sarma S.S.S. 2003. The effect of prey morphology on the feeding behaviour and population growth of the predatory rotifer *Asplanchna sieboldi*: a case study using five species of *Brachionus* (Rotifera). *Freshwater Biology*. 48: 2131-2140.
- Negrea S., Botnariuc N. & Dumont H. J. 1999. Phylogeny, evolution and classification of the Branchiopoda (Crustacea). *Hydrobiologia*. 412: 191-212.
- Ness T. & Nilsen J. P. Life cycle dynamics of a *Cyclops strenuous* (Crustacea, Copepoda) population with unusual diapauses and reproductive characteristics. *Arch. Hydrobiol.* 122: 323-334.
- Nogrady T., Wallace L. R. & Snell. W. T. 1993. *Rotifera: Biology, Ecology and Systematics*. SPB Academic Publishing. Holanda. 137 pp.
- Odum E. P. 1972. *Ecología*. W. B. Saunders Company. Philadelphia. 639 pp.
- Osorio T B. F. 1942. Rotíferos planctónicos de México I, II, III. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 3: 1-4.
- Paterson M. 1993. The distribution of microcrustacea in the littoral zone a freshwater lake. *Hydrobiologia*. 263: 173-183.
- Paul A. J. & Schindler D. W. 1994. Regulation of rotifers by predatory calanoid copepods (Subgenus *Hesperodiaptomus*) in Lakes of the Canadian Rocky Mountains. *Canadian Journal Fishers Aquatic Sciences*. 51:2520-2528.
- Pavón M. E. L., Sarma S. S. S. & Nandini S. 2004. Combined effects of food (*Chlorella vulgaris*) concentration and temperature on the population growth of *Brachionus havanaensis* (Rotifera: Brachionidae). *Journal of Freshwater Ecology*. 19: 521-530.
- Pavón M. E. L., Sarma S. S. S. & Nandini S. 2005. Combined effects of alga (*Chlorella vulgaris*) food level and temperature on the demography of *Brachionus havanaensis* (Rotifera): a life table study. *Hydrobiologia*. 546: 353-360.
- Pavón M. E. L., Sarma S. S. S. & Nandini S. 2007. Combined effects of temperature, food (*Chlorella vulgaris*) concentration and predation (*Asplanchna girodi*) on the morphology of *Brachionus havanaensis* (Rotifera). *Hydrobiologia*. 593:95-101.

- Pennak R. W. 1989. *Fresh Water invertebrates of the United States: Protozoa to mollusca*. John Wiley and Sons. New York. 628 pp.
- Peters H. R. 1984. Methods for study of feeding, filtering and assimilation by zooplankton. En: Downing A. J. & Rigler H. F. (Eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Black Well Scientific Publications. London. 501 pp.
- Pigliucci M. 2001. Phenotypic plasticity. En: Fox C. W., Roff D. A. & Fairbairn D. J (Eds.). *Evolutionary ecology*. Oxford University Press. EUA. 424 pp.
- Price H. J. & Paffenhöfer G. A. 1985. Perception of food availability by calanoid copepods. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 21:115-124.
- Ramírez G. P., Nandini S., Sarma S. S. S., Robles V. E., Cuesta I. & Hurtado M. D. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (México). *Hydrobiologia*. 467: 99-108.
- Rabinovich E. J. 1982. *Introducción a la Ecología de Poblaciones Animales*. Editorial Continental. México. 313 pp.
- Reynolds C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University. Gran Bretaña. 384 pp.
- Rico M. R., Silva B. M. 1993. Contribution on the knowledge of the rotifer of Mexico. *Hydrobiologia*. 255/256: 467-474.
- Rico M. R., Silva B. M., Adabache O. A. y Domínguez C. G. 2003. An update list of rotifers from Lake Chapala, Mexico. *Scientiae Naturae*. 6: 23-32.
- Roche K. 1990a. Prey features affecting ingestion rates by *Acanthocyclops robustus* (Copepoda: Cyclopoida) on zooplankton. *Oecologia*. 83: 76-82.
- Roche K. 1990b. Spatial overlap of a predatory copepod, *Acanthocyclops robustus*, and its preys in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 198: 163-183.
- Roche K. 1990c. Some aspects of vulnerability to cyclopid predation of zooplankton preys individuals. *Hydrobiologia*. 198: 153-162.

- Roff D. A. 1992. *The evolution of life histories. Theory and analysis*. Chapman & Hall Inc. U. S. A. 520pp.
- Ruttner K. A. 1974. Planktonic rotifers. Biology and taxonomy. *Die Binnengewasser (Suplement)*. 26: 1-146.
- Ruppert E. E. y Barnes R. D. 1996. *Zoología de los invertebrados*. McGraw-Hill. Interamericana. México. 854 pp.
- Rylov V. M. 1963. Fauna of U. S. S. R. *Crustacea: Freshwater Cyclopoida*. National Science Foundation. Washington D. C. 313 pp.
- Sámano A. 1931. Contribución al conocimiento de la fauna de los Rotíferos de México. *Anales del Instituto de Biología*. México. 2: 157-163.
- Santer B. & Lampert W. 1995. Summer diapause in cyclopoid copepods: adaptive response to a food bottleneck?. *Journal of Animal Ecology*. 64:600-613.
- Sarma S. S. S. 1991. Rotifers and aquaculture. *Environment and Ecology*. 2: 414-428.
- Sarma S. S. S. 1996. Curso: Taxonomía de rotíferos. Introducción y conceptos avanzados.
- Sarma S. S. S. 1999. Checklist of rotifers (Rotifera) from México. *Environment and Ecology*. 17: 978-983.
- Sarma S. S. S. 2001. El papel del zooplancton en la producción de peces de ornato y comestibles. *Memorias del 5º encuentro Nacional de acuariofilia y acuicultura de ornato*. Asociación Mexicana de Acuariofilia y Pequeñas Especies A. C. 58 pp.
- Sarma S. S. S. & Elías G. M. 1999. A survey on the rotifer (Rotifera) fauna of the Yucatán Peninsula (Mexico). *Revista de Biología Tropical*. 47: 187-196.
- Sarma S. S. S. & Elías G. M. 1998. Rotifer diversity in central Mexican pond. *Hydrobiologia*. 387/388: 47-54.
- Sarma S. S. S., Pavón M. E. L. & Nandini S. 2003. Comparative population growth and life table demography of the rotifer *Asplanchna girodi* at different prey (*Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis*) (rotifer) densities. *Hydrobiologia*. 409:309-320.

- Saunders J. F. & Lewis W. M. 1987. A perspective on the use of cohort analysis to obtain demographic data for copepods. *Limnology and Oceanography*. 32: 511-513.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of Shallow lakes*. Chapman & Hall. Great Britain. 357 pp.
- Scourfield D. J. & Harding J. P. 1941. A key to the British species to freshwater Cladocera with notes on their ecology. *Freshwater Biology Association*. 59: 643-666.
- Serra M., Galiana A. & Gómez A. 1997. Speciation in monogonont rotifers. *Hydrobiologia*. 358: 63-70.
- Serranía S. C. R. 1996. *Diversidad de Rotíferos Monogonontos en algunos sistemas acuáticos del Estado de México*. Tesis de Licenciatura. FES- Iztacala. UNAM. 74 pp.
- Serranía S. C. R. & S. S. S. Sarma. 2003. Some taxonomical aspects of rotifera from Central Mexico. *Scientiae Naturae*. 7:46-54.
- Sigma Plot. 2001. Exact graphs for exact science. SPSS. Version 7.
- Silva B. M. & Suarez M. E. 1998. The copepoda calanoida (crustacea) of Aguascalientes state, Mexico. *Scientiae Naturae*. 1: 37-68.
- Sládeček V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*. 100: 169-201.
- Sokal R. R. & Rohlf F. J. 1979. *Biometría: Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume Ediciones. Madrid. 832 pp.
- Statistica. 2001. Statsoft. Version 6.0.
- Stearns C. S. 1992. *The Evolution of Life Histories*. Oxford University Press. Inglaterra. 38 pp.
- Steedman H. F. 1976. Narcotizing agents and methods. En: H. F. Steedman (Ed.). *Zooplankton Fixation and Preservation*. Monogr. Oceanogr. Methodol. No. 4 United Nations Educational, Scientific & Cultural Org., Paris.

- Stelzer C. P. 2005. Evolution of rotifer life histories. *Hydrobiologia*. 546: 335-346.
- Stemberger R. & Gilbert J. 1985. Body size, food concentration and population growth in planktonic rotifers. *Ecology*. 66: 1151-1159.
- Suárez M. E. 1991. Nuevo registro de *Diaptomus dorsalis* Marsh (Copepoda: Calanoida) en México y su distribución en la zona epicontinental central del Caribe Mexicano. *Car.J. Sci.* 27: 250-253.
- Suárez M. E., Reid J. W., Ilfe T. M. & Fiers F. 1996. *Catálogo de los copépodos (Crustacea) continentales de la Península de Yucatán, México*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Comisión para el conocimiento y el Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Chetumal, Quintana Roo, México. 296pp.
- Suárez M. E. & Gutierrez A. M. A. 2001. *Morfología y taxonomía de los Mesocyclops (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida) de México*. Colegio de la Frontera Sur. México. 202 pp.
- Tavera R., Novelo R. & Comas A. 2000. Chlorococcalean algae (*s.l.*) from the ecological park of Xochimilco, Mexico. *Algological Studies*. 100: 65-94.
- Torres O. B. E. R. & Pérez R. A. 2002. El Lago de Catemaco. En: De la Lanza E. G. & García C. L. J. (Eds.). *Lagos y Presas de México*. México. 680 pp.
- Tremel B., Frey E. S., Yan D. N. & Somers M. K. 2000. Habitat specificity of littoral Chydoridae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda) in Plastic Lake, Ontario, Canadá. *Hydrobiologia*. 432: 195-205.
- Turki S., Defaye D., Rezig M. & El Abed A. 2002. Life cycle of *Acanthocyclops robustus* (G. O. Sars) (Crustacea. Copepoda, Cyclopidae) from Tunisia. *Zoosystema*. 24:735-770.
- Twombly S. 1994. Comparative demography and population dynamics of two coexisting copepods in a Venezuela floodplain lake. *Limnology and Oceanographic*. 39: 234-247.

- Vilaclara G. & Sládecek P. V. 1989. Mexican rotifers as indicators of water quality with description of *Collotheca riverai*, n. sp. *Archiv Hydrobiologia*. 113: 252-263.
- Wetzel R. G. 1981. *Limnología*. Omega. Madrid. 379 pp.
- Whittaker R. H. 1975. *Communities and Ecosystems*. McMillan Publishing. New York 385 pp.
- Wilson C. B. 1936. Copepods from the cenotes and caves of the Yucatan Peninsula, with notes on cladocerans. *Carnegie. Inst. Wash. Publ.*, 457: 77-78.
- Williamson C. E. 1984. Laboratory and field experiments on the feeding ecology of the freshwater cyclopoid copepod. *Mesocyclops edax*. *Freshwater Biology*. 14:575-585.
- Williamson C. E. & Gilbert J. J. 1980. Variation among zooplankton predators: The potential of *Asplanchna*, *Mesocyclops*, and *Cyclops* to attack, capture, and eat various rotifer prey. En: Kerfoot W. C. (Ed.). *Evolution and ecology of zooplankton communities*. University Press de Nueva Inglaterra. London. 793 pp.
- Zaret T. M. 1980. *Predation and freshwater communities*. Yale University Press. London. 187 pp.

Anexo 1

La **clase Copepoda** es la más grande de los pequeños crustáceos ya que se han descrito alrededor de 10,000 especies (Pennak, 1989). Éstas se encuentran clasificadas en dos infraclases llamadas Progymnoplea y Neopepoda, que contienen 10 órdenes de los cuales sólo cuatro tienen representantes en cuerpos de agua epicontinentales siendo estos Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida y Gelyelloida, se han descrito 2000 especies aproximadamente de estos 4 órdenes. Su cuerpo es alargado, fusiforme o cilíndrico, presentan 16 somitas divididos en el cefalón, tórax, abdomen y furca (Dussart y Defaye, 1995). Su tamaño oscila entre menos de 1 mm y más de 5 mm (Ruppert y Barnes, 1996). Tienen un par de antenas y 4 apéndices bucales, que dependiendo de sus hábitos alimenticios estarán especializados para el ramoneo, la filtración o la manipulación de presas (Dussart y Defaye, 1995). Los copépodos presentan dimorfismo sexual, entre hembras y machos (Williamson y Reid, 2001). Su reproducción es sexual, con reconocimiento de pareja, acoplamiento y transmisión del espermátforo. Los estadios de desarrollo de los copépodos constan de un huevo, seis estadios como larva nauplio, cinco como copepodito, en el cuarto estadio de copepodito empieza la diferenciación sexual y finalmente el adulto. También pueden presentar diapausa en diferentes estadios de crecimiento cuando las condiciones ambientales son adversas (Dussart y Defaye, 1995; Williamson y Reid, 2001).

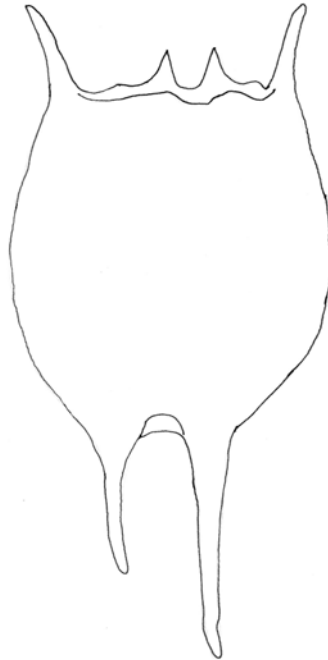
Los cladóceros son microcrustáceos de la **clase Branchiopoda**, que comprenden 80 géneros con 600 especies aproximadamente (Dole *et al.*, 2000) agrupándose en los órdenes Ctenopoda, Anomopoda, Onychopoda y Haplopoda (Negrea *et al.*, 1999). Son organismos que llegan a presentar cicломorfosis o anhidrobiosis, su tamaño fluctúa entre 0.2 a 3.0 mm de longitud. Su cuerpo está dividido en cabeza, tórax y abdomen, los dos últimos están cubiertos por un caparazón que está abierto por el centro en la mayoría de las especies, se prolonga hasta la cabeza cubriéndola y llega a formar una cámara incubadora en la parte dorsal de las hembras (Ruppert y Barnes, 1996). Los cladóceros se reproducen sexual y asexualmente, aunque esta última es la que más se presenta y se da por partenogénesis. El tipo de reproducción que presentan va a depender de factores como la desecación, la

temperatura o la escasez del alimento. Llegándose a generar en condiciones adversas organismos de ambos sexos, que posteriormente se reproducirán sexualmente dando origen a hembras que producirán asexualmente efipios, que pueden resistir varios meses de sequía o congelación hasta que las condiciones sean favorables, generalmente los efipios dan origen a hembras partenogénicas (Dodson y Frey, 1991).

Los rotíferos forman el **Phylum Rotifera**, del que se han descrito 2000 especies aproximadamente, comprendidas en dos clases, Digononta (2 gónadas) y Monogononta (1 gónada), en la primera clase se encuentran los órdenes Seisonidea y Bdelloidea, y en la segunda clase los órdenes Plomida, Flosculariacea y Collothecacea (Nogrady *et al.*, 1993). Son organismos pseudocelomados, con simetría bilateral, no están segmentados (Ruppert y Barnes, 1996), son eutélicos y llegan a presentar cicломorfosis o anhidrobiosis (Pennak, 1989). Comúnmente son transparentes, su cuerpo es alargado, cilíndrico, está cubierto por un integumento sincicial llamado lorica y miden de 0.1 a 1.0 mm. Se caracterizan por tener una corona ciliada cuya función es el desplazamiento y llevar el alimento hacia la boca, que posteriormente pasara por la faringe que contiene al mástax, el cual está compuesto por las mandíbulas llamadas trofi (Nogrady *et al.*, 1993). Los rotíferos generalmente se reproducen por partenogénesis, aunque en algunas ocasiones al presentarse condiciones desfavorables, se producen huevos mícicos (n), los cuales si no son fecundados darán lugar a machos, pero si son fecundados originarán huevos de resistencia (Nogrady *et al.*, 1993), que no eclosionarán hasta que las condiciones ambientales sean las adecuadas para su crecimiento (Wetzel, 1981).

