



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**EFECTO DE LA RELACION NITRÓGENO / FÓSFORO
SOBRE LOS CILIADOS Y BACTERIAS EN UN LAGO
HIPERTRÓFICO.**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

Presenta:

Elizabeth Avila Reyes

Tutor principal: Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez (Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM)

Comité tutor:

Dr. Martin Merino Ibarra (Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM)

Dr. Alfonso Lugo Vázquez (Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM))

Dr. Miroslav Macek (Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM))

Dr. Javier Carmona Jiménez (Facultad de Ciencias, UNAM)

MÉXICO, D.F., FEBRERO, 2013



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México



**EFECTO DE LA RELACION NITRÓGENO /
FÓSFORO SOBRE LOS CILIADOS Y BACTERIAS
EN UN LAGO HIPERTRÓFICO.**

T E S I S

que para obtener el grado académico de
Maestra en Ciencias del Mar y Limnología
(LIMNOLOGÍA)

Presenta
Elizabeth Avila Reyes

Directora de Tesis: **Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez**

Comité tutorial: **Dr. Martín Merino Ibarra.**

Dr. Alfonso Lugo Vázquez.

Dr. Miroslav Macek.

Dr. Javier Carmona Jiménez.

Ciudad Universitaria, México D.F., 2013

Agradecimientos:

A DIOS por darme la oportunidad de terminar y disfrutar este logro con mis seres queridos.

*A mi esposo Antonio Sosa Herrera por darme la fortaleza,
compañía y amor que se necesita en todo momento.*

*A mis nenas Paloma Sofía y Karen Ximena
por transmitirme su alegría de vivir y su dulce compañía.*

*A mi Mamá Irma Reyes Jiménez y a mi hermano Pavito Pelón,
Gracias por su compañía y apoyarme todo este tiempo.*

A Tania Santiago,

Fátima Barreda y

Norma Sánchez

por su sincera y hermosa amistad.

A los suegros Gladys y Antonio

Por prestarme un espacio en su casa todas

Las tardes y la computadora para terminar mi tesis.

A la Universidad Nacional Autónoma de México
por darme la oportunidad de conocer lo maravillosos caminos que tiene el posgrado de
Ciencias del Mar y Limnología.

A mi mamá académica la Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez
Por su infinita paciencia, gran ser humano y científica,
que me brindo su confianza, tiempo y espacio desde el inicio hasta el final de este trabajo.

Dr. Alfonso Lugo Vázquez

Por las sugerencias invaluable para enriquecer el presente documento y

Por el tiempo que me dedico para aclarar dudas y sobre todo por escuchar.

A los sinodales: Dr. Javier Carmona Jiménez, Dr. Alfonso Lugo Vázquez, Dr. Miroslav Macek, Dr. Martin Merino Ibarra, y a la Dra. María Antonieta Aladro Lubel (que aunque no fue posible, estar hasta el final de este trabajo), fue de gran ayuda sus comentarios, a todos ustedes Gracias por formar parte de mi formación académica además de sus acertadas observaciones, tiempo y sugerencias durante las evaluaciones y elaboración del trabajo de Tesis.

A la M. en C. Laura Peralta y al Dr. Luis por su apoyo durante la elaboración de la tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT por la beca recibida durante mis estudios de maestría.

Índice

Resumen.....	1
Introducción.....	2
Antecedentes.....	5
Objetivos.....	7
Objetivo general	
Objetivos particulares	
Hipótesis.....	8
Área de estudio	9
Material y Métodos.....	11
Trabajo de campo	
Trabajo de laboratorio	
Resultados	15
Riqueza específica de ciliados en total de las tres épocas.....	16
Época Seca Fría	17
Riqueza específica de ciliados.....	17
Densidad de ciliados.....	19
Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados....	20
Densidades bacterianas.....	21
Época Seca Cálida	22
Riqueza específica de ciliados.....	22
Densidad de ciliados.....	25
Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados.....	25
Densidades bacterianas.....	26
Época Lluviosa cálida.....	27
Riqueza específica de ciliados.....	27
Densidad de ciliados.....	29
Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados.....	30
Densidades bacterianas.....	31
Nutrientes	32
Concentración de nitrógeno total, tres épocas.....	32
Concentración de fosforo total, tres épocas.....	34
Relación nitrógeno/ fósforo.....	36
Condiciones ambientales.....	38
Temperatura (° C).....	39
Oxígeno disuelto (mg/L).....	39
Conductividad específica K ₂₅ (µS/cm).....	40
pH.....	42
Clorofila <i>a</i>	43

Análisis de correlación.....	45
Correlación: Época seca fría.....	45
Correlación: Época seca cálida.....	46
Correlación: Época lluviosa cálida.....	47
Discusión de resultados.....	49
Conclusiones.....	57
Referencias Bibliográficas.....	59
Anexo	

ÍNDICE DE FIGURAS

		Pág.
Fig. 1	Fotografía del lago Tezozomoc mostrando la zona de muestreo.....	10
Fig. 2	Diagrama general del experimento durante las tres épocas del año.....	14
Fig. 3	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento A (equilibrada), durante la época seca fría.....	17
Fig. 4	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento B (diluido), durante la época seca fría.....	17
Fig. 5	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento C (control), durante la época seca fría.....	18
Fig. 6	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento D (sin zooplancton), durante la época seca fría.....	18
Fig. 7	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio por tratamiento de las densidades totales de ciliados durante la época seca fría.....	19
Fig. 8	Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados. Época seca fría.....	20
Fig. 9	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de las densidades bacterianas por tratamiento. Época seca fría.....	22
Fig. 10	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento A. Época seca cálida.....	23
Fig. 11	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento B. Época seca cálida.....	23
Fig. 12	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento C. Época seca cálida.....	24
Fig. 13	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento D. Época seca cálida.....	24
Fig. 14	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la densidad total de ciliados por tratamiento Época seca cálida.....	25
Fig. 15	Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados. Época seca cálida.....	26
Fig. 16	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de las densidades bacterianas por tratamiento. Época seca cálida.....	26
Fig. 17	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento A, durante la época lluviosa cálida.....	27
Fig. 18	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento B, durante la época lluviosa cálida.....	28
Fig. 19	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento C, durante la época lluviosa cálida.....	28

Fig. 20	Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento D, durante la época lluviosa cálida.....	29
Fig. 21	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la densidad total de ciliados por muestreo. Época lluviosa cálida.....	30
Fig. 22	Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados Época lluviosa cálida.....	30
Fig. 23	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de las densidades bacterianas por tratamiento. Época lluviosa cálida.....	31
Fig. 24	Variación temporal de la concentración de N total por tratamiento. Época seca fría.....	32
Fig. 25	Variación temporal de la concentración de nitrógeno total por tratamiento Época seca cálida.....	33
Fig. 26	Variación temporal de la concentración de nitrógeno total por tratamiento Época lluviosa cálida.....	33
Fig. 27	Variación temporal de la concentración de fósforo total por tratamiento Época seca fría.....	34
Fig. 28	Variación temporal de la concentración de fósforo total por tratamiento Época seca cálida.....	35
Fig. 29	Variación temporal de la concentración de fósforo total por tratamiento Época lluviosa cálida.....	35
Fig. 30	Relación N:P en peso por tratamiento en la época seca fría.....	36
Fig. 31	Relación N:P en peso por tratamiento en la época seca cálida.....	37
Fig. 32	Relación N:P en peso por tratamiento en la época lluviosa cálida.....	37
Fig. 33	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto por tratamiento. Época seca fría.....	39
Fig. 34	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto por tratamiento. Época seca cálida.....	40
Fig. 35	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto por tratamiento. Época lluviosa cálida.....	40
Fig. 36	Valor máximo, mínimo y promedio de la K_{25} durante la época seca fría.....	41
Fig. 37	Valor máximo, mínimo y promedio de la K_{25} durante la época seca cálida.....	41
Fig. 38	Valor máximo, mínimo y promedio de la K_{25} durante la época lluviosa cálida.....	41
Fig. 39	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio del pH por tratamiento durante la época seca fría.....	42
Fig. 40	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio del pH por tratamiento durante la época seca cálida.....	42
Fig. 41	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio del pH por tratamiento durante la época lluviosa cálida.....	43

Fig. 42	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la clorofila <i>a</i> por tratamiento en la época seca fría.....	43
Fig. 43	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la clorofila <i>a</i> en los tratamientos durante la época seca cálida.....	44
Fig. 44	Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la clorofila <i>a</i> en los tratamientos durante la época lluviosa cálida.....	44

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Listado taxonómico de los ciliados presentes en las tres épocas de estudio.....	15
Tabla 2. Lista de las especies de ciliados en orden alfabético, para la elaboración de las gráficas de frecuencia vs abundancia.	16
Tabla 3. Valores mínimo y máximo de los parámetros ambientales registrados durante las tres épocas de estudio y los distintos tratamientos.....	38
Tabla 4. Matriz de correlación: Época Seca Fría.....	46
Tabla 5. Matriz de correlación: Época Seca Cálida.....	47
Tabla 6. Matriz de correlación: Época Lluviosa cálida.....	48

Resumen

En el presente trabajo se planteó el estudio experimental de balancear y reducir la concentración de nutrientes (N:P), así como la eliminación de los otros componentes del zooplancton (rotíferos y microcrustáceos), sobre los ciliados y las bacterias del plancton utilizando mesocosmos en Tezozomoc, un lago urbano hipertrófico durante tres épocas climáticas diferentes.

