



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



**“La capacidad de consumo y los efectos
demográficos de microcrustáceos alimentados
con cianoprocariontes”**

T E S I S

que para obtener el grado académico de

Maestro en Ciencias
(Limnología)

p r e s e n t a

Rocío Fernández

Director de Tesis: Dra. Nandini Sarma

Comité Tutorial: Dr. Alfonso Lugo Vázquez
Dr. Martín Merino Ibarra
Dr. Javier Alcocer Durand
Dra. Rosa Luz Tavera Sierra

México, D.F., 2010



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICO ESTE TRABAJO

A Vanessa y Diego

A mis padres Martha y Raúl

A mis hermanos Julia, Nicolás, Michael,
Vero, Alex y Claudia

A mis sobrinos Wyatt, Vinzent, Dana, Emiliano,
Mari Fer, y Rosa

“Es mejor morir de pie que vivir de rodillas”

Emiliano Zapata

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México

A los mis compañeros del laboratorio en especial a la Dra. Cecilia E., Christian y Jonathan por su ayuda en diferentes fases de este proyecto.

A mis compañeros en especial a Elizabeth, Erik, Aarón, Ángel, Sarahí, Joaquín, Osvaldo, Chely y Sergio por su compañía ha sido todo un placer conocerlos.

A la Dra. Nandini Sarma y Dr. S.S.S. Sarma por apoyar tanto a los estudiantes y particularmente por haber dirigido este proyecto.

A Robert Brotherhood por la sus aportaciones en el escrito.

Al Dr. Alfonso Lugo Vázquez, Dr. Martin Merino Ibarra, Dr. Javier Alcocer Durand y Dra. Rosa Luz Tavera Sierra por las contribuciones en el proyecto.

Al personal del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Lupita, Chantal, Diana y la Dra. Vilaclara y las demás personas por todo el apoyo brindado durante mi estancia en la maestría.

A mis profesores en especial al Dr. Salas de León por contribuir a mi formación profesional.

A CONACyT (número de becario 211287) por su apoyo económico.

Índice

RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN y ANTECEDENTES.....	2
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 General.....	16
2.2 Particulares.....	16
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	17
3.1 Cultivo de organismos.....	17
3.2 Tamaño de organismos.....	19
3.3 Tabla de vida.....	20
3.4 Tasa de consumo.....	22
3.5 Preferencia alimenticia.....	24
3.6 Microcosmos.....	25
4. RESULTADOS.....	28
4.1 Tabla de vida.....	28
4.2 Tasa de consumo y Preferencia alimenticia.....	36
4.3 Microcosmos.....	40
5. DISCUSIÓN.....	45
5.1 Tabla de vida.....	45
5.2 Tasa de consumo	47
5.3 Preferencia alimenticia.....	48
5.4 Microcosmos.....	49
6. CONCLUSIONES.....	51
7. LITERATURA CITADA.....	52
8. ANEXOS.....	63
8.1 Anexo I.	63
8.2 Anexo II.....	65
8.3 Anexo III.....	67
8.4 Anexo IV.....	76

Resumen

En los sistemas lacustres uno de los mayores problemas son los florecimientos cianobacteriales; como control biológico de dichos florecimientos se han utilizado organismos generalistas tales como algunos cladóceros de gran tamaño. Los microcrustáceos *Simocephalus vetulus* (Cladocera) y *Heterocypris incongruens* (Ostracoda) han presentado tendencias generalistas en trabajos pasados, por lo que en el presente estudio se evaluó el efecto que tuvieron al consumir cianoprocariontes a través de sus variables demográficas, sus tasas de consumo, su preferencia alimenticia y su capacidad de disminución de la clorofila *a* en microcosmos. El diseño experimental para evaluar el efecto de las dietas en las características demográficas consistió en proporcionarles dietas compuestas de cianoprocariontes (*Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp.) extraídas de un cuerpo de agua eutrófico (Pista de canotaje, Xochimilco); como dieta control se utilizó *Scenedesmus acutus*, excepto en el experimento de la disminución de clorofila *a*. De las variables demográficas calculadas, sobrevivencia, fecundidad e incremento poblacional de *H. incongruens* fueron independientes de las dietas suministras alcanzando 70 días, 3 a 4 neonatos:hembra⁻¹·día⁻¹ solo en el periodo reproductivo (20 días) y su “*r*” = 0.065 a 0.078 individuos. día⁻¹ respectivamente. En contraste, en *S. vetulus* se observó una variación en sus resultados de acuerdo a las dietas: su “*r*” fue de 0.08 a 0.32 individuos. día⁻¹ y su fecundidad de 2 a 8 neonatos.hembra·día⁻¹. En ambas variables los valores mas bajos se obtuvieron cuando se alimentaron con la dieta *Oscillatoria* spp.. Con las mismas dietas se midieron tasas de consumo en 5 concentraciones (0.035x10⁶ a 0.5x10⁶ cel·ml⁻¹), tanto el cladóceros como el ostrácodo tuvieron un consumo similar, obteniendo los valores bajos en la dieta compuesta por *Oscillatoria* spp., y disminuyendo su consumo en la concentración mas alta (0.5x10⁶ cel·ml⁻¹) para las tres dietas. El consumo mayor de *H. incongruens* fue de 2.5 x 10⁶ ind⁻¹·día⁻¹ y de *S. vetulus* de 1.5 x 10⁶ ind⁻¹·día⁻¹. Para realizar las pruebas de preferencia alimenticia se colectó el fitoplancton de Pista de canotaje (Xoch. D.F.) que presentó *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp. como especies dominantes. Los valores de α indicaron que *S. vetulus* tiene una preferencia por *Microcystis* spp. y *S. acutus* sobre *Oscillatoria* spp.. *H. incongruens* no exhibió ninguna preferencia en su consumo. Finalmente, en los experimentos para observar la disminución de la biomasa algal, *H. incongruens* mostró una mayor capacidad de consumo por individuo al disminuir la clorofila *a* de manera semejante al cladóceros, a pesar de que este ultimo superaba de 3 a 4 veces la densidad del ostrácodo. Otro resultado de relevancia se observó en los tratamientos mezclados (ambas especies) donde *S. vetulus* se vio favorecido en su crecimiento poblacional, en tanto que el ostrácodo no tuvo mortandad. Los resultados de los diferentes experimentos muestran que el ostrácodo tuvo un comportamiento más generalista con respecto al cladóceros *S. vetulus*.

1. Introducción y Antecedentes

La superficie cubierta por sistemas lacustres en la República Mexicana es de 2,100 km² en el caso de los lagos y 4,810 km² en el de los embalses (INEGI, 1995). Además, se cuenta con 14,000 cuerpos de agua lénticos, que en su mayoría son temporales y menores a dos hectáreas (Hernández y col., 1995). Una gran parte de los cuerpos de agua en México presentan una profundidad media menor a 10 m por lo que se les considera someros, polimícticos, y en su mayoría humedales (de la Lanza y García Calderón, 2002). La tabla 1 muestra las características de algunos lagos mexicanos de importancia económica que presentan algún tipo de deterioro.

Como resultado del mal manejo de los recursos hidrológicos, de acuerdo con la CNA, sólo el 10% del agua es de buena calidad; el resto tiene problemas de contaminación (CONAGUA, 2006) debido al uso que se le ha dado a los sistemas lacustres como la irrigación (agua usada para la agricultura que al ser desechada, evaporada o filtrada llega a los ríos con altas concentraciones de nutrimentos) y descarga de aguas residuales, industriales y domésticas. Destacan tres principales tipos de contaminación, el primer tipo corresponde a la contaminación tóxica por metales pesados (Walker y col., 1998); el segundo se da por la alta concentración de materia orgánica que se evalúa por los índices de saprobiedad (Sladeczek, 1983); y el tercer tipo corresponde a la alta descarga de nutrimentos derivados de diferentes actividades dando como resultado la aceleración del proceso de eutrofización (Jeppesen, 1998). Este último tipo es una de las formas de contaminación acuática más frecuente en cuerpos de agua tropicales y subtropicales (Scheffer y col., 1993)

Tabla 1. Características de diferentes cuerpos de agua

Cuerpo de agua	Superficie	Profundidad promedio	T°C	Clorofila a (mg/cm ³)	P-Total (mg/l)	N-NO ₃ (μ/l)	Referencia
Lago de Chapala	1112 km ²	9 mts	*****	*****	0.46	1.95	SARH (1981); Guzmán y Merino (1990); SEMARNAP (1995)
Lago de Catemaco	72 km ²	7.6 mts	21-31	*****	0.010	0.230-0.840	Tavera (1996); Torres O. R. E. y Pérez R. A. en: De la Lanza <i>et al.</i> (2002)
Lagunas de Zempoala	47 km ²	5 mts	15-22	*****	0.01-0.97	0.08-1.67	Flores B. J. (1997)
Presa Valle de Bravo	29 km ²	10-20 mts	20-26	5.8-39	*****	0-1.2	Ramírez y col.(2002)
Laguna de Zumpango	20 km ²	1 m	12-22	0.06-100	0.5-2.4	14-90	Domínguez (2006)
Lago Metztitlán	12 km ²	3 mts	*****	*****	*****	*****	De la Lanza y col.(2002)
Lago Nabor Carrillo	9.2 km ²	2.3 mts	15-30	*****	1.8-3.9	0.14-0.54	Martínez T. B. B. (1993); Ladislao (1985)
Embalse Taxhimay	8.2 km ²	10 mts	17-27	*****	0.01-0.08	0.16-3.85	Flores B. J. (1997)
Lago Huetzalin	< 10 ha	< 1 m	12-38	551-1229	*****	*****	Enríquez G. C. (2004)
Lago Tezozómoc	< 10 ha	< 1 m	19-23	954-1321	*****	*****	Verver VG. J. (2005)
14 000 Microembalses	< 10 ha	< 1 m	*****	*****	*****	*****	De la Lanza <i>et al.</i> (2002)

El término eutrofización se utiliza para describir los efectos del incremento de la disponibilidad de nutrientes en la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos (Harper, 1992). Uno de los efectos más evidentes son los florecimientos o “blooms” de las comunidades fitoplanctónicas; que son provocados principalmente por niveles altos de fósforo y nitrógeno, los cuales son considerados como nutrientes limitantes en lagos oligotróficos y mesotróficos (Wetzel, 1991). Los florecimientos, en muchos casos, están constituidos por una o más especies de cianoprocariontes (como fitoplancton dominante), las cuales han desarrollado diferentes estrategias adaptativas que les permiten competir ventajosamente en condiciones eutróficas. Entre las estrategias que les permite explotar mejor las condiciones ambientales están: la formación de aerotopos que les permiten estar en diferentes partes de la columna, formación de heterocitos para fijar nitrógeno atmosférico, la generación de pigmentos que permiten el aprovechamiento de diferentes longitudes de onda; ó la formación de grandes colonias, cenobios o filamentos para evitar la depredación (Lynch, 1980); o incluso secretan toxinas que en algunas especies pueden ser muy tóxicas para los organismos que las consuman. Estas adaptaciones les han permitido ser más competitivas que otras especies cuando los cuerpos de agua presentan condiciones eutróficas.

Las cianoprocariontes son poco consumidas por el zooplancton, especialmente aquellas especies que presentan cianotoxinas como *Microcystis* sp. y *Aphanizonemon* sp., porque, además de formar colonias y cenobios que al agruparse producen aglomeraciones mucilaginosas de gran tamaño (De Bernardi y Giussani, 1990), sus bajas propiedades nutricionales provocan un déficit en las características intrínsecas, tales como reproducción y sobrevivencia de los organismos fitoplanctívoros y en particular de los organismos del zooplancton (Muller-Navarra y col., 2004); por lo cual una dieta exclusivamente basada en cianoprocariontes no permite el crecimiento de diferentes especies de zooplancton (Ahlgreen y col., 1990; Weers y Gulati, 1997).

Como consecuencia de la presencia y/o consumo de las cianoprocariontes se da un cambio en la dominancia y composición de los grupos del zooplancton; es decir, los cladóceros de mayor tamaño se ven superados en abundancia y sustituidos por rotíferos y cladóceros de tallas pequeñas (Kagami y col., 2002) (Anexo I). Por su tamaño y hábitos

alimenticios (selectivos o generalistas), ambos grupos del zooplancton no son capaces de controlar las poblaciones de cianoprocariontes, provocándose una baja productividad secundaria, que afecta directa e indirectamente a los peces planctívoros y piscívoros. Además, los florecimientos de las cianoprocariontes pueden generar aguas con concentraciones de tóxicos (cianotoxinas específicamente) de hasta 1 µg/l que suelen ser peligrosas si las consume el ser humano a través de especies de índole comercial (Chorus y Bartram, 1999).

La problemática de la contaminación del agua en México es muy grande y ha sido documentada en diferentes trabajos; éstos han sido enfocados en su mayoría en la presencia y/o dominancia de especies de cianoprocariontes que se encuentran en cuerpos de agua como los cuerpos de agua del Valle de Tehuacán, lago Xochiltepec, Zapotitlan (Puebla), los lagos de Coatetelco y Tequesquitengo (Morelos), la presa Begonia (Guanajuato), los lagos Victoria y Tianguistenco, (Estado de México), el lago de Pátzcuaro (Michoacán), el lago de Chapala (Jalisco y Michoacán), el lago de Catemaco (Veracruz), entre otros (Santoyo, 1972; Mendoza-González, 1973; Licea, 1976; Ortega, 1984; Hernández-Becerril y Tapia-Peña, 1987; De la Lanza-Espino y Gómez-Aguirre, 1994; Figueroa-Torres, 1994; Novelo-Maldonado, 1998; Moreno-Ruíz, 2000; Gómez-Márquez, 2002).

Trabajos más recientes están orientados a estudiar la diversidad de fitoplancton; entre ellos se encuentra el realizado por Domínguez (2006) que caracterizó el Lago de Zumpango como cuerpo de agua eutrófico y reporta las siguientes especies de fitoplancton: *Woronichinia nageliana*, *Anabaena*, *Rhabdoderma*, *Microcystis aeruginosa* y *Aphanizomenon flos-aquae*. Las dos últimas especies de cianoprocariontes presentaron florecimientos en algunos meses del año de muestreo. Ramírez y colaboradores en el 2002 determinaron a la presa de Valle de Bravo del Estado de México como un cuerpo de agua mesotrófico-eutrófico; como géneros dominantes en la comunidad fitoplanctónica reportaron *Microcystis*, *Anabaena*, *Nostoc* y *Oscillatoria* con la presencia de florecimientos de *Microcystis* en algunas épocas del año. Barreiro-Güemez y colaboradores (2001) realizaron un estudio sobre los humedales de Tláhuac en la cuenca de México. Estos autores determinaron a los géneros de cianoprocariontes *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Microcystis* y *Oscillatoria* como parte de la comunidad fitoplanctónica.

También se han realizado estudios que abarcan regiones específicas como el de Komárek y Komárková (2002) de la parte central de México, en el que reportaron 51 especies de cianoprocariontes planctónicas como *M. aeruginosa*, siendo los géneros más representativos *Anabaena*, *Gomphosphaeria*, *Woronichinia* y *Aphanizomenon*, entre otros. Otro ejemplo se tiene en el trabajo de Álvarez y colaboradores que en el 2005 como parte de un estudio de biodiversidad de Tabasco, colectaron muestras de fitoplancton de 9 cuerpos de agua pertenecientes a la cuenca del río González. En éstas determinaron 283 taxas, de las cuales 53 son cianoprocariontes destacando por su frecuencia las especies de *Anabaena* cf. *subcylindrica*, *A.* cf. *variabilis*, *Aphanocapsa elachista*, *Chroococcus palidus*, *C. varius*, *Cylindrospermum catenatum*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria agardhii* y *Spirulina* sp.

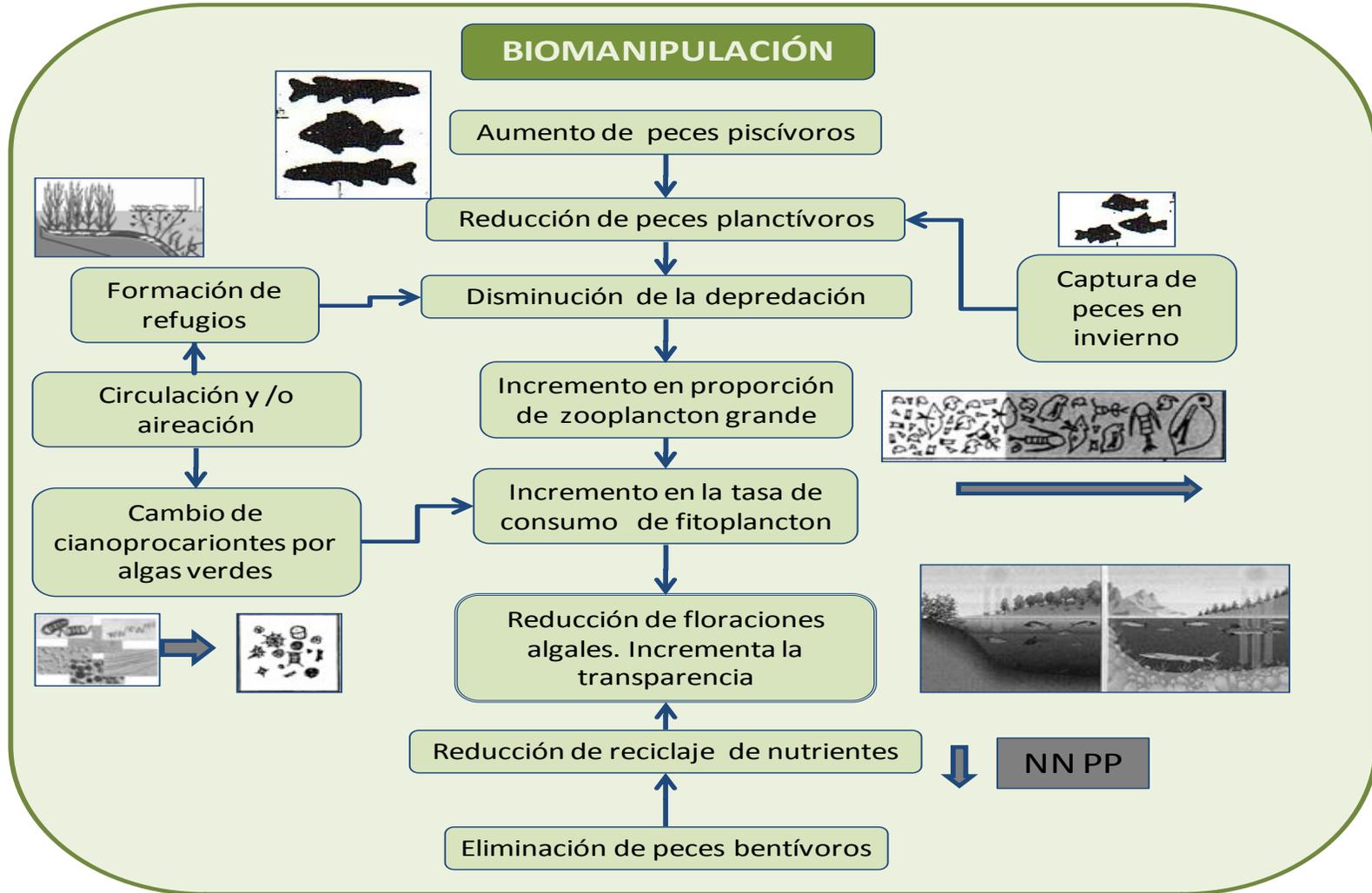
Ante la problemática de la eutrofización han surgido alternativas para solucionar la degradación de los cuerpos de agua. Una de éstas es la restauración como método para la recuperación y manejo de la integridad ecológica de un sistema acuático, que incluya un rango crítico de variabilidad en la biodiversidad, así como los procesos ecológicos y la estructura del cuerpo de agua (Zambrano, 2003). Algunos métodos de restauración están fundamentados en la manipulación de la red trófica, tal es el caso de la “biomanipulación”, método aplicado en el manejo cualitativo del agua.

La biomanipulación es una serie de metodologías para la restauración de lagos que fue presentado en 1975 por Shapiro. En las últimas décadas este método ha sido ampliamente utilizado para la gestión de calidad de agua (Jeppesen, 1998; Hansson y col. 1999). Los primeros experimentos con éste método se llevaron a cabo en lagos relativamente profundos (Carpenter y Kitchell, 1993), su aplicación se orientó a la eliminación de peces planctívoros y la repoblación de peces piscívoros (Shapiro y Wright, 1984; Benndorf y col. 1989). Con la reducción de las poblaciones de peces planctívoros se consiguió disminuir la depredación que estos peces ejercen sobre el zooplancton; éste último, al no tener presión por depredación, aumenta su tasa de consumo de fitoplancton. De igual modo se aplicó en cuerpos de agua someros (3 a 5 metros de profundidad, Scheffer, 1998), para los que se consideró la reducción de peces bentívoros para evitar la resuspensión del sedimento (Havens, 1993; Breukelaar y col. 1994) y la

creación de refugios para favorecer el crecimiento del zooplancton con vegetación acuática (Hospira y Meijer, 1993). La figura 1 resume la importancia de cada una de las técnicas de biomanipulación en la biota y sus impactos directos e indirectos, basado en las cadenas tróficas clásicas.