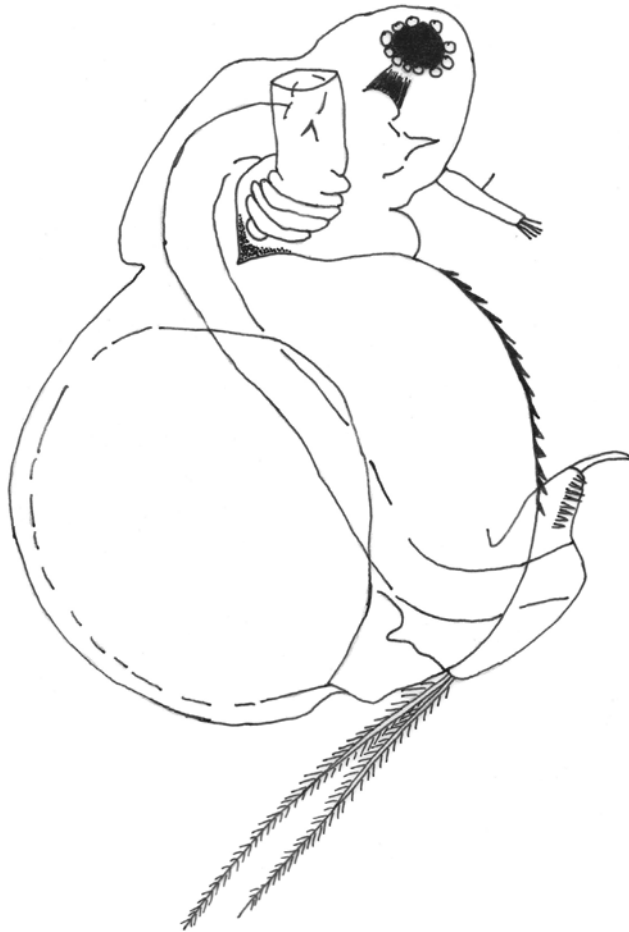
Anexo 2

Brachionus havanaensis (Rousselet, 1911) (Fig.1), es un rotífero del orden Ploima, su cuerpo mide de 150 a 350 μm (Ruttner-Kolisko, 1974). Presenta una loriga firme y generalmente lisa, comprimida dorsoventralmente.. En el margen antero dorsal presenta seis espinas, las laterales son largas, las medias son muy cortas y las centrales con medianas. La loriga se angosta en la parte posterior del cuerpo y termina en dos espinas muy juntas en la base siendo frecuentemente la espina derecha más larga que la izquierda, (Ahlstrom, 1940; Osorio, 1942). Esta especie se caracteriza por tener una corona ciliada que lleva el alimento a la boca, el cual pasa por un tubo corto con cilios (faringe), posteriormente llega a una estructura muscular llamada mastax en donde se encuentra el trofi que es una estructura de calcio y su función es la de macerar el alimento. Hay 9 diferentes tipos de trofis y su forma va a depender del tipo de alimento que el organismo consuma. *Brachionus havanaensis* presenta un trofi *malleado* adaptado para la maceración de algas. Después del mastax el alimento seguirá por el esófago para llegar al estomago, seguido del intestino y desemboca en el ano. El alimento que consume esta especie planctónica son principalmente algas (Nogrady *et al.*, 1993).



Brachionus havanaensis Koste, 1978.

Moina micrura (Kurz, 1874 (Fig. 2)), es un cladócer que pertenece a la familia Moinidae. Es una especie pequeña, su cuerpo mide 0.5 a 1.2 mm de longitud. Presenta una depresión supraocular bien desarrollada y un ojo. Su caparazón es muy delicado, sin espina caudal. Las anténulas son largas con un endopodito que tiene 3 segmentos y 5 setas natatorias, el exopodito tiene 4 segmentos y 4 setas natatorias. Las antenas son mono segmentadas y salen de la parte ventral de la cabeza. Las estructuras bucales consisten en un labrum, un par de mandíbulas con dientes esclerotizados, un par de pequeñas maxilas y un simple labium medio. Presenta 4 apéndices en el tórax. El postabdomen presenta una hilera de espinas denticuladas a cada lado (Goulden, 1968). El aparato digestivo consiste en una entrada que es la boca seguida de un esófago, un estomago, un intestino seguido del ano que se encuentra en la parte terminal del postabdomen (Pennak, 1989). *Moina micrura* es considerada una especie filtradora de algas, ya que utiliza el anterior mecanismo para alimentarse (Monocov, 2003).



Moina micrura Goulden, 1968.

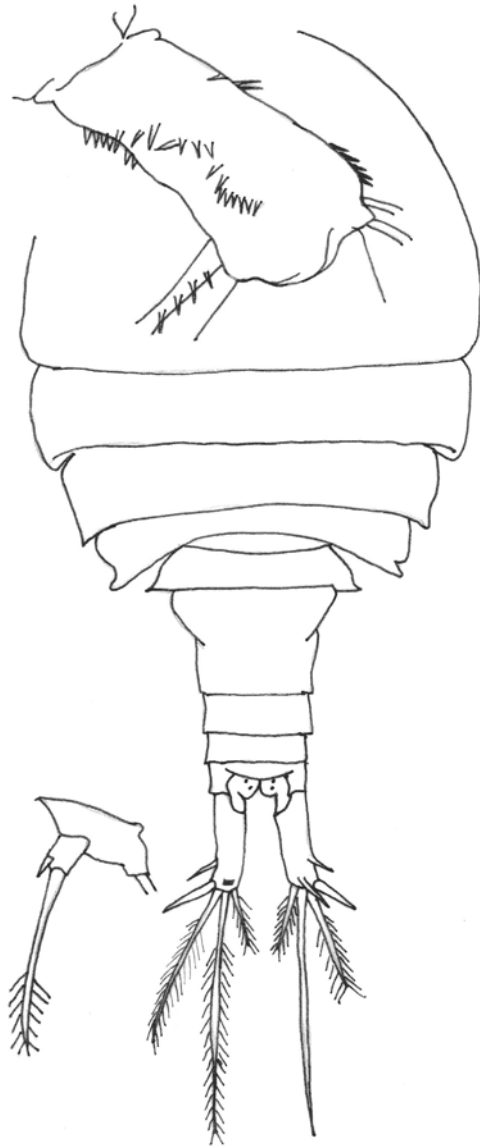
Acanthocyclops americanus (Marsh, 1892) (Fig. 3), es un copépodo ciclopoideo. El tamaño de su cuerpo va de 1.1 a 1.9 mm en el caso de adultos (hembra). Presenta un par de anténulas con 17 segmentos, sus antenas tienen un basipodito con 4 hileras de espinas, sus estructuras bucales son: un par de mandíbulas con dientes fuertes, un par de maxílulas reducidas a un solo segmento con un lóbulo externo, un par de maxilas unirrameas y un par de maxilipedos con un coxopodito. Generalmente las mandíbulas y maxílulas van a estar cubriendo la apertura bucal y el labrum. Tienen 5 pares de apéndices en la parte del abdomen los cuales le sirven para el desplazamiento en la columna de agua. El quinto apéndice es bisegmentado con un segmento proximal que tiene una seta larga y delgada, el segundo segmento tiene una seta externa larga y delgada, y una espina interna más corta que la seta externa. Sus ramas caudales son alargadas y lisas en su parte interna. El segmento anal presenta espinas (Rylov, 1963; Dussart y Defaye, 1995; Einsle, 1996; Mercado, 2007). El macho presenta 3 espinas en el 6 apéndice donde la espina lateral grande es dos veces más larga que la de en medio (Alekseev, *et al.*, 2002). Su tracto digestivo inicia con la apertura bucal la cual va a estar protegida por el labrum de lado externo y del lado interno será un labium muy discreto, le sigue un esófago, un estomago, un intestino medio y uno posterior, y finaliza en el ano que estará ubicado en el segmento anal (Dussart y Defaye, 1995).

Acanthocyclops americanus se alimenta de fitoplancton (Monokov, 2003) aunque también es un copépodo depredador que para capturar a su presa se va a ayudar de los mecanorreceptores que tiene en las anténulas y que le van a permitir sorprender a su presa a varios milímetros de distancia con precisión (Williamson, 2001). El tipo de alimento que llega a consumir son bacterias, algas, protozoarios, ciliados, rotíferos, cladóceros e incluso sus propios nauplios (Monokov, 2003; Peters, 1984; Williamson, 2001; Dussart y Defaye, 1995).

La mayoría de las investigaciones realizadas con *Acanthocyclops americanus* son taxonómicas ya que pertenece al complejo de especies *Acanthocyclops vernalis* - *americanus* - *robustus*, los estudios ecológicos se enfocan más a la especie *Acanthocyclops robustus* descrita para Europa aunque estudios recientes reportan que la distribución de la especie *Acanthocyclops americanus* se amplió de Estados Unidos de América a España, Ucrania y Rusia (Alekseev y Miracle, 2008) por ello este trabajo es muy importante ya que

contribuye a ampliar los conocimientos de la especie *Acanthocyclops americanus* y su interacciones con los miembros de la comunidad zooplanctonica (Tabla 1).

Como vimos en las anteriores descripciones de las estructuras bucales y aparatos digestivos de las tres especies con las que se trabajó en el laboratorio, cada especie está adaptada a la ingesta de cierto tipo de alimento y en el caso del copépodo *A. americanus* principalmente se alimenta de presas aunque también consume algas al igual que *M. micrura* y *B. havanaensis*. Por ello en este capítulo se evaluó la capacidad alimenticia de las tres especies, en especial al copépodo *A. americanus*.



Acanthocyclos americanus Dussart y Defaye, 1995.

	<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Acanthocyclops americanus</i>
Hábitat	Bentónico	Pelágico
Cuerpo	Oscuro	Transparente
Crecimiento poblacional	25 días	18 días
Tipo de Depredador	pasivo	activo
Apéndice 6 en macho	setas iguales	seta diferentes
Segmento genital	aserrado	redondeado

Tabla 1. Diferencias entre *Acanthocyclops americanus* y *Acanthocyclops robustus* (comunicación personal Victor Alekseev).

Anexo 3

Cuerpo de agua	Copépodos	Cladóceros	Rotíferos	T (°C)	O ₂ D (mg/l)	pH	Clorofila a (mg/cm ³)	P-Total (mg/l)	N-NO ₃ (µg/l)	Referencia
Laguna Zempoala, Edo. México.	-----	-----	<i>A. gidori</i> y <i>H. mira</i> .	15-22	7-15	7.3-8.2	-----	0.01-0.97	0.08-1.67	Flores B. J., 1997.
Embalse Encinillas, Edo. México	-----	-----	<i>B. caudatus</i> y <i>L. patella</i> .	15.6-19.4	5.6-6.9	8.7-9.5	-----	-----	-----	Serrania S. R. C., 1996.
Embalse Ignacio Ramírez, Edo. México	-----	-----	<i>B. bidentatus</i> y <i>L. hamata</i> .	15	6.8-7.3	7.8-9.1	-----	-----	-----	Serrania S. R. C., 1996.
Laguna Los Baños, Edo. México.	-----	<i>M. micrura</i> y <i>Alona</i> sp.	-----	17	6.54	9.5	-----	-----	-----	Ciros, P. J., 1994.
Charco Negro, Edo. México.	-----	<i>C. dubia</i> y <i>P. denticulatus</i> .	-----	16	1.9	7.2	-----	-----	-----	Ciros, P. J., 1994.
Embalse J.A. Alzate, Edo. México	-----	<i>D. pulex</i> y <i>M. micrura</i> .	-----	21	1.7	7.3	-----	-----	-----	Ciros, P. J., 1994.
Lago Nabor Carrillo, Edo. México.	-----	<i>M. affinis</i> y <i>M. laticornis</i> .	-----	15-30	0.3-20	9.2-10.7	-----	1.8-3.9	0.14-0.54	Martínez T. B. B., 1993.
Lago el Sol, Nevado de Toluca.	-----	-----	<i>B. bidentatus</i> , <i>L. bulla</i> y <i>P. vulgaris</i> .	7-11	6-7.2	5.0-6.4	-----	-----	-----	Sarma S. S. S., et al., 1996.
Lago la Luna, Nevado de Toluca.	-----	-----	<i>L. ovalis</i> , <i>L. inopinata</i> y <i>D. grandis</i> .	9-11	4.4-7.8	5.2-5.7	-----	-----	-----	Sarma S. S. S., et al., 1996.
Xochimilco, Ciudad de México.	-----	-----	<i>B. angularis</i> , <i>L. inermis</i> y <i>P. quadricornis</i> .	-----	1-7	6.6-7.5	-----	-----	-----	Vilaclara G. y Sládeček V., 1989.

Tabla 1. Características físicas, químicas, nutrimental y especies de copépodos, cladóceros y rotíferos de varios cuerpos de agua de México.

Cuerpo de agua	Copépodos	Cladóceros	Rotíferos	T (°C)	O ₂ D (mg/l)	pH	Clorofila a (mg/cm ³)	P-Total (mg/l)	N-NO ₃ (µg/l)	Referencia
Laguna de Zumpango, Edo. México.	Ordenes: Calanonida y Cyclopoida.	<i>D. parvula</i> y <i>S. vetulus</i> .	<i>P. vulgaris</i> y <i>B. havanaensis</i> .	12-22	1-9	7.4-9.6	0.06-100	0.5-2.4	14-90	Domínguez P. I. E., 2006.
Lago Tezozomoc, Ciudad de México.	-----	-----	-----	19-23	0-19	6.6-10	954-1321	-----	-----	Verver VG. J., 2005.
Lago Huetzalin, Ciudad de México	-----	<i>P. aduncus</i> , <i>A. rectangula</i> cf. y <i>C. sphaericus</i> .	<i>B. caudatus</i> , <i>B. havanaensis</i> y <i>L. bulla</i> .	12-38	1.6-12.4	8-10.5	551-1229	-----	-----	Enríquez G. C., 2004.
Las Teclas, Morelos.	-----	-----	<i>F. longiseta</i> , <i>T. patina</i> y <i>A. sieboldi</i> .	25.5-32	5-12.2	6.5-9.1	-----	-----	-----	Granados R. J. G. y Álvarez A. C., 2003.
Lago Atezca, Hidalgo.	<i>Cyclpos</i> sp. Y <i>D. clavipoides</i> .	<i>D. catavba</i> y <i>D. pulex</i> .	<i>L. patella</i> y <i>K. longispina</i> .	27	4	----	-----	-----	-----	Díaz P. E., <i>et al.</i> , En: De la Lanza y García 2002.
Valle de Bravo, Edo. México.	<i>Mesocyclops</i> sp., <i>Magacyclops</i> sp. y Calanoida.	<i>B. longirostris</i> , <i>D. Laevis</i> y <i>C. gibba</i> .	<i>K. cochlearis</i> , <i>P. vulgaris</i> y <i>T. similis</i>	20-26	6-8	6.9-8.9	-----	-----	0-1.2	Ramírez G. P. <i>Et al.</i> , 2002.
Lago Catemaco, Veracruz.	<i>A. dorsalis</i> y <i>M. edax</i> .	<i>D. brachyurum</i> y <i>B. longirostris</i> .	<i>B. havanaensis</i> y <i>C. unicornis</i> .	21-31	-----	8.2-9.2	-----	-----	0.230-0.840	Torres O. R. E. y Pérez R. A. <i>en:</i> De la Lanza y García 2002.
Lago de Metztitlán, Hidalgo	<i>L. novamexicanus</i> y <i>A. vernalis</i> .	-----	-----	16-27	3.7	7-8.7	-----	-----	-----	Ibañez A. L. A., <i>et al.</i> En: De la Lanza y García 2002. .
Lago Zirahuen, Michoacan.	-----	-----	<i>K. cochlearis</i> y <i>L. luna</i> .	18	3.2	6.9	-----	-----	-----	S. S. S. Sarma y Elías G. M., 1999.
Embalse Taxhimay, Edo. México.	-----	-----	<i>A. brightwelli</i> y <i>A. priodonta</i> .	17-27	1.5-13	7.3-9.2	-----	0.01-0.08	0.16-3.85	Flores B. J., 1997.