Se midieron los parámetros ambientales: temperatura (°C), pH, conductividad específica K_{25} ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y oxígeno disuelto (mg/L). Se tomaron muestras in vivo para determinación de ciliados ciliados y posterior recuento, y bacterias teñidas con DAPI, para su análisis con microscopía de epifluorescencia.

Se determinaron 21 especies morfológicas de ciliados a lo largo del estudio. De los cuales *Pleuronema jaculans*, *Coleps hirtus*, *Halteria grandinella* y *Cyclidium glaucoma* fueron los organismos predominantes en la mayoría de los muestreos y para las tres épocas; también se presentaron especies que estuvieron de manera constante a lo largo del experimento, aunque sus densidades, no fueron considerables, como *Litonotus fasciola*, *Monodinium balbianii*, *Epistylis pigmaeum* y *Podophrya fixa*. Cada época fue dominada por especies diferentes. Las densidades bacterianas en la temporada seca fría estuvieron en ordenes entre 8.0×10^5 y 6.9×10^6 , mientras que la temporada seca cálida se presentaron las mayores densidades de bacterias en un intervalo entre $6.8 \times 10^6 - 2.1 \times 10^7$ bac ml^{-1} y por último la temporada cálida lluviosa se registraron valores entre $2.9 \times 10^6 - 9.8 \times 10^6$ bac ml^{-1} .

La relación balanceada N:P no tuvo un efecto sobre las densidades de ciliados ni sobre el bacterioplancton, se considera que el aumento de éstas, pudo favorecerse por el incremento de la temperatura. La adición de nitrógeno sí benefició el incremento del fitoplancton pero la calidad nutricional no varía. Los valores de la relación N:P fueron mayores durante la época lluviosa cálida, el fósforo significativamente menor y las concentraciones de N altas. El tratamiento sin zooplancton tampoco tuvo el efecto positivo esperado sobre las densidades de ciliados. Las cianobacterias (*Microcystis botrys*) presentes tuvieron efectos nocivos sobre el zooplancton, y esto parece incluir también a los ciliados.

Los parámetros ambientales que presentaron más correlaciones positivas con los ciliados fueron la clorofila *a* y el oxígeno disuelto. Las relaciones significativas más relevantes fueron entre las bacterias con el oxígeno disuelto, la conductividad y el fósforo en las tres épocas. Aunque las condiciones en los mesocosmos de los diferentes tratamientos tuvieron variaciones considerables, el factor que finalmente mostró mayor efecto sobre los ciliados y las bacterias fue la disminución de los nutrientes a través de la dilución del agua.

Palabras clave: ciliados, bacterias, mesocosmos, relación de Redfield, lago hipertrófico.

Introducción

La relación N:P se ha empleado en los sistemas lénticos como un indicador fundamental para la predicción de la composición y cantidad de la biomasa de algas, y de su sucesión estacional (Kilham 1990). Se considera también como un índice para establecer el nutriente limitante para el crecimiento algal (Smith 1983). La relación atómica 16N:1P, conocida comúnmente como el coeficiente de Redfield, se ha usado para describir la composición elemental promedio del fitoplancton (Redfield 1958). Sin embargo, numerosas investigaciones han mostrado que existe una amplia variación de este valor dependiendo de las condiciones ambientales y de las especies de algas (Geyder y La Roche, 2002; Ho et al. 2003).

La variación considerable en la estequiometría de los nutrientes de las comunidades naturales de fitoplancton es el reflejo del tipo y la extensión de la limitación de nutrientes. Lo anterior está relacionado con las tasas de aporte de los elementos hacia el lago, que afectan el desarrollo de comunidades particulares de fitoplancton (Smith et al. 1987; Fujimoto y Sudo 1997). Un ejemplo de lo anterior es la “hipótesis de la dominancia de cianobacterias a valores bajos del coeficiente N:P”. Smith (1983) encontró que las cianobacterias formadoras de florecimientos tienden a dominar en los lagos cuando el valor de la relación N:P es menor a 29 en peso. La importancia de la relación N:P como una condición crítica para definir la composición del fitoplancton es aún objeto de debate debido a las variaciones en los valores de otras características químicas y de la composición del fitoplancton dentro de una misma región geográfica (Kim et al. 2007).

Los ambientes hipertróficos son cada vez más frecuentes en el mundo debido al incremento de los niveles de contaminación del agua. Se caracterizan por ser lagos someros con grandes tiempos de retención, regímenes desbalanceados de nutrientes y oxígeno disuelto, grandes fluctuaciones en la concentración de nutrientes, elevada productividad y bajas densidades de zooplancton debido a la presencia de fitoplancton difícil de ser consumido (Barica, 1980). Desde el punto de vista de la biomasa de fitoplancton, se consideran hipertróficos aquellos lagos cuyo promedio anual es igual o superior a 100 mg m^{-3} de concentración de clorofila *a* (OECD 1982). Los lagos hipertróficos han sido muy poco estudiados en comparación con cuerpos de agua de estado trófico menor (Alvarez-Cobelas y Jacobsen 1992)

Los lagos urbanos, por encontrarse en el interior de las ciudades, suelen ser ambientes alterados y contaminados, con uno de los problemas más comunes que es la eutrofización. Tienen elevadas concentraciones de nutrimentos - fósforo y nitrógeno- para el crecimiento de los productores primarios, ya sea microscópicos en forma de fitoplancton, o macroscópicos en forma de macrófitas acuáticas (Quirós, 2007). Lo anterior provoca una excesiva generación de materia orgánica, que al descomponerse puede causar disminución del oxígeno disuelto, afectando a los organismos aerobios. Otros efectos nocivos son la posible generación de florecimientos de fitoplancton tóxico, como es el caso de algunas cianobacterias y la disminución de la transparencia del agua, así como del valor estético del lago (Lampert, 1997).

En la Ciudad de México la fuerte demanda de agua ha propiciado que los lagos urbanos sean llenados con aguas residuales tratadas secundariamente, favoreciendo condiciones eutróficas o hipertróficas. A pesar de lo anterior, en los lagos urbanos es posible encontrar una combinación de elementos naturales e inducidos que permiten el surgimiento de ambientes para las especies que logren adaptarse, sean acuáticas, terrestres, migratorias o residentes (Sánchez et al. 2007)

Otro factor fundamental para el funcionamiento de los sistemas acuáticos es la estructura de la trama trófica. En los años recientes los limnólogos han tratado de comprender cómo es que la dinámica de los nutrientes y la estructura de la trama trófica interactúan para dar como resultado diversas variantes de la composición, variación y productividad de las comunidades planctónicas (Elser et al. 2000). Se ha estudiado cómo varía el efecto de los niveles superiores sobre los niveles inferiores de la trama trófica –la denominada “cascada trófica”– según el estado trófico de los lagos (Elser y Goldman 1991); también cómo los cambios en la estructura de la trama trófica afectan el reciclado interno y la retención de los nutrientes dentro de la zona pelágica (Sarnelle 1992; Schindler et al. 1993)

Como se mencionó arriba, los cambios en la estequiometría de los nutrientes en un lago tienen un efecto directo inicial sobre los productores primarios, pero posteriormente pueden afectar al resto de la trama trófica planctónica. El zooplancton, que es el consumidor inicial del fitoplancton, es el primer nivel afectado con el cambio en el fitoplancton (Elser et al. 2000). Dentro de los organismos que constituyen al zooplancton, los que generalmente presentan el menor tamaño son los ciliados, por lo que durante muchos años fueron muy poco estudiados a pesar de que en diversos casos su abundancia en el plancton puede llegar a ser muy elevada (Pace y Orcutt 1981).

Los ciliados son un componente común y esencial en el plancton de los cuerpos de agua continentales (Fenchel 1987). Estudios realizados en los años 80's empezaron a señalar que por su abundancia y diversidad, debían desempeñar funciones de importancia en los ecosistemas acuáticos (Pace y Orcutt, 1981, Beaver y Crisman 1982). Un poco más tarde se elaboró el concepto de circuito microbiano (Azam *et al.* 1983) para los ecosistemas marinos, el cual se aplica actualmente para los ambientes acuáticos continentales. En el esquema actual de las relaciones tróficas del plancton se considera que los principales productores primarios en los ambientes pelágicos o limnéticos son algas eucariontes y cianobacterias de muy pequeño tamaño (picofitoplancton). Ambos grupos no tienen el tamaño suficiente para poder ser consumidos directamente por algunos componentes del zooplancton, como por ejemplo, los copépodos (Fenchel, 1987). Se sabe también que una parte importante de la materia orgánica sintetizada por el fitoplancton durante la fotosíntesis, se libera hacia el ambiente en forma de compuestos orgánicos disueltos (Fogg, 1977; Bjornsen, 1988). De tal manera que estas sustancias son aprovechadas por las bacterias heterótrofas, que junto con las células del picofitoplancton, sirven de alimento para protozoos de pequeño tamaño (2 a 20 μm), básicamente flagelados heterótrofos y pequeños ciliados. A esta parte de la cadena trófica planctónica se le llama circuito microbiano, que es una serie de pasos dentro de la trama trófica que incluye a los flagelados y ciliados, que a su vez pueden ser consumidos por los organismos planctónicos mayores, como los rotíferos y los microcrustáceos (Finlay *et al.* 1988).