Con el fin de disminuir la biomasa del fitoplancton, los trabajos de biomanipulación, se han enfocado en los cladóceros de talla grande. Esto se debe a que en poblaciones densas (de 10 a 60 ind. l⁻¹, según Gulati, 1990 y De Clerk y colaboradores, 1997), los cladóceros son eficientes y capaces de ramonear diariamente fracciones significativas del fitoplancton de un lago. Como ejemplo, se tiene las investigaciones realizadas para la familia Daphnidae (Gulati, 1990), entre las que destacan las realizadas para las especies *Daphnia pulex* y *D. magna* que son organismos que tienen una talla grande, tasas altas de consumo, son filtradores generalistas y llegan a tener poblaciones con una alta densidad (tasa de incremento poblacional “r” 0.40-0.55, Lürling y Van Donk, 1997; De Lange y Van Reeuwik, 2003) en un periodo corto de tiempo (Shapiro y Wright, 1984; Benndorf y col., 1984; Dawidowicz y col., 1988). Parte de estos trabajos se han dirigido al estudio de consumo de diferentes especies de cianoprocariontes; por ejemplo, Fulton y Paerl (1988) proporcionaron una dieta compuesta de *M. aeruginosa* unicelular y *Chlamydomonas reinhardtii* a *Simocephalus serratulus*; en ésta dieta no encontraron diferencias en el consumo en las diferentes especies y obtuvieron una tasa de filtración de 220 µl. ind⁻¹. h⁻¹. Otros autores sugieren que *Anabaena flos-aquae* puede ser ingerida por cladóceros de la familia Daphnidae si los filamentos de la cianoprocarionte no son mayores a 1.5 mm de largo (Sorokin, 1968; Lampert, 1981; Holm y col., 1984).

Figura 1. Diagrama de algunos aspectos de la biomanipulación enfocados en la disminución de biomasa algal. Benndorf y col. (1984) y modificado en el presente trabajo.



Monakov (2003) realizó una recopilación sobre el papel que juega el fitoplancton en la dieta de los cladóceros; en ésta señala que la tasa de filtración depende de factores tales como la talla del organismo, el pH, la temperatura, la luz, el valor alimenticio y la concentración del alimento; éste último es inversamente proporcional a la tasa de filtración. Asimismo, reporta que la tasa de filtración varía entre 4 y 15 ml ind.⁻¹·día⁻¹ en condiciones naturales (concentraciones aproximadas de $0.11^6 \times 10^6$ y 0.015×10^6 cel·ml⁻¹) y que en la concentración más baja de alimento en la que se filtra una cantidad mayor de mililitros (Monakov y Sorokin, 1961).

Una de las dificultades para aplicar el método de la biomanipulación en México es la presencia de poblaciones de peces omnívoros como las tilapias, que son abundantes y depredan principalmente a organismos zooplanctónicos de talla mayor (Salvadores, 1980; Salvadores y Guzmán, 1983; Wootton, 1990), lo cual impide obtener las poblaciones densas de cladóceros (10 a 60 ind. l⁻¹) requeridos (Gulati, 1990).

Por otro lado, los lagos donde se ha implementado éste método son templados los cuales tienen diferencias ambientales importantes con los tropicales o subtropicales (Lewis, 1996), carácter que corresponde a la mayoría de los lagos mexicanos. Las especies utilizadas exitosamente en estudios de biomanipulación de cuerpos de agua en zonas templadas están adecuadas a las características ambientales de estos lugares. Por ejemplo, *Daphnia magna* es un cladóceros muy utilizado por sus características demográficas y de consumo, es decir, altas tasas de incremento poblacional, sobrevivencia y filtración, que en condiciones favorables (como aminorar su depredación entre otras), lo convierten en el zooplancton dominante (Henrickson y col., 1980; Shapiro y Wright, 1984; Benndorf y col., 1988). Bajo las condiciones de los lagos tropicales esta especie podría no desarrollarse adecuadamente ya que las altas temperaturas u otras características abióticas lo afectan (Dodson y Frey, 2001).

Para el presente estudio se propuso trabajar con especies locales con el fin de asegurar que las poblaciones estuvieran adecuadas a las características fisicoquímicas y biológicas de los cuerpos de agua eutróficos mexicanos (Nandini y Rao, 1998). Así se tiene que el cladóceros *Simocephalus vetulus*, especie de la familia Daphnidae, se encuentra en cuerpos de agua eutróficos tales como Xochimilco, Zumpango, Chimaliapan y pequeñas

charcas en Aguascalientes (Domínguez, 2006; Nandini y col., 2007). Recientemente (Domínguez, 2006; Caviedes, 2007; Fernández, 2007) se han realizado estudios sobre su capacidad de consumo de cianoprocariontes, donde se ha encontrado que tiene un tasa de filtración semejante a la de *D. pulex*.

Otros organismos comunes en lagos tropicales son los ostrácodos. Los ostrácodos viven en una gran variedad de hábitats y algunas especies son capaces de tolerar fluctuaciones drásticas de las condiciones ambientales, lo que les permite distribuirse en cuerpos de agua tropicales, subtropicales y templados (Delorme, 2001). Los ostrácodos son organismos con hábitos bentónicos principalmente (McKenzie, 1971) por lo que no se han empleado en los trabajos de biomanipulación, ya que la mayor parte de los cuerpos de agua estudiados se consideran lagos profundos (Meijer y col., 1999), donde los ostrácodos no tienen un impacto de consumo en el fitoplancton. En contraste, los lagos tropicales son en su mayoría someros; por lo anterior, estos organismos podrían realizar un consumo considerable de fitoplancton. Cabe mencionar que algunas especies de ostrácodos presentan tallas grandes, tolerancia a dietas de baja calidad nutricional y altas tasas de consumo (McKenzie, 1971; Cieminski y Flake, 1995; Fernández, 2007, Juárez y col., 2009), características requeridas para ser utilizados para la biomanipulación (Gliwicz, 1990; Benndorf y col.; Schrive y col.)

Las disparidades entre las regiones templadas y tropicales, tales como la intensidad de luz, el fotoperíodo y la diferencia de regímenes térmicos, hacen evidente que exista una diferencia en la diversidad de los organismos de aguas templadas, tropicales y subtropicales (Timotius y Goltenboth, 1995). Sin embargo, los datos disponibles de las variables demográficas de los organismos presentes en lagos templados, podrían ayudar a planear estrategias en la gestión de calidad en cuerpos de agua tropicales (Gulati y col., 1990).

Por ejemplo, se podría conocer la relación entre el cuerpo del organismo y la densidad poblacional que se requiere de una especie para disminuir florecimientos algales, ya que algunas especies, aún perteneciendo a la familia Daphnidae como sería el caso de *D. laevis* presente en lagos de las en zonas tropicales o subtropicales, llegan a alcanzar

densidades de $450 \text{ ind}\cdot\text{l}^{-1}$ y aún así no han probado ser eficaces para eliminar cianoprocariontes tóxicas y no tóxicas (Nandini y col. 2000).

De igual forma, si la primera edad reproductiva es temprana (antes de los 10 días según Dumont y Negrea, 2002), indica que el organismo puede alcanzar una alta densidad poblacional a corto plazo. Sin embargo, este parámetro se ve directamente afectado por la calidad nutricional de la dieta consumida por los organismos; si la calidad nutrimental es baja la tasa de reproducción disminuye o la mortandad del organismo se eleva.

En la tabla 2 se presenta una comparación entre cladóceros de sistemas tropicales y templados en cuanto a las variables demográficas que se deben conocer para hacer un uso adecuado de las especies propuestas para estudios de biomanipulación (Gliwicz, 1990; Gophen, 1990; Kirk y Gilbert, 1992). La información incluida en la tabla procede de diferentes trabajos que fueron realizados en condiciones óptimas para las especies mencionadas. Los trabajos de ostrácodos en sistemas tropicales son escasos por lo cual sólo se indican algunos datos sobre los géneros *Heterocypris* y *Cypris*, ambos registrados en cuerpos de agua en México: Solo se conocen algunas de sus variables demográficas (Fernández, 2007; Juárez-Franco y col., 2009).

Tabla 2. Comparación de variables demográficas de cladóceros y ostrácodos				
Variable	Taxa Ostracoda	Taxa Cladóceros Tropicales	Taxa Cladóceros Templados	Referencia
Diversidad de especies conocidas de la región	Desconocida	Alta	Baja	Dumont (1994)
Taxones comunes	<i>Heterocypris</i> , <i>Cypris</i>	<i>Diaphanosoma</i> , <i>Ceriodaphnia</i>	<i>Daphnia</i> , <i>Bosmina</i>	MxKenzie (1971); Kořinek (2002)
Géneros planctónicos con alta diversidad		<i>Diaphanosoma</i>	<i>Daphnia</i>	Taylor y col. (1996); Kořinek (2002)
Tamaño de cuerpo relativo	Largo	Corto	Largo	McKenzie (1971); Fernando (2002)
Tamaño de cuerpo más grandes	5 mm	<3 mm	5 mm	Wetzel (1991); Dumont y Negrea (2002)
Presencia de depredadores de cladóceros		Casi ausente	Alto	Fernando (2002)
Esperanza de vida	Muy larga	Corta	Larga	De Meester (1994); Oliver y Ganf (2000); Nandini y Sarma (2002)
Edad de primera reproducción	> semana	< semana	> semana	De Meester (1994); Nandini y Sarma (2002); Fernández (2007)
Promedio de número de neonatos		Baja	Alta	De Meester (1994); Nandini y Sarma (2002)
Nivel umbral relativo		Alto	Bajo	Duncan (1989); Gliwicz (1990)
Promedio de tiempo generacional	Largo	Corto	Largo	McKenzie (1971); De Meester (1994); Nandini y Sarma (2002)
Tasa de incremento poblacional por día	<1.0	>1.0	<1.0	De Meester (1994); Nandini y Sarma (2002); Fernández (2007)
Posible deficiencia nutricional por alimento (alga)		Bajo	Alto	Wacker y col. (2001)

Tabla tomada y modificada de Sarma y col.(2005a)

No es necesario que exista una relación entre la talla de los cladóceros y su habilidad para consumir cianoprocariontes (Nandini y col. 2000). Se puede considerar que los organismos que se encuentran en ecosistemas eutróficos presentan tolerancia y/o adaptabilidad a estas condiciones ambientales tales como presentar un intestino corto con relación al cuerpo del organismo o el desarrollo de resistencia genética hacia las toxinas (Nandini y col., 2000; Hairston y col., 2001). Oliver y Ganf (2000) sugieren que los cladóceros que coexistan continuamente con *Microcystis* en la naturaleza pueden adaptarse a una dieta dominada por esta cianoprocarionte. Otros autores (e.g., Canter y col., 1990) sugieren que no solo especies de talla grande del zooplancton pueden consumir eficientemente cianoprocariontes, sino que otros organismos como el caso del protista ciliado *Nassula* que también lo hace.

Debido a esta posible tolerancia, se han realizado estudios con microcrustáceos aislados de cuerpos de agua eutróficos para conocer su ingesta de cianoprocariontes. Domínguez (2006) estudió la tasa de filtración de diferentes cladóceros extraídos de la Laguna de Zumpango, enfatizando la eficiencia de consumo de *S. vetulus* al darle como alimento *Anabaena* sp. Caviedes (2007) estudió la dinámica poblacional de los cladóceros *S. vetulus* y *D. pulex* alimentándolos con *Anabaena* sp., *Scenedesmus acutus* así como con una mezcla de estas dos, concluyendo que no se presentan efectos adversos sobre las poblaciones de estos cladóceros cuando se les proporcionó la dieta mezclada. Igualmente, Alva-Martínez y colaboradores (2007) realizaron estudios con *Moina macrocopa* y *Ceriodaphnia dubia* extraídos del embalse Manuel Ávila Camacho en los que se les proporcionaron diferentes concentraciones de la mezcla de una cepa tóxica de *M. aeruginosa* con dos clorofitas (*C. vulgaris* y *S. acutus*). La mezcla de especies disminuyó considerablemente los efectos tóxicos de la cianoprocarionte sobre las dos especies de cladóceros al obtener valores más altos de "r" a diferencia de cuando fueron alimentados con *M. aeruginosa* exclusivamente .

En el caso de los ostrácodos se cuenta con muy pocos trabajos realizados. Por ejemplo, Wickstrom y Castenholz (1973) y Wilson y colaboradores (1979) mencionan que los ostrácodos pueden estar presentes en condiciones extremas (como charcas efímeras y aguas termales) y que pueden consumir grandes cantidades de cianoprocariontes. Mills y Wyatt (1974) realizaron estudios de consumo de cepas de cianoprocariontes tóxicas y no-tóxicas de *Anabaena* y *Nostoc* por *Heterocypris incongruens*. Estos autores encuentran que las cepas de cianoprocariontes tóxicas reducen su esperanza de vida mientras que las no-tóxicas proporcionan una alimentación adecuada indefinidamente. Fernández (2007) aisló 4 especies de cladóceros (*C. dubia*, *M. macrocopa*, *D. pulex* y *S. vetulus*) y un ostrácodo (*H. incongruens*) de un cuerpo de agua eutrófico y analizó su capacidad de consumo y preferencia alimenticia con dietas unicelulares compuestas de *Anabaena* sp., *S. acutus* y *C. vulgaris*. Los organismos de mayor talla (*D. pulex*, *S. vetulus* y *H. incongruens*) tuvieron altas tasas de consumo (2.0×10^6 cel.ind⁻¹.dia⁻¹). También reporta que los organismos presentan tendencias a los hábitos generalistas y un ligero rechazo a las formas filamentosas del fitoplancton.

Por lo anterior, la importancia del presente estudio radica en la posibilidad de contar con opciones para la rehabilitación de cuerpos de agua generando nuevos conocimientos aplicables a las condiciones y características de los lagos mexicanos considerados tropicales o subtropicales. El objetivo de este trabajo fue estudiar el consumo de las especies *S. vetulus* y *H. incongruens* que en trabajos anteriores han mostrado una eficacia en el consumo de cianoprocariontes (Domínguez, 2006; Caviedes, 2007; Fernández, 2007; Juárez y col. 2009). Esta investigación se enfocó en evaluar sus características demográficas tales como tasas reproductivas, sobrevivencia, incremento poblacional, tasas de consumo y preferencia alimenticia. La información de los parámetros anteriores se obtuvo proporcionándoles dietas compuestas de cianoprocariontes en densidades encontradas en cuerpos de agua eutróficos. Igualmente, se llevaron a cabo experimentos en microcosmos en los cuales se colocaron concentraciones altas de fitoplancton extraído de cuerpos de agua eutróficos con el propósito de estudiar la disminución de la biomasa algal por el consumo de los microcrustáceos estudiados. Como los organismos mostraron características

demográficas y de consumo diferente en uno de los tratamientos de los microcosmos, se juntaron ambas especies con la finalidad de obtener mejores resultados que los tratamientos con una sola especie.

2. Objetivos

2.1 GENERAL

Estudiar la capacidad de consumo y aspectos demográficos de *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens* alimentados con dietas de cianoprocariontes en altas densidades.

2.2 PARTICULARES

- Estudiar los efectos de las dietas compuestas principalmente de *Oscillatoria* spp., *Microcystis* spp., y *Scenedesmus acutus* en las características demográficas de *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens*.
- Determinar la tasa de consumo de cianoprocariontes y la preferencia alimenticia de *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens*, proporcionándoles dietas compuestas en su mayoría de *Oscillatoria* spp., *Microcystis* spp., y *Scenedesmus acutus* a diferentes concentraciones.
- Determinar la capacidad de control sobre cianoprocariontes de *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens* en microcosmos.
- Estudiar las relaciones (coexistencia o facilitación) de *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens* en microcosmos.

3. Material y Métodos

3.1 Cultivo de Organismos

Los microcrustáceos se obtuvieron del Laboratorio de Zoología Acuática de la Unidad de Morfofisiología de la F.E.S. Iztacala (UNAM).

El cladóceros *Simocephalus vetulus* se aisló de la Laguna de Zumpango que presenta condiciones eutróficas. El ostrácodo *Heterocypris incongruens* se extrajo de un cuerpo de agua de la Ciudad de Guanajuato, cuyas condiciones son similares a las de Zumpango. Todos los organismos fueron mantenidos en condiciones de laboratorio. El medio utilizado para cultivo fue la solución fisiológica EPA (0.095 g de NaHCO_3 , 0.06g CaSO_4 , 0.06 MgSO_4 , y 0.0002 KCl por litro) (Anónimo, 1985), manteniéndose los cultivos a 25 °C y empleándose como alimento el alga clorofita *Scenedesmus acutus* (1.0×10^6 cel ml^{-1}). Los organismos fueron alimentados cada tercer día.

Para los experimentos se realizó un cambio progresivo de su dieta de *S. acutus* a dietas mezcladas con cianoprocariontes de *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp.. Éste cambio de dieta se llevó a cabo 10 días antes de ser utilizados para su aclimatación en los experimentos.



La cepa de *S. acutus* se obtuvo de la Universidad de Texas registrada con la clave 72. Su cultivo masivo se realizó en botellas de plástico de 2 lts de capacidad con medio Bold (Pavón-Meza, 1993) (Anexo III). Se expuso a iluminación continua, aireación con un tubo de vidrio conectado a flujo de aire (con la finalidad de evitar sedimentación

en el recipiente), se le agregó como fuente de carbono NaHCO_3 cada tercer día con una temperatura aproximada a 17 °C durante 10 días hasta obtener una población de aproximadamente 3×10^6 cel. ml^{-1} .

Posteriormente el alga se sedimentó, se concentró y consecutivamente fue almacenada a 4 °C. Cabe mencionar que los experimentos de tabla de vida y tasa de consumo se realizaron durante los primeros 2 a 10 días posteriores a la cosecha de las algas.

Se colectó agua del lago artificial Virgilio Uribe (Pista de canotaje), en Xochimilco, D.F. donde la composición de la comunidad fitoplanctónica era principalmente de *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp.. Después de su colecta se realizó una separación por medio de mallas con diferentes tamaños de poro (500, 100, 50 y 20 µm) para separar las colonias y los filamentos. Al obtenerse una cantidad mayor de *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp.



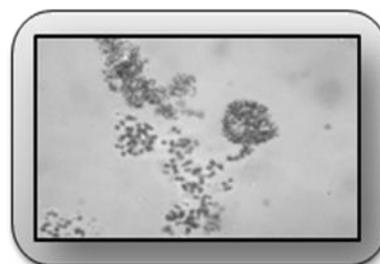
(aproximadamente 95 %), se procedió al cultivo en laboratorio. El cultivo se llevó a cabo con el medio BG11, en matraces de 1000 ml. de capacidad y expuestos a iluminación continua durante 15 días.

Los cultivos compuestos principalmente *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp. se mantenían en forma de aglomeraciones; por lo que al obtenerse concentraciones elevadas de cada cultivo se sonicó durante 2 minutos con un ultrasonicador (Branson Sonic Power Co., Dumbury, Connecticut, U.S.A. a 20 kHz de intensidad) para obtener concentraciones mayores a 5×10^6 cel ml⁻¹. Para su conservación en el laboratorio de ambas cianoprocariontes se siguió el almacenamiento antes descrito para *S. acutus*. También se realizaron los experimentos de tabla de vida y tasa de consumo durante los primeros 2 a 10 días posteriores a su cosecha. Cabe aclarar que, debido a que los cultivos no son axénicos, las dietas no son exclusivas de cianoprocariontes. Como las dietas provistas contenían 95% de una de las cianoprocariontes se decidió denominar a las dietas *Oscillatoria* spp. ó *Microcystis* spp. para los experimentos en el presente estudio.

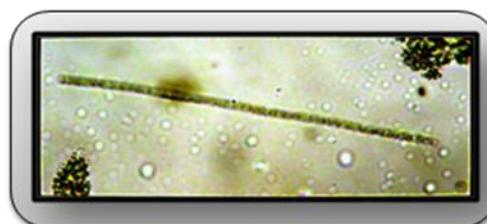
3.2 Tamaño de organismos

De acuerdo con los experimentos se manejaron diferentes tamaños, en las células del fitoplancton se midieron 50 de cada dieta y en el caso de los microcrustáceos 30 organismos. Para *S. acutus* en todos los experimentos su tamaño fue 6–7 μm .

Con respecto al tamaño de la dieta de *Microcystis* spp. en los experimentos de tablas de vida, la forma unicelular fue 4–4.5 μm y las colonias entre 20 y 35 μm . El experimento de las tasas de consumo, la mayor parte del cultivo que se les proporcionó fue en su forma unicelular (4–4.5 μm) y pequeñas colonias de 5 a 10 células. En los experimentos de preferencia alimenticia se utilizaron colonias del tamaño que se encontró en el lago, las cuales variaron entre 30 y 80 μm . En el caso de los microcosmos, el agua fue colectada en el lago viejo de Chapultepec donde el tamaño medido de las colonias fue entre 50 y 100 μm .



En los experimentos de tablas de vida para la dieta de *Oscillatoria* spp. se manejaron tres tamaños de filamentos para su conteo: pequeños ($10 \pm 2 \mu\text{m}$), medianos ($20 \pm 5 \mu\text{m}$), y grandes ($45 \pm 5 \mu\text{m}$). En el caso de las tasas de consumo,



en su mayoría la medida proporcionada fue el tamaño mediano ($20 \pm 5 \mu\text{m}$ ó 20 células) y en menor proporción las de tamaño grande ($55 \pm 5 \mu\text{m}$ ó 50 células). En preferencia alimenticia y microcosmos se proporcionó el tamaño que se encontró en el lago, donde los filamentos tenían tamaños de 30 a 200 μm .

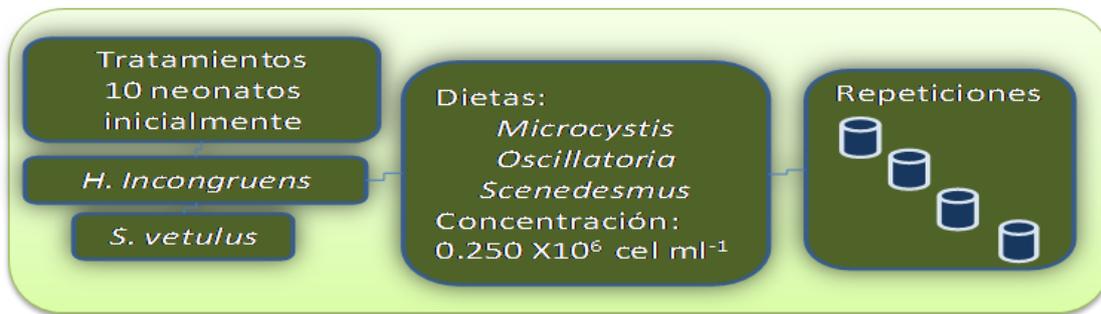


El tamaño de *H. incongruens* utilizado en la tabla de vida, tasas de consumo y preferencia alimenticia fue de $1500 \pm 5 \mu\text{m}$. En los experimentos de microcosmos los organismos de mayor talla alcanzaron casi $2000 \mu\text{m}$.