Tabla 1. Continuación

Localidad	Numero de taxa Copéodos	Numero de taxa Cladóceros	Numero de taxa Rotíferos	Referencia
Cuerpos de agua de Aguascalientes	29	-----	-----	Mercado S. N. F., 2007.
Lago Huetzalin, Xochimilco Ciudad de México.	-----	-----	40	Enríquez G. C., 2004.
Lago de Chapala, Jalisco.	-----	-----	57	Rico M. R., <i>et al.</i> 2003.
Subcuenca del Río Cuautla, Morelos.	-----	-----	16	Granados R. J.G. y Alvarez A. C., 2003.
Canales de Xochimilco, Ciudad de México.	-----	-----	54	Flores B. J., <i>et al.</i> , 2003.
Hidalgo, Tlaxcala, Estado de México, Ciudad de México y Veracruz.	-----	-----	86	Serranía S. C. y S. S. S. Sarma, 2003.
Valle de Bravo, Estado de México.	3	7	26	Ramírez G. P. <i>et al.</i> , 2002.
Sureste de México.	-----	35	-----	Elías G. M. <i>et al.</i> , 2001.
Cuerpo de agua de Aguascalientes.	-----	1	-----	Dumont H. J. y Silva B. M., 2000.
Península de Yucatán.	-----	-----	102	Sarma S. S. S. y Elías G. M., 1999.
Cuerpos de agua de la Carretera Ixtlahuaca-Jilotepec.	-----	-----	78	Sarma S. S. S. y Elías G. M., 1998.
Provincia Nevolcanica, México.	-----	48	-----	Elías G. M., <i>et al.</i> , 1997.
Lagos El sol y La Luna, Nevado de Toluca.	-----	-----	25	Sarma S. S. S. <i>et al.</i> , 1996.
Charcos de temporal y embalses de las cuencas de los ríos Lerma y Pánuco.	-----	15	-----	Ciros P. J. y Elías G. M., 1996.
Reservorios de Aguascalientes	16	31	-----	Dodson I. S. y Silva B. M., 1996.
Lagos de Chapultepec, Xochimilco, Texcoco, Encinillas, Valle de Bravo, Coyotepec, Rosario.	-----	-----	35	Vilaclara G. y Sládecek V., 1989.

Tabla 2. Números de taxa de copéodos, cladóceros y rotíferos de cuerpos de agua de México

Anexo 4

CLOROFILA *a*: Método de acetona

Se tomó 50 ml de muestra de cada estación manteniéndose en hielo a 4° C y protegidos de la luz. En el laboratorio se filtra la muestra con fibra de vidrio Whatman GF/(24mØ) de 4.5 cm, las muestras con pH de 7. Se colocó la muestra en un mortero de tejidos, cubriéndola con 2 ó 3 ml de solución acuosa de acetona al 90 % y se maceró, ya disuelto se pasó a un tubo de centrífuga con tapa de rosca, se lava el mortero con acetona acuosa al 90 % y se añade el lavado a la pasta ajustando el volumen total a un nivel constante de 5 a 10 ml con acetona al 90 %, se mantuvieron las muestras por dos horas a 4° C en la oscuridad, trascurrido este tiempo se centrífuga a 500 rpm durante 20 minutos, se decanta el extracto y se pasan 3 ml a una cubeta de 1 cm, se lee a las densidades ópticas de 750 y 664 nm, finalmente se acidifican las muestras con 0.1 ml HCl a 0.1 N y se lee a 665 nm inmediatamente. Réstese el valor obtenido a 750 nm de las lectura antes hechas (664 nm) y después de acidificar (665 nm).

$$\text{Clorofila } a \text{ mg/m}^3 = 26.7 (664b - 665a) \times V_1 / V_2 \times L$$

donde:

V_1 = Volumen de extracto l:

V_2 = volumen de muestra m^3

L = recorrido de luz o ancho de la cubeta cm y 664 y 665 = densidades ópticas del extracto de acetona 90% antes y después de la acidificación, respectivamente.

El valor de 26.7 es la corrección de absorbancia y es igual a $A \times K$

donde:

A = coeficiente de absorbancia para clorofila *a* a 664 nm = 11

K = relación que expresa la corrección para acidificación

APHA, 1989

OXIGENO DISUELTO: Método iodométrico con azida

Se tomó 300 ml de muestra en frascos ámbar con tapón desmerilado evitando el contacto con el aire sin agitarla y protegiéndola de la insolación directa; se le agrega 1 ml de $MnSO_4$ y 1 ml de solución álcali-yoduro-azida (se formara un precipitado), se agitó vigorosamente durante 30 segundos hasta su homogenización, posteriormente se dejó sedimentar y se le añadió 1 ml de H_2SO_4 concentrado, finalmente se tapa y agita hasta la desaparición total del precipitado. En el laboratorio se colocan 100 ml de la muestra en un matraz de 250 ml y se titulara con tiosulfato de Sodio 0.025N hasta coloración paja pálido. Se agrega 1 ml de almidón y se agitó para continuar la titulación hasta tornar a incoloro.

$$O_2 \text{ disuelto (mg / L)} = A \times F$$

A = ml de tiosulfato gastados en la titulación.

F = Factor constante, Factor constante = $0.025 \times 8 \times 1000 / 99.33 = 2.01$

Normalidad del tiosulfato de sodio = 0.025

Constantes = 8 y 1000

Corrección por adición de reactivos $(300-2) 100 / 300 = 99.3$

Muestra original colectada = 300 ml

Reactivos agregados = 2 ml

Alícuota para la titulación = 100 ml

APHA, 1989

FÓSFORO: Método de cloruro estagnoso y digestión con persulfato

DIGESTIÓN DE PERSULFATO

Se tomó 100 ml de muestra en frascos de vidrio. En el laboratorio se colocó 50 ml de muestra o una alícuota llevada a ese volumen en un matraz y se le agregó 1 gota de fenoltaleina, en caso de la aparición o desarrollo de un color rojo se neutraliza agregando gota a gota solución H_2SO_4 al 30% hasta que desaparezca el color rojo. Se le añade 1 ml extra de la solución ácida (H_2SO_4) e inmediatamente después 0.4 g de persulfato de amonio

llevándose a ebullición durante 30-40 minutos o hasta un volumen final de 10 ml, se deja enfriar la muestra y se afora 30 ml con agua destilada, se le agrega 1 gota de fenoltaleina y si vuelve a desarrollar una tonalidad rosa se neutraliza a rosa pálido con NaOH. Se lleva el volumen del ensayo a 100 ml con agua destilada si forma un precipitado durante este paso no se filtra solo se agita en los pasos posteriores. Junto con las muestras se lleva unos estándares de valores conocidos para elaborar la curva.

CLORURO ESTAGNOSO

Se colocó en un matraz Erlenmeyer 100 ml o una alícuota de la muestra, se le adicionó 1 gota de fenoltaleina, si la solución se torna rosa se elimina el color hasta incoloro añadiéndole gota a gota solución de ácido concentrado, en caso de que se requiera más de 5 gotas de ácido para virar a incoloro se debe seleccionar un menor volumen de la muestra y diluirlo a 100 ml con agua destilada tras la primera decoloración. Se le agregaran 4 ml de la solución de molibdato de amonio y 0.5 ml de la solución de cloruro estagnoso y se mezclara de 10-12 minutos, finalmente se lee la absorbancia a 690 nm, usando un testigo de agua destilada el cual deberá seguir los mismos pasos que la muestra. Se extrapolara-interpolara el valor observado en la curva de calibración para obtener la concentración por 100 ml en base a la curva de estándares conocidos que se realizaron junto con las muestras.

$$\text{mg de P-PO}_4 / \text{l} = \text{mg de P-PO}_4 \text{ de curva} \times 1000 / \text{ml de muestra.}$$

APHA, 1989

MATERIA ORGANICA (CARBÓN): Método de COD

Se tomaron 30 ml de muestra y se llevaron en frascos de vidrio al laboratorio para evaluar el contenido de Carbón.

Se elabora una curva con 30 ml de ácido oxálico y se va diluyendo hasta tener una curva de 6 concentraciones.

Tanto la curva como las muestras problemas y un blanco de agua destilada se tratan de la siguiente manera: se les agrega 20 ml de H₂SO₄ (cuidadosamente se desliza por las paredes

del matraz), se le agrega 100 mg de Ag_2SO_4 y se ponen por 2 horas a 140°C o 121°C por 3 horas en un autoclave.

Después de que se enfríen las muestras se calibra el espectrofotómetro con el blanco y se miden las muestras a una longitud de 587 nm .

Con los valores obtenidos se grafica la curva de calibración y se determina la concentración de COD.

Teniéndose en cuenta que 1 mg de COD es equivalente a 0.364 mg de Carbón total se realiza la conversión de los datos obtenidos de las muestras.

Siewertsen, 1979.

Life-history strategies of *Brachionus havanaensis* subject to kairomones of vertebrate and invertebrate predators

C. E. GARCÍA†, D. DE JESÚS CHAPARRO-HERRERA†, S. NANDINI*‡ and
S. S. S. SARMA§

†Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Edificio de Posgrado, Planta baja, Costado sur de la Torre II de Humanidades Circuito Interior, Cd. Universitaria, Coyoacán 04510, Mexico City, Mexico

‡UIICSE, División de Investigación y Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, AP 314, CP 54090, Tlalnepantla, Edo. de México, Mexico

§Laboratorio de Zoología Acuática, División de Investigación y Posgrado, Edificio UMF, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, AP 314, CP 54090, Tlalnepantla, Edo. de México, Mexico

(Received 16 February 2007; in final form 19 June 2007)

We evaluated the different life-history strategies of the rotifer *Brachionus havanaensis* in the presence of vertebrate (salamander axolotl, *Ambystoma mexicanum*) or invertebrate (copepod *Acanthocyclops robustus*) predator using population growth and life-table demography at two algal food levels (0.5×10^6 and 1.0×10^6 cells ml^{-1} of *Chlorella vulgaris*). Generally, increased food availability resulted in higher densities of *B. havanaensis*. At any algal food level, *B. havanaensis* grown in the presence of kairomones showed higher population abundances than controls. Within the kairomone treatments, rotifers grown using *A. mexicanum*-conditioned medium showed a higher population growth than those using *A. robustus* medium. The average lifespan of *B. havanaensis* varied from 6 to 13 d, depending on the presence or absence of kairomones and the algal food density, the shortest being in treatments containing kairomones from *Ambystoma*. Gross (19–22 offspring female^{-1}) and net reproductive rates (11 offspring female^{-1}) were significantly higher in the *Ambystoma*-conditioned medium than in the other treatments including controls (9–10 and 6–7 offspring female^{-1} , respectively). Generation time (4–6 d) was influenced by algal density as well as the presence of kairomones. *B. havanaensis* had the shortest generation time in *Ambystoma*-conditioned medium. The rate of population increase of *B. havanaensis* varied from 0.34 to 0.87 d^{-1} , with higher values in treatments containing *Ambystoma*-conditioned water. The total lorica length, anterior, and posterior spine lengths of *B. havanaensis* were significantly higher in the presence of kairomones from both vertebrate and invertebrate predators than in controls. In general, there was a greater lorica and spine length of *B. havanaensis* due to *Ambystoma* infochemicals than those from *Acanthocyclops*.

Keywords: Kairomone; Zooplankton; Demography; Predation

1. Introduction

Zooplankton communities are subject to intense predation stress. The direct influences are due to the physical interaction between two species, while the indirect impacts are generally

*Corresponding author. Email: nandini@servidor.unam.mx

via infochemicals [1]. Among freshwater zooplankton, rotifers are not only common but also at times numerically more abundant than other groups such as cladocerans and copepods. Rotifers are small metazoans, measuring 50–1500 μm , and covered by a cuticle made of sclero-proteins which in certain taxa is developed into lorica with or without anterior and posterior spines. They have a ciliated corona which helps in locomotion, and along with a modified pharynx (trophi) in feeding as well. The majority of rotifers are cyclical parthenogens [2]. Though there are about 120 genera of rotifers, most studies in relation to feeding ecology, behaviour, demography, ecotoxicology, and aquaculture have been conducted on *Brachionus*. This is because of the wide distribution of this genus, ease of culture and maintenance, and the availability of a large morphological, physiological, ecological, and genetic database. Under natural conditions, brachionids are subject to intense vertebrate (such as fish larvae) and invertebrate (such as *Asplanchna* and *Chaoborus*) predation pressure [3]. Globally, there are about 40 species of the genus *Brachionus*, of which 15 have been recorded from Mexico [4]. *Brachionus havanaensis* is a common rotifer in freshwater bodies in Mexico. This species is known to exhibit phenotypic plasticity in several traits when subject to different food levels, temperature ranges, and predation stress [5, 6].

Lake Xochimilco is a wetland with a complex system of canals and shallow lakes (maximum depth about 2 m) in Mexico City. The rotifer diversity is higher in comparison with cladocerans or copepods in this water body [7]. It is also inhabited by several species of fish and is home to the endemic salamander, *Ambystoma mexicanum*. Rotifers are thus subject to predation pressure from invertebrates (such as cyclopoid copepods) and vertebrates (such as larval fish and *Ambystoma*). Invertebrate predators generally have a stronger impact in structuring their prey community, since they show both numerical and functional responses within a short time [8]. Rotifers, common in Lake Xochimilco, form part of the diet of larval *A. mexicanum* and the adults of *Acanthocyclops robustus*. They show different morphological adaptations against predators. For example, enhanced body size and spine lengths under pressure from invertebrates helps minimize capture by predators [9]. These phenotypic responses imply shifts in life history strategies and changes in survivorship and reproduction patterns [10].

Infochemicals emerging from predators also influence life-history traits of zooplankton. A relatively large set of information is available on the demographic characters of *Daphnia* in relation to fish-conditioned medium [11]. Thus, when *Daphnia* spp. are subject to the presence of infochemicals released from fish, the cladocerans tend to produce large but few offspring, which ensures a higher probability of survival in nature [12]. For rotifer species, lower reproductive rates and a larger size at birth in the presence of invertebrate kairomones are known [13]. However, less information is available on the indirect impact of many invertebrate predators on rotifers including *Acanthocyclops robustus*, a common cyclopoid copepod in canals of Xochimilco. Although this copepod is known to feed on *Brachionus havanaensis*, the impact of its infochemicals on the life history variables for this rotifer is not known. In our field samples, we have also observed that *B. havanaensis* and the adult *A. robustus* have both a sympatric and synchronic distribution at different sites of Lake Xochimilco almost throughout the year.

In this study, we analysed the differences in the life history strategies of *B. havanaensis* subject to indirect predation stress via infochemicals from two coexisting predators *Ambystoma mexicanum* and *Acanthocyclops robustus*.

2. Materials and methods

The brachionid rotifer *Brachionus havanaensis* was originally isolated from Lake Xochimilco and maintained for more than 6 months prior to experimentation. The rotifers were fed green

alga *Chlorella vulgaris*, which was batch-cultured in 21 transparent bottles using Bold's medium [14]. For experiments we used two algal levels of 0.5×10^6 and 1.0×10^6 cells ml^{-1} , estimated using a haemocytometer. The carbon content of the food at these algal levels is similar to those found in the Mexican eutrophic waterbodies including Xochimilco lake [15]. For mass culture of rotifers and for experiments, we used reconstituted moderately hard-water (EPA medium), which was prepared by dissolving 0.9 g of NaHCO_3 , 0.6 g of CaSO_4 , 0.6 g of MgSO_4 , and 0.04 g of KCl in 1 l of distilled water [16].

The predators, also obtained from the lake Xochimilco, were grown separately using EPA medium. For *A. robustus*, we offered a mixture of *Chlorella vulgaris* and the rotifer *Brachionus calyciflorus* as the diet. Juveniles of *A. mexicanum* were reared in the laboratory using mixed zooplankton species (cladocerans, *Moina macrocopa*, *Daphnia pulex* and *Ceriodaphnia dubia* and rotifers *B. havanaensis* and *B. calyciflorus*). In order to obtain the conditioned medium, we maintained each predator species in 21 jars containing about 1.5 l of EPA medium without food for 12–24 h, depending on the predator type. The density of *A. robustus* was about 1000 ind. l^{-1} , while for *A. mexicanum* it was 10 ind. l^{-1} . Using a mesh of 20- μm pore size, we filtered the medium from the jars containing the predators, which was used in the experiments.