Aunque se considera que el circuito microbiano está compuesto y funciona de forma similar en el ambiente marino y en el dulceacuícola, existen algunas diferencias que deben ser resaltadas. Estas diferencias se presentan principalmente en las relaciones tróficas con otros grupos planctónicos. En el ambiente marino los protozoos son los principales consumidores de bacterias; en cambio, en los ambientes epicontinentales el sistema pelágico es más complejo debido a que varios grupos de metazoos también consumen bacterias. Los cladóceros, crustáceos típicos de las aguas dulces, contienen especies capaces de consumir bacterias (Vaqué y Pace 1992). Algunos rotíferos, los cuales son también un grupo predominantemente de agua dulce, resultan igualmente capaces de consumir partículas del tamaño de las bacterias (Mazumder *et al.* 1990). En las aguas epicontinentales se considera que el circuito microbiano es una serie de niveles tróficos adicionales en una red compleja de alimentos, en donde los metazoos y los protozoos mixótrofos y heterótrofos compiten por los mismos recursos alimenticios: las bacterias (Laybourn-Parry 1994).

Algunos estudios han mostrado que las densidades de ciliados se incrementan al aumentar el estado trófico de los cuerpos de agua (Beaver y Crisman 1982, Foissner *et al.* 1999). También parece haber una relación inversa entre el tamaño de las especies dominantes de ciliados y el estado trófico (Beaver y Crisman 1982). En los cuerpos de agua eutróficos los ciliados tienden a ser muy numerosos pero pequeños, predominando el grupo de los Scuticociliados (Yasindi y Taylor 2006). Una razón es que las abundancias bacterianas son elevadas y precisamente los ciliados de menor tamaño tienden a alimentarse principalmente de bacterias.

El uso de mesocosmos, los cuales funcionan como “ecosistemas artificiales”, provee de un espacio limitado de trabajo en el agua, muy cerca de las condiciones naturales dentro de una misma área de estudio y en donde los factores ambientales pueden ser manipulados (Wolf, 2002). Estos sistemas ofrecen condiciones ecológicas más realistas que las pruebas de laboratorio, permitiendo el estudio del comportamiento y de los efectos de los contaminantes. Los mesocosmos son considerados los ensayos más completos dentro de los estudios de alto nivel. La ventaja de estos sistemas respecto a otros es que es capaz de integrar regímenes de exposición realistas al tiempo que es capaz de evaluar las interacciones entre las especies y los efectos indirectos, permitiendo además el estudio del proceso de recuperación a nivel población y comunidad (López, 2008).

Aunque se ha comentado que el encierro en los mesocosmos, puede alterar el ambiente interior cuando se compara con el ambiente natural exterior a ellas (Havens y De Costa 1986), los bioensayos en este tipo de microecosistemas tienen un valor real suficiente, especialmente si su periodo de incubación es corto (Matveev 1991). Recientemente Spivak *et al.* (2011) realizaron una comparación de los resultados obtenidos con mesocosmos que diferían en 5 órdenes de magnitud en volumen -desde 4 l hasta estanques completos- llegando a la conclusión que el uso de los mesocosmos proporciona resultados válidos cuando se utilizan para experimentos de adición y modificación de nutrientes, y que el volumen empleado no es un factor significativo que afecte la respuesta de las algas o la densidad algal. Consideran que los resultados de experimentos de adición de nutrientes realizados en mesocosmos pequeños pueden ser escalados adecuadamente a sistemas acuáticos naturales de mayor tamaño.

Con base en lo anterior, en el presente trabajo se planteó el estudio experimental, utilizando mesocosmos, de los efectos que tiene el balancear y reducir la concentración de nutrientes (N:P), así como la eliminación de los otros componentes del zooplancton (rotíferos y microcrustáceos), sobre los ciliados y las bacterias del plancton de un lago urbano hipertrófico en tres épocas climáticas diferentes.

Antecedentes

Entre los autores que han contribuido a enriquecer el conocimiento de los lagos urbanos en México, se encuentran estudios realizados por:

Alcocer *et al.* (1988) que evaluaron el efecto del dragado sobre el estado trófico del lago viejo de Chapultepec.

Alcocer y Lugo (1995) describieron el estado ambiental del lago viejo de Chapultepec.

Lugo *et al.* (1998) estudiaron la fluctuación temporal en el número de ciliados planctónicos de los tres lagos artificiales localizados en el bosque de Chapultepec.

Con respecto al lago Tezozómoc se han llevado al cabo diversos trabajos; sin embargo, son pocos los trabajos que involucran a los protozoos y a las bacterias. Entre las investigaciones que se han hecho se mencionan las siguientes:

Contreras y Rivera (2003) realizaron un diagnóstico ambiental del lago del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco, D.F., en donde aportan resultados de algunos parámetros ambientales.

Verver y Vargas (2005), presenta un estudio sobre la dinámica espacio-temporal de los parámetros físico-químicos y su relación con la clorofila *a* en el lago urbano Tezozómoc. En éste se menciona que el lago es caracterizado por ser un sistema con elevadas concentraciones de fósforo, nitrógeno, y de clorofila *a*, lo cual indica que el lago presenta una intensa producción primaria, lo que provoca elevados valores de pH. También menciona que el lago Tezozómoc es eutrófico y que la relación N:P es extremadamente baja, señalando un desequilibrio a favor del fósforo.

Cabral (2006) identificó la presencia de 27 especies de ciliados, mencionando que en el lago se encuentra una gran cantidad de alimento, pero no muy variado. Durante el período de estudio los organismos predominantes fueron *Halteria grandinella* y *Phascolodon vorticella*. En cuanto a la alimentación, se diferenciaron los bacterívoros y alguívoros. También señala que las variables ambientales no tuvieron gran influencia sobre los organismos, dado que las especies encontradas fueron tolerantes y al hecho de que siempre hubo alimento. Por último, menciona que las concentraciones de nitrógeno y fósforo fueron elevadas.

Rodríguez (2006) encontró que la variación espacio-temporal del fitoplancton fue dominada por 4 especies (*Chlamydomonas globosa*, *Merismopedia punctata*, *Monoraphidium caribeum*, *Selenastrum minutum*) y el picoplancton autotrófico. Observó que la variación temporal del fitoplancton fue baja, y resalta nuevamente la concentración de nutrientes (N y P) los cuales presentaron valores elevados, reflejándose en una alta concentración de clorofila *a*. Estos valores reflejan la marcada tendencia de un ambiente eutrófico a uno hipertrófico. Por último, hace mención de la presencia conjunta de *Microcystis aff. flos-aquae* y *Microcystis aff. botrys* que se observaron en bajas cantidades y sin formar florecimientos.

Sánchez *et al.* (2007), presentan una revisión de la biodiversidad en el Lago Tezozómoc y la problemática que enfrenta el lago.

Ortiz (2011) realizó un estudio sobre el efecto de los peces y el sedimento sobre los ciliados y las bacterias en mesocosmos en el Lago Tezozómoc. Registró una riqueza específica de 16 especies de ciliados, destacando por su abundancia: *Limnostrombidium pelagicum*, *Halteria grandinella*, *Bursellopsis nigricans* y *Monodinium balbiani*. Con respecto a los morfotipos bacterianos encontró densidades similares entre los cocos y los bacilos, siendo los bacilos el morfotipo predominante.

Sánchez *et al.* (2011) realizaron un estudio sobre las funciones ecológicas y la importancia de los ciliados del plancton en cuerpos de agua hipertróficos como el Tezozómoc.

Objetivos

Objetivo general:

Conocer el efecto de balancear y reducir la concentración de nutrientes (N y P) y de la eliminación de depredadores, sobre los ciliados y las bacterias del plancton en el lago Tezozomoc, utilizando mesocosmos, en tres épocas climáticas diferentes.

Objetivos particulares:

1.-Identificar la composición y abundancia de los ciliados y cuantificar el número de bacterias planctónicas, en tres tratamientos (equilibrado, diluido y sin zooplancton) y un control (agua del lago).

2.- Establecer el efecto de los diferentes tratamientos sobre la abundancia y composición del ensamblado de ciliados, y sobre la abundancia de las bacterias.

3.- Reconocer la influencia del valor de la relación N: P y de la concentración de nutrientes sobre los ciliados y las bacterias

4.- Observar los cambios producidos sobre el ensamblado de ciliados y las densidades de bacterias por la eliminación de algunos de sus depredadores (zooplancton)

5- Observar las diferencias de los efectos mencionados anteriormente en tres épocas climáticas diferentes (seca fría, seca cálida y lluviosa cálida).

6- Evaluar algunas condiciones ambientales (temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, pH, concentración de clorofila *a*, nitrógeno y fósforo totales) y relacionarlas con las densidades de organismos.

Hipótesis

El equilibrio en la relación N:P propiciará el crecimiento de fitoplancton de mayor calidad nutritiva en el lago Tezozómoc y la aparición de otro tipo de ciliados que favorezcan las condiciones tróficas del lago, causando una disminución de las densidades de bacterias

La disminución en la concentración de nutrientes disminuirá la cantidad de fitoplancton y favorecerá el crecimiento de fitoplancton de mejor calidad nutritiva, beneficiando a los ciliados que lo consumen.

La eliminación del zooplancton (rotíferos y microrustáceos) tendrá un efecto positivo sobre las densidades de los ciliados y las bacterias, puesto que la competencia y la depredación serán menos intensas.

Área de estudio

El Parque recreativo y cultural “Tezozómoc” se ubica al NO de la delegación Azcapotzalco, colindando al N y NO con el municipio de Tlalneplantla, al O con el municipio de Naucalpan, a $19^{\circ} 29' 05''$ de latitud norte y $99^{\circ} 12' 36''$ de longitud O, a 2250 m s.n.m. abarca una superficie de 27 hectáreas y cuenta con un lago artificial. El lago se ubica en la parte central del parque, y tiene un volumen de $38\,000\text{ m}^3$. La profundidad mínima es de 50 cm, la máxima de 2.10 m y la promedio de 1 m. El agua que abastece al lago proviene de la Planta de Tratamiento “El Rosario” y recibe un tratamiento de tipo secundario (por lodos activados), siendo operada por la Dirección General de Operación Hidráulica (DGOH). El abastecimiento es diario, a razón de 6 L s^{-1} . El agua se utiliza para regar las áreas verdes y llenar el lago (Villafranco, 2000).