Los organismos de *S. vetulus* utilizados en los experimentos de tablas de vida, tasas de consumo y Preferencia alimenticia tuvieron una talla promedio de $1800 \pm 5 \mu\text{m}$. En los experimentos de microcosmos los organismos de mayor talla alcanzaron casi $3000 \mu\text{m}$.

Se realizaron tablas de vida de *S. vetulus* y *H. incongruens* con tres diferentes dietas (*Oscillatoria* spp., *Microcystis* spp., y *S. acutus*). De cada especie de microcrustáceos se colocaron 10 organismos neonatos, con aproximadamente 24 horas de nacidos, en frascos de 100 ml de capacidad que contenían 50 ml de medio EPA con una concentración $0.25 \times 10^6 \text{ cel ml}^{-1}$ de alimento. Se realizaron 4 replicas por cada experimento. El medio se cambió diariamente, se contaron los organismos y se extrajeron a los descendientes y los muertos de cada cohorte todos los días. El experimento finalizó cuando todos los organismos murieron en todos los tratamientos (24 muestras analizadas).





Con los datos obtenidos se determinó la sobrevivencia y fecundidad, utilizando las formulas propuestas por Krebs (1985) para derivar las variables demográficas:

l_x = Sobrevivencia proporcional por día

m_x = Proporción de crías producidas por hembra por día

$$\text{Esperanza de vida: } e_x = \frac{T_x}{n_x}$$

donde, T_x = numero de individuos por día

n_x = número de individuos por edad x (días)

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

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

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

Tasa de incremento poblacional, Euler-Lotka (solución iterativa)

$$\sum_{x=w}^n e^{-rx} \cdot l_x \cdot m_x = 1$$

Donde r = tasa de incremento poblacional por día, w = edad de madurez (días)

3.4 Tasa de Consumo



Para los experimentos de tasa de consumo se utilizó la clorofita *S. acutus* como parámetro de comparación, ya que esta alga es eficientemente consumida por estos organismos. Se utilizaron tres diferentes dietas: *Microcystis* spp., *Oscillatoria* spp., y como control *S. acutus*. Las dietas de cianoprocariontes se sonicaron durante 2 minutos, y las

tres dietas se filtraron con una malla de 50 μm para que las células no fueran mayores a éste tamaño. Se eligió éste tamaño por ser el más abundante en el cuerpo de agua de donde se obtuvieron.

De cada dieta se prepararon cinco concentraciones: 0.035×10^6 , 0.065×10^6 , 0.125×10^6 , 0.25×10^6 , y 0.5×10^6 , cel ml^{-1} . Se colocaron 10 organismos de cada especie de microcrustáceos en tubos de ensaye de 20 ml de capacidad. Cada tubo contenía 10 ml de medio EPA con una de las concentraciones de cada dieta. Los organismos se mantuvieron en ayuno durante dos horas previas al experimento. Al colocarlos en los tubos de ensaye sólo se dejaron durante 30 minutos para se alimentaran. Después de transcurrido el tiempo de consumo, las muestras contenidas en los tubos se fijaron con la solución de Lugol. Para cada bioensayo se realizaron cuatro repeticiones para cada tratamiento con su respectivo control (*S. acutus*). El conteo de células algales se realizó en la cámara de Neubauer, en el caso de la dieta *Microcystis* spp. y *S. acutus*, y para la dieta elaborada con *Oscillatoria* spp. en cámara de Sedgewick-Rafter (APHA, 1994). Todos los microcrustáceos utilizados fueron hembras adultas. En el caso de *S. vetulus* su talla promedio fue de $1800 \pm 10 \mu\text{m}$ y para *H. incongruens* fue de $1500 \pm 5 \mu\text{m}$.



Se procesaron los datos y se realizaron pruebas estadísticas de ANOVA de una vía y Holm-Sidak con el programa Sigma Plot versión 11.

Para evaluar la Tasa de consumo (G) se utilizó la fórmula propuesta por Peters (1984):

$$G = V \frac{(C_0 - C_t)}{(tN)}$$

Donde:

G: tasa de consumo en cel' ind.⁻¹ unidad de tiempo⁻¹

V: volumen del agua del contenedor en ml.

C₀: conteo de células ml⁻¹ en el contenedor de alimentación al inicio del experimento

C_t: conteo de células ml⁻¹ en el contenedor de alimentación al final del experimento

N: número de individuos por contenedor

t: tiempo de alimentación

3.5 Preferencia alimenticia



Para realizar pruebas de Preferencia alimenticia se colectó agua de Pista de canotaje (Xochimilco, D.F.) que presentó *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp. como fitoplancton dominante en concentraciones de 0.125×10^6 y 0.08×10^6 cel ml⁻¹ respectivamente. En la muestra se agregó 0.10×10^6

cel ml⁻¹ de la clorofita *S. acutus* como punto de referencia.

En tubos de ensaye de 20 ml de capacidad se colocaron 10 ml de la Pista de canotaje y 10 organismos de cada especie (*S. vetulus* y *H. incongruens*) con un ayuno previo de dos horas. Los organismos solo consumieron durante 30 minutos, después del tiempo transcurrido las muestras se fijaron con la solución de Lugol. El conteo de células en el caso de *Microcystis* spp. y *S. acutus* se efectuó en la cámara de Neubauer (APHA, 1994). Para el conteo de *Oscillatoria* spp. se utilizó la cámara de Sedgewick-Rafter.



La preferencia alimenticia se determinó de acuerdo al Índice Alfa de Manly con la siguiente fórmula:

$$\alpha_i = m r_i/n_i(1/\sum r_j/n_j)$$

Donde:

α_i = α de Manly para la presa i

r_i, r_j = proporción de la presa i ó j en la dieta (i ó $j = 1, 2, 3, \dots, m$)

n_i, n_j = proporción de la presa i ó j en el ambiente

m = número de presas posibles

Si

$\alpha_i = 1/m$ la alimentación no es selectiva

$\alpha_i > 1/m$, la presa es preferida en la dieta

$\alpha_i < 1/m$ la especie presa i es evitada en la dieta

3.6 Microcosmos



Se colectó agua del Lago viejo de Chapultepec y de Pista de canotaje. El agua fue tomada en zonas donde se acumulaba una gran cantidad de biomasa algal, para evitar ser filtradas por una malla.

Para Chapultepec el fitoplancton fue dominado por diferentes especies de *Microcystis*. El fitoplancton de Pista de canotaje estaba compuesto un 85 % de *Oscillatoria* spp.

Se adecuó una poza con dimensiones de 1.5 m de ancho, 3 m de largo y 0.55 m de profundidad. Se llenó con agua de la llave y enriqueció con medio Bold. Esta agua fue mezclada con el agua de los cuerpos de agua. En el caso de Chapultepec solo se ocuparon 6 litros para obtener una concentración de clorofila *a* de $640 \pm 35 \mu\text{g l}^{-1}$. Para Pista de canotaje se necesitaron 15 litros para una concentración final de clorofila *a* de $365 \pm 10 \mu\text{g l}^{-1}$.

El experimento se realizó en recipientes transparentes de 10 litros de capacidad, con 2 circunferencias de 10 cm de diámetro en los costados obstruidos con mallas de $40\mu\text{m}$ de abertura que cubrían dentro y fuera a las aberturas. Los recipientes se mantuvieron dentro del agua bajo condiciones ambientales. Se colocaron 100 individuos por recipiente durante 9 días. Se realizaron tres tratamientos que fueron: 100 individuos de *S. vetulus*; 100 individuos de *H. incongruens*; y una mezcla de 50 individuos de *S. vetulus* y 50 individuos de *H. incongruens*; con 3 repeticiones y su respectivo control. En este último no se introdujo las especies estudiadas. El crecimiento poblacional de los organismos se midió con un conteo al primer día y al finalizar el experimento. Para la disminución de biomasa algal se midió la concentración de clorofila *a*. Para medirla se filtraron 10 ml de agua cada tercer día. Las muestras de clorofila *a* se procesaron conforme al método espectrofotométrico tricromático establecido por APHA (1994).

Los datos obtenidos se analizaron con la fórmula propuesta por Jeffrey-Humphrey (1975):

$$Ca = 11.85(D0664) - 1.54(D0647) - 0.08(D0630) \frac{Ve}{Vf}$$

Donde:

C α : clorofila *a* (mg/m³)

DO: 664, 647 y 630nm: corresponde a la densidad óptica observada y corregida con la lectura obtenida a 750 nm y sus respectivos factores. Las densidades propuestas corresponden al pico de clorofila *a*, *b*, *c* respectivamente

Ve: volumen del extracto en L

Vf: volumen filtrado en m³



4. Resultados

4.1 Tabla de vida

Para la elaboración de los experimentos de la Tabla de vida se revisaron un total de 24 replicas para las tres diferentes dietas (*Microcystis* spp., *Oscillatoria* spp. y *Scenedesmus acutus*). La clorofita (*S. acutus*) fue la dieta que se usó como control.

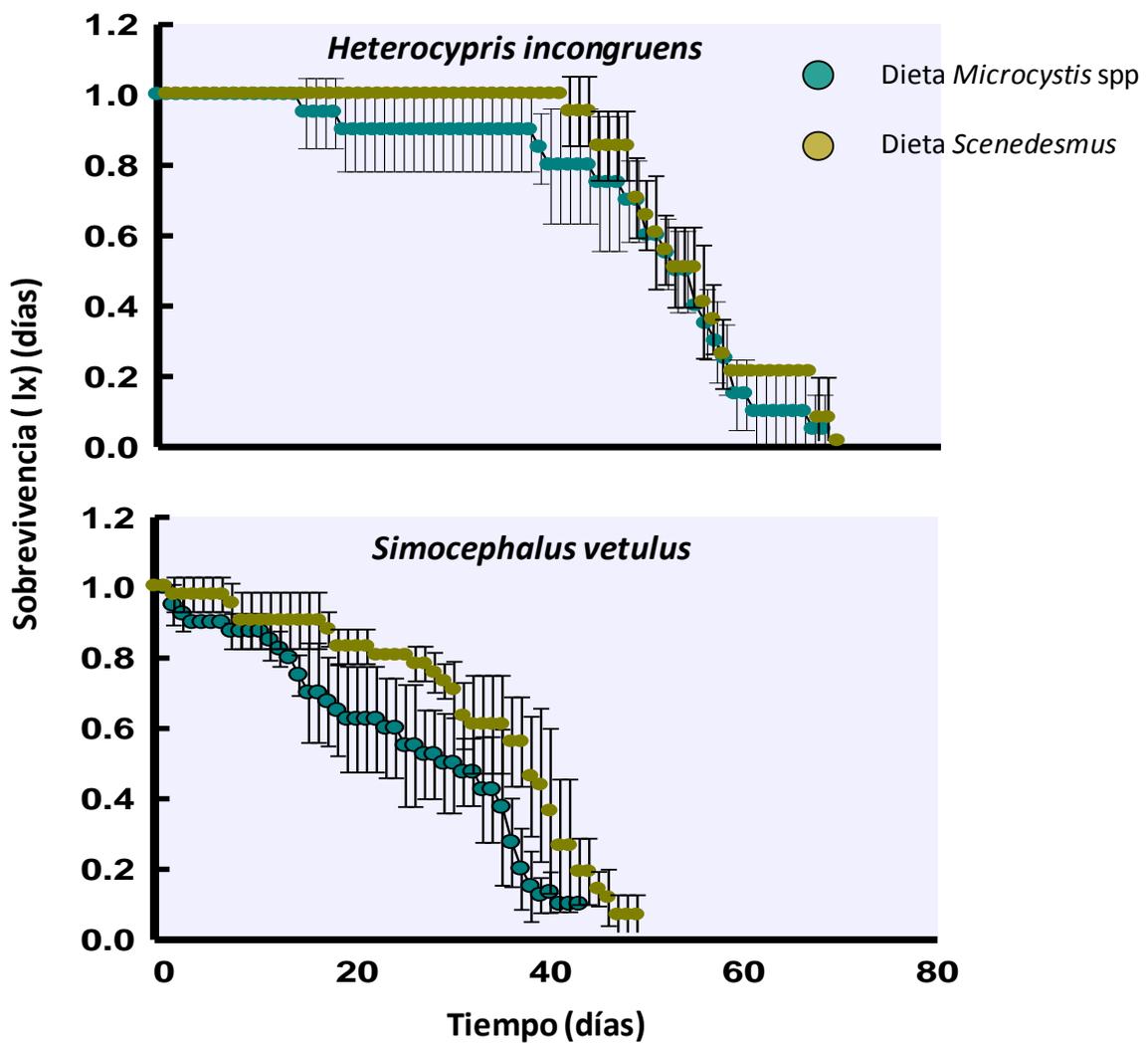


Fig. 1. Índice de sobrevivencia (Ix) de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* comparando los resultados obtenidos de la dieta de *Microcystis* spp con la dieta de *Scenedesmus* (ésta ultima evaluada como control).

En los resultados las graficas de sobrevivencia (Ix) de *Heterocypris incongruens*, se presentó una mortalidad constante a partir del día 40 variando entre 60 a 70 días, sien ésta independiente del tipo de dieta (Figuras 1y2). La sobrevivencia de *Simocephalus vetulus* cuando se alimentó con la dieta *Oscillatoria* spp. fue menor a los 30 días, cuando fue alimentado con las otras dietas su sobrevivencia fue de 40 a 50 días (Figuras 1 y 2).

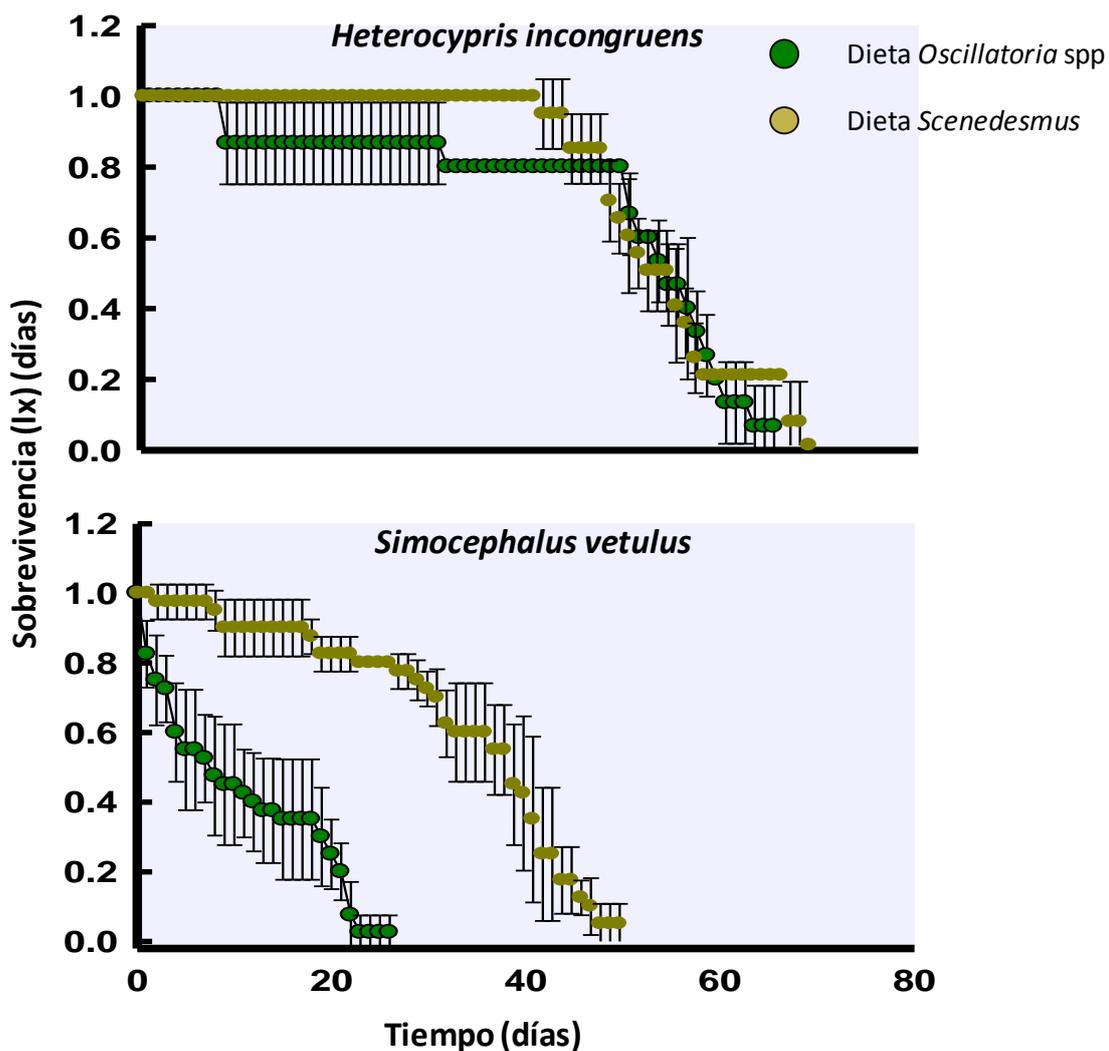


Fig. 2. Índice de sobrevivencia (Ix) de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* comparando los resultados obtenidos de la dieta de *Oscillatoria* spp con la dieta de *Scenedesmus* (ésta ultima evaluada como control).

De acuerdo con los resultados de fecundidad *H. incongruens*, cuando se alimentó con *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp. , ésta especie inicio su reproducción antes del día 20 aproximadamente. Cuando a estos organismos se les proporcionó la dieta elaborada con *S. acutus* presentaron un retardo en su primera reproducción con respecto a las otras dos dietas. La producción de neonatos de *H. incongruens* fue independiente de la dieta suministrada obteniendo un promedio de 3 a 4 neonatos/hembra·día⁻¹ en un periodo de 20 días, con el mayor esfuerzo reproductivo alrededor del día 40 (Figuras 3 y 4).

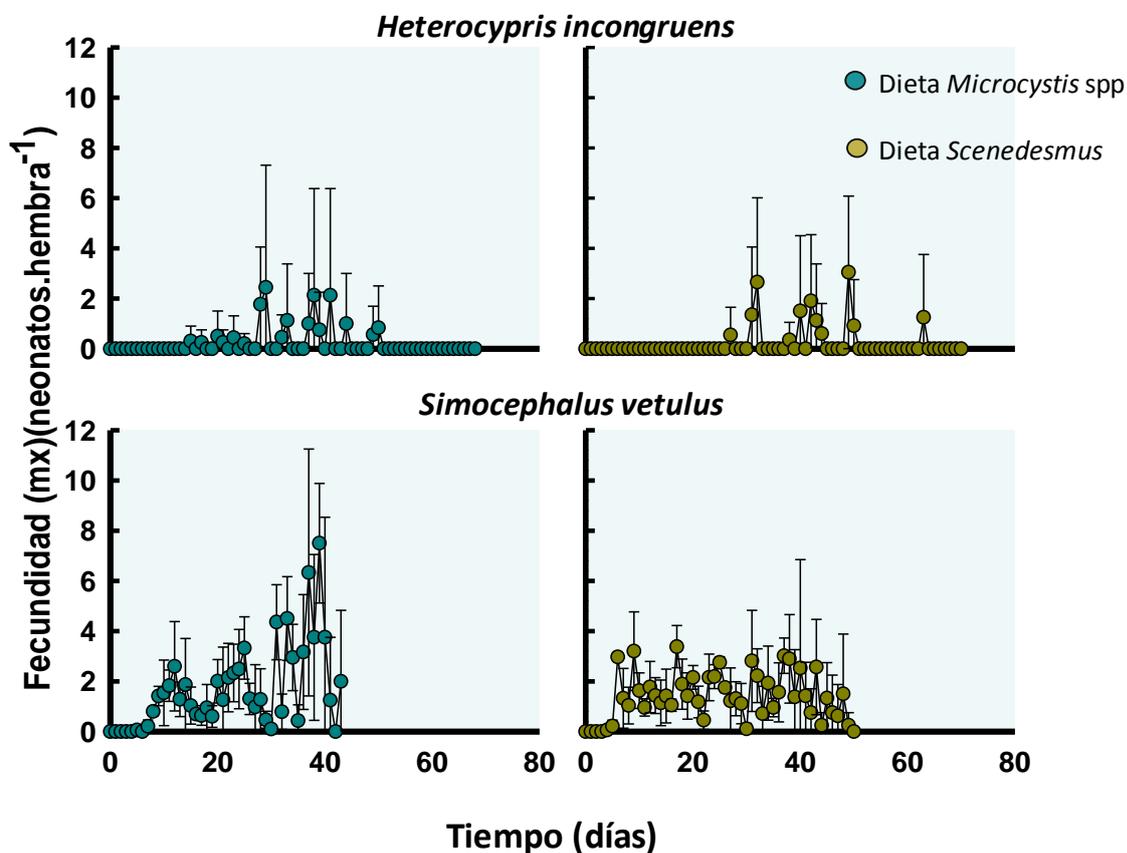


Fig. 3. Índice de fecundidad (mx) de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* comparando los resultados obtenidos de la dieta de *Microcystis* spp con la dieta de *Scenedesmus* (ésta ultima evaluada como control).