We conducted simultaneously population-growth and life-table demography experiments on *B. havanaensis*. The experimental design and test conditions were similar for both experiments: 50-ml transparent jars containing 20 ml of medium, two algal food densities (0.5×10^6 and 1.0×10^6 cells ml^{-1} of *Chlorella vulgaris*), three treatments (control, *A. robustus*-conditioned medium and *A. mexicanum*-conditioned medium), and four replicates for each treatment; pH: 7.0–7.5, temperature 23 ± 1 °C, continuous but diffused fluorescent illumination, and the medium and algal food in the test jars replaced 100% daily. The reason for daily 100% replacement of the medium was in order to prevent the accumulation of metabolites and to ensure a constant level of infochemicals and algal food density in the test jars.

For population-growth studies, we introduced a mixed age group of 20 individuals of *B. havanaensis* into each of the 24 test jars (three treatments \times two food levels \times four replicates) under a stereomicroscope at 20 \times using a finely drawn Pasteur pipette. Following initiation of growth experiments, we estimated daily the density of *B. havanaensis* from either the total count or two aliquots of 1–5 ml, depending on the density. After density estimation, the rotifers were transferred to fresh jars containing the appropriate test medium and the chosen algal density. Experiments continued for 3 weeks, by which time most rotifer populations in the test jars began to decline. Based on the data collected, we derived the rate of population increase (r) using the regression between log natural population density over time [17]. On the last day of the growth experiments, the rotifers from each test jar were fixed in 4% formalin. Using a calibrated ocular micrometer, we measured body length, width, anterior, and posterior spine lengths of about 20 egg-bearing individuals from each replicate under a compound microscope (Nikon Eclipse) at 400 \times .

For the life-table experiments, we introduced 20 neonates (<2 h after hatching from parthenogenetic eggs) into each of 24 test jars. Following initiation of the experiment, we counted and transferred surviving members of the original cohort every day to fresh jars containing the appropriate test medium. Neonates and dead adults, when present, were counted and discarded. Experiments continued until the last individual of each cohort died. From the survivorship and fecundity data, we calculated variables such as average lifespan (ALS), gross (GRR) and net reproductive rates (R_0), generation time (T), and the rate of population increase per day (r) using the following formulae [18]:

$$\text{Gross reproductive rate (GRR)} = \sum_0^{\infty} m_x \quad (1)$$

$$\text{Net reproductive rate } R_0 = \sum_0^{\infty} l_x \cdot m_x \quad (2)$$

$$\text{Generation time: } T = \frac{\sum l_x \cdot m_x \cdot x}{R_0} \quad (3)$$

Rate of population increase (r), Euler equation

$$\sum_{x=w}^n e^{-rx} \cdot l_x \cdot m_x = 1, \quad (4)$$

where l_x is the probability of an individual surviving to an age class, m_x is the age-specific fecundity, R_0 is the average number of offspring per female, and r is the growth rate of the population.

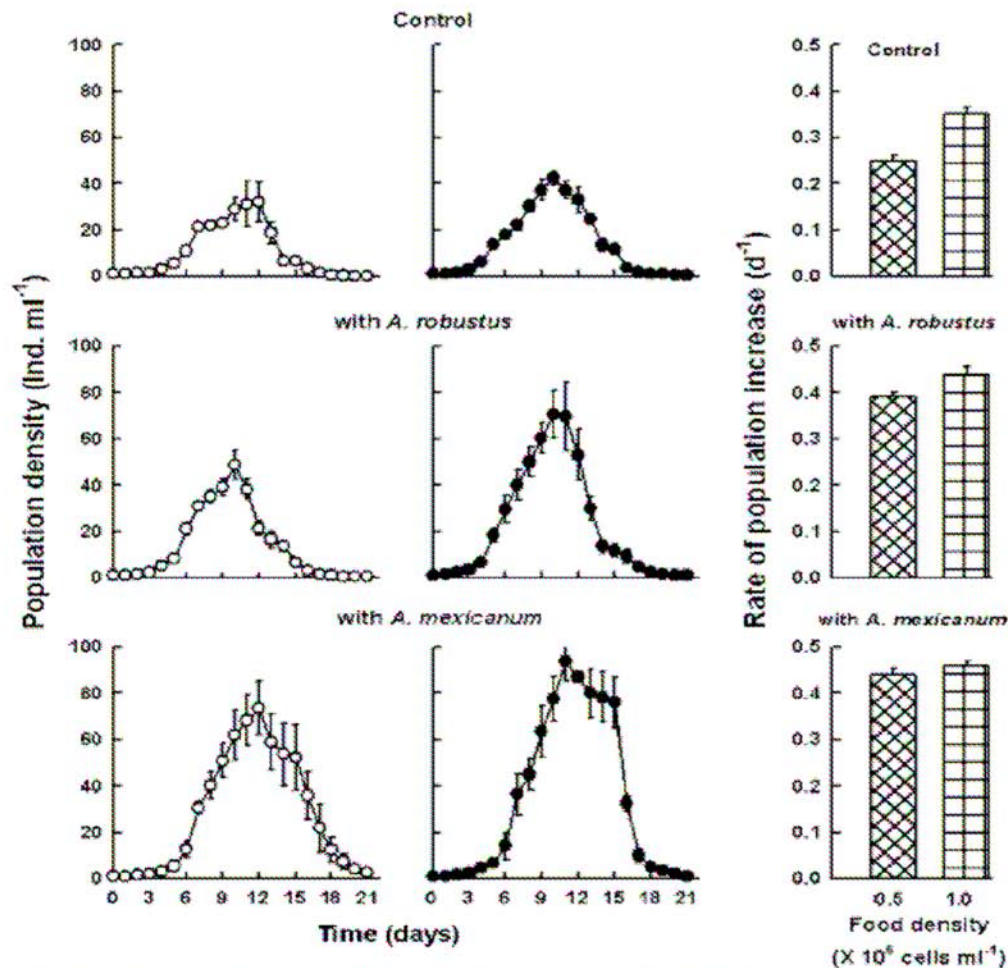


Figure 1. Population growth curves of *B. havanaensis* grown at two algal densities (open circles, 0.5×10^6 and closed circles 1.0×10^6 cells ml^{-1} of *Chlorella vulgaris*) and in the presence or absence of predator-conditioned medium. Shown are the mean \pm standard errors based on four replicates. The rate of population increase derived from population growth is shown in bars.

An analysis of variance (ANOVA) was used to quantify the differences in the selected life-history variables and the morphometric data of *B. havanaensis* under different treatments. Post hoc (Tukey test) analysis was used for multiple comparisons utilizing the software Statistica ver. 5.

3. Results

The population growth curves and the rate of population increase (r) of *B. havanaensis* grown under different food densities and in the presence of kairomones from *A. robustus* and *A. mexicanum* are presented in figure 1. Regardless of the presence of kairomones, an increase in the availability of algal diet resulted in an increased abundance of *B. havanaensis*. Similarly, regardless of the density of algal food, *B. havanaensis* grown in the presence of kairomones showed higher population abundances than controls. Rotifers grown using *A. mexicanum*-conditioned medium showed a higher population growth than those using *A. robustus* medium. The trends in the population growth were largely reflected by the rate of population increase (r), which showed significantly higher values with increase in food level and in treatments containing kairomones from *Ambystoma* ($p < 0.05$, F test; table 1).

Data on the age-specific survivorship and fecundity curves of *B. havanaensis* grown under different algal food densities and in the presence of kairomones from the copepods and the salamanders are shown in figure 2. Regardless of *Chlorella* density, the survivorship of *B. havanaensis* was reduced in the presence of kairomones. There were no significant differences in survivorship patterns in relation to food level or the presence of kairomones. The

Table 1. Results of two-way analysis of variance (ANOVA) performed for the selected life-history variables of *Brachionus havanaensis* in relation to algal food level and the presence or absence of predators.

Variable	DF	MS	DF	MS	F ratio
rate of population increase	effect	effect	error	error	
<i>Population growth</i>					
Predator's presence (A)	2	6.37	18	1.67	3.80*
Food level (B)	1	72.25	18	1.67	43.12***
Interaction of A × B	2	3.81	18	1.67	2.27 n.s.
<i>Life-table study</i>					
<i>Average lifespan</i>					
Predator's presence (A)	2	73.81	18	1.32	55.66***
Food level (B)	1	1.37	18	1.32	1.03 n.s.
Interaction of A × B	2	3.41	18	1.32	2.57 n.s.
<i>Gross reproductive rate</i>					
Predator's presence (A)	2	319.97	18	3.69	86.70***
Food level (B)	1	1.65	18	3.69	0.44 n.s.
Interaction of A × B	2	8.03	18	3.69	2.17 n.s.
<i>Net reproductive rate</i>					
Predator's presence (A)	2	40.79	18	2.41	16.92***
Food level (B)	1	7.76	18	2.41	3.22 n.s.
Interaction of A × B	2	3.08	18	2.41	1.27 n.s.
<i>Generation time</i>					
Predator's presence (A)	2	7.51	18	0.34	21.70***
Food level (B)	1	9.56	18	0.34	27.61***
Interaction of A × B	2	1.14	18	0.34	3.31 n.s.
<i>Rate of population increase</i>					
Predator's presence (A)	2	51.71	18	0.41	124.34***
Food level (B)	1	69.84	18	0.41	167.92***
Interaction of A × B	2	48.37	18	0.41	116.30***

Note: *** $p < 0.001$; * $p < 0.05$; n.s.: non-significant.

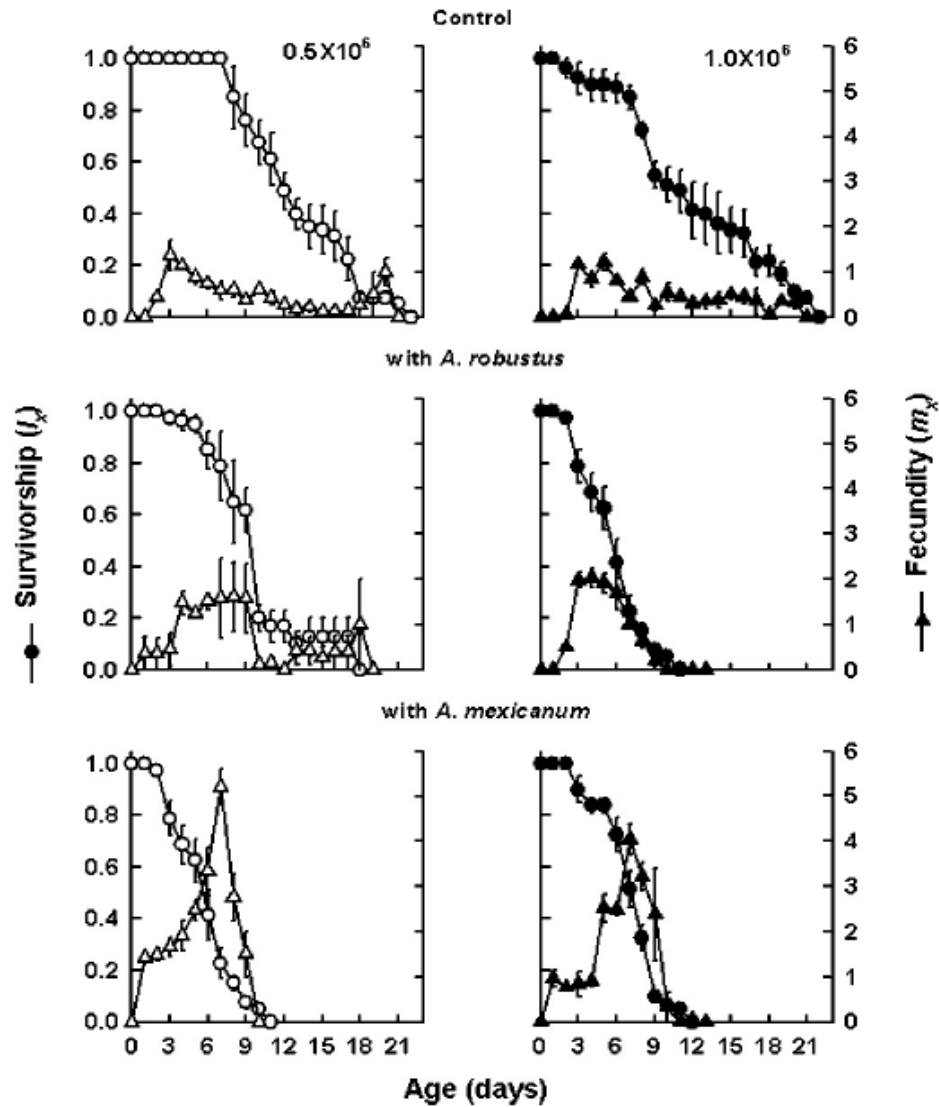


Figure 2. Age-specific survivorship and fecundity curves of *B. havanaensis* grown at two algal densities (open symbols, 0.5×10^6 and closed symbols 1.0×10^6 cells ml^{-1} of *Chlorella vulgaris*) and in the presence or absence of predator-conditioned medium. Shown are the mean \pm standard errors based on four replicates (cohorts).

age-specific offspring production (m_x) in controls was low, but extended over the entire lifespan of *B. havanaensis*. On the other hand, in treatments containing kairomones, the fecundity was high, but for a shorter duration, and peaked around an age class of 6–9 d old.

Data on the selected life history variables are presented in table 2. The average lifespan varied from 6 to 13 d, depending on algal food density and presence or absence of kairomones. There was a significant impact of kairomones ($p < 0.001$) but not of food level ($p > 0.05$) on the average lifespan of *B. havanaensis* (two-way ANOVA, table 1). The average lifespan was shortest with treatments containing kairomones from *Ambystoma*. While there were no significant differences in the gross and net reproductive rates in relation to food level ($p > 0.05$), both

Table 2. Data on the selected life-history variables of *B. havanaensis* grown at two algal food densities and with conditioned medium from *A. robustus* (*A.r.*) and *A. mexicanum* (*A.m.*).

Treatment	Life-history variable				
	ALS	GRR	R_0	T	r
Food level 0.5×10^6					
Without kairomone	13.2 ± 0.6^a	9.2 ± 1.0^a	7.1 ± 0.5^a	$6.0 \pm 0.3^{a,d}$	0.42 ± 0.02^a
With <i>A.r.</i>	$9.1 \pm 0.3^{b,c}$	9.9 ± 0.8^b	9.2 ± 0.8^b	$4.7 \pm 0.1^{a,e}$	0.54 ± 0.02^b
With <i>A.m.</i>	$7.3 \pm 0.2^{b,e}$	19.0 ± 1.2^a	$11.1 \pm 1.1^{a,b}$	$4.8 \pm 0.1^{a,c}$	0.70 ± 0.01^c
Food level 1.0×10^6					
Without kairomone	$12.2 \pm 1.1^{a,d}$	9.5 ± 0.6^a	6.3 ± 0.6^a	$6.9 \pm 0.2^{d,f}$	0.34 ± 0.02^a
With <i>A.r.</i>	10.1 ± 0.4^c	8.6 ± 0.8^b	6.7 ± 0.5^b	$5.5 \pm 0.5^{b,e,g}$	0.42 ± 0.02^c
With <i>A.m.</i>	$5.9 \pm 0.3^{d,e}$	21.6 ± 1.2^a	11.0 ± 0.9^a	3.6 ± 0.2^a	0.87 ± 0.02^a

Note: ALS: average lifespan (days); GRR: gross reproductive rate (offspring female⁻¹ lifespan⁻¹); R_0 : net reproductive rate (survival-weighted offspring female⁻¹ lifespan⁻¹); T: generation time (days); r : rate of population increase (d⁻¹). Shown are mean \pm standard error based on four replicates (cohorts). For a given variable, data containing similar alphabets are not significant ($p > 0.05$, Tukey test).

these variables were significantly higher in the *Ambystoma* conditioned medium than in the other treatments ($p < 0.001$). Generation time was influenced by algal density as well as the presence of kairomones, but their interaction was not significant ($p < 0.001$). The generation time of *B. havanaensis* was shortest at 1.0×10^6 cells ml⁻¹ of *Chlorella* and in the presence of *Ambystoma*-conditioned medium. The rate of population increase from the demography experiments was higher at lower food levels except in the presence of *Ambystoma*-conditioned medium. There was a significant impact of the treatment, food level, and interaction of both on the rate of population increase of *B. havanaensis* ($p < 0.001$).