La superficie del Parque en su gran mayoría está cubierta por áreas verdes, está constituida por tres estratos: herbáceo, arbustivo y arbóreo. La única planta estrictamente acuática introducida que se encuentra en el lago es un papiro de gran tamaño (*Cyperus papyrus*) (Solano, 2002). Existen dos especies de aves silvestres no migratorias: el pato mexicano y el pato criollo, además del pato de Pekín o blanco, el tepalcate y de Guinea, algunas tortugas japonesas o de orejas rojas y una especie en peligro de extinción que es el ajolote mexicano (endémico de nuestro país).

La zona donde se encuentra el parque Tezozómoc tiene un clima de tipo Cb (wl) (w) (i') g, que es templado subhúmedo con verano fresco largo, con lluvias y poca oscilación de temperatura, con el mes más cálido en verano (García, 2004). La temperatura media anual oscila entre 12°C y 16°C , la temperatura más cálida se presenta en mayo (entre 18°C y 19°C) y la más fría en diciembre y enero (11°C y 12°C); la precipitación pluvial es de 500 a 800 mm al año, con lluvia invernal menor al 5% y una frecuencia de 13 días helados anualmente (Villafranco, 2000).

Debido al importante aporte de nutrimentos en el agua que lo llena el lago presenta condiciones hipertróficas (Sánchez *et al.* 2011).

Materiales y Métodos

Trabajo de campo:

Se realizaron tres experimentos: el primero correspondió a la época seca fría (22 de enero al 12 de febrero de 2008) con muestreos a los 0, 3, 7, 10, 14 y 21 días; el segundo en la época seca cálida (15 al 29 de abril de 2008) los muestreos fueron 0, 3, 7, 10 y 14 días, y el tercer experimento en la época lluviosa cálida (26 de agosto al 2 de octubre de 2008) se tomaron muestras a los 0, 3, 6, 9, 13, 16, 22, 29 y hasta el día 36.

El diseño experimental fue como sigue:

Se colocaron 8 recipientes de polietileno transparente (4 tratamientos con dos réplicas) de 10 L de capacidad, utilizados como mesocosmos. Estos fueron colocados en línea horizontal en la parte media del lago, de manera que el acceso fuera sencillo y no se vieran alterados por factores externos a las condiciones naturales. En el tercer experimento, de la época lluviosa cálida, se realizaron tres réplicas de cada tratamiento (12 recipientes).

Los tratamientos que se utilizaron para los tres experimentos fueron:

- A. Agua del lago sin filtrar enriquecida con fósforo (Na_2HPO_4) o nitrógeno (NaNO_3), hasta lograr una proporción de 7:1 en peso de N:P.
- B. Agua del lago sin filtrar, diluida hasta una cuarta parte de la concentración original de nutrientes.
- C. Agua del lago sin ninguna modificación, utilizada como control.
- D. Agua del lago filtrada a través de una malla de $40\mu\text{m}$ de abertura para eliminar el zooplancton de mayor tamaño (rotíferos y crustáceos)

Se tomaron muestras en tubos de plástico de 50 ml para los ciliados y en tubos de 10 ml para bacterias, para ser llevadas al laboratorio. En cada uno de los muestreos las variables físicas y químicas que se midieron *in situ* fueron las siguientes: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH (unidades de pH), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$), mediante un equipo multisensor YSI modelo 85; el pH se evaluó con un potenciómetro Conductronic pH 10.

Trabajo de laboratorio:

Las muestras para medir las concentraciones de fósforo y nitrógeno totales fueron previamente digeridas utilizando una digestión alcalina con persulfato de potasio (Valderrama, 1981). Posteriormente se midieron espectrofotométricamente el P total (en forma de P- PO_4) y el N total (como N- NO_3) mediante un laboratorio portátil de calidad del agua marca HACH modelo DREL/2000 usando respectivamente las técnicas del Phosver 3 y del Nitrover 5 (HACH, 1993). Se midió la concentración de clorofila *a in vivo* con un fluorómetro Turner Designs mod. Aquafluor.

Ciliados: las muestras de cada uno de los recipientes se transportaron al laboratorio para su análisis *in vivo*, cultivo y posterior fijación con lugol ácido al 1% (Finlay y Guhl, 1992). Se observó la riqueza biológica de los protistas ciliados y se identificaron los organismos *in vivo* con técnicas de tinción vital. Se usaron las claves de Foissner, 1996; Finlay, 1988; Kahl 1930-1935; Lee *et al.* 1985-2000, Lynn 1992, Lynn y Small 2000 y Foissner *et al.* 1999. Se hicieron cultivos de cada tratamiento con agua del lago y medio Chalkley –trigo-. Para la observación *in vivo*, se utilizaron inmovilizadores como Metilcelulosa (methocel) y clara de huevo, así como el narcótico sulfato de níquel (Jahn *et al.* 1979), así como colorantes para la observación de diferentes estructuras (Kudo, 1982, Lee *et al.* 2000). De las muestras fijadas se tomaron 3 alícuotas para realizar la cuantificación de organismos mediante una cámara de Sedgwick-Rafter (1.0 ml) (A.P.H.A., 1985) con un mínimo de 100 organismos de las especies más abundantes (Wetzel y Likens, 2001). La cuantificación se realizó en un microscopio Zeiss modelo K7 a un aumento de 160X. Cuando fue necesario, se aplicaron técnicas de impregnación argéntica para confirmar la identidad de las especies (Lynn, 1992)

Bacterias: Para la cuenta y registro de bacterias se utilizó la técnica de epifluorescencia empleando el fluorocromo DAPI (4'6 diamidino-2-fenil- indol, marca Sigma), que es una tinción altamente específica para ADN (Porter y Feig 1980). Esta técnica permite cuentas más exactas por la nitidez que permite la tinción y el mayor tiempo de fluorescencia, además de ser muy utilizada para estos fines por varios autores (Weisse *et al.* 1990, Gude 1991, Button *et al.* 1996, Hinder *et al.* 1999). El filtrado se realizó con una bomba manual de vacío (Nalgene) a través de filtros de policarbonato (Poretics Co.) de 0.22 μm de apertura de poro y de 13 mm de diámetro. Se tiñeron con una solución saturada de negro clorazol (Sigma) como fondo de contraste. A 2 ml de muestra (final) se le agregó el fluorocromo DAPI, hasta una concentración final de 0.1 $\mu\text{g mL}^{-1}$ dejando reaccionar por un espacio de 5 a 10 minutos, para que el material genético de las bacterias se tiñera. Una vez concluida la filtración del volumen requerido, el filtro se montó en aceite de inmersión para realizar las cuentas en un Fotomicroscopio Zeiss III equipado con filtros: G365- FT395-LP 420 a un aumento de 1250X. En cada una de las muestras se cuantificaron al menos 40 campos o 400 bacterias con lo cual se logra un intervalo de confianza para la estimación de la media de $\pm 10\%$ (Wetzel y Likens 2001).

Se realizaron análisis gráficos de frecuencia vs abundancia con las especies de ciliados. Esto permite visualizar de manera general la riqueza de protozoos ciliados que hubo por época y por tratamiento y conocer las especies que se encontraron con mayores abundancias y frecuencias (dominantes), las que se presentaron con mayor frecuencia y menor abundancia (constantes), las de menor frecuencia y mayor abundancia (temporales) y las de menor frecuencia y menor abundancia (raras). Se determinaron las densidades totales tanto de los ciliados como de las bacterias. Se realizaron gráficos para conocer las cinco especies más abundantes dadas en porcentaje para cada época. Para establecer que no existieran diferencias significativas entre las réplicas se utilizó, en el caso de los dos primeros experimentos (en los que se colocaron dos réplicas), un análisis de t de Student ya que los datos mostraron ser normales y homocedásticos. En el tercer experimento, con tres réplicas, los datos no tuvieron distribución normal (Prueba de Shapiro-Wilk) pero sí tuvieron varianzas homogéneas (Prueba de Levene), por lo que fueron analizados con la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney (Daniel, 2002).

Para determinar posibles diferencias significativas entre los tratamientos se realizó inicialmente un análisis exploratorio a los datos. Se construyeron gráficos de caja y bigote y se realizó la prueba de Shapiro-Wilk para establecer la dispersión y normalidad de los datos. A través del análisis de Levene se probó la homocedasticidad de los datos a comparar. Como los datos no fueron normales ni homocedásticos, a pesar de haber empleado algunas transformaciones, se decidió emplear los datos originales y el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis. Todos estos análisis se realizaron mediante el paquete estadístico SPSS ver. 19.0 (IBM, 2010). Cuando el análisis de Kruskal-Wallis arrojó diferencias significativas, se aplicó la prueba de Dunn para conocer cuáles fueron los tratamientos diferentes. Esto último se hizo manualmente, mediante fórmulas aplicadas en una hoja de cálculo del programa Excel 2010 de Microsoft (Elliot, 1983 y Sokal y Rohlf, 1999). El procedimiento anterior se aplicó a los datos de densidad total de ciliados, densidad de bacterias y concentración de clorofila *a*.

Para la comparación de los datos entre épocas también se usó un análisis de Kruskal-Wallis y la prueba de Dunn. En este caso el número de datos a comparar era diferente, lo cual hace no recomendable la aplicación de un análisis de varianza. Se compararon los datos de densidad total de ciliados, densidad de bacterias, concentración de clorofila *a*, concentraciones de P y N totales en los tratamientos no modificados y la relación N:P en los mismos tratamientos (C y D).