S. vetulus se reprodujo a partir del sexto día cuando fueron alimentados con las dietas *S. acutus* y *Microcystis* spp., y al décimo día con la dieta de *Oscillatoria* spp.. Los organismos alimentados con *S. acutus* y *Oscillatoria* spp. produjeron de 1 a 3 neonatos hembra⁻¹ día⁻¹ constantemente. En el caso de la dieta de *Microcystis* spp. la reproducción de los organismos fue variada de 2 a 8 neonatos hembra⁻¹ día⁻¹, alcanzando su mayor esfuerzo reproductivo a partir del día 30 (Figuras 3 y 4).

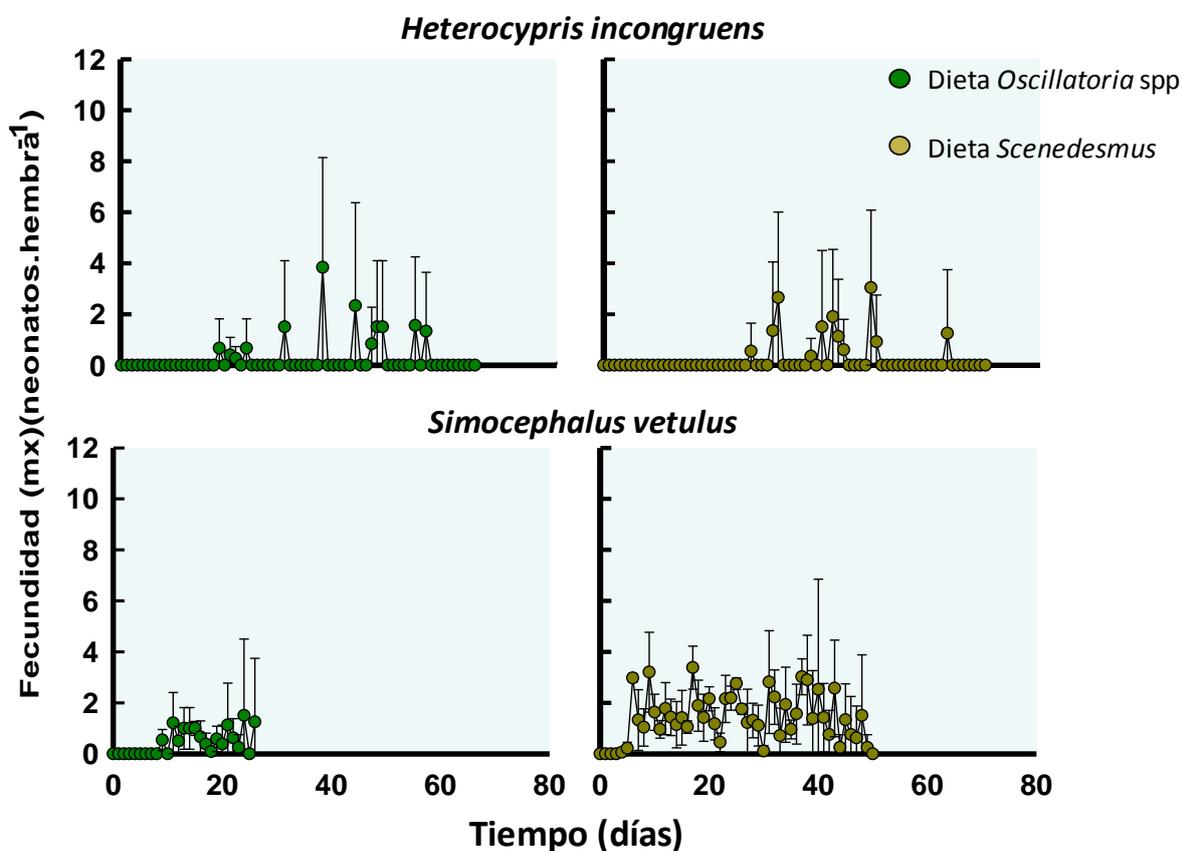


Fig. 4. Índice de fecundidad (mx) de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* comparando los resultados obtenidos de la dieta de *Oscillatoria* spp con la dieta de *Scenedesmus* (ésta ultima evaluada como control)

La esperanza y media de vida de *H. incongruens* no presentó una diferencia significativa al ser expuesto a consumo de las diferentes dietas. Con respecto a los resultados de *S. vetulus*, obtuvo los valores más bajos en todas las variables al consumir la dieta de *Oscillatoria* spp. (Figuras 5, 6 y 7). Su esperanza y media de vida fue mayor al consumir *S. acutus* con aproximadamente 35 días (Figura 5).

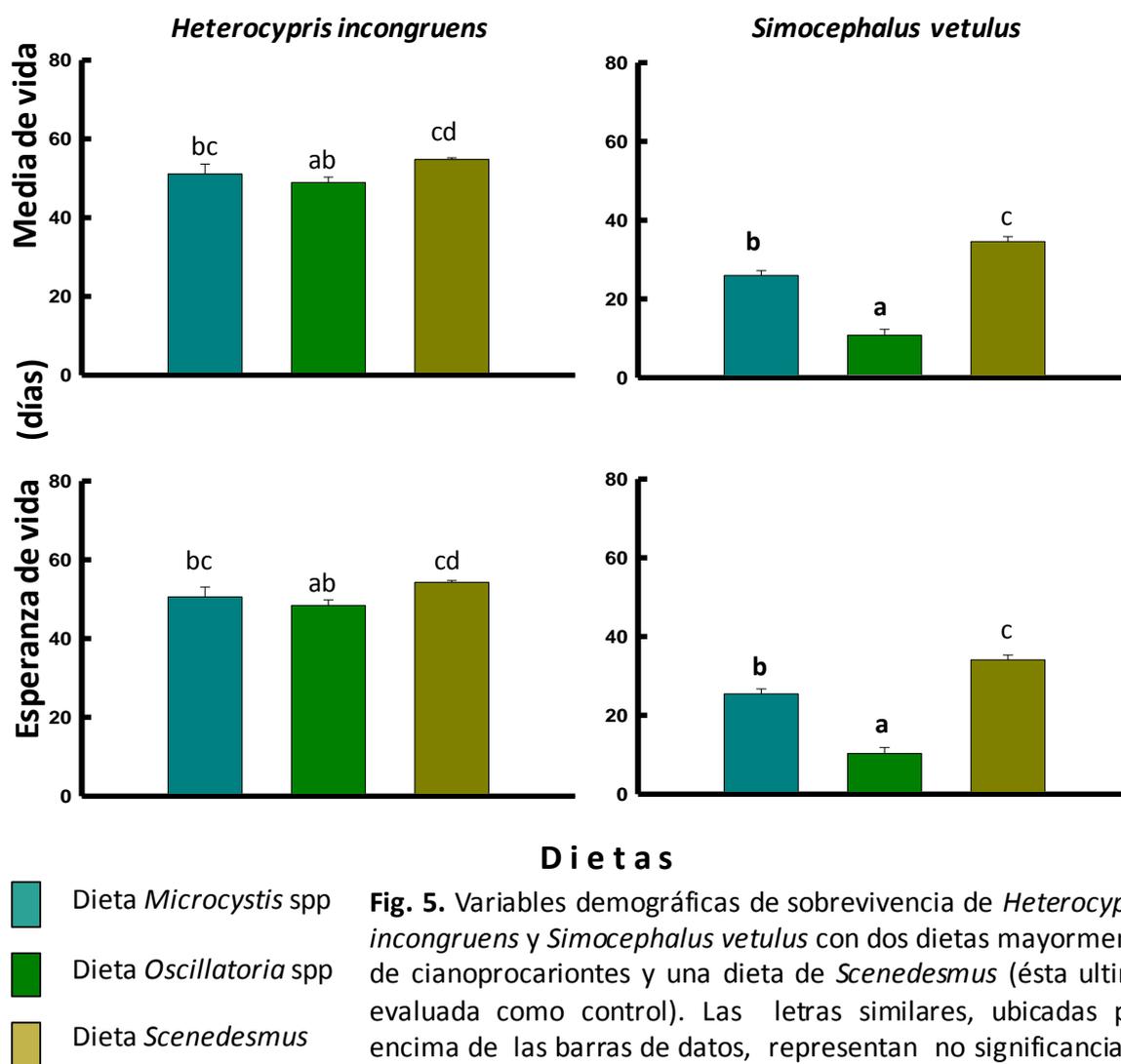


Fig. 5. Variables demográficas de sobrevivencia de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* con dos dietas mayormente de cianoprocariontes y una dieta de *Scenedesmus* (ésta última evaluada como control). Las letras similares, ubicadas por encima de las barras de datos, representan no significancia ($p < 0.05$) y viceversa.

En las variables reproductivas (tasa reproductiva neta y bruta), *H. incongruens* no mostró diferencia una significativa entre dietas (Figura 6). Para *S. vetulus* los resultados indican que, alimentados con las dietas de *S. acutus* y *Microcystis* spp., su tasa reproductiva neta va de 32 a 47 neonatos'hembra⁻¹; y su tasa reproductiva bruta tiene las mismas tendencias en ambas dietas con 70 neonatos'hembra⁻¹ aproximadamente (Figura 6).

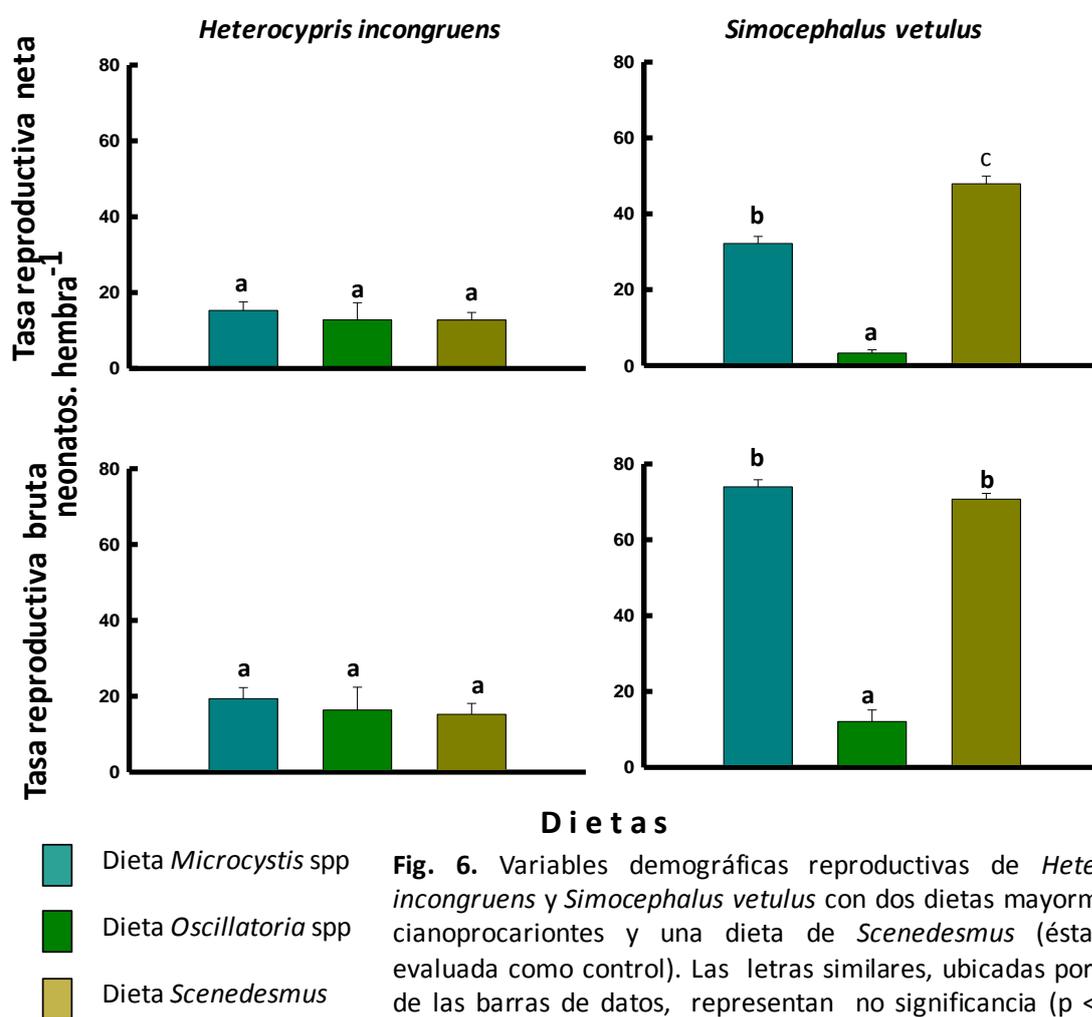
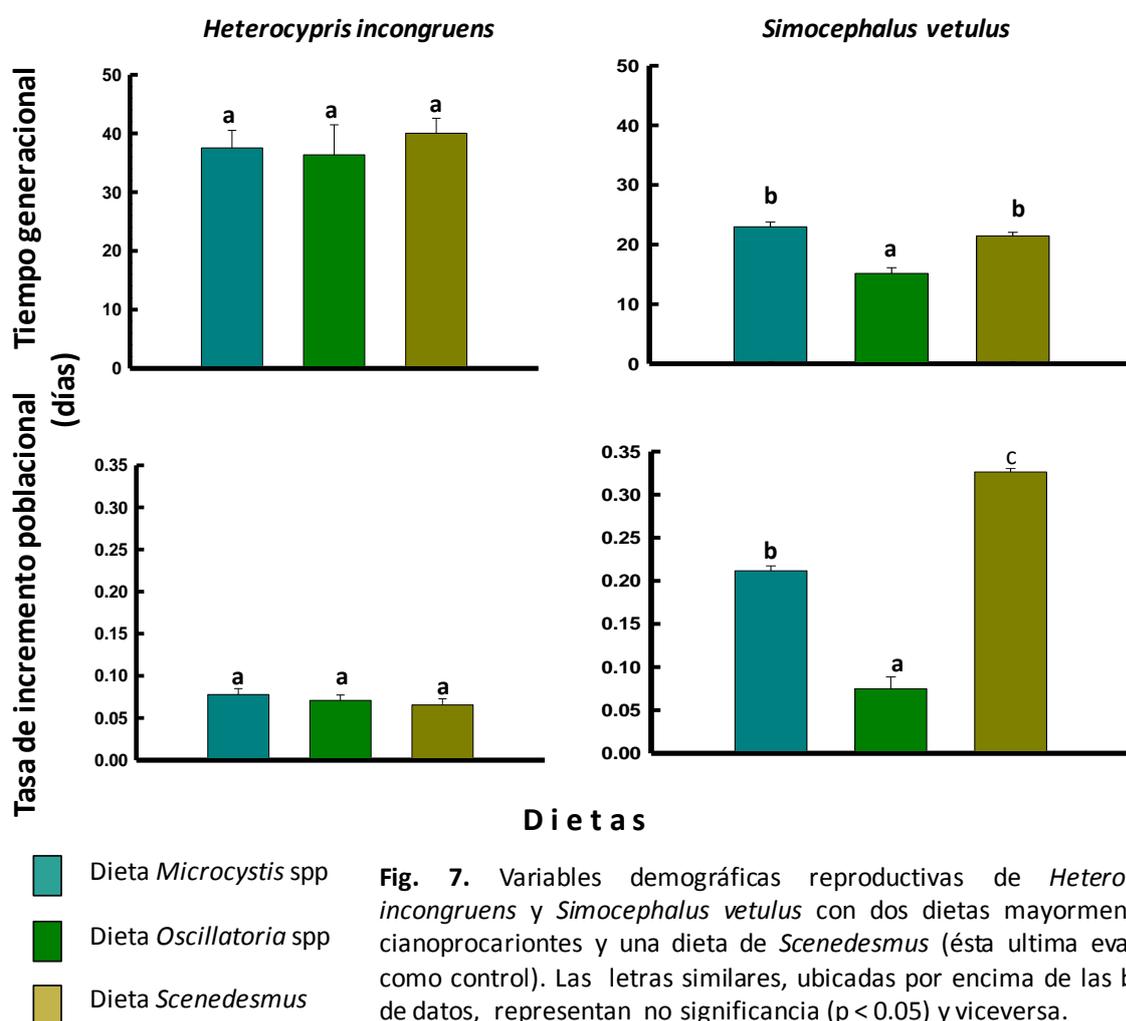


Fig. 6. Variables demográficas reproductivas de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* con dos dietas mayormente de cianoprocariontes y una dieta de *Scenedesmus* (ésta última evaluada como control). Las letras similares, ubicadas por encima de las barras de datos, representan no significancia ($p < 0.05$) y viceversa.

El incremento poblacional “r” del ostrácodo es independiente del consumo de las dietas y va de 0.078 a 0.065 individuos·día⁻¹ (Figura 7). Para el cladócero su tasa de incremento poblacional “r” los valores fueron de 0.08 a 0.32 individuos·día⁻¹ obteniendo los valores más bajos fue alimentado con *Oscillatoria* spp. (Figura 7).



Al analizar los valores obtenidos con el estadístico de ANOVA y el Método Holm-Sidak para cada especie (ver tablas 3 y 4), se obtuvieron datos con una amplia variabilidad, por lo que se asume que no tuvieron una diferencia significativa, ya que presentaron valores de $p > 0.005$. En la tabla 3 se muestran los valores analizados de *S. vetulus*, donde los organismos presentan comportamientos significativamente diferentes al consumir las diferentes dietas.

Tabla 3. Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía. Variables demográficas de *Simocephalus vetulus* con tres diferentes dietas. gl = grados de libertad, p = probabilidad, ns = no significativo y * = significativo.

M = *Microcystis*, O = *Oscillatoria*, S = *Scenedesmus*

Variables	Dietas	gl	p
Media de vida	M O S	2 9	<0.001*
Esperanza de vida	M O S	2 9	<0.001*
Tasa Reproductiva Bruta	M O S	2 9	<0.001*
Tasa Reproductiva Neta	M O S	2 9	<0.001*
Tiempo generacional	M O S	2 9	<0.001*
Incremento poblacional	M O S	2 9	<0.001*

En el caso del ostrácodo *H. incongruens* su comportamiento, en la mayoría de sus variables demográficas, fue similar al alimentarse con las tres dietas. Únicamente se encontraron diferencias significativas cuando fue alimentado con *Oscillatoria* spp. y *S. acutus* en las variables de media y esperanza de vida, con una $p < 0.002$ (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía. Variables demográficas de *Heterocypris incongruens* con tres diferentes dietas. gl = grados de libertad, ns = no significativo y * = significativo.

M = *Microcystis*, *O* = *Oscillatoria* y *S* = *Scenedesmus*

Variables	Dietas	gl	p
Comparación de dos dietas			
Media de vida	OS	1 6	<0.002*
Esperanza de vida	OS	1 6	<0.002*
Comparación de tres dietas			
Tasa Reproductiva bruta	MOS	2 9	0.686 ns
Tasa Reproductiva neta	MOS	2 9	0.725 ns
Tiempo generacional	MOS	2 9	0.699 ns
Incremento poblacional	MOS	2 9	0.432 ns

4.2 Tasas de consumo y Preferencia alimenticia

En referencia a los resultados para las tasas de consumo, *Heterocypris incongruens* presenta su mayor ramoneo en la concentración $0.25 \times 10^6 \text{ cel} \cdot \text{ml}^{-1}$ para las tres dietas, los valores más altos corresponden a la dieta compuesta de *Microcystis* spp. con un consumo de $2.5 \times 10^6 \text{ ind}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (Figura 8). Las curvas muestran patrones de Tipo I (de acuerdo al Modelo de Holling de respuesta funcional).

El mayor consumo del cladócero *Simocephalus vetulus* en las tres dietas corresponde a las concentraciones intermedias ($0.065, 0.125, 0.25 \times 10^6 \text{ cel}\cdot\text{ml}^{-1}$) con valores de $1.5 \times 10^6 \text{ ind}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$; los organismos que tuvieron consumo más bajo fueron los alimentados con la dieta elaborada con *Oscillatoria* spp..

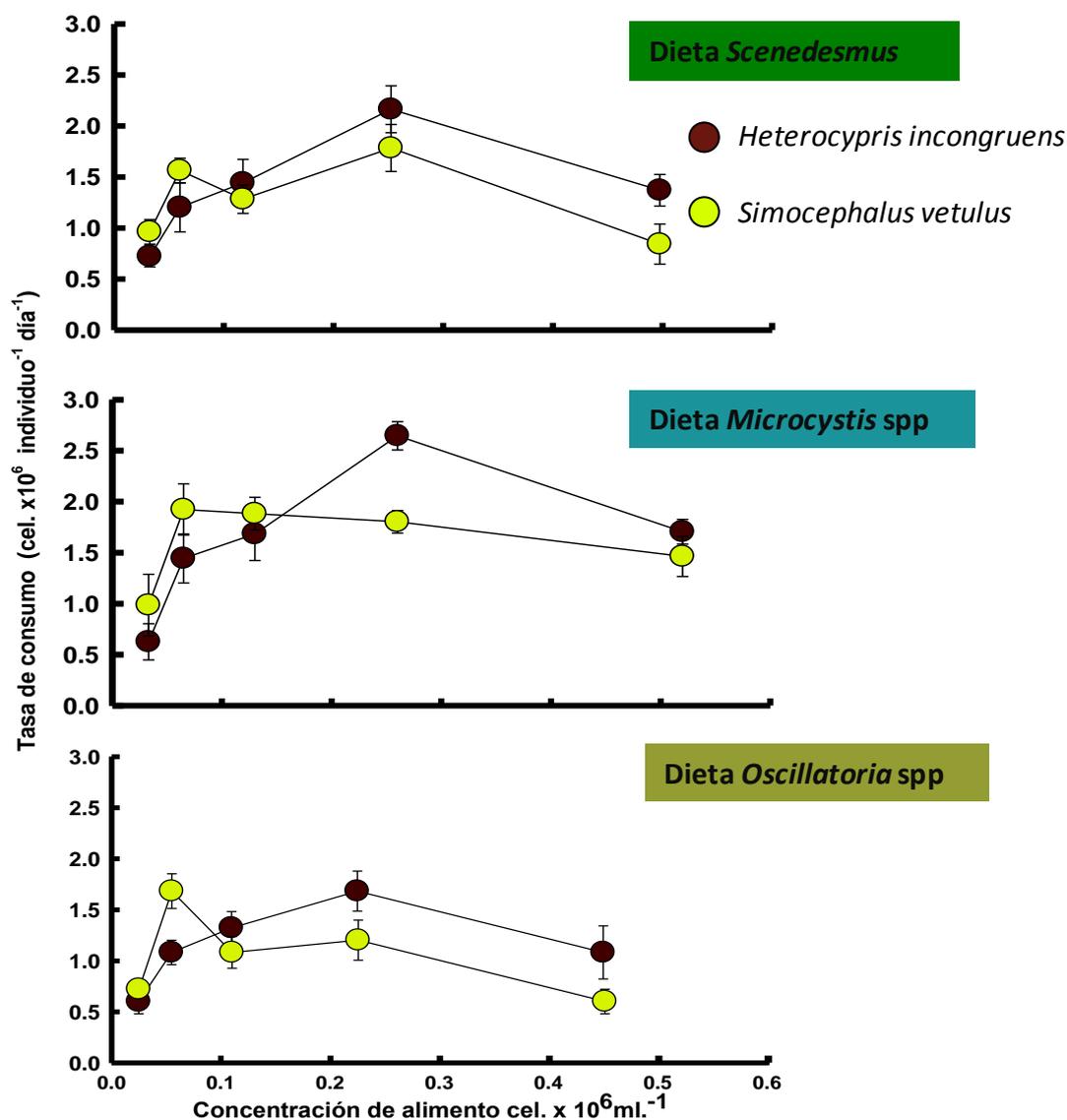


Fig. 8. Tasa de consumo (G) con dos dietas de cianoprocariontes y una de clorofita en cinco concentraciones para *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus*.