Data on lorica morphometry showed statistically significant differences ($p < 0.001$, one-way ANOVA) in the spine or total length of *B. havanaensis* in the presence of infochemicals as compared with controls (figure 3). The total body length and anterior and posterior spine

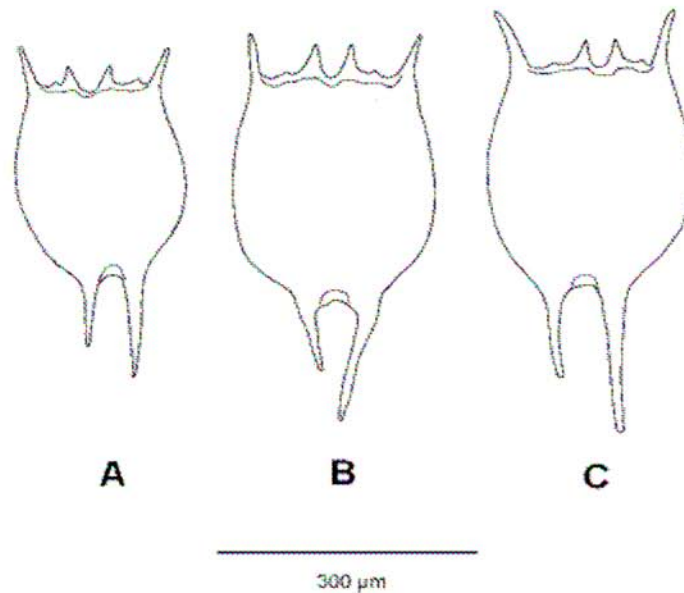


Figure 3. Lorica morphology of adult parthenogenetic female *B. havanaensis* cultured in controls (A) and in the presence of kairomones from *A. robustus* (B) or *A. mexicanum* (C). All figures were drawn on the same scale.

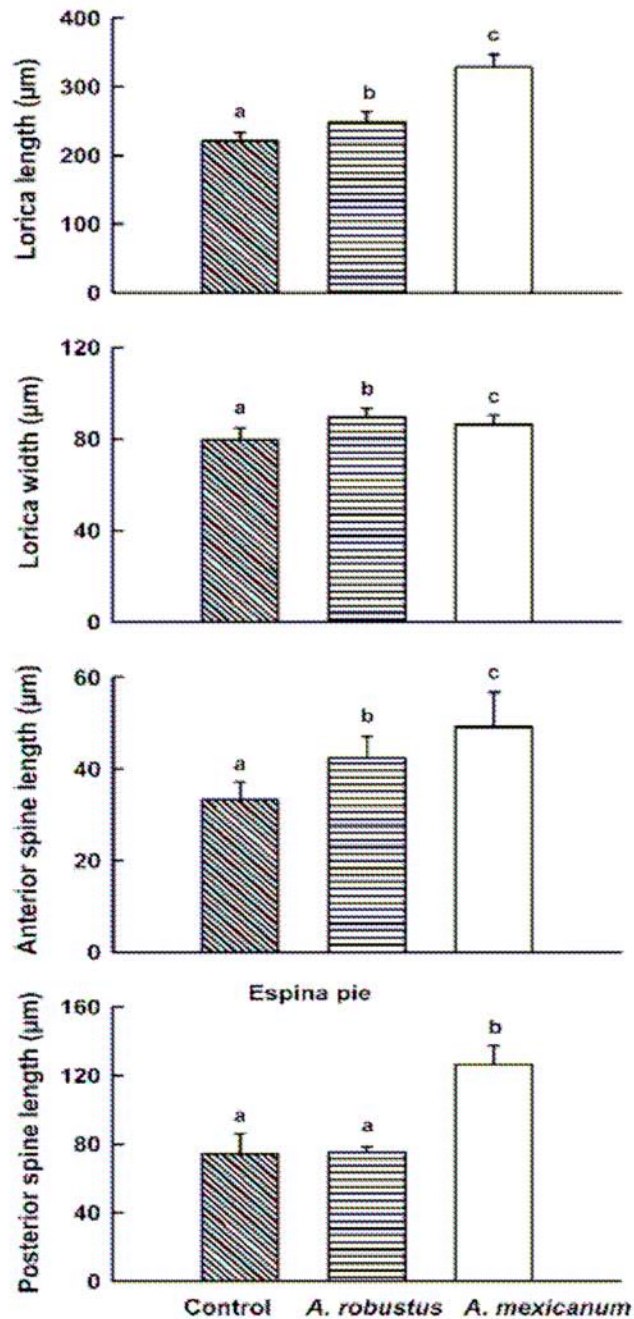


Figure 4. Morphometric data (lorica length, width, anterior spine length and posterior spine length, in μm) of adult parthenogenetic female *B. havanaensis* cultured in controls, and in the presence of kairomones from *A. robustus* or *A. mexicanum*. Shown are the mean \pm standard errors based on 20 individuals of each treatment. For each variable, data carrying similar alphabets are not statistically significant ($p > 0.05$, Tukey test).

lengths were significantly higher in the presence of both vertebrate and invertebrate kairomones than in the controls. In general, there were greater body and spine lengths in the presence of *Ambystoma* infochemicals than those from *Acanthocyclops* (figure 4).

4. Discussion

Brachionus havanaensis showed a higher population abundance in the presence of kairomones from *A. mexicanum* than in controls or in copepod kairomone treatments. However, compared with controls, both predators caused an increased abundance of *B. havanaensis*, suggesting stimulation of rotifer population growth. Invertebrate kairomones are known to enhance offspring production in rotifers where a greater investment in reproduction as compared with controls is beneficial to offset loss from predation [19]. Normally, at higher population abundances, most rotifers produce males and resting eggs [2]. However, we did not observe the production of males or resting eggs, probably due to the fact that the peak population densities reached by *B. havanaensis* were below 100 ind. ml⁻¹. A previous study showed the production of males and resting eggs in *B. havanaensis* at densities above 200 ind. ml⁻¹ [20]. Thus, the low peak densities of this species in this study are probably due to the fact that the rotifer populations had to invest more energy for spine elongation due to the presence of infochemicals.

It is well known that rotifer density increases with increasing algal food level, a fact also observed here. Many species of *Brachionus* such as *B. calyciflorus* [21], *B. patulus* [22], and *B. rubens* [23] generally show peak population abundances around 10–15 d when raised on alga levels of 0.5×10^6 to 1.5×10^6 cells ml⁻¹ at 25 °C. In the present study, too, *B. havanaensis* reached peak abundances at about 10–12 d as was found in other studies [20]. The rate of population increase (r) (0.34–0.87 ind. d⁻¹) from the life-table study was generally higher than that obtained from the population growth experiment, which ranged from 0.25 to 0.45 ind. d⁻¹. The r derived from population growth studies is usually smaller than that derived from a demographic study, most likely due to the presence of intra-specific competition in the former and its absence in the latter [24]. Regardless of the study method used, r for most brachionid rotifers varies from 0.2 to 2.0 [25]. In this work, the r values obtained for *B. havanaensis* are thus within the range reported previously for *Brachionus* in general and *B. havanaensis* in particular [20].

Survivorship and offspring production are the two most important variables determining the fitness of a species [26]. Many herbivorous rotifers have an average lifespan of 10–25 d, and that recorded for *B. havanaensis* here agrees with previous reports [6]. A greater investment in reproductive output lowers the survivorship [27]. The life-history strategy adopted by a species also depends on the predation stress that it is subject to. *A. mexicanum* is known to feed maximally on *B. havanaensis* compared with other brachionids such as *B. calyciflorus*, *B. patulus*, and *B. rubens* [28]. We have also observed that *Acanthocyclops robustus* feeds on *B. havanaensis* but in lower numbers compared with *A. mexicanum*. This probably explains the different strategies (high reproduction and low survivorship vs. low reproduction and high survivorship) adopted by *B. havanaensis* in the presence of the vertebrate and invertebrate predator. It also explains the greater energy investment in size elongation in the presence of *Ambystoma* kairomones as compared with those from *Acanthocyclops*.

Changes in life-history variables of *Brachionus* in relation to kairomones from predators permit coexistence of prey with predators [3]. For example, elevated offspring in the presence of kairomones from vertebrate predators is expected to compensate for loss from predation [11]. On the other hand, reduced offspring production in the presence of invertebrate predation is

possibly a shift in the energy allocation from reproduction to the development of anti-predator defences. In brachionid rotifers, the development of posterior spines and enhanced body size are directly related to the kairomones from the invertebrate predators including *Asplanchna* and cyclopoid copepods [3, 29]. However, previous studies indicate that species that already have large spines, such as *Brachionus macracanthus*, do not invest further in spine elongation as a defence against predation [30]. In our experiments we observed significantly longer spines of *B. havanaensis* subjected to predator's kairomones as compared with the controls. It therefore appears that *B. havanaensis* invests in a higher population growth as well as an increase in spine length, when subject to vertebrate or invertebrate predation stress. It remains to be seen whether similar life-history strategies are observed in other long-spined *Brachionus* species such as *B. diversicornis* or *B. falcatus*.

Acknowledgements

This study was supported by research grants from CONACyT to the authors (CEG 195696, DGCH193543, SNI-20520 and SNI-18723 respectively). SN thanks PAPIIT IN203 107 for additional support.

References

- [1] W.C. Kerfoot, A. Sih. *Predation: Direct and Indirect Impacts on Aquatic Communities*, University Press of New England, Hanover, NH (1987).
- [2] R.L. Wallace, T.W. Snell, C. Ricci, T. Nogrady. *Rotifera Part 1: Biology, Ecology and Systematics. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, Kenobi Productions Gent/Backhuys, The Netherlands (2006).
- [3] J.J. Gilbert. Kairomone-induced morphological defenses in rotifers. In *The Ecology and Evolution of Inducible Defense*, R. Tollrian and C.D. Harvell (Eds), pp. 127–141. Princeton University Press, Princeton, NJ (1999).
- [4] S.S.S. Sarma. Checklist of rotifers (Rotifera) from Mexico. *Environmental Ecology*, **17**, pp. 978–983 (1999).
- [5] G. Garza-Mouriño, M. Silva-Briano, S. Nandini, S.S.S. Sarma, M.E. Castellanos-Pérez. Morphological and morphometrical variations of selected rotifer species in response to predation: a seasonal study of selected brachionid species from Lake Xochimilco (Mexico). *Hydrobiologia*, **546**, pp. 169–179 (2005).
- [6] E.L. Pavón-Meza, S.S.S. Sarma, S. Nandini. Combined effects of algal (*Chlorella vulgaris*) food level and temperature on the demography of *Brachionus havanaensis* (Rotifera): a life table study. *Hydrobiologia*, **546**, pp. 353–360 (2005).
- [7] S. Nandini, P. Ramírez-García, S.S.S. Sarma. Seasonal variation in the species diversity of planktonic rotifers from Lake Xochimilco (México). *Journal of Freshwater Ecology*, **20**, pp. 287–294 (2005).
- [8] W.W. Murdoch, J. Bence. General predators and unstable prey populations. In *Predation: Direct and Indirect Impacts on Aquatic Communities*, W.C. Kerfoot and A. Sih (Eds), pp. 17–30, University Press of New England, Hanover, NH (1987).
- [9] E.L. Pavón-Meza, S.S.S. Sarma, S. Nandini. Combined effects of temperature, food (*Chlorella vulgaris*) concentration and predation (*Asplanchna girodi*) on the morphology of *Brachionus havanaensis* (Rotifera). *Hydrobiologia* (in press).
- [10] D. Weetman, D. Atkinson. Antipredator reaction norms for life history traits in *Daphnia pulex*: dependence on temperature and food. *Oikos*, **98**, pp. 299–307 (2002).
- [11] S. Lass, P. Spaak. Chemically induced anti-predator defences in plankton: a review. *Hydrobiologia*, **491**, pp. 221–239 (2003).
- [12] Z.M. Gliwicz, A. Slusarczyk, M. Slusarczyk. Life history synchronization in a long-lifespan single-cohort *Daphnia* population in a fishless alpine lake. *Oecologia*, **128**, pp. 368–378 (2001).
- [13] A.M. Verschoor. Hard to handle: Inducible defences in plankton. PhD thesis, Radboud University Nijmegen, The Netherlands (2005).
- [14] M.A. Borowitzka, L.J. Borowitzka. *Micro-Algal Biotechnology*, Cambridge University Press, London (1988).
- [15] S. Nandini, P. Ramírez-García, S.S.S. Sarma. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, **20**, pp. 287–294 (2005).
- [16] C.I. Weber. *Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms*, 4th ed., United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH (1993).
- [17] R.M. Sibly, J. Hone. Rate of population increase and its determinants: an overview. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London*, **B357**, pp. 1153–1170 (2002).
- [18] C.J. Krebs. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. 3rd ed., Harper & Row, New York (1985).

- [19] S.S.S. Sarma, S. Nandini. Small prey size offers immunity to predation: a case study on two species of *Asplanchna* and three brachionid prey (Rotifera). *Hydrobiologia* (in press).
- [20] E.L. Pavón-Meza, S.S.S. Sarma, S. Nandini. Combined effects of food (*Chlorella vulgaris*) concentration and temperature on the population growth of *Brachionus havanaensis* (Rotifera: Brachionidae). *Journal of Freshwater Ecology*, 19, pp. 521–530 (2004).
- [21] S.S.S. Sarma, M.A.F. Araiza, R.J. Amador-López. Influence of food concentration and inoculation density on the population growth of *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotifera). *Environmental Ecology*, 15, pp. 435–441 (1997).
- [22] S.S.S. Sarma, T.R. Rao. Population dynamics of *Brachionus patulus* Muller (Rotifera) in relation to food and temperature. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences (Animal Sciences)*, 99, pp. 335–343 (1990).
- [23] N. Iyer, T.R. Rao. The epizoic mode of life in *Brachionus rubens* Ehrenberg as a deterrent against predation by *Asplanchna intermedia* Hudson. *Hydrobiologia*, 313/314, pp. 377–380 (1995).
- [24] H.J. Dumont, S.S.S. Sarma. Demography and population growth of *Asplanchna girodi* (Rotifera) as a function of prey (*Anuraeopsis fissa*) density. *Hydrobiologia*, 306, pp. 97–107 (1995).
- [25] S.S.S. Sarma, P.S. Larios-Jurado, S. Nandini. Effect of three food types on the population growth of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera: Brachionidae). *Revista de Biología Tropical*, 49, pp. 75–82 (2001).
- [26] T.J. Case. *An Illustrated Guide to Theoretical Ecology*, Oxford University Press, Oxford (2000).
- [27] S.S.S. Sarma, S. Nandini, R.D. Gulati. Cost of reproduction in selected species of zooplankton (rotifers and cladocerans). *Hydrobiologia*, 481, pp. 89–99 (2002).
- [28] D. Chaparro-Herrera. Biología de la alimentación de *Ambystoma mexicanum*: Implicaciones para su conservación. M.Sc. thesis, National Autonomous University of Mexico, Mexico City, Mexico (2007).
- [29] J. Green, O.B. Lan. *Asplanchna* and the spines of *Brachionus calyciflorus* in two Javanese sewage ponds. *Freshwater Biology*, 4, pp. 223–226 (1974).
- [30] R.A. Lara-Resendiz. Efecto indirecto del depredador *Asplanchna brightwelli* (Gosse) sobre el crecimiento poblacional, tabla de vida y morfometría de *Brachionus calyciflorus* Pallas y *B. macracanthus* (Daday) (Rotifera). Thesis, National Autonomous University of Mexico, Mexico City, Mexico (2002).

LIMNOLOGICA (en prensa)

* Manuscript

1 Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco (Mexico City,
2 Mexico)

3

4

5 Cecilia Enriquez Garcia^a, S. Nandini^{b*} and S.S.S. Sarma^b

6

7

8 ^aPrograma de Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México,
9 Edificio de Posgrado, Planta baja (Costado sur de la Torre II de Humanidades
10 Circuito Interior, Cd. Universitaria, Coyoacán 04510, Mexico City, Mexico.