Posteriormente se llevó a cabo un análisis de correlación utilizando el coeficiente de correlación lineal de Pearson para establecer las posibles relaciones entre los factores ambientales y las densidades de ciliados (Daniel, 2002). Los datos fueron previamente transformados utilizando el logaritmo base 10 o la transformación $\log_{10}(n+1)$

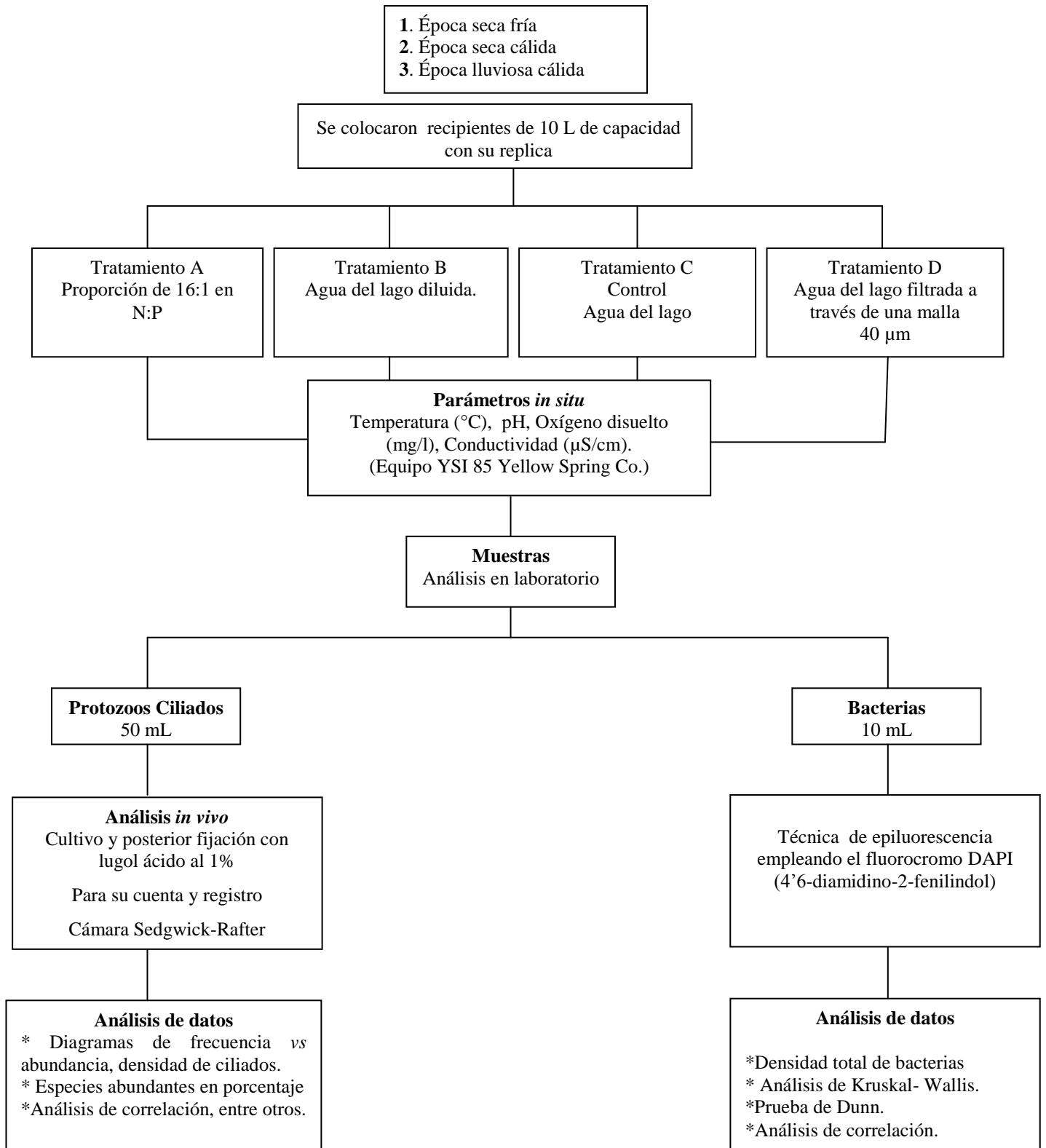


Fig. 2 Diagrama general de los experimentos durante las tres épocas del año.

Resultados

Se determinaron 21 especies de ciliados en total durante las tres épocas, la riqueza específica fue muy parecida para todos los experimentos.

Hipotrichia	Colpodea
<i>Aspidisca cicada</i> (O.F. Müller, 1876)	<i>Colpoda steini</i> (O.F. Müller, 1773)
<i>Stylonychia putrina</i> (Ehrenberg, 1830)	
Prostomatida	Scuticociliatida
<i>Bursellopsis nigricans var. truncata</i>	<i>Cyclidium glaucoma</i> (O.F. Müller, 1773)
<i>Bursellopsis nigricans</i> (Lauterborn, 1894)	
<i>Coleps hirtus</i> (Nitzsch, 1827)	Spirotrichia
<i>Phascolodon vorticella</i> (Stein, 1859)	<i>Euplotes sp.</i> (Ehrenberg, 1830)
Peritrichia	Haptorida
<i>Epistylis pygmaeum</i> (Ehrenberg, 1838)	<i>Lacrymaria olor</i> (O.F. Müller, 1776)
<i>Hastatella cf. radians</i> (Erlanger, 1890)	<i>Monodinium balbianii</i> (Fabr�-Domergu�, 1818)
<i>Vorticella convallaria</i> (Linnaeus, 1758)	
Oligotrichia	Pleurostomatida
<i>Halteria grandinella</i> (O.F. M�ller, 1773) (Dujardin, 1841)	<i>Litonotus fasciola</i> (Wrzesniowski, 1870)
<i>Limnostrombidium pelagicum</i> (Kahl, 1932) (Krainer, 1995)	Suctorida
Hymenostomata	<i>Podophrya fixa</i> (Ehrenberg, 1838)
<i>Paramecium caudatum</i> (Ehrenberg, 1830)	
<i>Pleuronema jaculans</i> (Kent, 1881)	
<i>Tetrahymena pyriformis</i> (Ehrenberg, 1830)	

Tabla 1. Listado taxonómico de los ciliados presentes en las tres épocas de estudio.

Riqueza específica total de ciliados de las tres épocas

El número que se muestra en las gráficas de frecuencia vs abundancia indica la especie de acuerdo al listado de la tabla 2.

1. *Aspidisca cicada*
2. *Bursellopsis nigricans*
3. *Bursellopsis nigricans var. truncata*
4. *Coleps hirtus*
5. *Colpoda steini*
6. *Cyclidium glaucoma*
7. *Epistylis pygmaeum*
8. *Euplotes sp.*
9. *Halteria grandinella*
10. *Hastatella cf. radians*
11. *Lacrymaria olor*
12. *Limnostrombidium pelagicum*
13. *Litonotus fasciola*
14. *Monodinium balbianii*
15. *Paramecium caudatum*
16. *Phascolodon vorticella*
17. *Pleuronema jaculans*
18. *Podophrya fixa*
19. *Stylonychia putrina*
20. *Tetrahymena pyriformis*
21. *Vorticella convallaria*

Tabla 2. Lista de las especies de ciliados en orden alfabético -para la elaboración de las gráficas de frecuencia vs abundancia-.

Época seca fría

Riqueza específica de ciliados: Se registraron 19 especies de ciliados para todos los tratamientos durante la época seca fría. En los tratamientos B, C y D se encontraron 17 especies y en el tratamiento A se observó el menor número de especies, 15.

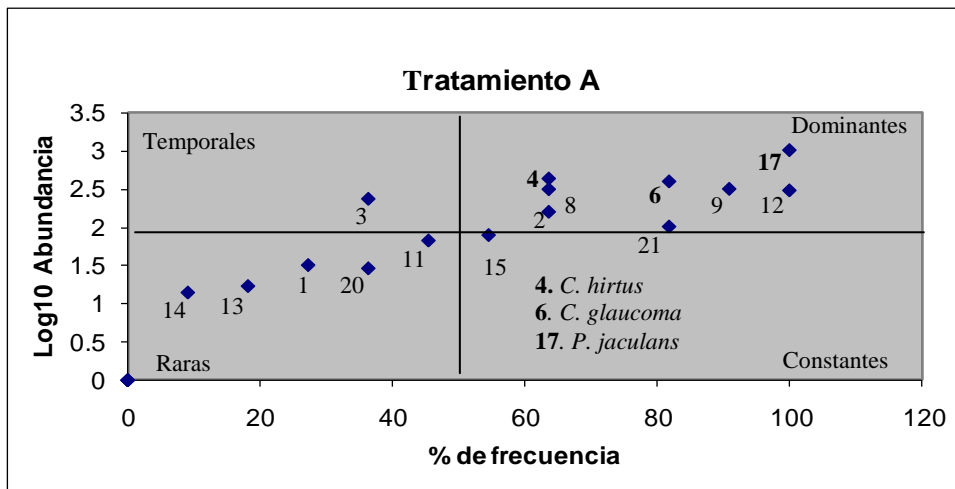


Figura 3. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento A (equilibrado), época seca fría.

Para el tratamiento A el diagrama de frecuencia vs abundancia mostró que *P. jaculans*, *C. glaucoma* y *C. hirtus* fueron de las especies dominantes; dos especies fueron constantes: *P. caudatum* y *V. convallaria*. Cinco especies fueron raras. *B. nigricans var. truncata*, se presenta como especie temporal (Fig. 3).