Se tomó la concentración $0.25 \times 10^6 \text{ cel}\cdot\text{ml}^{-1}$ para realizar comparaciones de consumo y elaborar estadísticos, por que en dicha concentración fue donde se observaron mayores diferencias al comparar ambas especies y sus respectivos consumos de las dietas. *Oscillatoria* spp. fue la dieta menos consumida por ambas especies. Los resultados se observan en la Figura 9 y en la Tabla 5.

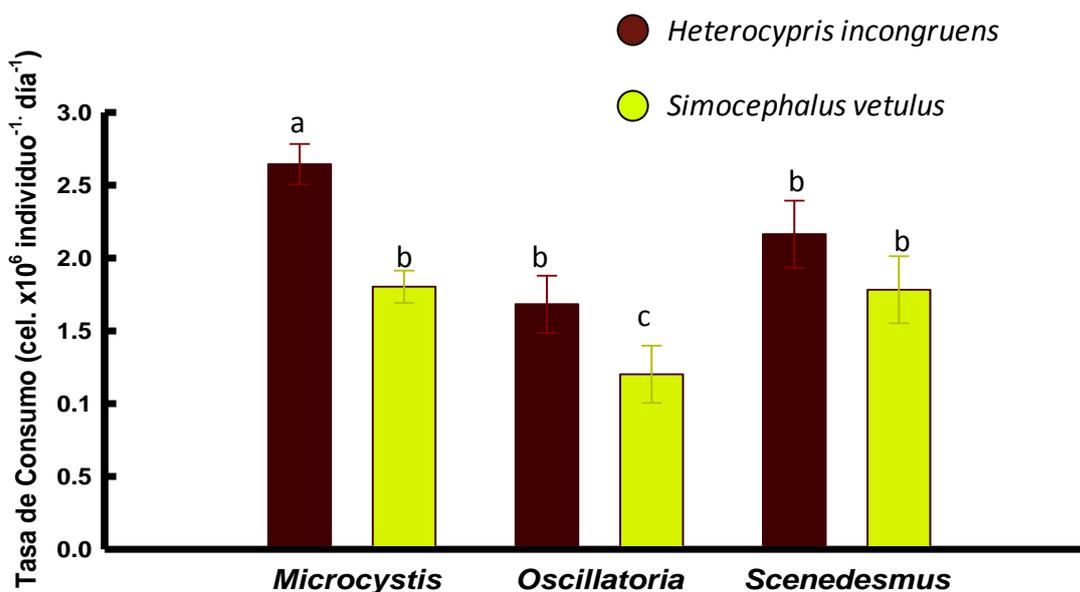


Fig. 9. Comparación de consumo en tres dietas para *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* en una sola concentración. Las letras similares, ubicadas por encima de las barras de datos, representan no significancia ($p < 0.05$) y viceversa.

Tabla 5. Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía. Tasas de Consumo de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* con tres diferentes dietas en la concentración de $0.25 \times 10^6 \text{ cel}\cdot\text{ml}^{-1}$. gl= grados de libertad, p = probabilidad, ns = no significativo y * = significativo.

Dietas	gl	p
<i>Scenedesmus</i>	1	0.144 ns
	6	
<i>Microcystis</i>	1	< 0.004*
	6	
<i>Oscillatoria</i>	1	0.040 ns
	6	

En las pruebas de preferencia alimenticia con fitoplancton de Pista de canotaje, la concentración de alimento proporcionada a los organismos fue aproximadamente de $0.3 \times 10^6 \text{ cel} \cdot \text{ml}^{-1}$, en esta concentración se agregó a *S. acutus* como punto de referencia. Los datos arriba de la línea punteada de la figura 10 indican la preferencia por el alimento; se puede observar que el cladócero consumió proporcionalmente una mayor cantidad *Microcystis* spp. y *S. acutus*. La talla del fitoplancton era diferencial, es decir entre 5 y $20 \cdot \mu\text{m}$ en su mayoría, en menor proporción a tallas mayores de $30 \cdot \mu\text{m}$. Los resultados de *Heterocypris incongruens* muestran que su consumo es independiente del tipo de dieta (Figura 10).

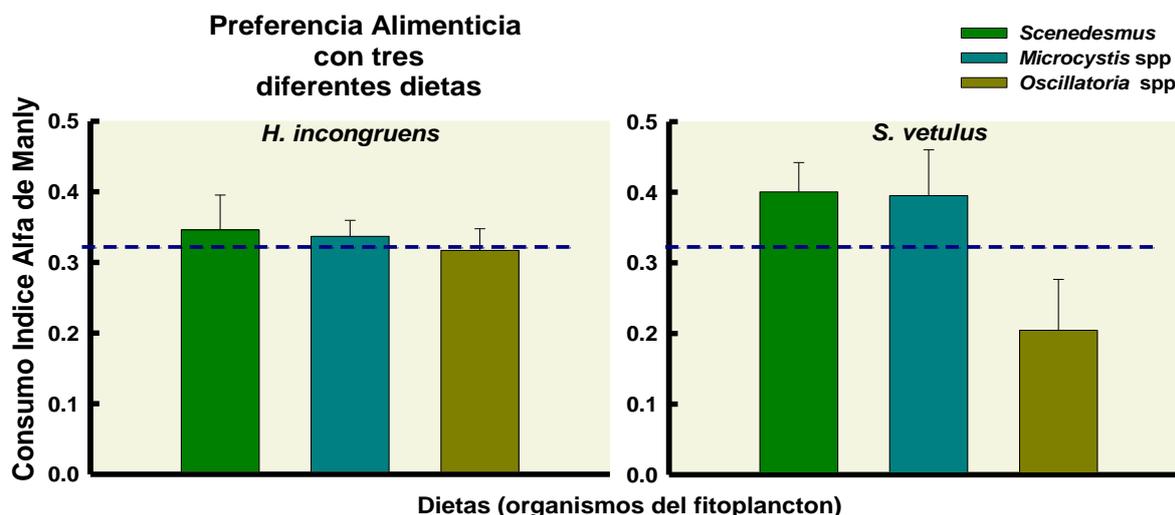


Fig. 10. Preferencia alimenticia del Índice de Alfa de Manly con dos cianoprocariontes y una clorofita en cinco concentraciones para *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus*. Los valores que caen por arriba de la línea punteada muestran preferencia y viceversa .

4.3 Microcosmos

En los experimentos realizados con biomasa algal de Chapultepec, la especie *S. vetulus* tuvo un mayor crecimiento poblacional en el tratamiento con ambas especies, tomando en cuenta que su densidad inicial era de 50 individuos 10 l^{-1} para la mezcla y 100 individuos 10 l^{-1} para el tratamiento con solo cladóceros. *H. incongruens* en ambos tratamientos (mezclado y solo *H. incongruens*) exhibió una mortalidad del 20% (Figura 11). Además, en el caso del ostrácodo, los organismos alimentados con biomasa algal de Chapultepec no se reprodujeron.

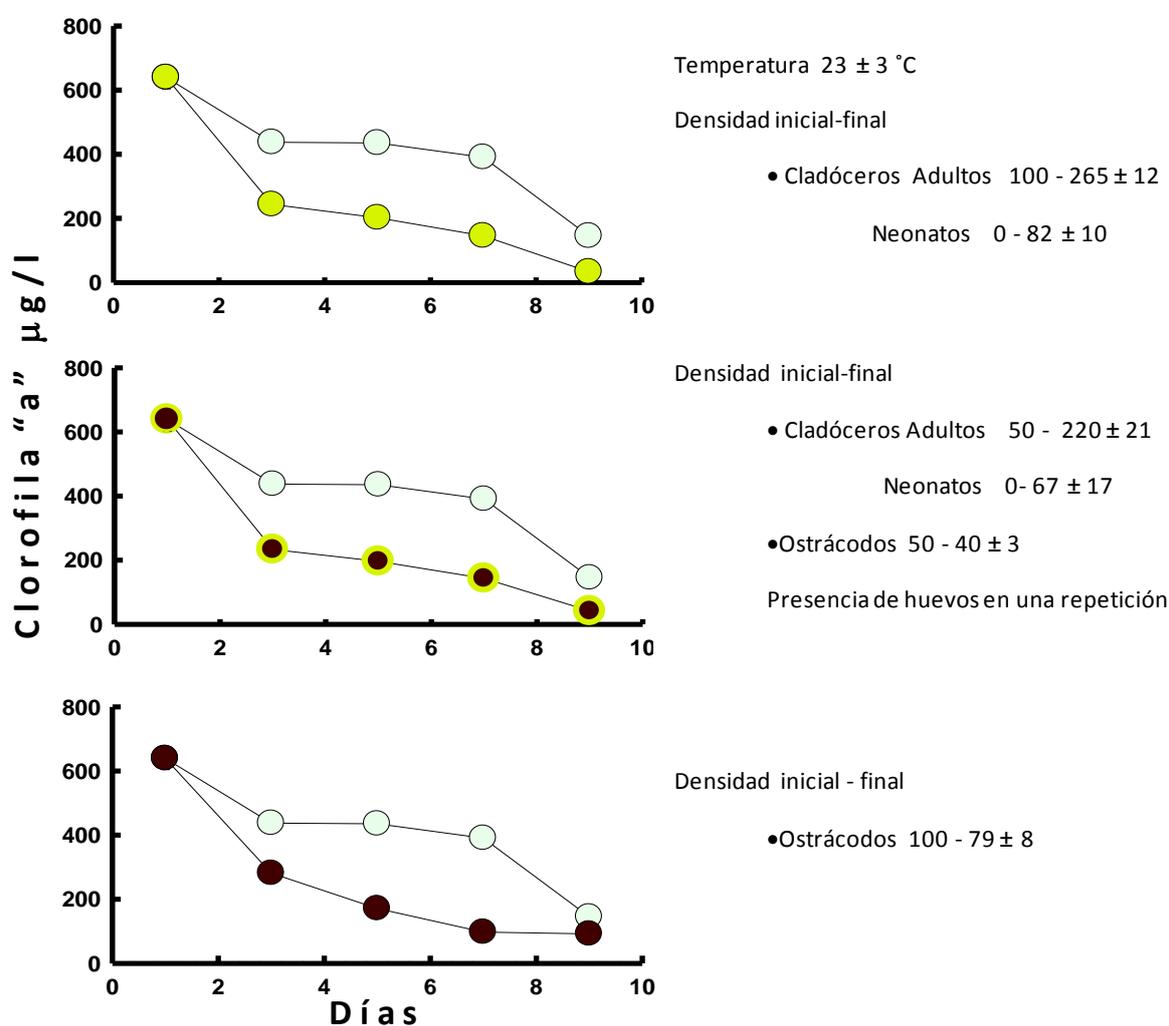


Fig. 11. Disminución de clorofila *a* en tres tratamientos con *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* con biomasa algal de Chapultepec

En el caso de los tratamientos elaborados con biomasa algal de Pista de canotaje, en el caso de *H. incongruens* no presentó mortalidad, además hubo presencia de huevos en los dos tratamientos. El crecimiento poblacional de *S. vetulus* fue nuevamente mayor y superado por el tratamiento mezclado (Figura 12).

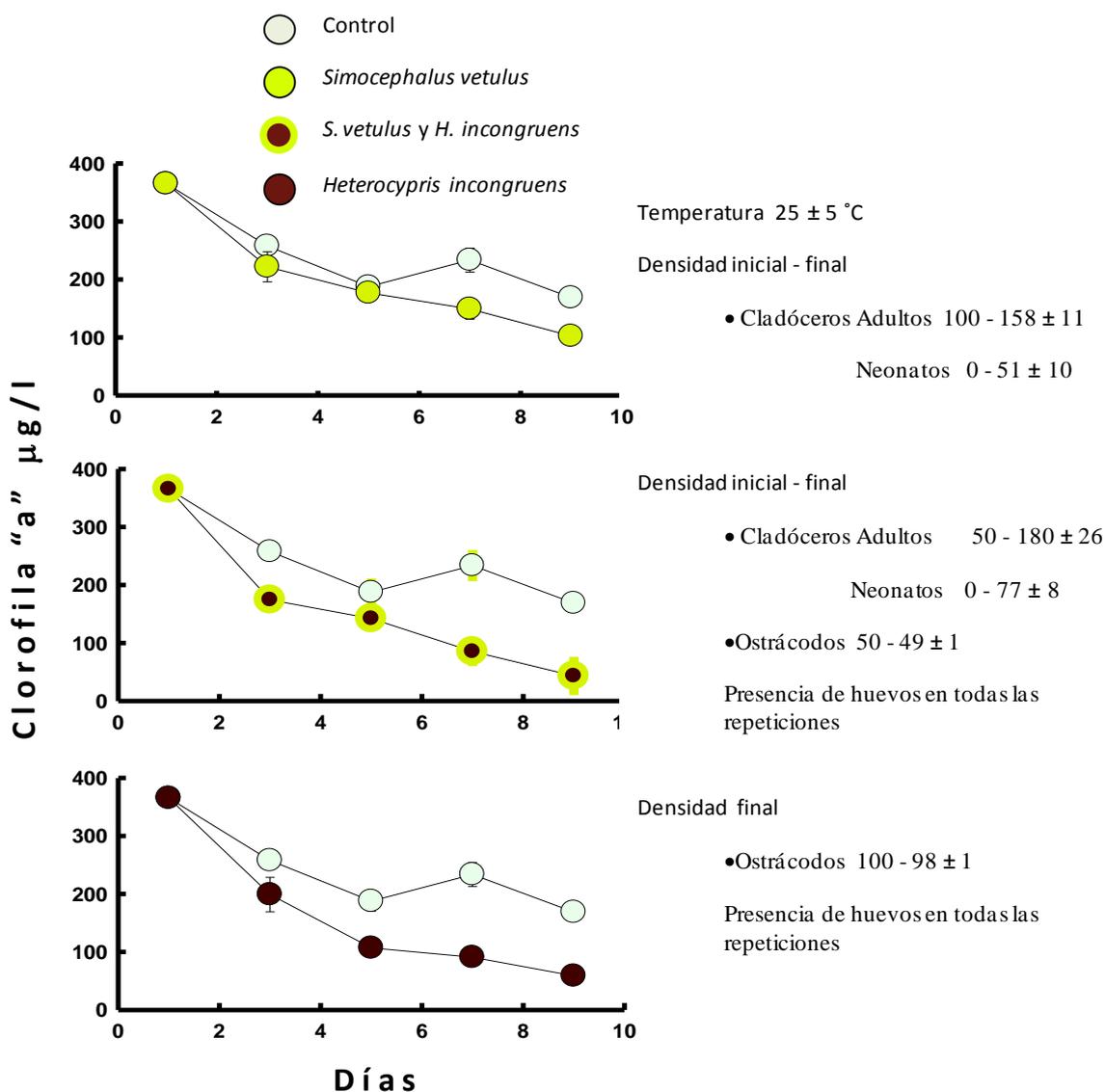


Fig. 12. Disminución de clorofila a en tres tratamientos con *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus* con biomasa algal de Pista de canotaje

Se comparó, teniendo como base el porcentaje de consumo de los valores finales del parámetro medido restando los valores del control y el mismo tratamiento de los dos microcosmos (Figura 13). Se puede observar que, en los tratamientos de una sola especie, tuvieron un comportamiento inverso en su disminución de clorofila *a*. El cladócono mostró mayor eficiencia en el experimento con biomasa algal de Chapultepec y el ostrácodo con la de Pista de canotaje.

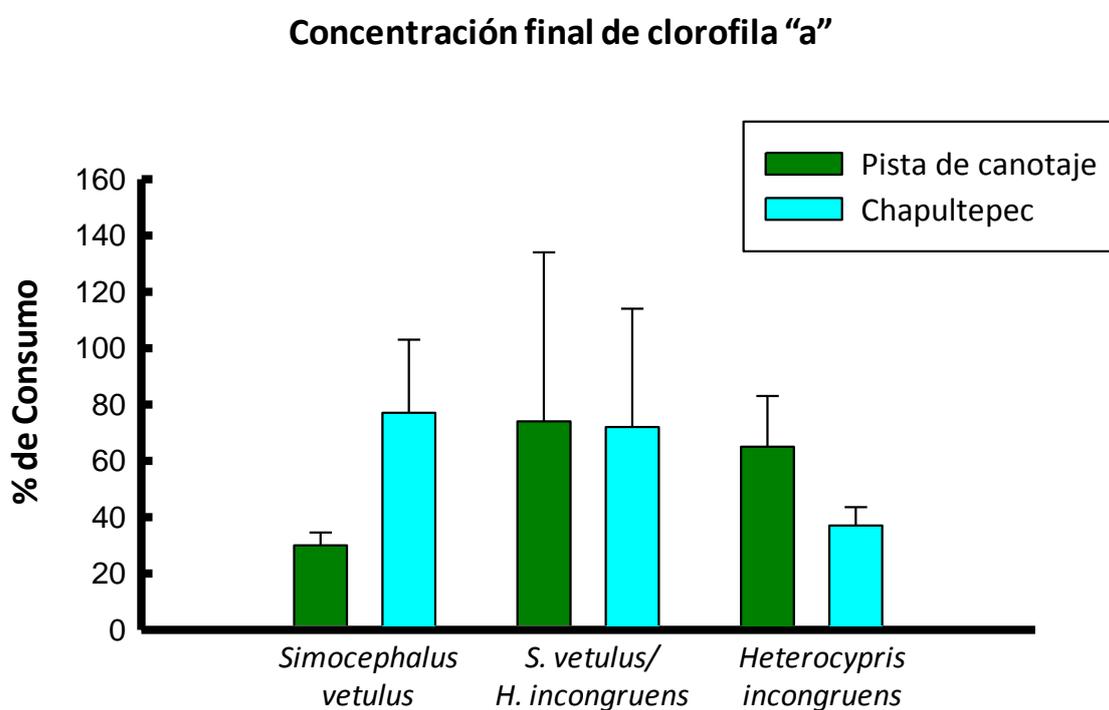


Fig. 13. Comparación de consumo de los tres tratamientos con biomasa algal de dos cuerpos de agua.

Se tomaron los valores promedio donde se manifestó un mayor efecto de disminución de clorofila *a* por parte de los organismos, con la finalidad de exponer las tendencias (Figura 14).

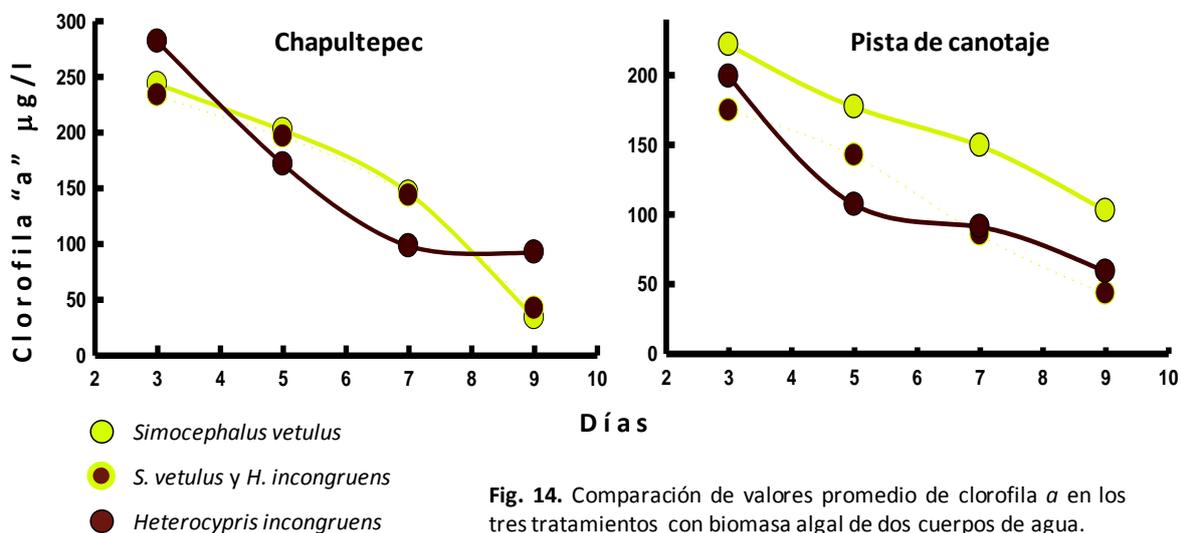


Fig. 14. Comparación de valores promedio de clorofila *a* en los tres tratamientos con biomasa algal de dos cuerpos de agua.