11

12 ^bLaboratorio de Zoología Acuática, División de Investigación y Posgrado, Edificio UMF,
13 Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Iztacala, AP 314, CP 54090,
14 Tlalnepantla, Edo. de México. México. FAX: +52 55 5623 1256. E-mail:
15 nandini@servidor.unam.mx

16

17

18 **Abstract**

19

20 We quantified the seasonal changes in the zooplankton abundances collected from the
21 Huetzalin Lake (Mexico City, Mexico) for two years (February 2003 to January 2004 and
22 then March 2005 to February 2006). Selected physico-chemical variables (Secchi depth,
23 temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, phosphorus, nitrogen, carbon and
24 chlorophyll *a* concentration) were also measured at the time of zooplankton collection.
25 The data on zooplankton abundances and the physicochemical variables were subjected
26 to multiple correlation analysis and we also derived Shannon-Wiener species diversity
27 index. Secchi depth ranged from 9 to 65 cm. Generally the lake was alkaline (pH 7-12).
28 The conductivity ranged from 500-1000 mS cm⁻¹, while the mean water temperature was
29 20.5 °C. Dissolved oxygen levels were generally >3 mg L⁻¹ and were higher in the winter
30 than warmer months. Nitrates (90-95 µg L⁻¹) and phosphates (0.2 - 0.5 mg L⁻¹) indicated
31 that the water was eutrophic. Chlorophyll *a* levels ranged from 143 to 696 µg L⁻¹ during
32 the study period. The zooplankton community was dominated by rotifers (46 species),
33 followed by cladocerans (9 species) and there were only two copepod species. The
34 dominant rotifer species were *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B.*
35 *quadridentatus*, *Lecane bulla* and *Polyarthra vulgaris*. Rare rotifer species in Lake
36 Huetzalin were *Lecane ohioensis*, *Dicranophorus forcipatus*, *Lecane pyriformis*, *Lindia*
37 *torulosa*, *Pleurotrocha petromyzon* and *Brachionus durgae*. Highest densities (occasional
38 peaks of 400 ind. L⁻¹) of *B. quadridentatus* occurred between April and December, while
39 *B. havanaensis* reached peak densities, during June to October. *B. calyciflorus* reached
40 densities higher than 1240 ind. L⁻¹ during May to September. Cladoceran and copepod
41 densities in Lake Huetzalin were much lower than that of the rotifers. This study
42 confirmed the earlier findings that Xochimilco system of canals is dominated by rotifers
43 and the crustacean zooplankton have much lower abundances possibly due to predation
44 from fish.

45

46 Key words: species diversity, abiotic factors, Rotifera, Cladocera, Xochimilco, shallow
47 lakes.

48 **Introduction**

49

50 Mexico has many hundreds of shallow lakes with an average depth of less than 3 m (De
51 la Lanza and García, 2002). The nutrient dynamics and plankton diversity in the shallow
52 lakes are significantly different from those in deep lakes. For example, in shallow water
53 bodies, nutrient cycling of nitrogen and phosphorus is fairly rapid (Timotius and
54 Goltenboth, 1995). Due to their shallow depths, bioturbation suspends high nutrients into
55 the water column.

56 Lake Huetzalin is part of Lake Xochmilco, a Ramsar Site, which is an ancient
57 lake in the heart of Mexico City that once covered 125,000 ha in the Valley of Mexico. It
58 has now been reduced to a shallow water body consisting of many shallow (< 2 m) lakes
59 and interconnecting canals, covering 190 ha (Stephan-Otto, 2003). Lake Huetzalin also
60 receives waste water from 'Cerro de la Estrella' treatment plant. The canals of
61 Xochmilco are home to several endemic and endangered species. More than 120 bird
62 species have been recorded at this lake. Common fish fauna in the lakes includes
63 *Cyprinus carpio*, *Tilapia niloticus* and *Xiphophorus helleri*. A few individuals of the
64 endemic and currently endangered Axolotl, *Ambystoma mexicanum*, have also been
65 found in this lake (Stephan-Otto, 2003). Some of the significant problems of Xochmilco
66 are the deterioration of water quality due to the release of domestic waste water into lake
67 and reduction in water levels. Traditional waste-water treatment processes located close
68 to the lake are not effective in reducing the levels of nitrogen and phosphorus. Therefore
69 the lake is often eutrophic to hypertrophic. Though eutrophic water bodies often have low
70 species diversity, previous studies have shown that the canals of Xochmilco have a high
71 diversity of rotifers (Nandini et al., 2005).

72 Zooplankton diversity, good indicator of the health of aquatic ecosystems is
73 generally high in shallow lakes (Cózar et al., 2003). It is also known that the diversity of
74 rotifers and cladocerans associated with macrophytes is higher than that found in the
75 pelagia or the open waters (Dodson and Frey, 2001; Wallace et al., 2006). Lake
76 Huetzalin has a high diversity of macrophytes including *Eichhornia crassipes*, *Pistia*
77 *stratiotes*, *Junco hydrofytos*, *Nymphaeaceae mexicana* and *Lemna* sp.

78 Physico-chemical variables such as temperature, pH and dissolved oxygen also
79 regulate the density and diversity of zooplankton (Berzins and Pejler, 1987, 1989).
80 Since these variables change throughout the year, it is of considerable interest to quantify
81 changes in the zooplankton community structure through seasonally. A previous study
82 (Nandini et al., 2005) in selected canals of Lake Xochimilco indicates high rotifer
83 diversity (3-4 bits ind.⁻¹) with a record of 62 species in 19 families. On the other hand,
84 cladoceran density and diversity was very low. It has been well documented that natural
85 zooplankton abundances are also related to fish production; predation pressure on
86 cladocerans is often high in the presence of larval and juvenile fish (Kerfoot and Sih,
87 1987).

88 Since quantitative information on the zooplankton diversity for many Mexican
89 shallow lakes is scarce, the aim of this work was to present data on the nutrient and
90 zooplankton dynamics in Lake Huetzalín (Xochimilco) sampled during different seasons.

91

92 **Methods**

93 Lake Huetzalín, connected to the canals of Xochimilco, is located at 19° 17' N and 99° 05'
94 W at an altitude of 2240 m mean sea level. The canals of Xochimilco have a surface area
95 of 55000 m² and a maximum depth of 1.5 m. The temperature ranges from 12 – 20 ° C,
96 with rains from May to September. For this study, we selected three sites; the first
97 located at Mitos Island, the second at the pier and the third at the point at which the
98 treated water enters from the 'Cerro de la Estrella' water treatment plant in Iztapalapa,
99 Mexico City (Fig. 1). Zooplankton sampling was done on a monthly basis for two years,
100 from February 2003 to January 2004 and then March 2005 to February 2006.

101 During the first year we collected zooplankton from macrophytes (1 kg wet weight at
102 each sampling) by vigorously shaking them into 10L of the lake water and then
103 concentrating the water through a 50 µm mesh for further analyses. From the same sites
104 we also filtered 50L of lake water from the surface using the same mesh and concentrated
105 and fixed the samples with formalin (10%). During the second sampling period, we
106 collected zooplankton only from the open lake water since we found no significant
107 differences in rotifer richness in the previous year between macrophyte associated and
108 open water fauna. Zooplankton were identified to species level under compound

109 microscope (Nikon 100-400X) using keys of Koste (1978), Goulden (1968), Smirnov
110 (1974) and Dussart and DeFaye (1995). Quantification of zooplankton was done using
111 Sedgewick Rafter chamber under an inverted microscope (Nikon 600).

112 Data on physicochemical variables such as Secchi depth, temperature, pH,
113 conductivity, dissolved oxygen, phosphorus, nitrogen, carbon and chlorophyll *a*
114 concentration were also obtained in the field or from later analysis in the laboratory using
115 standard techniques (Clesceri et al., 1998).

116 Zooplankton species diversity indices at each of the stations were calculated using
117 the Shannon-Wiener's formula using the following equations (Krebs, 1993):

$$118 \quad H' = \sum_{i=1}^S (P_i)(\log_e P_i)$$

119 where H' is the Shannon-Wiener Index of diversity, P_i = proportion of S made up of the
120 i th species of zooplankton, total number of zooplankton species. Multiple correlation
121 analysis was done using SPSS and Statistica (vers. 10) statistical software.

122

123 Results and Discussion

124 The maximum and minimum depths (100 cm and 15 cm, respectively) of Lake Huetzalin
125 were recorded during the study period. The water temperature ranged between 16-25 °C
126 (mean 20.5 °C). There was one peak of 36°C which occurred during the dry season and at
127 an extremely shallow depth at Site 1. Secchi transparency ranged from 9 to 65 cm.

128 Generally the lake was alkaline (pH ranging from 7-12). Occasionally pH values dropped
129 below 7.0 (nearly 6.5). Conductivity ranged from 500-1000 mS cm⁻¹. Oxygen levels
130 were generally >3 mg L⁻¹ and were higher in the winter than warmer months (Table 1).

131 Once the concentration of dissolved oxygen fell below 0.3 mg L⁻¹ in the month of August
132 at Site 1. Nitrates (90 – 95 µg L⁻¹) and phosphates (0.2 - 0.5 mg L⁻¹) indicated that the
133 lake was eutrophic with nitrogen limitation since the N:P ratio is <1. Chlorophyll *a* levels
134 ranged from 696 µg L⁻¹ during 2003-2004 and to 143 µg L⁻¹ during 2005-2006. This
135 corresponded well with the higher levels of carbon (more than a ten fold increase in the
136 concentrations) in the first as compared to the second period (Figure 2)

137 We sampled zooplankton on a monthly basis, although it has been suggested that
138 for tropical waterbodies a sampling duration of a week as is ideal (Lampert et al. 1996).

139 This is often not feasible, especially when different stations and/or different depths are
140 selected (Nandini et al., 2008). Several studies report analyses based on monthly samples
141 which give a general idea about seasonal trends (Nandini et al., 2007; Jimenez-Contreras
142 et al., 2008). In addition, if sampling is conducted for at least two years in tropical
143 systems one can see several changes in the plankton abundances often not visible in short
144 term studies (Halbach, 1979). Thus, in this study it was observed that there was a distinct
145 reduction in nutrient levels, and hence in primary production, which in turn resulted in
146 high species diversity. Productivity and species richness are intricately linked. Normally
147 intermediate levels of productivity allow for greatest species richness (Waide et al. 1999).
148 The nitrogen to phosphorus ratio indicates that Lake Xochimilco is a productive system,
149 but in spite of this the richness is quite high in certain sites (Jiménez-Contreras et al.
150 2009).

151 The dominant algal species observed during this study were *Coelastrum*
152 *astroideum*, *Scenedesmus acutus*, *Scenedesmus opoliensis*, *Scenedesmus westii* and
153 *Pediastrum botyanum*. During the summer months cyanobacteria (mainly *Microcystis*
154 sp. and *Planktothrox* sp.) were present. The zooplankton community was dominated by
155 rotifers (46 species), followed by cladocerans (9 species) and there were only two
156 copepod species (Table 2). Most zooplankton species found in this study were planktonic.
157 There were about 10% more species in the open waters than those associated with the
158 macrophytes. The dominant rotifers species were *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *B.*
159 *havanaensis*, *B. quadridentatus* and *Lecane bulla*, both in the pelagic zone and among
160 macrophytes. On the other hand, *Polyarthra vulgaris* was dominant in the pelagic zone
161 but was absent among macrophytes. The rare rotifer species in Lake Huetzalín were
162 *Lecane ohioensis*, *Dicranophorus forcipatus*, *Lecane pyriformis*, *Lindia torulosa*,
163 *Pleurotrocha petromyzon* and *Brachionus durgae*. The cladocerans, *Pleuroxus aduncus*
164 and *Alona rectangula* were dominant in the pelagic as well as among the plants.

165 There was no distinct demarcation in the seasonality of the appearance of many of
166 the species probably because most of them tolerate wide range of temperature, dissolved
167 oxygen and pH (Berzins and Pejler, 1987, 1989) and secondly the lake itself had low
168 seasonality (Fig. 3). Two cyclopoid cyclopoids *Acanthocyclops robustus* and
169 *Microcyclops rubellus* were encountered in the lake; the former was dominant during

170 most of the year. Naupliar and early copepodite stages (I-IV) were present at all sites
171 while copepodite V, and adult males and females were rare.

172 Data on the monthly fluctuations in the abundances of the dominant zooplankton
173 species are presented in Figure 4. In general, zooplankton densities were higher in sites 1
174 and 2 than in site 3. The most abundant rotifer species in the pelagia were *B. calyciflorus*,
175 *B. havanaensis* and among the macrophytes *B. quadridentatus*. The density of *B.*
176 *quadridentatus* was higher during April to December with occasional peaks of about 400
177 ind. L⁻¹. *B. havanaensis* reached higher peak densities during June to October, in the open
178 waters than among the macrophytes and more so in 2003 than in 2006. *B. calyciflorus*, on
179 the other hand reached higher densities in 2005 than in 2003, with peak values (1025 to
180 1243 ind. L⁻¹) in the months of May and September. Cladoceran densities in Lake
181 Huetzalin were much lower than those of rotifers. *Pleuroxus aduncus* and *Alona* cf
182 *rectangula* were more abundant among the macrophytes than in the open waters.
183 Maximal cladoceran densities were observed during January and September. Among the
184 copepods, *A. robustus* reached higher densities than *M. rubellus*. The densities of *A.*
185 *robustus* were higher in sites 1 and 2 than in site 3 and more so during 2005 than during
186 2003. Peak copepod densities were observed in April and September.

187 Multiple correlation analyses among the physicochemical parameters and the
188 abundance of the dominant taxa showed carbon, nitrogen, phosphorus and conductivity
189 influenced the presence of *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *T. patina* and *P. aduncus*.
190 Temperature also significantly ($p < 0.05$, Table 3) influenced the abundance of *B.*
191 *angularis*, *B. budapestinensis*, *B. havanaensis*, *B. calyciflorus*, *L. bulla* and *C. catellina*,
192 particularly in the pelagic zone. Chlorophyll *a* had a significant impact on more species
193 common in the open water than those found among the macrophytes.

194 The zooplankton species diversity of the Lake Huetzalin ranged from 1.2 to 3.6
195 during most of the year (Fig. 5). During 2003-2004, we found a higher species diversity
196 in the macrophytes than in open waters. In general, species diversity was higher in the
197 pelagia in 2005 than in 2003. During October to January period, the species diversity was
198 higher than that from April to June. When the crustacean (cladocerans and adult
199 copepods) density was plotted against the rotifer density, no significant inverse relation
200 existed indicating the absence of strong suppressive (competitive) abilities of the

201 crustaceans over rotifers in the Lake Huetzalin. There are many reasons for this: (a)
202 firstly in eutrophic waterbodies (where available food (phytoplankton) level is not limiting
203 and competition is intense only under limiting food concentrations (DeMott, 1989), (b)
204 secondly, the body size of the crustacean zooplankton is important in their competitive
205 ability over rotifers. Generally large-bodied cladocerans (e.g., *Daphnia*) have much
206 stronger effect than smaller size crustaceans (Gilbert, 1988). In our study we did not
207 encounter large bodied cladocerans (and hence low competition for rotifers) and (c) even
208 when the cladoceran body size is small, competition is predicted to intensify only at high
209 crustacean density (Hurtado-Bocanegra et al., 2002) and in our case we found only very
210 low crustacean densities as compared to rotifers. There was a significant direct relation
211 ($r^2 = 0.86$, $n=46$; $p < 0.01$) between cladoceran and rotifer densities sampled from the
212 macrophytes. This may be attributed to facilitation in the littoral or benthic regions which
213 offer a variety of niches and microclimates for accommodating a large number of taxa
214 (Nandini and Sarma, 2002).

215 Comparison of rotifer diversity from Lake Huetzalin in Xochimilco with the data
216 from other high altitude waterbodies in Mexico indicates some interesting trends. For
217 example, a decade long study on the rotifer diversity from Valle de Bravo (a high altitude
218 reservoir in Mexico) (Ramirez-Garcia et al. 2002; Nandini et al., 2007, 2008; Jiménez-
219 Contreras et al., 2009) showed that this waterbody was dominated by rotifers and the
220 species diversity varied from <0.5 to >5.0 depending on the sampling depth and the
221 season. Similarly, Lake Huetzalin is a rotifer-dominant waterbody and the Shannon
222 Weiner species diversity index was within the range observed for Valle de Bravo
223 reservoir. During an annual cycle in Lake Xochimilco the number of rotifer species was
224 about 60 (Nandini et al., 2005, Jiménez-Contreras et al., 2009); in this study, though we
225 recorded a fewer rotifers (ca. 45 species) they were distributed in more families and we
226 also found a greater diversity of cladocerans. The cladoceran density, on the other hand
227 was low most probably due to the high densities of fish, which are known to feed
228 selectively on large zooplankton mainly crustaceans (Zaret, 1980). In addition, the
229 dominant fish predators in this lake either breed throughout the year or are small in size
230 and therefore the feeding pressure on cladocerans must be intense (Stephan-Otto, 2003).