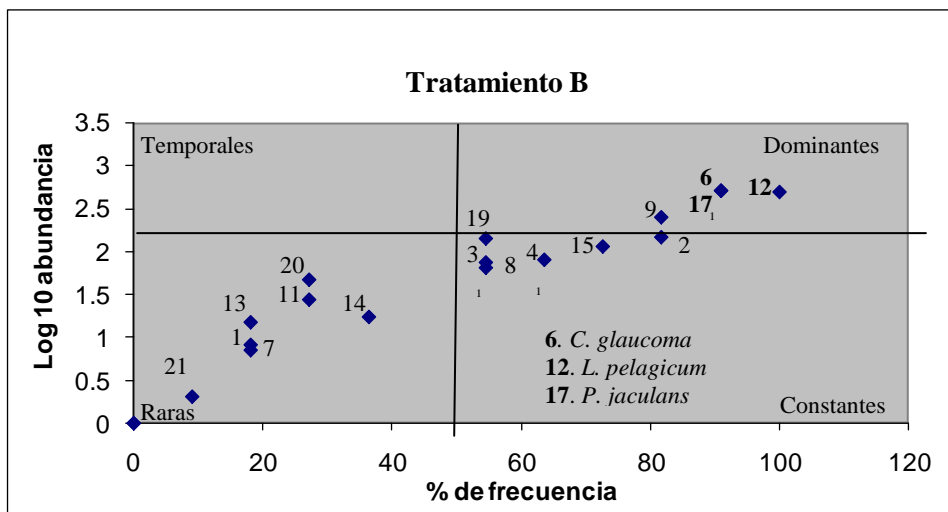


Figura 4. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento B (diluido), época seca fría.

En el tratamiento B destacan *L. pelagicum*, *P. jaculans* y *C. glaucoma* como especies dominantes; como constantes *B. nigricans*, *C. hirtus* y *Euplotes sp.* Siete especies fueron raras y no se determinaron especies temporales (Fig. 4).

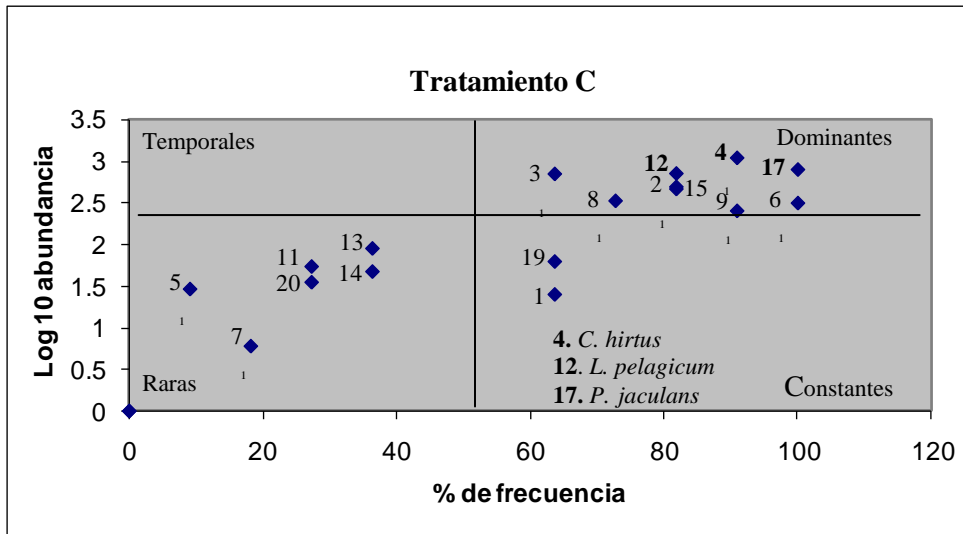


Figura 5. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento C (control), época seca fría.

Para el control *C. hirtus*, *P. jaculans* y *L. pelagicum* fueron las especies dominantes; dos especies constantes *S. putrina* y *A. cicada*. Seis especies fueron raras y tampoco hubo especies temporales (Fig. 5).

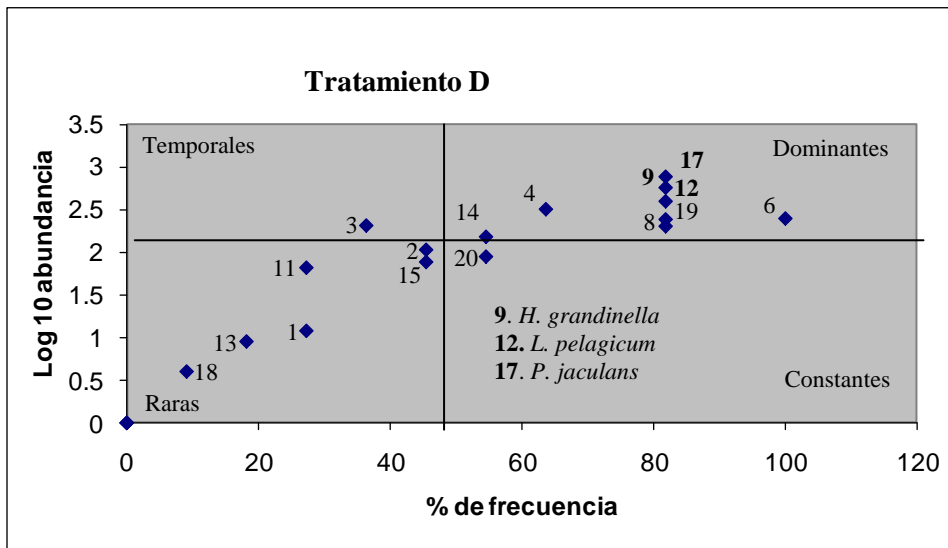


Figura 6. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento D (sin zooplancton), época seca fría.

Para el tratamiento D se observa que *L. pelagicum*, *P. jaculans* y *H. grandinella* fueron las especies dominantes; *M. balbianii* fue constante. Siete especies fueron raras y *B. nigricans* var. *truncata* se presentó temporalmente (Fig. 6).

Densidad de ciliados

En la época seca fría se registraron las mayores densidades de ciliados en el tratamiento control con un intervalo de 164-1352 ind ml⁻¹. El tratamiento A y el D con densidades intermedias 183-562 ind ml⁻¹ y 76-836 ind ml⁻¹ respectivamente. En el tratamiento B se observaron las densidades más bajas con un intervalo de 26- 423 ind ml⁻¹. De manera general se observa un incremento en los cuatro tratamientos al inicio de los muestreos y seguido de un descenso continuo hasta el final del experimento (Fig. 7).

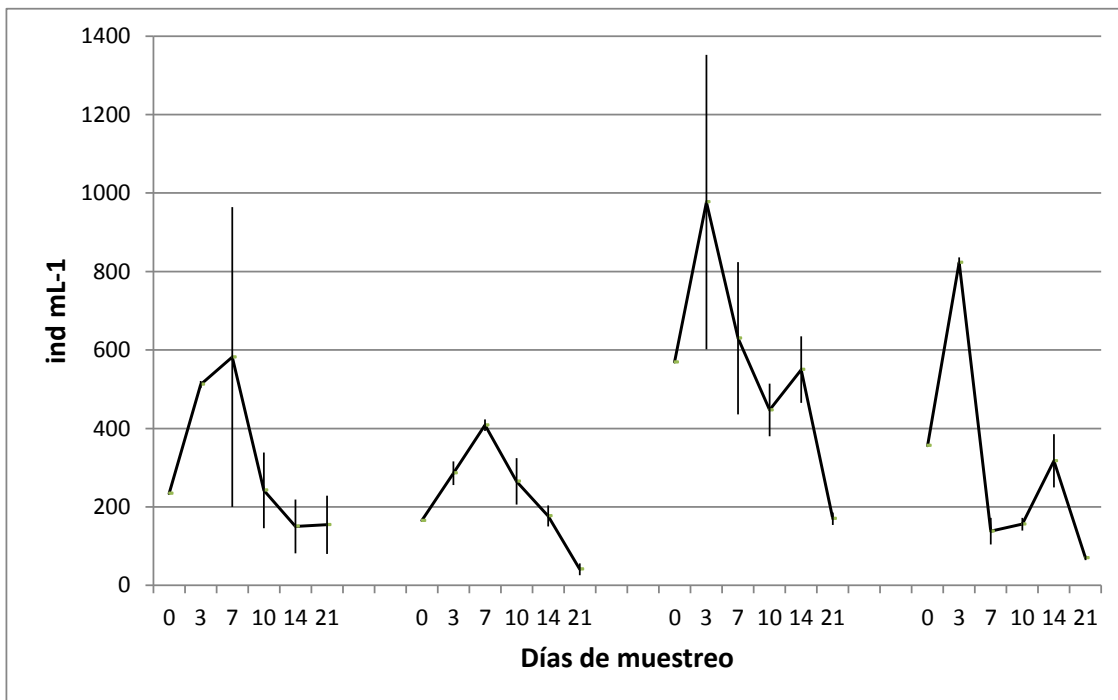


Figura 7. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio por tratamiento de las densidades totales de ciliados durante la época seca fría.

En la época seca fría el análisis de Kruskal-Wallis arrojó diferencias significativas entre los tratamientos ($H=10.15$ (3, $N= 48$) $P= 0.015$); la prueba de Dunn indicó que la diferencia se presentó entre el tratamiento B –diluido- y el tratamiento C –control-, lo que significa que el tratamiento B presentó en esta época densidades de ciliados significativamente menores ($P<0.05$) a los registrados en el control.

Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados

Las especies predominantes en esta época fueron *P. jaculans*, *C. hirtus*, *C. glaucoma*, *H. grandinella* y *L. pelagicum*, las cuales se registraron como las cinco especies con densidades importantes principalmente en los tratamientos A, C y D. En la figura 8 se muestra en porcentaje, la contribución de estas especies para cada tratamiento y de manera general se observa que en el tratamiento A, la especie *P. jaculans* presenta una dominancia con un 29% del total de los ciliados, mientras que *C. hirtus* (12%) y *C. glaucoma* (11%) le siguen en importancia. Después están *H. grandinella* y *L. pelagicum* ambas con un 9% del total de los individuos. En el tratamiento B fueron tres las especies que contribuyeron con los mayores porcentajes: *P. jaculans*, *C. glaucoma* y *L. pelagicum*, cada una con un 20%, *H. grandinella* con 10% y *C. hirtus* con un 3% del total de los ciliados. En el tratamiento C la especie con mayor porcentaje fueron *C. hirtus* con 17%, *P. jaculans* y *L. pelagicum* con 13% y 12% respectivamente, mientras que *C. glaucoma* y *H. grandinella* representaron en porcentaje del total de los ciliados con un 5% y 4%. El tratamiento D estuvo dominado por la especie *P. jaculans* con un 22%, también *H. grandinella* fue una de las especies que presentó un porcentaje importante 16%, *C. hirtus* y *L. pelagicum* ambas con un 10% y *C. glaucoma* con un 7%.

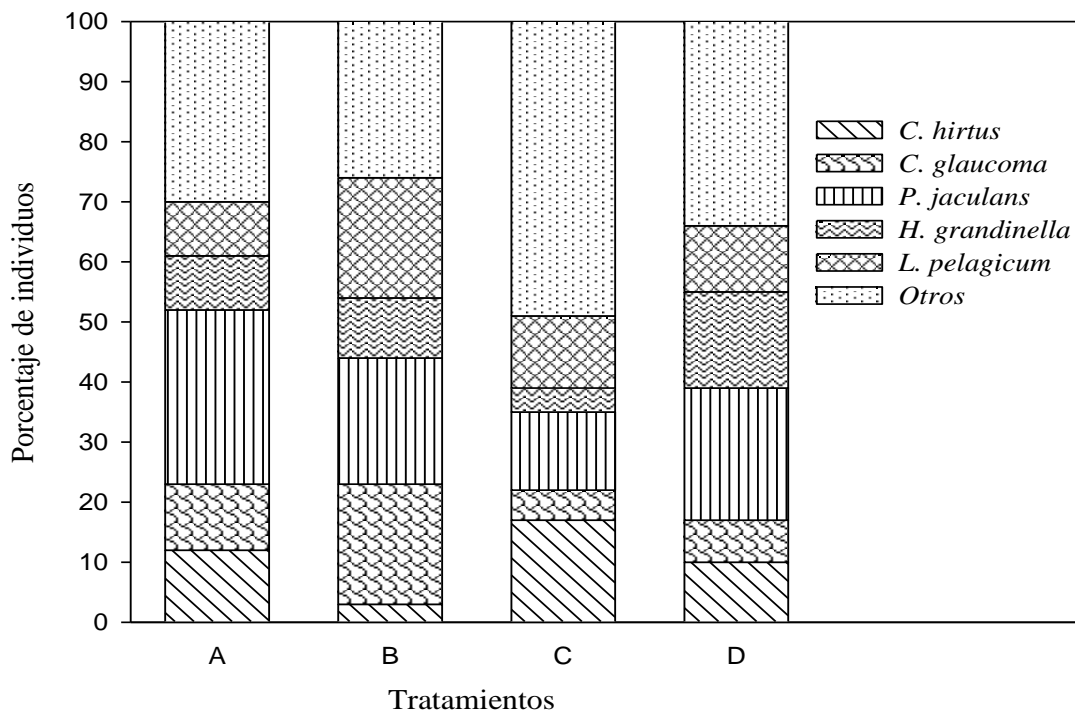


Figura 8. Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados. Seca fría

Las especies predominantes en esta época fueron *P. jaculans*, *C. hirtus*, *C. glaucoma*, *H. grandinella* y *L. pelagicum*, las cuales se registraron como las cinco especies con densidades importantes principalmente en los tratamientos A, C y D. En la figura 8 se muestra en porcentaje, la contribución de estas especies para cada tratamiento y de manera general se observa que en el tratamiento A, la especie *P. jaculans* presenta una dominancia con un 29% del total de los ciliados, mientras que *C. hirtus* (12%) y *C. glaucoma* (11%) le siguen en importancia. Después están *H. grandinella* y *L. pelagicum* ambas con un 9% del total de los individuos. En el tratamiento B fueron tres las especies que contribuyeron con los mayores porcentajes: *P. jaculans*, *C. glaucoma* y *L. pelagicum*, cada una con un 20%, *H. grandinella* con 10% y *C. hirtus* con un 3% del total de los ciliados. En el tratamiento C la especies con mayor porcentaje fueron *C. hirtus* con 17%, *P. jaculans* y *L. pelagicum* con 13% y 12 % respectivamente, mientras que *C. glaucoma* y *H. grandinella* representaron en porcentaje del total de los ciliados con un 5% y 4%. El tratamiento D estuvo dominado por la especie *P. jaculans* con un 22%, también *H. grandinella* fue una de las especies que presentó un porcentaje importante 16%, *C. hirtus* y *L. pelagicum* ambas con un 10% y *C. glaucoma* con un 7%.

Cabe mencionar que se presentó un grupo de ciliados que aunque estuvieron siempre presentes, no representaron un porcentaje significativo del total , sobre todo en las primeras dos épocas del experimento.

Este es el caso de *S. putrina*, *B. nigricans*, *A. cicada* y *M. balbianii*, las cuales se mantuvieron como especies "constantes", pero que fueron afectadas en la segunda época, para finalmente volver a ser desplazadas por las especies dominantes en la tercera época (Fig. 8).

Densidades bacterianas

Las densidades bacterianas en la época seca fría estuvieron en órdenes entre 8.0×10^5 y 6.9×10^6 bac ml⁻¹. El valor máximo se registró en el tratamiento D con 6.9×10^6 bac ml⁻¹ el día diez del muestreo y con un valor mínimo de 1.1×10^6 en el día siete del muestreo; como se puede observar en la figura 9, D es el tratamiento que presenta un aumento considerable y después un descenso de las densidades de bacterias. Los tratamientos A y C muestran una tendencia a disminuir en ciertos muestreos y luego vuelven a aumentar su densidad hasta el final del experimento, cuyas densidades se encontraron entre 8.4×10^5 - 1.4×10^6 bac ml⁻¹ y 1.2×10^6 - 1.8×10^6 , respectivamente. Mientras que el tratamiento B muestra las densidades más bajas en esta época, sin picos importantes y con una tendencia a incrementar la densidad hasta el último muestreo; el intervalo para este osciló entre 8.0×10^5 y 1.5×10^6 bac ml⁻¹ (Fig. 9).

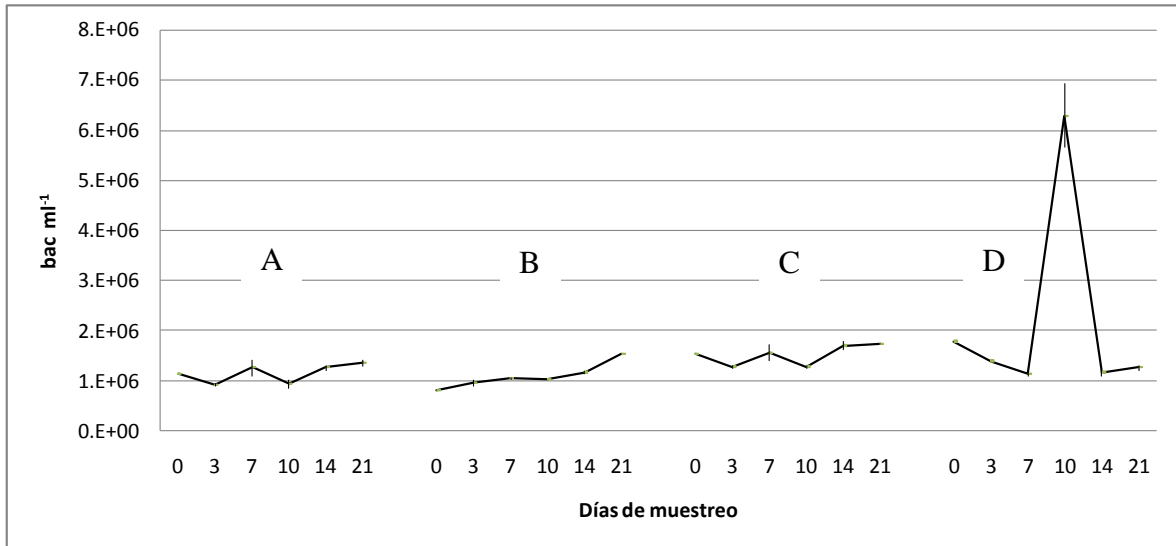


Figura 9. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de las densidades bacterianas por tratamiento. Época seca fría.

El análisis de Kruskal-Wallis de las densidades bacterianas entre los tratamientos de la época seca fría indicó la existencia de diferencias significativas ($H= 18.871$ (3, $N=48$) $P=0.000$). La prueba de Dunn ($P<0.05$) estableció que el tratamiento A (equilibrado) tuvo menores densidades que el C (control). También el tratamiento diluido presentó densidades más bajas que el control y el tratamiento sin zooplancton (D), lo que nos indica que en esta época tanto la adición de fósforo como la dilución tuvieron un efecto negativo sobre la densidad de bacterias.