Finalmente se elaboró el estadístico de ANOVA, el cual compara todos los tratamientos por cada experimento: Pista de canotaje y Chapultepec por separado, donde todos los resultados tienen una $p > 0.005$, es decir una similitud en la disminución del parámetro clorofila *a*, por lo que se utilizó Holm-Sidak para comparar los datos y los tratamientos de cada microcosmos.

Los datos mostraron con el segundo estadístico solo diferencia significativa en los tratamientos de una especie (Tabla 6).

Resultados

Tabla 6. Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía y método Holm-Sidak. Comparación de concentración final de clorofila a de los tres tratamientos en dos microcosmos. gl= grados de libertad, p = probabilidad, ns y Ni = no significativo, * y Si = significativo. *Simocephalus vetulus* = Sv, *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens* = Sv/Hi y *Heterocypris incongruens* = Hi

Microcosmos	Tratamientos comparados	gl	p	Holm-Sidak
Pista de canotaje	Sv y Hi	1 4	0.020 ns	Si
	Sv y Sv/Hi	1 4	0.068 ns	No
	Sv/Hi y Hi	1 4	0.853 ns	No
Chapultepec	Sv y Hi	1 4	0.006 ns	Si
	Sv y Sv/Hi	1 4	0.698 ns	No
	Sv/Hi y Hi	1 4	0.054 ns	No

5. Discusión

5.1 Tabla de Vida

Numerosos factores bióticos y abióticos influyen en las características demográficas de cada especie. Para los organismos como los microcrustáceos, en ausencia de depredación, un factor relevante es la dieta proporcionada. Entre los aspectos importantes en una dieta se incluyen su calidad nutricional, su concentración y el tamaño del alimento (Ahlgreen y col., 1990; Weers & Gulati, 1997; Monakov, 2003; Muller-Navarra y col., 2004).

Diversos autores han reportado que una dieta compuesta de cianoprocariontes tiene impactos negativos para los organismos que la consumen (Bernardi & Giussani, 1990; Brooks & Dodson, 1965; Shapiro y col., 1975). Aun cuando esto sucede con frecuencia en la mayoría de los organismos, se cuenta también con una importante cantidad de trabajos como los de Canter y col. (1990), Nandini y col. (2000), Oliver & Ganf (2000) y Hairstón y col. (2001) que afirman que la tolerancia (como la resistencia genética a las toxinas), adaptación (disminución del intestino) y/o consumo de una o varias especies de cianoprocariontes pueda ser desarrolladas, permitiéndoles la permanencia en sistemas eutróficos.

Generalmente las estrategias de vida de los organismos enfocan su eficiencia biológica en la reproducción y sobrevivencia de los individuos o las poblaciones. Por ejemplo, Dumont & Negrea (2002) mencionan que en general los cladóceros se consideran estrategias oportunistas, esencialmente por tener su primera reproducción antes de los diez días de vida. Tal es el caso de *Simocephalus vetulus*, que en las tres dietas fue capaz de lograr reproducirse dentro del intervalo señalado. Roff (2001) considera que éste aspecto tiene una importancia ecológica para la población por influir directamente en la tasa de incremento poblacional "r"; en otras palabras, la generación inicial se

reproducirá antes de 10 días y su descendencia lo hará antes de los próximos 10 días, además cada organismo se reproduce más de una ocasión, por lo que una población de éste tipo (estrategas oportunistas) presentan un traslape de generaciones. El incremento poblacional se ve favorecido por organismos de temprana reproducción, que pueden alcanzar una población densa en periodos cortos. *S. vetulus* muestra, en dos de las dietas proporcionadas (*Scenedesmus acutus* y *Microcystis* spp.), una tasa reproductiva neta y bruta con valores mayores que otros cladóceros de su mismo o menor tamaño (Ferraô-Filho y col., 2000; Nandini & Sarma, 2000; Lemke & Benke, 2003; Pattison y col., 2003).

En contraste, *Heterocypris incongruens* tiene un retardo en su madurez reproductiva (se reproduce alrededor de los 20 días de vida) por lo cual tiene valores de "r" menores en casi una orden de magnitud a los presentes en *S. vetulus*. Por el contrario, su mortandad en las primeras etapas de vida es casi nula, asegurando que el 90% de la población llegó a la madurez. La densidad de los ostrácodos es baja en comparación con la reportada para los cladóceros (< de 10 ind. l⁻¹ según Nagorskaya & Keyser, 2005). Varios autores han documentado la tolerancia ambiental de los ostrácodos que, inclusive, los han encontrado en aguas de deshecho (Cieminski & Flake, 1995; Fernández, 2007, Juárez y col., 2009). Juárez y col. (2009) mencionan que *H. incongruens* es muy tolerante a dietas de baja calidad nutricional. Dicha tolerancia se ve reflejada en los resultados obtenidos, ya que en el caso de las tres dietas no hay ningún efecto adverso en ninguno de los parámetros medidos.

La tolerancia que muestran ambas especies con relación a *Microcystis* spp., y en el caso del ostrácodo también hacia *Oscillatoria* spp., podría deberse a que fueron aislados de cuerpos de agua eutróficos. Oliver & Ganf (2000) sugieren que los cladóceros que coexistan en la naturaleza con *Microcystis* spp. pueden llegar a presentar una mayor tolerancia a la baja calidad nutricional. En el caso de *S. vetulus* alimentado con *Oscillatoria* spp., éste organismo tuvo una mortandad de casi el 50% de su población antes de su primera reproducción. Tomando en cuenta que en la naturaleza se encuentran varios tipos de alimento en un cuerpo de agua, se puede pensar que en una dieta mezclada los efectos adversos se verían disminuidos, como lo reportan varios autores con diferentes organismos (Alva-Martinez y col., 2007; Caviedes, 2007).

Con la finalidad de controlar las densidades de cianoprocariontes se podría combinar estas estrategias. *H. incongruens* muestra una mayor tasa de filtración que *S. vetulus* (Fernández, 2007) y menor impacto negativo en sus características demográficas con las dietas compuestas de cianoprocariontes. *S. vetulus* alcanza altas tasas reproductivas (densas poblaciones en un periodo corto) y su tasa de filtración es consideradamente elevada. Sumando las estrategias de ambos organismos se podría asegurar poblaciones densas en el ambiente. En los cuerpos de agua someros donde no existe una división de epilimnion e hipolimnion, estos organismos podrían abarcar una mayor cantidad de la columna del agua, disminuyendo con mayor eficacia altas densidades de biomasa algal y así mejorar la calidad del agua.

5.2 Tasas de Consumo

La eficacia del consumo de los organismos depende del tamaño, concentración y calidad del alimento. El consumo es inversamente proporcional a la concentración y al tamaño de las algas o alimento disponible (Monakov, 2002). En el caso de las tasas de consumo o ramoneo, el alimento fue sonicado y su tamaño varió de 6 a 50 μm (para las cianoprocariontes el promedio fue de 20 μm). Conde (2004) menciona que los cladóceros pueden consumir algas de 10 a 50 μm , y otros autores amplían el intervalo hasta 90 ó 120 μm (Sorokin, 1968; Lampert, 1981; Holm y col., 1984).

Los hábitos alimenticios de los ostrácodos son diferentes de los cladóceros, que son propiamente filtradores; los ostrácodos son organismos que se consideran en su mayoría omnívoros (Delorme, 2001). Además pueden consumir fragmentos más grandes que su cuerpo. Según los resultados, la eficiencia se ve mayormente afectada por la concentración y tipo de alimento.

En relación con la concentración, los valores de la tasa de consumo caen dentro de lo reportado por Downing & Rigler (1984) para *Daphnia pulex*. En general las dos especies mostraron un mayor consumo en comparación con crustáceos de menor tamaño (Fernández, 2007). Esto va de acuerdo con lo propuesto por Gulati (1990) y Shapiro (1990), que reportan que las especies de cladóceros de mayor talla, como es el caso de la familia Daphnidae, son más eficientes. El ostrácodo logró un mayor consumo en comparación con *S. vetulus*. Grant y colaboradores (1983) reportan que algunas especies de ostrácodos pueden consumir más de 100 μg de peso seco por organismo durante un día en cultivos de cianobacterias. De acuerdo con las estadísticas no hay diferencia significativa en la concentración para ambos organismos (excepto la concentración $0.25 \times 10^6 \text{ cel ml}^{-1}$), aunque en las concentraciones más altas no aumentan su consumo de forma proporcional.

5.3 Preferencia alimenticia

El rechazo de los organismos del zooplancton a consumir cianoprocariontes ha sido una de las causas del éxito de éstas en los cuerpos de agua eutróficos. Se ha propuesto que los organismos de mayor tamaño podrían consumir cianoprocariontes con mayor eficiencia, como sería el caso de *Daphnia magna* y *Daphnia pulex* (Gulati, 1990), aunque también existen argumentos en sentido opuesto. Debido a que la forma de alimentarse es por filtración o ramoneo, los organismos sólo pueden consumir dietas que tengan un intervalo de tamaño menor a ellos. Además, la generación de toxinas por las cianoprocariontes ha favorecido una serie de adaptaciones en los organismos del zooplancton para evitar o disminuir su consumo (Legier-Visser y col., 1986; Fulton y Paerl, 1987a; Vanderploeg y col., 1988; DeMott, 1989a). Se han definido dos tipos de comportamiento con relación a la forma de alimentarse, el generalista y el selectivo. Experimentos como el de preferencia alimenticia nos arrojan datos acerca de éste comportamiento sólo con relación a la dieta suministrada.

El intervalo de tamaño de la dieta suministrada fue de 5 a 200 μm (para las cianoprocariontes el promedio fue de 80 μm y *Scenedesmus acutus* 7 μm). Según los datos, el ostrácodo *H. incongruens* expresó un comportamiento generalista al consumir de forma similar los tres diferentes alimentos; a diferencia de *S. vetulus* que mostró un rechazo hacia *Oscillatoria* spp.. Éste rechazo podría deberse a que *Oscillatoria* spp. alcanzaba la mayor talla de la dieta provista. Fernández (2007) reporta resultados similares con dos cuerpos de agua eutróficos (Pista de canotaje y el embalse Valle de Bravo), donde la dieta de mayor tamaño (*Oscillatoria* sp. y *Fragilaria crotonensis* respectivamente) es la menos consumida por parte de los dos organismos estudiados en éste trabajo. Otros trabajos reportan a *S. vetulus* como consumidor eficiente de cianobacterias como *Anabaena* sp. en concentraciones mayores a las provistas aunque en forma unicelular (Domínguez, 2007; Caviedes, 2007).

De acuerdo con los datos de éste y otros trabajos, *S. vetulus* ha mostrado un rechazo de la dieta de mayor tamaño en relación a la dieta suministrada. Sin embargo, en comparación con otros organismos del zooplancton de talla similar su eficiencia de consumo es mayor (Fernández, 2007). Para *H. incongruens* el tamaño y la concentración no fueron un factor de selectividad en la dieta suministrada.

5.4 Microcosmos

De entre las herramientas utilizadas para evaluar relaciones inter-específicas, como la depredación y competencia, los microcosmos son unidades experimentales que nos permiten eliminar factores bióticos y abióticos presentes en ecosistemas naturales (Lamper y Somer, 2007). El diseño experimental que se utilizó en el presente trabajo no permitió que la duración fuera mayor a 10 días. Sin embargo este tiempo fue suficiente para observar el efecto directo de las especies estudiadas en el consumo de fitoplancton.

Como se ha manifestado en los experimentos anteriores (tabla de vida y consumo), *S. vetulus* muestra un rechazo hacia la cianoprocarionte *Oscillatoria* spp. presente en Pista de canotaje. Según los resultados de los microcosmos con fitoplancton de Pista de canotaje, éste efecto se ve minimizado cuando hay presencia de ostrácodos (en el tratamiento mezclado), donde se obtuvo valores similares de de disminución de clorofila *a* y un mayor crecimiento poblacional del cladóceros. Lo cual nos indica que *H. incongruens* podría brindar algún tipo de ayuda a *S. vetulus*. Éste tipo de relaciones inter-específicas (conocidas como facilitación) se han observado cuando existen condiciones desfavorables, como sería la baja calidad nutricional del alimento (Williams, 1987). Mur y colaboradores (1978) también proponen que la filtración simultánea de organismos del zooplancton y moluscos, con la presencia de macrófitas, causan un efecto mayor en la disminución de la turbidez y biomasa de las cianoprocariontes.

Aunque no se estudió a fondo la presencia de otros organismos (rotíferos, copépodos y protozoarios) además de las especies estudiadas, éstos tuvieron un crecimiento considerable. Se puede resaltar que los organismos de mayor talla únicamente se presentaron en tratamientos con presencia de ostrácodos (copépodos). Además, hubo una mayor diversidad en todos los tratamientos en comparación al control. Si bien no fue uno de los objetivos de éste trabajo, estas observaciones sugieren que si se utilizaran *S. vetulus* y *H. incongruens* podría restablecerse una mayor diversidad de organismos, en cuanto a riqueza específica y diferentes tallas de organismos, como ha sucedido en otros cuerpos de agua donde se aplicó la biomanipulación con diferentes organismos (Shapiro, 1990).

6. Conclusiones

- El ostrácodo *Heterocypris incongruens* no tuvo efectos deletéreos en sus características demográficas al ser alimentado con cianoprocariontes.
- El cladóceros *Simocephalus vetulus* fue severamente dañado en sus variables de sobrevivencia (sobrevivencia, esperanza de vida, media de vida y tiempo generacional) al consumir *Oscillatoria* spp., así como también en su incremento poblacional obteniendo los valores mas bajos (aproximadamente $0.08 \text{ individuos. día}^{-1}$)
- En comparación de *Heterocypris incongruens* y *Simocephalus vetulus*, el ostrácodo tuvo valores menores de incremento poblacional en las diferentes dietas (0.065 a $0.078 \text{ individuos. día}^{-1}$).
- Ambos organismos consumen una mayor cantidad de *Scenedesmus acutus*, *Microcystis* spp. y *Oscillatoria* spp. en concentraciones alrededor de $0.25 \times 10^6 \text{ cel ml}^{-1}$.
- El ostrácodo muestra hábitos generalistas con las dietas suministradas en este trabajo. El cladóceros muestra un rechazo hacia la cianoprocarionte filamentosa *Oscillatoria* spp..
- La capacidad de disminución de clorofila *a* fue mayor con el ostrácodo en proporción a la densidad inicial.

7. Literatura Citada

- Ahlgreen, G., L. Lundstedt, M. Brett & C. Forsberg (1990). Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research* 12: 809-818.
- Alva-Martínez, A. F., S. S. S. Sarma, & S. Nandini (2007). Population dynamics of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* (Rotifera) on mixed diets with *Microcystis aeruginosa* and green algae. *Hidrobiológica* 17 (1 Suplemento): 59-67.
- Anonymous (1985). Methods of measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms. U.S. Environment Protection Agency EPA/600/4'85/013, Washington, DC.
- APHA (American Public Health Association, American Water Works Association & Water Pollution Control Federation) (1994). Standard methods for the examination of water and wastewater; 17th Ed APHA Washington D.C. 1197 pp.
- Azevedo, S.M.F.O. & W. R. Jarvis (1998). Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialyses center in Brazil. *New England J Med.*, 338: 873-878.
- Bogdan, K. G. & J.J. Gilbert (1987). Quantitative comparison of food niches in some freshwater zooplankton. A multi-tracer-cell approach. *Oecologia (Berlin)* 72:331-340.
- Brooks, J.L & S. J. Dodson (1995). Predation, body size, and composition of plankton. *Science*. 150: 28-35.
- Canter, H. M., S. I. Heaney & J. W. G. Lund (1990). The Ecological Significance of Grazing on Planktonic Populations of Cyanobacteria by the Ciliate *Nassula*. *New Phytologist*.114: 247-263.
- Caviedes, S. (2007). Dinámica poblacional de tres especies de cladóceros (*Daphnia pulex*, *Moina macrocopa* y *Simocephalus vetulus*) utilizando una cianobacteria (*Anabaena* sp) y una alga verde (*Scenedesmus acutus*) como alimento. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala UNAM 50 pp.
- Chorus, I. & J. Bartram (1999). Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management. Published on behalf of WHO by E & FN Spon /Chapman & Hall, London, 416 pp.
- CONAGUA: Estadísticas del agua en México, Edición 2007, p. 120.
- De Bernardi, R. & G. Giussani (1990). Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200/201: 29-41.

- De la Lanza-Espinosa, G. & J.L. Garcia-Calderon (editors) (2002). Lagos y presas de México. AGT Editor, Mexico City, México.
- Delorme, L.D. (2001). Ostracoda. Pag 811-840 In: J. H. Thorp & A. P. Covich (editors) Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates Second Edition. Academic Press, London.
- De Meester, L. (1994). Life histories and habitat selection in *Daphnia*: divergent life histories of *D. magna* clones differing in phototactic behaviour. *Oecologia* 97: 333–341.
- DeMott, W. R. (1982). Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*. 27: 518-527.
- DeMott, W. R. (1982). The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. *Oecologia (Berlin)* 69 :334-340.
- DeMott, W. R. (1989a). Optimal foraging theory as a predictor of chemically mediated food selection by suspension feeding copepods. *Limnology and Oceanography* 34:140-154.
- DeMott, W. R., (1999). Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and green alga. *Freshwater Biology*. 42: 263-274.
- Dodson, S.I. & D. G. Frey (2001). Cladocera and other branchiopoda. Pag 850–914 In: Thorp JH, Covich AP (eds) Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, London,
- Domínguez, 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. Postgrado en Ciencias Biológicas UNAM 69 pp
- Downing, J. A. & F. H. Rigler (eds) (1984). A Manual for the Methods of Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters, 2nd edn. IBP Handbook 17. Blackwell Scientific Publications, London.
- Dumont, H. J. (1994). On the diversity of the Cladocera in the tropics. *Hydrobiologia* 272: 27–38.
- Dumont, H. & S. Negrea (2002). Introduction to the Class Branchiopoda. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, Backhuys Publishers, The Netherlands.

- Duncan, N. (1989). Food limitation and body size in the life cycle of planktonic rotifers and cladocerans. *Hydrobiologia* 186/187: 11–28.
- Enríquez-García, C. (2004). Estudio de campo y laboratorio de la dinámica poblacional de los Rotíferos y Cladóceros de la zona litoral del Lago. Huetzalin, Xochimilco. M.Sc. Tesis, UNAM. México
- Ferraõ -Filho, A. S. & S. M. F. O. Azevedo (2003). Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystis aeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical cladocerans. *Aquatic Ecology* 37: 23–35.
- Fernández, R. (2007). Control de la densidad de cianoprocariontes por medio de cinco especies de zooplancton como una herramienta para la Biomanipulación. Tesis de Licenciatura. F.E.S. Iztacala UNAM 73 pp.
- Fernando, C. H. (2002). In Fernando, C. H. (ed.), *Guide to Tropical Freshwater Zooplankton. Identification, Ecology and Impacts on Fisheries*. Backhuys Publishers, The Netherlands: 255–280.
- Flores, B. J. (1997). Estudio sobre los Rotíferos como indicadores de la calidad del agua. Tesis de Licenciatura. FES-Iztacala. UNAM. 99 pp
- Fogg, G.E., W.D.P. Stewart, P. Fay & E. Walsby. (1973). *The blue-green algae*. Academic Press. 437 pp.
- Forsberg, C., S. Ryding, A. Claesson & A. Forsberg (1978). Water chemical analyses and/or algal assay?. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 21:352-363.
- Fulton, R. S., and H. W. Paerl. (1987a). Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal *Microcystis aeruginosa* blooms. *Limnology and Oceanography* 32:634-644.
- Fulton III, R. S. & M. W. Pearl (1988). Effects of blue-green algae *Microcystis aeruginosa* on zooplankton competitive relations. *Oecologia*. Berlin. 76: 383-389.
- Futumaya, D. J. (1983). Evolutionary interactions among herbivorous insects and plants. 207-231 p. in D.J. Futumaya and M. Slatkin, (editors) *Coevolution*. Sinauer, Sunderland. USA.
- Gilbert, J. J. (1994). Susceptibility of planktonic rotifers to a toxic strain of *Anabaena flos-aquae*. *Limnology and Oceanography*. 39: 1286-1297.

- Gilbert, J. J. & M. W. Durand (1990). Effect of *Anabaena flos-aquae* on the abilities of *Daphnia* and *Keratella* to feed and reproduction on unicellular algae. *Freshwater Biology* 24: 577-596.
- Gliwicz, Z. M. (1980). Filtering rates, food size selection, and feeding rates in cladocerans – another aspect of interspecific competition in filter-feeding zooplankton. 282-291 p. in W. C. Kerfoot, editor. *Evolution and ecology of zooplankton communities*. University Press of New England, Hanover. New Hampshire. USA.
- Gliwicz, Z. M. (1990). Food thresholds and body size in cladocerans. *Nature* 343: 638–640.
- Grant, I. F. & Alexander, M. (1981). Grazing of blue-green algae (Cyanobacteria) in flooded soil by *Cypris* sp. (Ostracoda). *Soil Science Society of America Journal*. 45: 773-777.
- Gophen, M. (1990). Biomanipulation: retrospective and future development. *Hydrobiologia* 200/201: 1-12.
- Gulati, R. (1990). Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. *Hydrobiologia* 200/201: 99-118.
- Guzmán, A. M. & E. N. Merino (1990). Diagnostico de la problemática de Contaminación del Lago del estado de Jalisco. Sría. Des. Urb; Ecol., Del. Jal. Inst. Limnol., Univ. Guadalajara., Guadalajara, 62 pp.
- Hairston Jr., N. G., C. L. Holmeier, W. Lampert, L. J. Weider, D. M. Post, J. M. Fischer, C. E. Cáceres, J. A. Fox & U. Gaedke (2001). Natural selection for grazer resistance to toxic cyanobacteria: evolution of phenotypic plasticity? *Evolution* 55(11): 2203-2214.
- Hanazato, T., T. Iwakuma & H. Hayashi (1990). Impact of whitefish on an enclosure ecosystem in a shallow eutrophic lake: selective feeding of fish and predation effects on the zooplankton communities. *Hydrobiologia*. 200/201: 129-140.
- Harper, D., (1992). *Eutrophication of Freshwaters*. London, England , Chapman & Hall. pp 327
- Holm, N. P. & J. Shapiro (1984). An examination of lipid reserves & the nutritional status of *Daphnia pulex* fed *Aphanizomenon flos-aquae*. *Limnol. Oceanogr.* 29: 1137-1140.
- Jang, M. H., K. Ha, G. J. Joo & N. Takamura (2003). Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. *Freshwater Biology*. 48: 1540-1550.
- Jeffrey, S.W. & G. F. Humphrey (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz*. Vol 167. 191-194.