231 In conclusion, the present study confirms the earlier findings (Nandini et al.,
232 2005) that Xochimilco system of canals are dominated by rotifers and the crustacean
233 zooplankton have much lower abundances due to predation from vertebrates and mainly
234 from fish.

235

236 Acknowledgments

237 One of us (CEG) is thankful to the Mexican Council for Science and Technology
238 (CONACyT-195696) for a doctoral scholarship. We thank Alfonso Lugo Vazquez for
239 helping us with statistical analysis.

240

241 References

- 242 Berzins, B., Pejler, B. 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia* 147,
243 107-116.
- 244 Berzins, B. Pejler, B. 1989. Rotifer occurrence in relation. to oxygen content.
245 *Hydrobiologia* 183, 165-172
- 246 Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (eds) 1998. Standard methods for the
247 examination of water and wastewater. American Public Health Association. 20th
248 Edition, New York.
- 249 Cózar, A., García, C. M., Gálvez, J. A. 2003. Analysis of plankton size spectra
250 irregularities in two subtropical shallow lakes (Esteros del Iberá, Argentina). *Can.*
251 *J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 411-420.
- 252 De la Lanza, E.G., García C.J.L. (eds) 2002. Lagos y presas de México. AGT Publishers,
253 Mexico City, Mexico.
- 254 DeMott, W.R., 1989. The role of competition in zooplankton succession. *Plankton*
255 *Ecology: Succession in Plankton Communities* (ed. U. Sommer), Springer, New
256 York: 195-252
- 257 Dodson, S. I., Frey, D. G. 2001. Cladocera and other branchiopoda.. In Thorp, J.H. and
258 A.P. Covich (eds). *Ecology and classification of North American Freshwater*
259 *Invertebrates*. Academic Press, London: 850-914.

- 260 Dussart, H., Defaye, D. 1995. Copepoda. Introduction to the Copepoda. Vol. 7. Guides
261 to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the
262 World. Amsterdam: SPB Academic Publishing, The Netherlands.
- 263 Gilbert, J.J., 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the
264 evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure.
265 *Limnology and Oceanography* 33, 1286-1303.
- 266 Goulden, C.E. 1968. The systematics and evolution of the Moinidae. *Transactions of the*
267 *American Microscopical Society* 58, 1-101.
- 268 Halbach, U., 1979. Introductory remarks. Strategies in population research. Exemplified
269 by rotifer population dynamics. *Fortschr. Zool.* 25: 1-27.
- 270 Hurtado-Bocanegra, M.D., Nandini, S., Sarma, S.S.S. 2002. Combined effects of food
271 level and inoculation density on competition between *Brachionus patulus*
272 (Rotifera) and the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*.
273 *Hydrobiologia* 468, 13-22.
- 274 Jiménez-Contreras, J., Sarma, S.S.S., Merino-Ibarra, M., Nandini, S. 2009. Seasonal
275 changes in the rotifer (Rotifera) diversity from a tropical high altitude reservoir
276 (Valle de Bravo, Mexico). *Journal of Environmental Biology* (in press)
- 277 Kerfoot W.C., Sih A. (eds). 1987 *Predation: Direct and Indirect Impacts on Aquatic*
278 *Communities*. University Press of New England, Hanover, N.H.
- 279 Koste, W. 1978. *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas*. Borntraeger, Berlin, Stuttgart. 2
280 vols.
- 281 Krebs, C.J. 1985. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*, 3rd
282 edn. Harper and Row, New York
- 283 Lampert, W., Fleckner, W., Rai, H., Taylor, B.E. 1986. Phytoplankton control by grazing
284 zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnology and*
285 *Oceanography* 31, 478-490.
- 286 Nandini, S., Sarma, S.S.S. 2001. Population growth of *Lepadella patella* (O. F. Müller,
287 1786) at different algal (*Chlorella vulgaris*) densities and in association with
288 *Philodina roseola* Ehrenberg, 1832. *Hydrobiologia* 446/447, 63-69

- 289 Nandini, S., Ramírez-García, P., Sarma, S.S.S. 2005. Seasonal variations in the species
290 diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of*
291 *Freshwater Ecology* 20, 287-294.
- 292 Nandini, S., Sarma, S.S.S., Ramírez-García, P. 2007. Seasonal variations of zooplankton
293 from a drinking water reservoir (Valle de Bravo) in Mexico. Chapter 8. In: B. L.
294 Kaul (ed.). *Advances in fish and wildlife ecology and biology*. Vol. 4. ISBN:
295 8170355176. Daya Publishing House, Tri Nagar, Delhi, India: 75-86.
- 296 Nandini, S., Merino-Ibarra, M., Sarma, S.S.S. 2008. Seasonal changes in the zooplankton
297 abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and*
298 *Reservoir Management* 24, 321-330.
- 299 Smirnov, N.N. ,1974. *Fauna of the U.S.S.R. Crustacea*. Keter Publishing House.
300 Jerusalem.
- 301 Stephan-Otto, E. (ed), 2003. *Proceedings of the Second International Conference on*
302 *Xochimilco, Ecological Park of Xochimilco, UAM Xochimilco, Mexico City,*
303 *Mexico*.
- 304 Timotius, K.H. and F. Goltzenboth, 1995. *Tropical limnology*. Salatiga, Indonesia.
- 305 Waide, R.B., Willig, M.R., Mittelbach, G.C. Steiner, F., Gough, L., Dodson, S.I., Juday,
306 G.P., Parmenter, R.R.1999. The relationship between productivity and species
307 richness. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 30, 257-300.
- 308 Wallace, R.L., Snell, T.W., Ricci, C. Nogrady, T. 2006. *Rotifera Part 1: Biology,*
309 *Ecology and Systematics. Guides to the identification of the microinvertebrates of*
310 *the continental waters of the world*. Kenobi Productions Gent, Belgium/Backhuys
311 Publishers, The Netherlands.
- 312 Zaret, T. M. 1980. *Predation and freshwater communities*. Yale Univ. Press, New Haven,
313 Connecticut, USA 187 pp.
- 314
- 315

316 **Figure legends.**

317 Figure 1. Map of Lake Huetzalin (Xochimilco, Mexico City) with sampling stations
318 designated. Station 1: Isla de los Mitos, Station 2: Embarcadero and Station 3:
319 Vertederos. Source of fig

320 Figure 2. Data on the selected nutrient levels (phosphorus, nitrogen and carbon) and
321 chlorophyll a from Lake Huetzalin , Xochimilco, Mexico City.

322 Figure 3. Olmstead-Tukey association of 54 zooplankton species and their abundances
323 and the frequencies (%).

324 Figure 4. Seasonal abundances of selected zooplankton species from Lake Huetzalin,
325 Xochimilco during 2003-2004 and 2005-2006.

326 Figure 5. Seasonal changes in the Shannon-Wiener diversity index of zooplankton
327 species in Lake Huetzalin, Xochimilco, Mexico City.

328

329 Table 1. Range of selected physico-chemical variables (depth, Secchi transparency,
 330 temperature, dissolved oxygen, pH and conductivity) measured at the three stations
 331 during 2003-2004 and 2005-2006.
 332

Variable	<i>Sampling period</i>					
	February 2003- January 2004			February 2005 - March 2006		
	Station 1	Station 2	Station 3	Station 1	Station 2	Station 3
Lake Depth (cm)	32 -69	31 - 76	40 -100	15 -50	25 -45	29 -55
Secchi disk (cm)	14 -30	10 - 35	25 -65	9 - 35	11 - 42	12 - 47
Temperature (°C)	12-38	14-28	16-30	14-24	15-24	18-25
Oxygen Dissolved (mg/L)	1.6-12.4	3.7-12	1.6-10.8	1.36-13.6	2.3-10.3	4.8-13.2
pH	7.9 - 10.5	8.8 - 10.4	7 - 8.5	9.2 - 11.9	6.5 - 12.1	6.9 - 10.5
Conductivity (mS cm ⁻¹)	500 - 700	500 - 700	500 - 1000	590 - 800	590 - 716	500 - 775

333
 334

335 Table 2. Zooplankton species encountered in Lake Huetzalin , Xochimilco. Data from
 336 different stations were combined. X indicates the presence of a particular species in the
 337 samples. M = macrophyte zone; O = open water.

Taxonomic group	Sampling period / zone		
	M	O	O
Rotifera			
Order: Plouma	2003-2004	2003-2004	2005-2006
Family: Epiphaniidae			
<i>Liliferotrocha subtilis</i> Rodewald, 1940	X	X	X
Family Brachionidae			
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	X	X	X
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885	X	X	X
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1766.	X	X	X
<i>B. caudatus</i> Barros & Daday, 1894	X	X	X
<i>B. durgae</i> Dhanapathi, 1978			X
<i>B. havanaensis</i> Rousselet, 1911	X	X	X
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	X	X	X
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	X	X	X
<i>K. tropica</i> Apstein, 1907			X
<i>Platyas quadricornis</i> Ehrenberg, 1886	X	X	X
Family Euchlanidae			
<i>Dipleuchlanis propapula</i> Gosse, 1886		X	X
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	X	X	X
Family Mytilinidae			
<i>Lophocharis salpina</i> Ehrenberg, 1834	X	X	X
<i>Mytilina bisulcata</i> Lucks, 1912	X	X	X
<i>M. mucronata</i> O. F. Müller, 1773	X	X	X
Family Colurellidae			
<i>Colurella obtusa</i> Gosse, 1886	X	X	X
<i>Lepadella ovalis</i> O.F. Müller, 1786	X	X	X
<i>L. patella</i> O.F. Müller, 1786	X	X	X
<i>L. rhomboides</i> Gosse, 1886			X
Family Lecanidae			
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851	X	X	X
<i>L. closterocerca</i> Schmarda, 1859	X	X	X
<i>L. elegans</i> Haring, 1914			X
<i>L. flexilis</i> Gosse, 1886	X	X	X
<i>L. hamata</i> Stokes, 1896	X	X	X
<i>L. inermis</i> Bryce, 1892	X	X	X
<i>L. ludwigi</i> Eckstein, 1893	X	X	X
<i>L. luna</i> O. F. Müller, 1776	X	X	X
<i>L. obtusa</i> Murray, 1913	X		
<i>L. ohioensis</i> Herrick, 1885	X	X	X
<i>L. pyriformis</i> Daday, 1905.	X	X	
<i>L. quadridentata</i> Ehrenberg, 1832	X	X	X
<i>L. stokesi</i> Pell, 1890	X	X	
<i>L. unguitata</i> Fadeev, 1925	X	X	X
Family: Lindiidae			
<i>Lindia torulosa</i> Dujardin, 1841	X	X	X
Family Notommatidae			
<i>Cephalodella costellina</i> O. F. Müller, 1786			X

<i>Cephalodella gibba</i> Ehrenberg, 1832	X	X	X
<i>Pleurotrocha petromyzon</i> Myers, 1936	X	X	X
Family Trichocercidae			
<i>Trichocerca bicristata</i> Gosse, 1887	X	X	X
<i>T. tenuior</i> Gosse, 1886	X	X	X
Family Synchaetidae			X
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	X	X	X
Family Asplanchnidae	X		
<i>Asplanchna brighnellii</i> Gosse, 1850	X	X	X
Family Dicranophoridae			
<i>Dicranophorus forcipatus</i> O. F. Müller, 1786	X	X	
Order Gnesiotrocha			
Family Testudinellidae			
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783	X	X	X
Family Filiniidae			
<i>Filinia cornuta</i> Weisse, 1847			X
<i>F. longizeta</i> Ehrenberg, 1834		X	X
Cladocera			
Order Anomopoda			
Family Daphniidae			
<i>Simocephalus vetulus</i> Kurz, 1874	X	X	X
<i>Scapholeberis kingi</i> Sars, 1903	X	X	X
Family Moinidae			X
<i>Moina micrura</i> Kurtz, 1820	X	X	X
Family Chydoridae			X
<i>Pleuroxus aduncus</i> Jurine, 1820	X	X	X
<i>Alona rectangularis</i> Sars, 1862	X	X	X
<i>Chydorus sphaericus</i> O. F. Müller, 1785	X	X	X
<i>Kurzia latissima</i> Kurz, 1874	X	X	
Family Bosminidae			
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1785)			X
Family Macrothricidae			
<i>Macrothrix triseriata</i> Brady, 1886			X
Copepoda			
Superorder Cyclopoida			
<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars, 1863		X	X
<i>Microcyclops rubellus</i> Lilljeborg, 1901		X	X

338

339

340 Table 3. Results of multiple-correlation analyses (r) between the physicochemical
 341 parameters and the abundance of the dominant rotifer species from Lake Huetzalin
 342 (Xochimilco, Mexico City, Mexico). Dep. = lake depth, Secc. = Secchi transparency, pH,
 343 Cond. = conductivity, Temp = temperature, DO = dissolved oxygen, Phos. = total
 344 phosphates, Nitr. = total nitrogen, Car. = carbon, Chl a = Chlorophyll a. Significant
 345 correlations (p<0.05) are indicated in bold.

	Dep.	Secc	pH	Cond	Temp	DO	Phos.	Nitr.	Car.	Chl a
Macrophyte zone										
<i>B. angularis</i>	-0.15	.684	-.475	-.619	-.555	.194	.662	.658	-.572	-.459
<i>B. calyciflorus</i>	-.309	.203	-.282	-.781	.061	.182	.617	.583	-.599	-.192
<i>B. havanaensis</i>	-.260	-.619	.441	-.159	.441	-.288	-.404	-.377	.387	.417
<i>B. quadridentatus</i>	.269	.098	-.392	-.046	.098	.030	.318	.339	-.289	-.375
<i>L. bulla</i>	-.458	-.129	-.005	-.382	.504	.159	.353	.301	-.393	.038
<i>L. closterocerca</i>	-.259	.028	-.106	-.553	.150	.269	.379	.394	-.455	-.387
<i>T. patina</i>	-.369	.458	-.510	-.842	-.001	.339	.707	.736	-.621	-.307
<i>P. aduncus</i>	.083	.732	-.666	-.605	-.461	.168	.680	.750	-.579	-.643
<i>A. rectangularis</i>	-.639	-.433	.577	.0102	.273	.050	-.486	-.514	.393	.297
Open water										
<i>B. angularis</i>	.336	.548	-.084	-.061	-.760	-.071	.293	.224	-.301	-.366
<i>B. calyciflorus</i>	-.125	-.198	.038	-.169	.448	-.274	.135	.051	-.153	.448
<i>B. havanaensis</i>	-.066	-.761	.606	.192	.605	-.305	-.582	-.575	.485	.619
<i>B. quadridentatus</i>	.541	-.070	-.238	.447	-.298	-.336	-.240	-.294	.318	-.014
<i>K. cochlearis</i>	-.129	.214	-.257	-.212	-.065	-.634	-.008	.039	.160	.126
<i>L. bulla</i>	-.100	-.726	.596	.359	.675	-.508	-.493	-.506	.380	.467
<i>P. vulgaris</i>	.151	-.167	.113	-.271	-.113	-.538	-.087	-.040	.070	-.082
<i>P. aduncus</i>	.772	.318	-.115	.090	-.758	-.047	.225	.229	-.226	-.617
<i>A. rectangularis</i>	.330	-.565	.592	.503	-.014	-.311	-.565	-.653	.452	.296

347
 348
 349
 350

351
352
353
354
355
356
357
358
359
360
361
362
363
364
365
366
367
368
369
370
371
372
373
374
375
376
377
378
379
380
381
382
383
384
385
386
387
388
389
390
391
392
393
394
395
396