- Jeppesen, E. (1998). The ecology of shallow lakes, trophic interactions in the pelagial. D.Sc. Thesis Doctorate, NERI Tech. Report no. 247, Silkeborg, Denmark, 420 pp.
- Kagami, M., T. Toshida, B. T. Gurung & J. Urabe (2002). Direct and indirect effects of zooplankton on algal composition in in situ grazing experiments. *Oecologia* 133: 356-363
- Kerfoot, W. C. & A. Sih (eds) (1987). Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities. University Press of New England, Hanover, N. H. USA.
- Kirk, K.L. (1991 a). Inorganic particles alter competition in grazing plankton: the role of selective feeding. *Ecology* 72: 915-923.
- Kirk, K. L., & J. J. Gilbert (1990). Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology* 71: 1741-1755.
- Komárek, J. & L. J. Komárkova (2002). Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central México. *Preslia Praha*, 74: 207-233.
- Kořinec, V. (2002). Cladocera. In: Fernando CH (editor). Guide to tropical freshwater zooplankton. Identification, ecology and impacts on fisheries. Backhuys Publishers, The Netherlands, 69–97 pp.
- Krebs, C. J. (1985). Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance, 3rd edn. Harper and Row, New York
- Lampert, W. (1981). Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66: 285-298
- Lampert, W. (1987). Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Freshwater and Marine Research*, 21:483-490.
- Lemke, A. M. & A. C. Benke (2003). Growth and reproduction of three cladoceran species from a small wetland in the south-eastern USA. *Freshwater Biology* 48: 589–603.
- Lewis, W. M. J. (1996). Tropical lakes: how latitude makes a difference. *Perspectives in Tropical limnology*. Schiemer F. & Boland K. T. (eds) 43-64
- Lürling, M. & E. Van Donk (1997). Life history consequences for *Daphnia pulex* feeding on nutrient-limited phytoplankton. *Freshw Biol* 38:693–709.

- Lynch, M. (1980). *Aphanizomenon* blooms: alternate control and cultivation by *Daphnia pulex* in W. C. Kerfoot (ed), Evolution and ecology of zooplankton communities. University Press of New England. Hanover. USA. : 229-304.
- 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.
- Margalef, R. (1983). Limnología. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- McKenzie, K. G. (1971). Entomostraca of Aldabra, with Special Reference to the Genus *Heterocypris*(Crustacea, Ostracoda). The Royal Society. Biological Science. 260/836: 257-297.
- Monakov, A. V. (2003). Feeding of Freshwater Invertebrates. Kenobi Productions, Ghent, Belgium: 373 pp.
- Monakov, A. V. & I. Sorokin (1961). Quantitative data on the feeding of *Daphnia* . Tr. Inst. Biol. Vodokhran. Russia. 4/7: 251-261.
- Müller-Navarra, D. C., M. T. Brett, S. Park, S. Chandra, A. P. Ballantyne, E. Zorita & C. R. Goldman (2004). Unsaturated fatty acid content in seston and tropho-dynamic coupling in lakes. Nature. 427: 68-72.
- Mur, L. R., H. J. Gons & L. Van Liere (1978). Competition of the green algae *Scenedesmus* and the blue-green algae *Oscillatoria*. Mitt. Int. Ver. Limnol. 21: 473-479.
- Nagorskaya, L. & D. Keyser (2005). Habitat diversity and ostracod distribution patterns in Belarus. Hydrobiologia, 538: 167-178.
- Nandini, S. & S. S. S. Sarma (2002). Competition between *Moina macrocopa* and *Ceriodaphnia dubia*: a life table demography study. International Review of Hydrobiology 87: 85–95.
- Nandini, S., S. S. S. Sarma & G. P. Ramírez (2000). Life table demography and population growth of *Daphnia laevis* (Cladocera, anomopoda) under different densities of *Chlorella vulgaris* and *Microcystis aeruginosa*. Crustaceana 73(10): 1273-1286.
- Nandini, S. & T.R. Rao (1998). Somatic and population growth in selected cladoceran and rotifer species offered the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* as food. Aquatic Ecology 31: 283-298.

- NRA (National River Authority). (1990). Toxic blue-green algae. Water Quality Series Nº 2. Pearson, M.J. (Comp.). Informe del grupo de trabajo sobre Algas Tóxicas. National River Authority, U.K.
- Ortega, M. M., J. L. Godínez, G. Garduño-Solorzano & M. G. Oliva (1995). Ficología de México: algas continentales. México, AGT Editor, 1-221.
- Oliver, R. L. & G. G. Ganf (2000). Freshwater blooms. In: B. A. Whitton & M. Potts (editors.), The ecology of cyanobacteria: their diversity in space: 149-194.
- Olofsson, J. A. Jr. (1980). The role of microlayers in controlling phytoplankton productivity. In: J. Barica y L.R. Mur (eds.): Hypertrophic ecosystems. W. Junk, Publ., La Haya, p. 83-93.
- Paerl, H.W. (1988). Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnology and Oceanography*, 33(4):823-847.
- Pattinson, K. R., J. E. Havel, R. G. Rhodes (2003). Invasibility of a reservoir to exotic *Daphnia lumholtzi*: experimental assessment of diet selection and life history responses to cyanobacteria. *Freshwater Biology* 48: 233–246.
- Pavón-Meza, E. L. (1993). Desarrollo de una técnica de cultivo para la producción masiva del rotífero *Brachionus calyciflorus*. Tesis para obtener el título de biólogo UNAM ENEP Iztacala Los reyes Iztacala Edo. Mex. Nov. 1993.
- Peters H. R. (1984). Methods for the study of feeding, grazing and assimilation by zooplankton. In: A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwater. Downing J. A. and Rigler F. H. (eds). Blackwell Scientific Publications, Great Britain. 334-412.
- Pick, F.R. & D.R.S. Lean (1987). The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in eutrophic lakes. *New Zealand Journal of Freshwater and Marine Research*, 21: 425-434.
- Porter, K. G. (1977). The plant-animal interface in freshwater ecosystem. *Am. Sci.* 65: 159-70.
- Ramírez, G., P. S. Nandini, S. S. S. Sarma, E. Robles, I. Cuesta & D. Hurtado. (2002). Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (México). *Hydrobiologia*. 467: 99–108, 2002.

- Reinikainen, M., Lindvall, F., Meriluoto, J. A. O., Repta, S., Sivonen, K., Spoof, L. & Wahlsten, M. (2002). Effects of dissolved cyanobacterial toxins on the survival and egg hatching of estuarine calanoid copepods. *Marine Biology*. 140: 577-583.
- Reynolds, C.S., R.L. Olivier y A.E. Walsby (1987). Cyanobacterial dominance: the role of buoyance regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Freshwater and Marine Research*, 21:379-390.
- Reynolds, C. S. (1991). Toxic blue-green algae: the "problem" in perspective. *Freshwater Forum* 1(1):29-38.
- Roff, D. A. (2001). Age and size at maturity. In Fox, C. W., Roff, D. A. & Fairbairn, D.J. (eds), *Evolutionary Ecology. Concepts and Case Studies*. Oxford University Press, New York: 99–127.
- Salvadores, B. L. (1980). Estudio de la biología y aspectos poblacionales de la tilapia (*Sarotherodon aureus* Steindachner, 1864) (Pisces: Cichlidae) en la presa "Vicente Guerrero", Gro. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Salvadores, B.L. & M. Guzmán (1983). Contenido estomacal de la tilapia *Sarotherodon aureus* Steindachner, en la presa "Vicente Guerrero", Gro. México. *Biotica* 8: 59-70.
- SARH (1981). Estudio Limnológico del Lago de Chapala. (Resumen del Estudio). Sría. Rec. Hidrául., SubSría. Plan., Inst. Ing., Univ. Nal. Autón. México. México. 43 pp.
- Sarma S.S.S, S. Nandini, R. D. Gulati (2005). Life history strategies of cladocerans: comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia* 542:315–333.
- SEMARNAP (1995). Estadísticas de la Producción Pesquera en México. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales & Pesca. México. 150 pp.
- Shapiro, J. (1990). Biomanipulation: the next phase – making it stable. *Hydrobiologia* 200/201: 13 – 27.
- Shapiro, J., V. Lamarra & M. Lynch (1975). Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: P. L. Brezonik and J. L. Fox (eds). *Proceedings of a Symposium of Water Quality Management through Biological Control*. Univ. Fla. Gainesville. 85-69
- Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen (1993). Alternative equilibria in shallow lakes: Trends in Ecology & Evolution. 8:8, 275-279 pp.
- Sigma Plot Version 11 Product moment the Pearson

- Skulberg, O. M., G. A. Codd & W. W. Carmichael (1984). Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem. *Ambio*, 11 (4):244-247.
- Skulberg, O. M., W.W. Carmichael, G.A. Codd & R. Skulberg (1993). Taxonomy of toxic Cyanophyceae (Cyanobacteria). En: *Algal toxins in seafood and drinking water*. Academic Press, p.145-164.
- Smith, V.H., E. Willin & B. Karlsson (1987). Predicting the summer peak biomass of four species of blue-green algae (Cyanophyta/Cyanobacteria) in Swedish lakes. *Water Research Bulletin*, 23, 397-402.
- Sladeczek V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201.
- Sorokin, Y. I. (1968). The use of ^{14}C in the study of nutrition of aquatic animal. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 16: 41 pp.
- Suess, M.J. (1981). Health aspects of Eutrophication. *Water Quality Bulletin*, 6(3): 63-64.
- Tavera, R. L. (1996). Phytoplankton of the tropical Lake Catemaco. Ph. D. Thesis. Faculty of Biological Sciences. Univ. of South Bohemia. Czech Republic. 63 pp.
- Taylor, D. J., P. D. N. Hebert & J. K. Colbourne (1996). Phylogenetics and evolution of the *Daphnia longispina* group (Crustacea) based on 12S rDNA sequence and allozyme variation. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 5: 495–510.
- Torres-Orózcó Bermeo, R. E. & A. Pérez-Rojas (2002). El Lago de Catemaco. En: De la Lanza-Espino, G. y J. L. García-Calderón. (Comps.). *Lagos y Presas de México*. AGT Editor, S. A. México. pp: 213-251
- Valdespino, P. M. (2008). Evaluación del metabolismo comunitario (producción bruta, respiración y reproducción neta) mediante la dinámica del oxígeno en el embalse de Valle de Bravo, México. Tesis de Maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM
- Vallentyne, J. R. (1978). Introducción a la Limnología. Los lagos y el hombre. Omega, Barcelona. 169 pp.
- Van De Veer, B., R.F. VAN Nieuwenhuyze y M. Donze (1993). Accumulation of blue-green algal scums in small harbours and its prevention. *Verhandlungen internationale Vereinigung Limnologie*, 25:610-613.
- Van Donk, E., M. P. Grima, R. D. Gulati & J. P. G. Klein Breteler (1990). Whole-lake food-web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia*. 200/201: 275-289.

- Vanderploeg, H. A., G. A. Paffenhofer & J. R. Liebig. (1988). *Diaptomus* vs. net phytoplankton: effects of algal size and morphology on selectivity of a behaviorally flexible, omnivorous copepod. *Bulletin of Marine Science* 43: 377-394.
- Verver, V. G. J. (2005). Dinámica espacio-temporal de los parámetros físicos y químicos y su relación con la clorofila a en un lago urbano eutrófico. Tesis de Licenciatura. FES-Iztacala. UNAM. 54 pp.
- Viner, W. F. (1989). Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: review and synthesis. *Archiv für Hydrobiologie, beihefte Ergebnisse der Limnologie*. 32:239-254.
- Wacker, A., E. Von Elert & M. D. Bertness (2001). Polyunsaturated fatty acids: evidence for non-substitutable biochemical resources in *Daphnia galeata*. *Ecology* 82: 2507-2520.
- Walker, C.H., S.P. Hopkin, R. M. Sibly & D. B. Peakall (1998). *Principles of Ecotoxicology*. Taylor & Francis. England. 321 pp.
- Walls, M., C. Lauren-Määttä , M. Ketola, P. Otrra-Aho, M. Reinikainen & S. Repka (1997). Phenotypic plasticity of *Daphnia* life history traits: the roles of predation, food level and toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology* 38: 353-364.
- Walsby, A.E. (1988). Buoyancy in relation to the ecology of freshwater phytoplankton. En: F.E. Round (ed.), *Algae and the aquatic environment*. Biopress, Bristol, p. 125-137.
- Weber, A., S. Vesela & S. Repka (2003). The supposed lack of trade-off among *Daphnia galeata* life history traits is explained by increased adult mortality in Chaoborus conditioned treatments. *Hydrobiologia* 491: 273-287.
- Weers, P. M. M. & R. D. Gulati (1997). Effect of the addition of polyunsaturated fatty acids to the diet on the growth and fecundity of *Daphnia galeata*. *Freshwater Biology*. 38: 721-729.
- Wetzel, G. R. (1991). *Limnología*. Ed Omega S.A., Barcelona. 679 pp.
- Williams, D. D. (1987). *The Ecology of Temporary Waters*. Croom Helm. London/Sydney, Timber Press, Oregon.
- Wootton, R. J. (1990). *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman and Hall. Fish and Fisheries Series 1. London. 404 p.

Zambrano, L. (2003). La restauración de ríos y lagos. *Ciencias* 72: 37-44.

Zohary, T. Y. & C. O. Breen (1989). Environmental factors favoring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake. *Hydrobiologia* 178: 179-192.

8.1 Anexo I “Impacto de consumo de cianoprocariontes en la comunidad Zooplanctónica”

La mayor diferencia entre organismos herbívoros terrestres y acuáticos reside en que los terrestres consume presas (plantas) de mayor tamaño que ellos, y los organismos acuáticos son mucho más grandes que sus presas (Kirk & Gilbert, 1992). Como consecuencia los organismos terrestres, por lo general, se alimentan de una o pocas especies siendo así organismos selectivo (Futuyma, 1993). Por el contrario, no se conocen organismos del zooplancton que especialicen su consumo en una o pocas especies del fitoplancton (Kirk & Gilbert, 1992).

Para el zooplancton su comportamiento alimenticio se rige principalmente por el tamaño del alimento, sea éste fitoplancton, bacterias, o detrito (Demott, 1982; Kirk, 1991 a). Siendo así, los organismos del zooplancton de mayor tamaño, - cladóceros como los pertenecientes al género *Daphnia*- pueden consumir un amplio rango de tamaños de alimento (desde unas pocas micras hasta 50 micras) en comparación de cladóceros pequeños y rotíferos. Ante esta situación, especies del fitoplancton, incluyendo algunas cianobacterias, poseen defensas morfológicas en forma de filamentos o colonias. El zooplancton pequeño podrían tener dificultad en ingerir largos filamentos. (Gliwicz, 1980; Gilbert & Durand , 1990), e incluso cladóceros de talla grande no pueden ingerir filamentos muy largos, colonias muy grandes o agregados de filamentos, llamados escamas, formado por algunas cepas de *Aphanizomenon* (Lynch, 1980).

Mas allá de ser difícil de ingerir, las cianoprocariontes filamentosas o coloniales pueden inhibir a los cladóceros causando una reducción en la tasa de colecta o rechazando otros alimentos al expulsar éstos filamentos o colonias (Lampert, 1987; Gilbert & Durand, 1990). Además las toxinas producidas por algunas cianoprocariontes causan una disminución en la sobrevivencia y fecundidad de los organismos que las consumen (Muller-Navarra y col., 2004).

Otros taxas del zooplancton, incluyendo rotíferos, copépodos calanoideos y algunos pequeños cladóceros, tienen patrones de ramoneo selectivos y son capaces de distinguir entre dos tipos de alimentos por su tamaño o sabor (Demott, 1986; Bogdan & Gilbert, 1987). Como consecuencia de la presencia y/o consumo de cianoprocariontes, se da un cambio en la dominancia y composición de los grupos del zooplancton. Los cladóceros de mayor tamaño se ven superados y sustituidos por organismos de menor talla (Kagami y col., 2002).

8.2 Anexo II “Medio de cultivo Bold Basal”

Medio de Cultivo Bold Basal

La preparación del medio se baso en la propuesta de Pavón-Meza (1993):

Compuesto	Cantidad
1) NaNO ₃	250gr L ⁻¹
2) MgSO ₄	75gr L ⁻¹
3) K ₄ HPO ₄	75gr L ⁻¹
4) KH ₂ PO ₄	75gr L ⁻¹
5) NaCl	75gr L ⁻¹
6) EDTA	50gr + 31 gr de KOH L ⁻¹
7) FeSO ₄	4.98gr L ⁻¹ + (1ml 31 gr de H ₂ SO ₄ L ⁻¹)
8) H ₃ BO ₃	1.42gr L ⁻¹
9) CaCl ₂	25gr L ⁻¹
10) Elementos traza:	
ZnSO ₄	8.82gr L ⁻¹
MnCl ₂	1.44gr L ⁻¹
MoO ₃	0.71gr L ⁻¹
CuSO ₄	1.75gr L ⁻¹
Co(NO ₃) ₄	0.49gr L ⁻¹

Para el cultivo de las algas en recipientes de 2L de capacidad (las tapas deben tener 2 perforaciones) es necesario preparar una solución tomando 30mL de cada uno de los

nutrientes antes preparados (pasos del 1 al 10). De aquí se toman 30mL y se transfieren a cada botella.

Agregar 1.8 L de agua destilada a cada botella, posteriormente se adiciona 5 o 10mL de cultivo puro de las algas (*Scenedesmus acutus*), previamente verificado en el microscopio para verificar la no presencia de contaminantes. Aplicado lo anterior se aplica a cada botella 500 ml de bicarbonato de sodio cada dos días. Finalmente se coloca un dispositivo de aireación (tubo de vidrio y manguera) para evitar la sedimentación y manteniéndose en condiciones de luz constante.

8.3 Anexo III “Organismos, cultivos y lugares de colecta”

Fotografías de organismos, cultivos y lugares de colecta



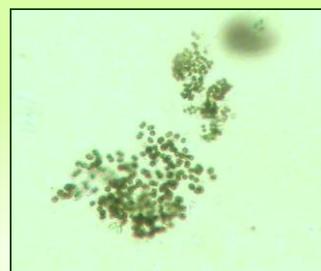
Oscillatoria spp.



Lago Mayor de Chapultepec



Lago Artificial Virgilio Uribe
(Pista de Canotaje)



Microcystis spp.



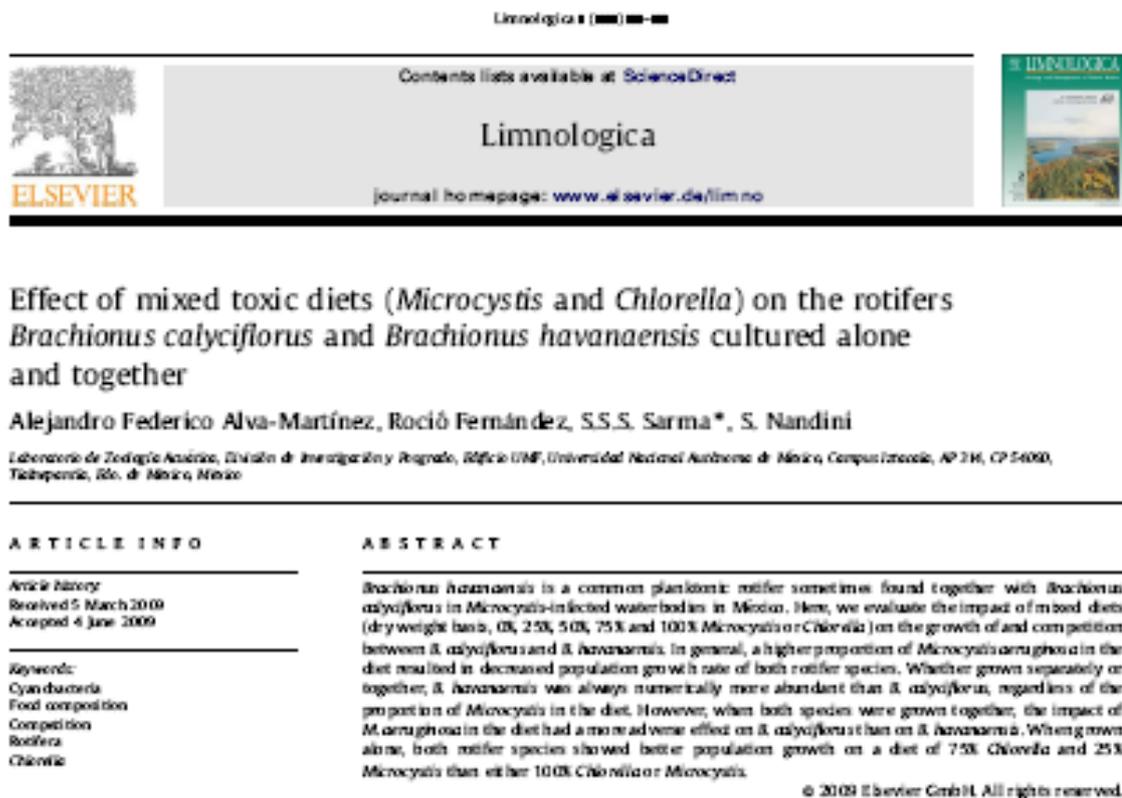
Cultivos masivo
De
*Scenedesmus
acutus*

Cultivos de
*Simocephalus
vetulus*
y
*Heterocypris
incongruens*



Cultivos
de
cianoprocariones

8.4 Anexo IV “Effect of mixed toxic diets (*Microcystis* and *Chlorella*) on the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* cultured alone and together.”



Introduction

Rotifers are subject to competition from other zooplankton, including protozoans and cladocerans (Gilbert 1988). Most planktonic rotifers are herbivores, feeding on algae such as *Chlorella* and *Scenedesmus* (Wallace et al. 2006). In eutrophic waterbodies, instead of green algae, the phytoplankton is often dominated by cyanobacteria (Whitton and Potts 2000). *Microcystis aeruginosa* is a common toxic phytoplankton in both tropical and temperate regions. Exhaustive information is available on the toxic nature, chemical composition and influence of *M. aeruginosa* on rotifers, cladocerans and copepods (Fulton and Paerl 1987; DeMott and Moxter 1991; Smith and Gilbert 1995). *M. aeruginosa* can reduce survival and reproduction of zooplankton (Gustafsson and Hansson 2004), but is often less detrimental to rotifers than cladocerans. Being generalists, cladocerans are capable of ingesting large cyanobacterial colonies or filaments and hence adversely affected. On the other hand, rotifers, due to their small size are incapable of ingesting these cyanobacteria and thus are less affected (Scholten et al. 2005). Certain genera of Rotifera such as *Keratella*, *Polarythra*, *Hemarthra* and *Trichocerca* are frequently found in water bodies with cyanobacterial blooms (Nandini

ABSTRACT

Brachionus havanaensis is a common planktonic rotifer sometimes found together with *Brachionus calyciflorus* in *Microcystis*-infected waterbodies in Mexico. Here, we evaluate the impact of mixed diets (dry weight basis, 0%, 25%, 50%, 75% and 100% *Microcystis* or *Chlorella*) on the growth of and competition between *B. calyciflorus* and *B. havanaensis*. In general, a higher proportion of *Microcystis aeruginosa* in the diet resulted in decreased population growth rate of both rotifer species. Whether grown separately or together, *B. havanaensis* was always numerically more abundant than *B. calyciflorus*, regardless of the proportion of *Microcystis* in the diet. However, when both species were grown together, the impact of *M. aeruginosa* in the diet had a more adverse effect on *B. calyciflorus* than on *B. havanaensis*. When grown alone, both rotifer species showed better population growth on a diet of 75% *Chlorella* and 25% *Microcystis* than either 100% *Chlorella* or *Microcystis*.

© 2009 Elsevier GmbH. All rights reserved.

* Corresponding author.

E-mail address: sarma@evolucionamex.com (S.S.S. Sarma).

0075-9511/\$ - see front matter © 2009 Elsevier GmbH. All rights reserved.
doi:10.1016/j.limnol.2009.06.002

Please cite this article as: Alva-Martínez, A.F., et al., Effect of mixed toxic diets (*Microcystis* and *Chlorella*) on the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* cultured alone and together, *Limnologia* (2009), doi:10.1016/j.limnol.2009.06.002

Material and methods

B. calyciflorus and *B. havanaensis* were isolated from the main canal of Lake Xochimilco and a nearby waterbody (the channel Virgilio Uribe, Mexico City, Mexico). Clonal populations of both were separately established using the single-celled green alga *Chlorella vulgaris* as the diet. Experiments were conducted with populations established at least 6 months prior to their use in tests.

We collected *M. aeruginosa* from Virgilio Uribe every alternate day by filtering through 500 μm mesh size, and allowed it to float in the laboratory overnight. The cyanobacterial concentrate was then filtered through 50 μm to remove smaller organisms such as ciliates. *M. aeruginosa*, which was mostly in colonial (spherical)

form, was subjected to ultrasonication to obtain a single-celled stage (Alva-Martínez et al. 2004). This was filtered through 15 μm to remove large clumps. The density of single-celled *M. aeruginosa* was estimated using a haemocytometer.

C. vulgaris (Strain CL-V-3, CICESE, Ensenada, Mexico) was mass cultured in 2 l transparent bottles using Bold's basal medium (Borowitzka and Borowitzka 1988). Log-phase alga was harvested, centrifuged at 4000 rpm for 5 min, rinsed and re-suspended in

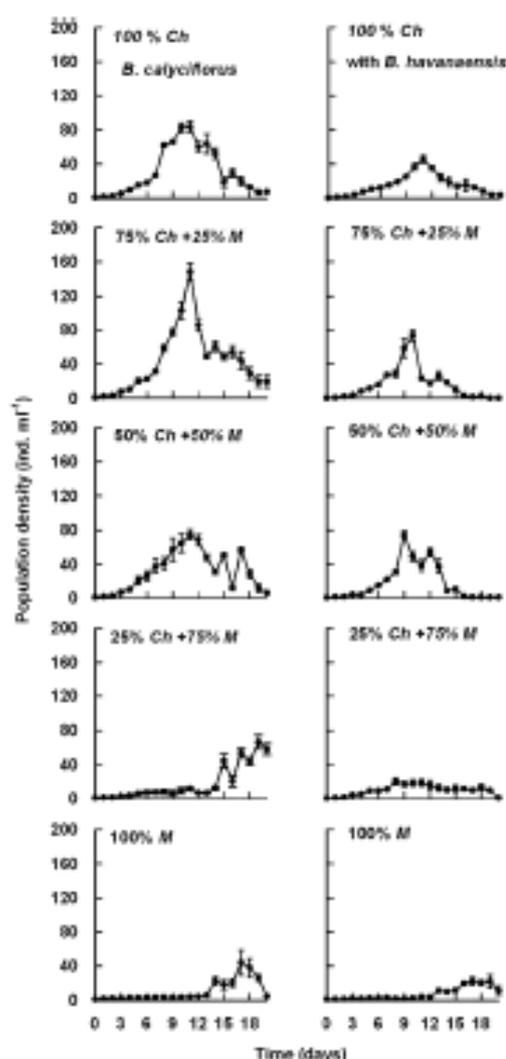


Fig. 1. Population growth curves of *B. calyciflorus* fed different diets (*Chlorella* (Ch), *Microcystis* (M) or their proportions (X)) grown separately or in mixed cultures with *B. havanaensis*. Shown are the mean \pm standard error based on four replicates.

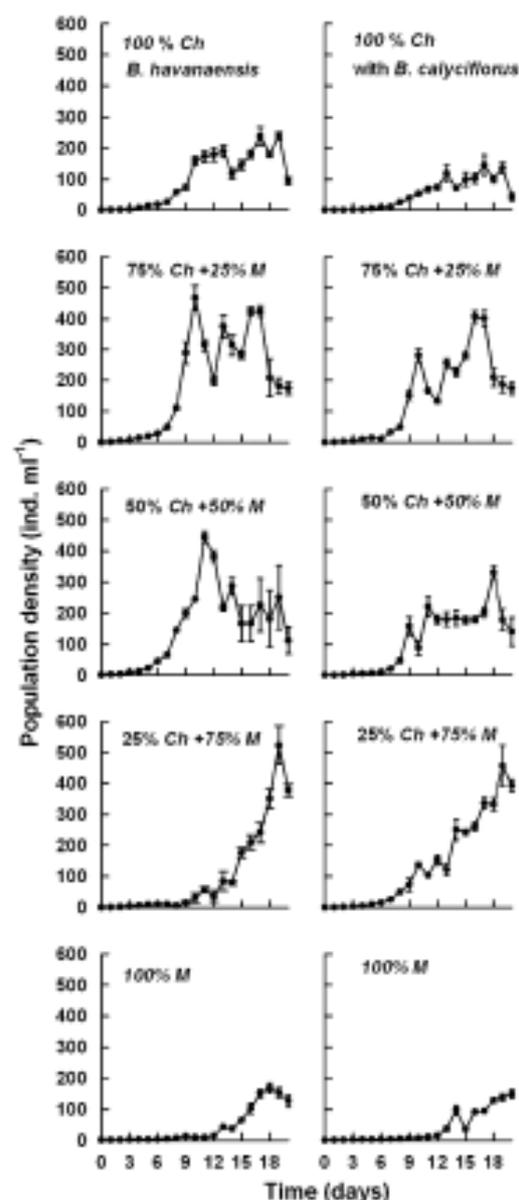


Fig. 2. Population growth curves of *B. havanaensis* fed different diets (*Chlorella*, *Microcystis* or their proportions) grown separately or in mixed cultures with *B. calyciflorus*. Shown are the mean \pm standard error based on four replicates.

Please cite this article as: Alva-Martínez, A.F., et al., Effect of mixed toxic diets (*Microcystis* and *Chlorella*) on the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* cultured alone and together. *Limnologia* (2009), doi:10.1016/j.limnol.2009.06.002

distilled water. The density of the algal concentrate was estimated in a haemocytometer. We stored *C. vulgaris* at 4°C in dark until ready to use. For stock culture as well as for experiments with rotifers, we used reconstituted moderately hardwater (here after referred to as EPA medium). The EPA medium was prepared by adding 0.9 g of NaHCO₃, 0.6 g of CaSO₄, 0.6 g of MgSO₄ and 0.04 g of KCl in 1 l of distilled water (Weber 1993). The experiments were conducted at 23 ± 2°C, pH 7.0–7.5, and constant but diffuse fluorescent illumination; in 50 ml capacity transparent glass jars, each with 20 ml medium. The treatments consisted of different algal–cyanobacterial proportions (0%, 25%, 50%, 75% and 100% *Microcystis* or *Chlorella*) for both the rotifer species separately and together (at 1:1 ratio). For each treatment we used 4 replicates. The initial density of rotifers was 1 ind ml⁻¹. The food level was 1 × 10⁶ cells ml⁻¹ for *Chlorella*, *Microcystis* or their mixture. We estimated the density of rotifers daily using whole count or 2–3 aliquots of 1–5 ml each, depending on the abundance. Following the quantification of rotifer density, the medium was replaced 10% with a fresh one containing appropriate diet composition. The experiments were terminated after 3 weeks. We derived the rate of population increase (*r*) using the regression between log natural population density over time (Sibly and Hone 2002).

The data on population growth rates were assessed for homogeneity of variance and normality using residual analysis (plots of residual vs. means using descriptive statistics (Sokal and Rohlf 2000). Analysis of variance (ANOVA) was used to quantify the differences between growth rates under different treatments.

Post hoc (Tukey test) analysis was done for multiple comparisons of growth rates.

Results

Population growth curves of *B. calyciflorus* and *B. havanaensis* fed *C. vulgaris*, *M. aeruginosa* and mixtures are presented in Figs. 1 and 2. Increased proportions of *M. aeruginosa* in the diet generally resulted in decreased population growth of the rotifers. When grown separately or together, *B. havanaensis* was always numerically more abundant than *B. calyciflorus*, regardless of the proportion of *Microcystis* in the diet. When both rotifer species were cultured together, higher proportions of *M. aeruginosa* in the diet had a more adverse effect on *B. calyciflorus* than on *B. havanaensis*.

When grown alone, the rotifers showed better population growth on a diet of 75% *Chlorella* and 25% *Microcystis* than either on 100% *Chlorella* or *Microcystis*. The rate of population increase varied from 0.16 ± 0.01 to 0.57 ± 0.03 d⁻¹ depending on diet composition and rotifer species involved. Regardless of the proportion of *Microcystis*, *B. havanaensis* had slightly (about 16%) higher *r* than *B. calyciflorus*. For both *B. calyciflorus* and *B. havanaensis*, lowest growth rates were obtained when raised only on *Microcystis*. For *B. calyciflorus* or *B. havanaensis* post hoc analysis revealed that *r* obtained with diets containing 75% or 100% *M. aeruginosa* differed significantly (Fig. 3).

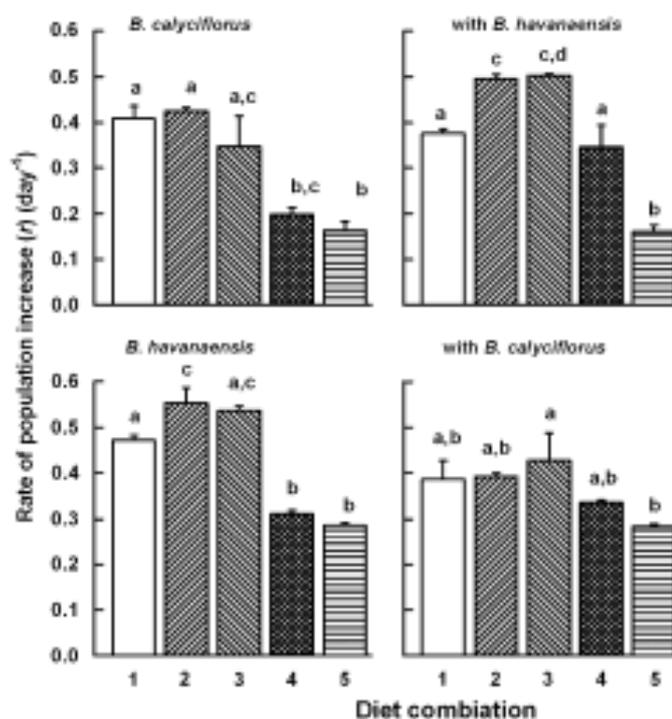


Fig. 3. Rate of population increase (*r*, day⁻¹) of *B. calyciflorus* and *B. havanaensis* fed different diets (*Chlorella*, *Microcystis* or their proportions) grown separately or in competition. Shown are the mean ± standard error based on four replicates. (1) *C. vulgaris* 100%+*M. aeruginosa* 0%; (2) *C. vulgaris* 75%+*M. aeruginosa* 25%; (3) *C. vulgaris* 50%+*M. aeruginosa* 50%; (4) *C. vulgaris* 25%+*M. aeruginosa* 75%; (5) *C. vulgaris* 0%+*M. aeruginosa* 100%. For each treatment, bars carrying identical letters are not statistically significant (*p* > 0.05, Tukey test).

Please cite this article as: Alva-Martínez, A.F., et al., Effect of mixed toxic diets (*Microcystis* and *Chlorella*) on the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* cultured alone and together. *Limnologia* (2009), doi:10.1016/j.limno.2009.05.002

Discussion

The toxicity of *M. aeruginosa* is known to change depending on seasons (Ferreira-Filho et al. 2000). The cyanobacterial strain we used here is not highly toxic because none of the test species died within 48 h, even when raised on 100% Microcystis diet (Lampert 1987). Yet, it was sufficiently toxic to reduce the growth rates of both rotifer species (we did not quantify the concentration of microcystin, the main toxic component in *M. aeruginosa*). Toxicity of cyanobacteria also depends on the assimilation efficiency of the organisms (Christoffersen 1995). This also was not studied here. However, since rotifer growth was significantly reduced when raised on 100% *M. aeruginosa*, it can be considered toxic. A nutritional deficiency might be also responsible for the reduced growth of rotifers fed 100% *M. aeruginosa*. Nutritional deficiency is always present in *M. aeruginosa* whether it is a toxic strain or not (De la Fuente et al. 1977). However, we used the same strain of *M. aeruginosa* on cladocerans (*Moina macrocopia* and *Ceriodaphnia dubia*) where the test individuals died before reproducing, confirming the toxic nature (Alva-Martínez et al. 2007).

When both rotifer species were grown together, an increased proportion of *M. aeruginosa* in the diet had a more adverse effect on *B. calyciflorus* than on *B. harwoodi*. The strain of *B. harwoodi* used here, was from a water body with perennial blooms of *M. aeruginosa*. Consequently, there may be some adaptation to Microcystis (Gustafsson and Hansson 2004). When grown alone, both the rotifer species showed better population growth on a diet of 75% Chlorella+25% Microcystis than either 100% Chlorella or Microcystis. Similar results were also obtained with other groups of zooplankton such as copepods (Schmidt and Jonasdottir 1997).

The impact of competition on one of the rotifer species by the presence of the other was evident only in 100% *C. vulgaris*. The influence of mixed diets on the competitive outcome between *B. calyciflorus* and *B. harwoodi* was not clear. Usually when two or more rotifer species compete for limited resources, one or more of them may be adversely affected by the presence of other (Fernandez-Ariza et al. 2005). In the present study, we observed that both rotifer species were adversely affected by the presence of the other. Lack of a significant influence of mixed diets on the competition between the rotifer species suggested that the strain of *M. aeruginosa* we used here was possibly not strongly toxic. Old Chlorella cultures are known to be toxic to zooplankton (Edmondson 1957). In our experiments, we ensured fresh supply of algal diet to rotifers. In treatments containing up to 50% *M. aeruginosa*, both rotifers grew at densities comparable to 100% Chlorella. This suggests that in nature at least some quantity of *M. aeruginosa* is consumed, but only when the strain is not highly toxic. Therefore changes in the cyanobacterial abundances in nature are not only related to physico-chemical variables but are also likely due to grazing from zooplankton (Scholten et al. 2005).

Acknowledgments

We thank H.J. Dumont and an anonymous reviewer for improving our presentation. AFAM is grateful to María de Jesús

Ferreira and María Elena Castellanos (UAM-X) for useful discussion and to the Mexican National Council for Science and Technology (CONACyT-176190) for a doctoral scholarship.

References

- Alva-Martínez, A.F., Sarma, S.S.S., Nandini, S., 2006. Population growth of Daphnia pulex (Cladocera) on a mixed diet (Microcystis aeruginosa with Chlorella or Scenedesmus). *Crustaceana* 77, 973–988.
- Alva-Martínez, A.F., Sarma, S.S.S., Nandini, S., 2007. Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopia*. *Aquat. Ecol.* 41, 579–585.
- Bornerkja, M.A., Bornerkja, L.J., 1988. *Micro-algal Biochemistry*. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Christoffersen, K., 1995. Ecological implications of cyanobacterial toxin in aquatic foodwebs. *Physologia* 15 (Suppl. 6), 43–50.
- De la Fuente, C., Flores, A., Molina, M.R., Almengor, L., Brusa, R., 1977. Some nutritional characteristics of a naturally occurring alga (*Microcystis* sp.) in a Guatemalan Lake. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 6–9.
- DeMott, W.R., Mrosovsky, P., 1991. Foraging on cyanobacteria by copepods: response to chemical defense and resource abundance. *Ecology* 72, 1820–1834.
- Edmondson, W.T., 1957. Trophic relations of the zooplankton. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 76, 225–246.
- Fernández-Ariza, M.A., Sarma, S.S.S., Nandini, S., 2005. Combined effects of food concentration and temperature on competition among four species of *Brachionus* (Rotifera). *Hydrobiologia* 546, 519–524.
- Ferreira-Filho, S., Aloyós, A., Sandra, R.F.O., Dumont, W.R., 2000. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biol.* 45, 1–19.
- Fulton, H., RS, Paerl, H.W., 1987. Toxic and inhibitory effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on herbivorous zooplankton. *J. Plankton Res.* 9, 837–855.
- Gilbert, J.J., 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 33, 1296–1303.
- Gustafsson, S., Hansson, L.A., 2004. Development of tolerance against toxic cyanobacteria in *Daphnia*. *Aquat. Ecol.* 38, 37–44.
- Kirk, K.L., 2002. Competition in variable environments: experiments with planktonic rotifers. *Freshwater Biol.* 47, 1069–1086.
- Lampert, W., 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 21, 483–490.
- Nandini, S., Rao, T.R., 1996. Somatic and population growth in selected cladoceran and rotifer species offered the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* as food. *Aquat. Ecol.* 31, 303–308.
- Nandini, S., Ramirez-García, P., Sarma, S.S.S., 2005. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifer in Lake Xochimilco, Mexico. *J. Freshw. Ecol.* 20, 287–294.
- Ortega, M.M., 1984. *Catálogo de algas continentales e acuáticas de México*. National Autonomous University of Mexico, Mexico City, Mexico.
- Ramírez-García, P., Nandini, S., Sarma, S.S.S., Robles-Valderrama, E., Cuervo, I., Hurtado-María, D., 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia* 467, 99–108.
- Sarma, S.S.S., Diaz-Guerra, M., 1998. Rotifer diversity in a central Mexican pond. *Hydrobiologia* 367/368, 47–54.
- Schmidt, R., Jonasdottir, S.H., 1997. Nutritional quality of toxic cyanobacteria: How rich is poor food? *Mar. Ecol. – Prog. Ser.* 151, 1–10.
- Scholten, M.C.T., Beilman, E.M., Van Dolken, H.R., Kaag, N.H.B.M., Jak, R.C., 2005. *Eutrophication Management and Ecotoxicology*. Springer, The Netherlands.
- Sibly, R.M., Hone, J., 2002. Population growth rate and its determinants: an overview. *Philos. Trans. R. Soc. London B* 357, 1153–1170.
- Smith, A.D., Gilbert, J.J., 1995. Relative susceptibility of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa*. *Arch. Hydrobiol.* 132, 309–316.
- Sokal, R., Rohlf, F., 2000. *Biometry* third ed. Freeman Publishers, San Francisco.
- Wallace, R.L., Small, T.W., Ricci, C., Nogrady, T., 2005. *Rotifera*. Part 1: Biology, Ecological Systematics. Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Kerol Production, Gent, Belgium/ Backhuys Publishers, The Netherlands.
- Weber, C.J., 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Fourth. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EPA/600/9-93/027E.
- Wilson, B.A., Ross, M., 2000. *The Ecology of Cyanobacteria: The Diversity in Time and Space*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.