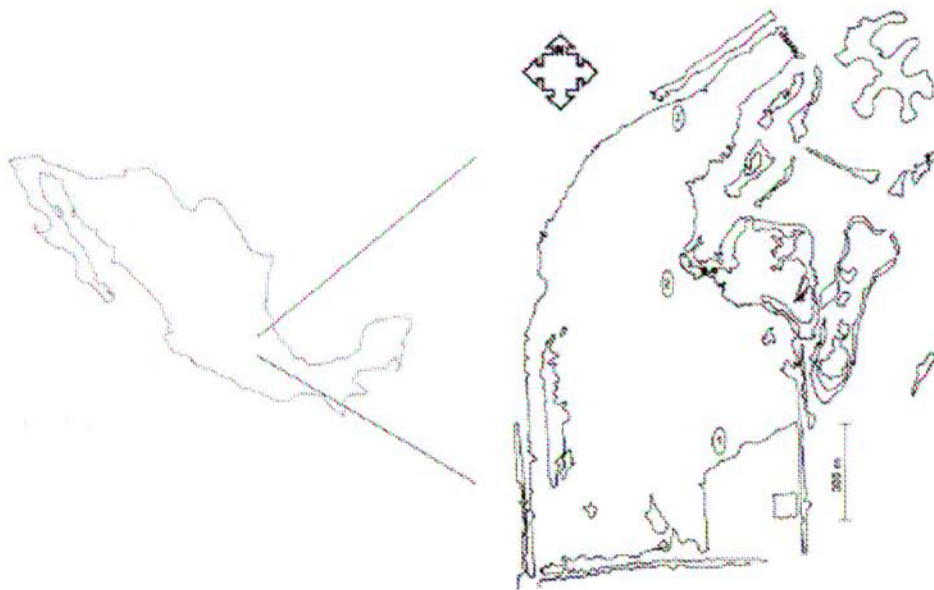
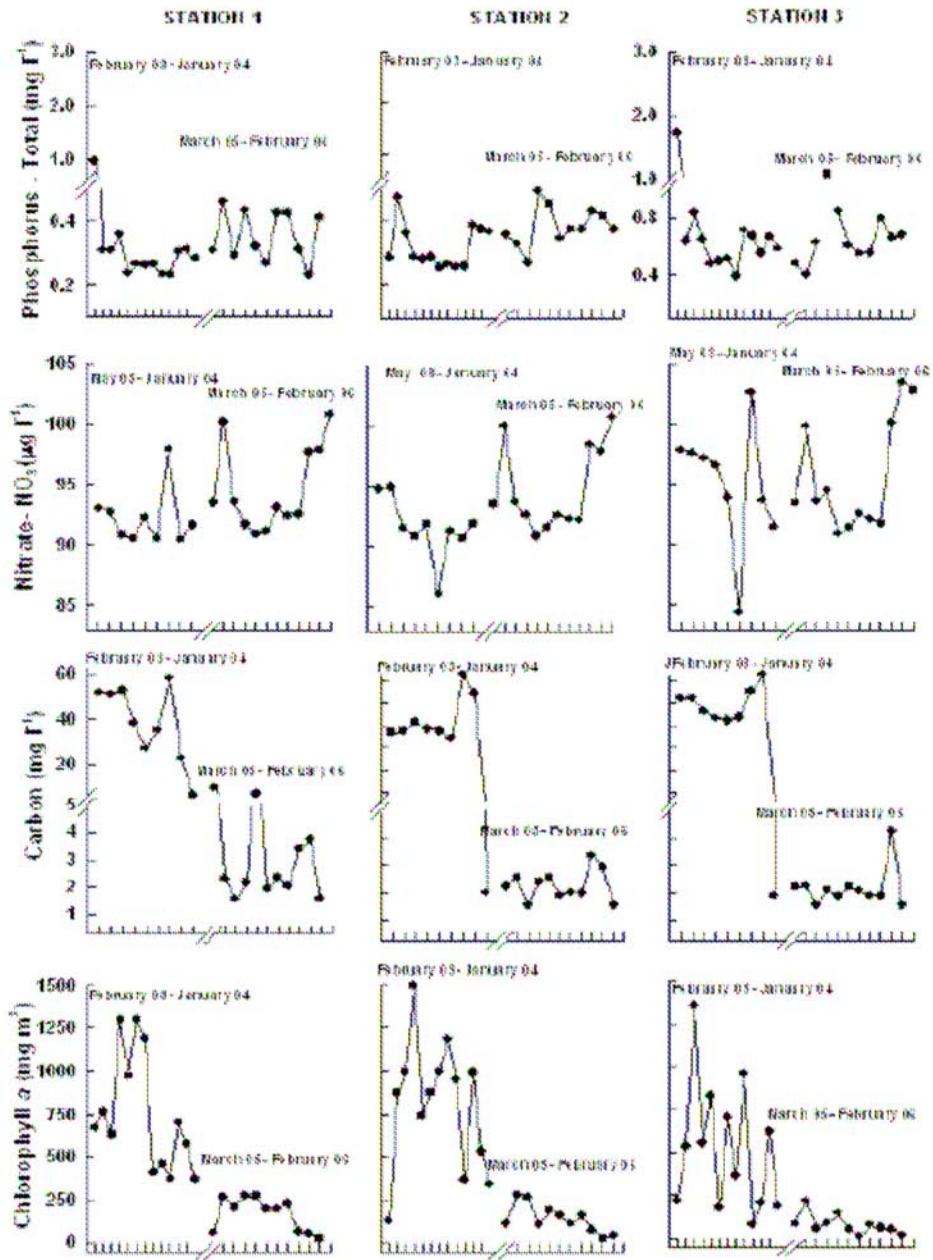
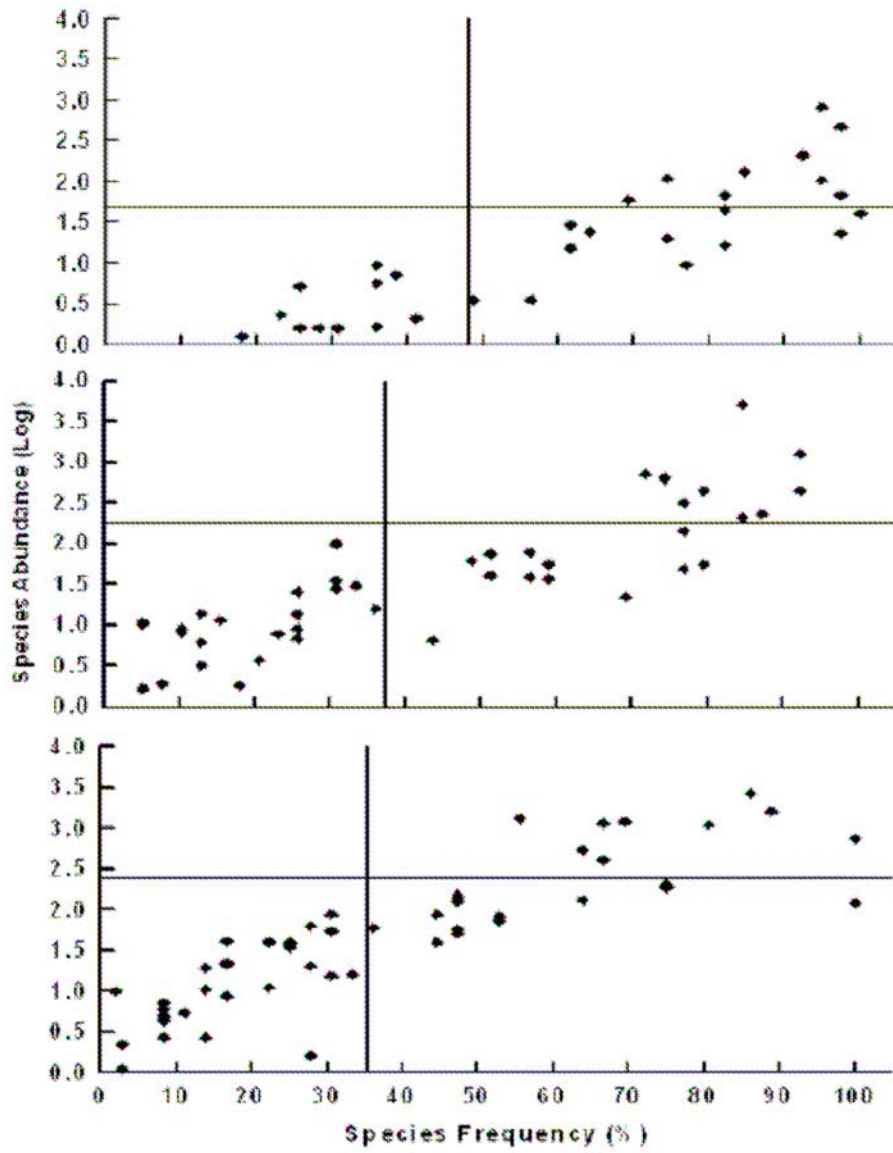


Fig. 1

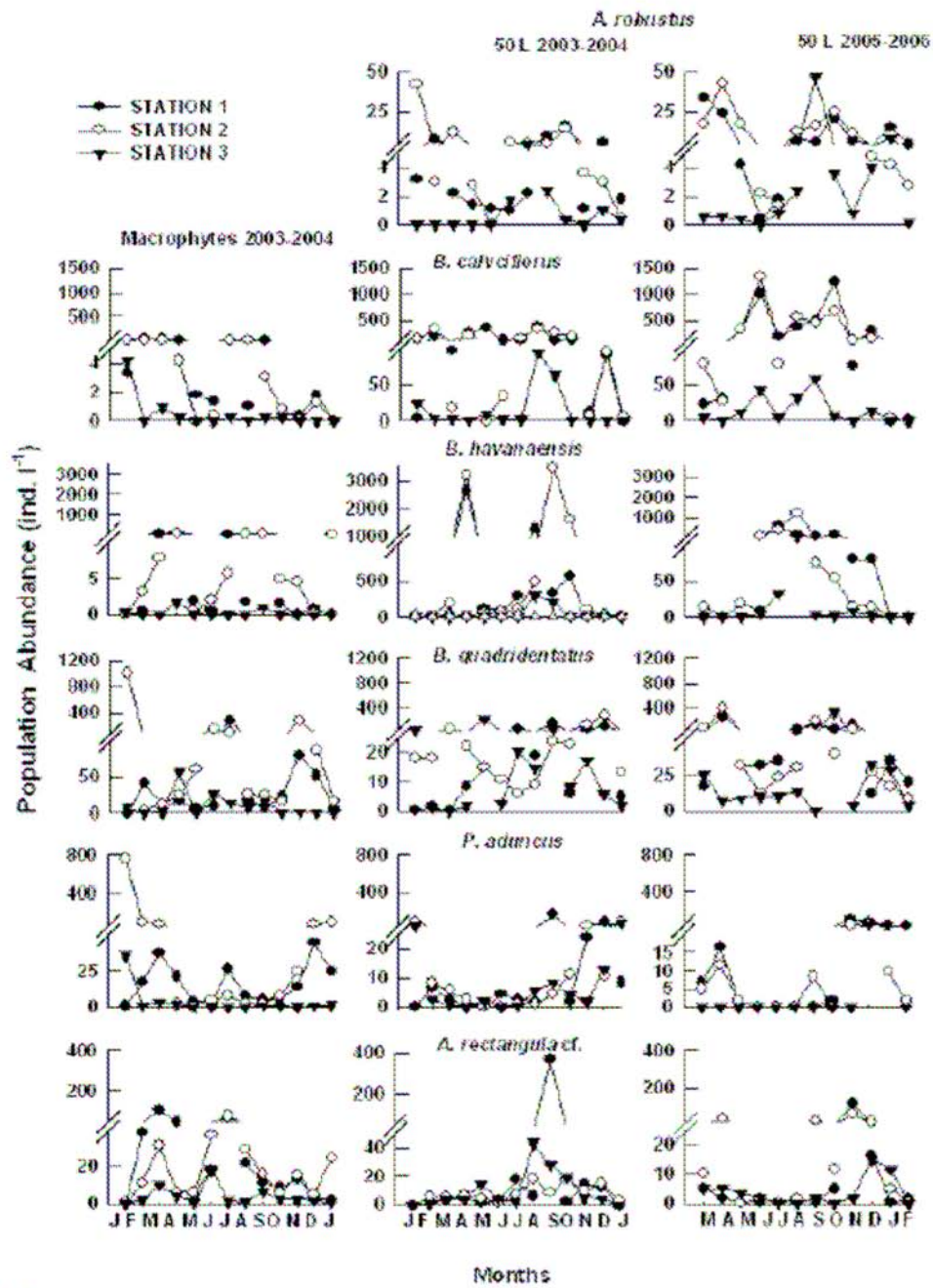


397
 398
 399 Fig. 2

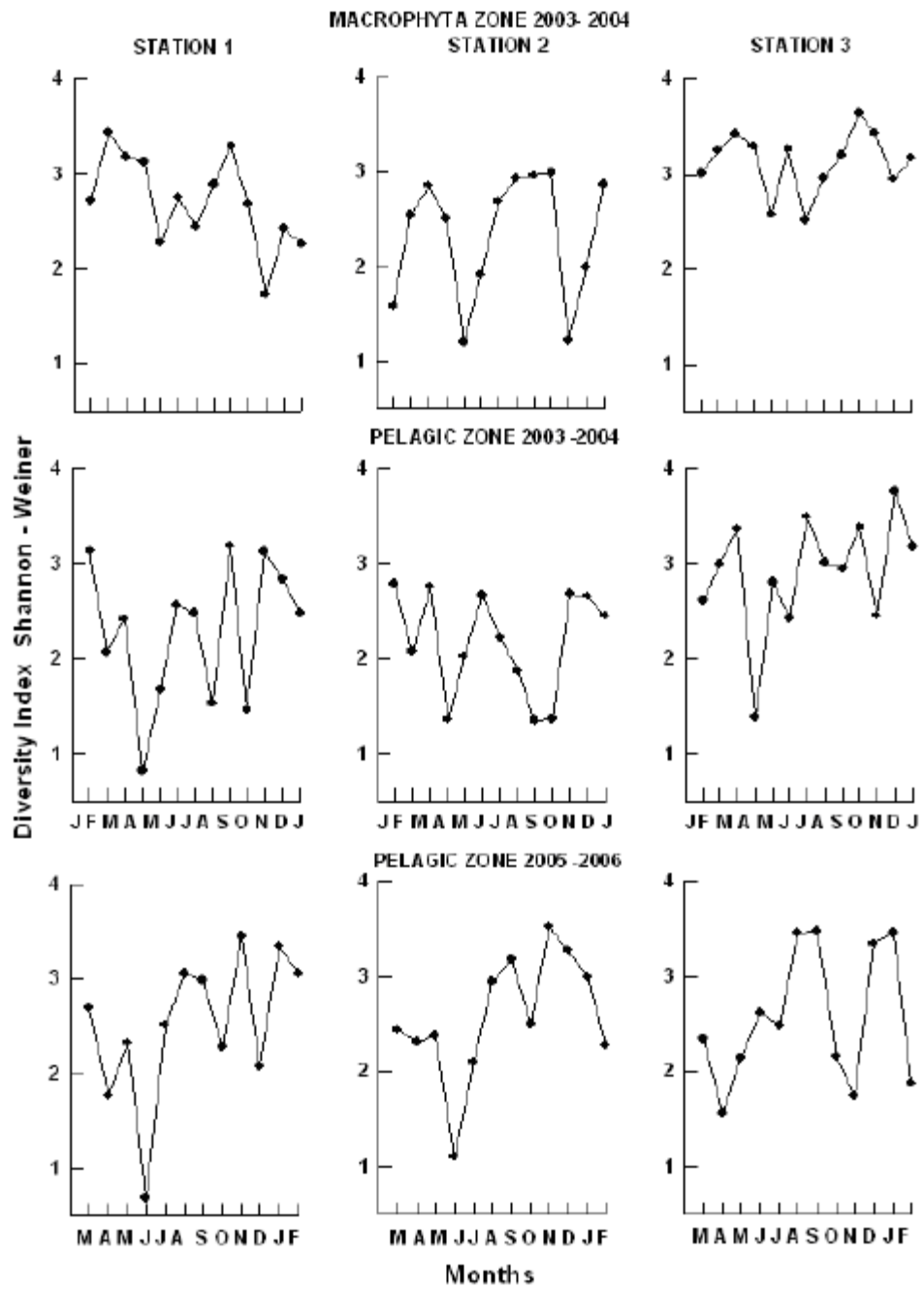


400
 401
 402
 403
 404
 405
 406
 407

Fig. 3



408
409 Fig. 4
410



411
412 Fig. 5