Época seca cálida

Riqueza específica: La época seca cálida es la que registra el menor número de especies a lo largo del experimento con un total de 16 especies de protozoos ciliados. El tratamiento D presenta el mayor número de especies (15), el tratamiento B fue el que presentó el menor número de especies (13) y los tratamientos A y C presentan el mismo número de especies (14).

Se observa en esta época que los ciliados tuvieron una riqueza específica muy parecida en los cuatro tratamientos, así como también valores de abundancias y densidades menores en comparación a la época seca fría y lluviosa cálida. Nuevamente el número indica la especie de acuerdo al listado de la tabla 2.



Ubicación de los mesocosmos



Figura 1. Fotografía del lago Tezozómoc, mostrando la zona de muestreo y los mesocosmos utilizados.

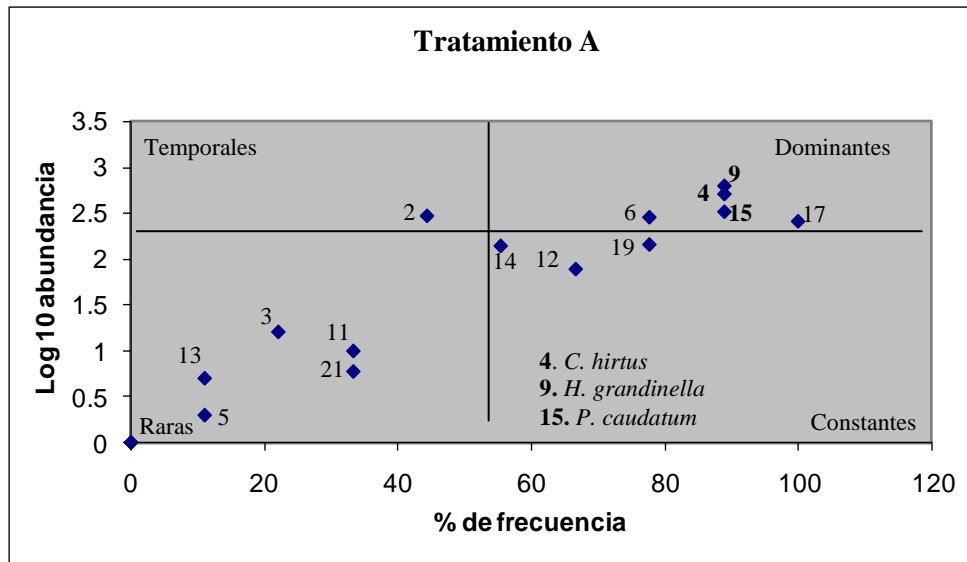


Figura 10. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento A. Época seca cálida.

Para el tratamiento A *H. grandinella*, *C. hirtus* y *P. caudatum* fueron dominantes; tres especies constantes *S. putrina*, *M. balbianii*; seis raras y *B. nigricans* como única especie temporal (Fig. 10).

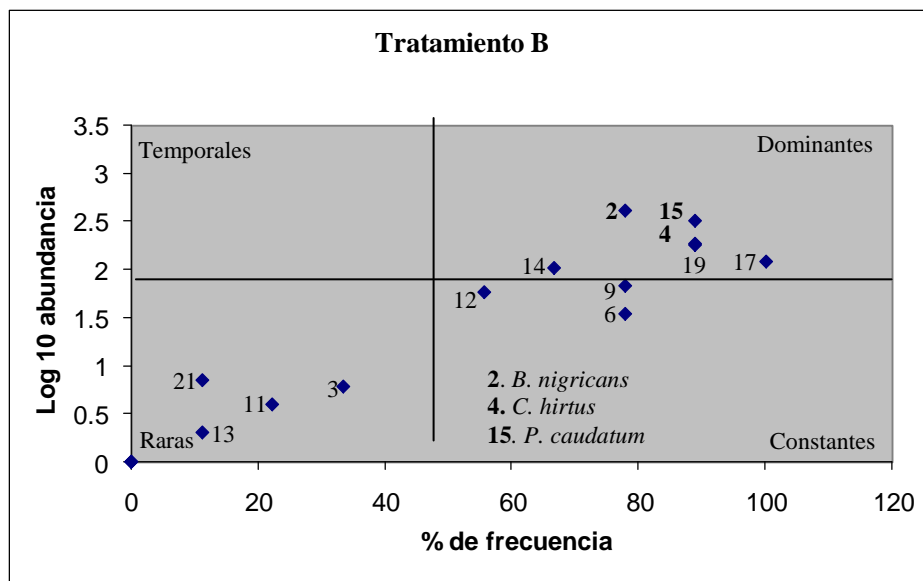


Figura 11. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento B. Época seca cálida

En el tratamiento B. Las especies *B. nigricans*, *P. caudatum*, *C. hirtus* dominaron; dos constantes: *L. pelagicum* y *C. glaucoma*. Cuatro especies fueron raras y no hubo temporales (Fig. 11)

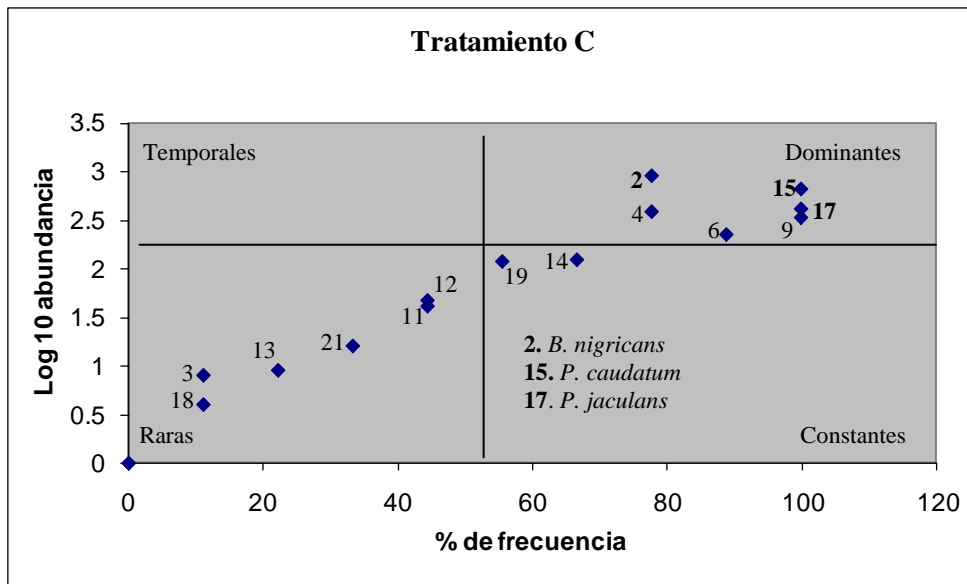


Figura 12. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento C. Época seca cálida.

Para el Control (C), *B. nigricans*, *P. caudatum* y *P. jaculans* como dominantes; dos constantes *M. balbianii* y *S. putrina*. Seis especies raras y tampoco hubo especies temporales (Fig. 12).

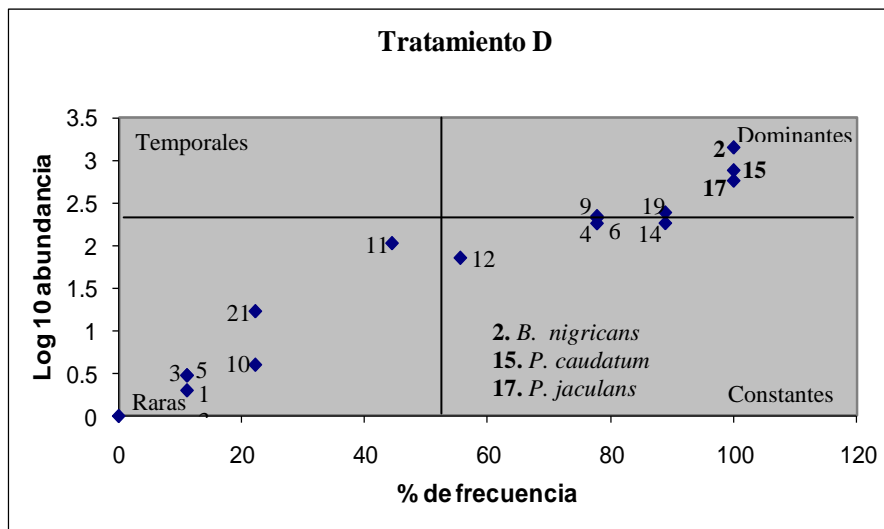


Figura 13. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento D. Época seca cálida.

Para el tratamiento D, nuevamente *B. nigricans*, *P. caudatum* y *P. jaculans* como dominantes; tres constantes *M. balbianii* y *C. hirtus* con densidades importantes. Seis raras y no hubo especies temporales (Fig. 13).

Densidad de ciliados

Las densidades de ciliados registradas en la época seca cálida, fueron mayores en comparación con la época seca fría y lluviosa cálida, en un intervalo entre 31- 652 ind ml⁻¹. Las densidades más elevadas se presentaron en el control 652 ind ml⁻¹ y con una densidad mínima de 86 ind ml⁻¹, valores similares se observan en el tratamiento D, aunque el mínimo no alcanzó los valores registrados en el control, estos oscilaron entre 240- 548 ind ml⁻¹; el tratamiento B se presenta los valores de densidad de ciliados más bajos en un intervalo entre 39- 269 ind ml⁻¹. El tratamiento equilibrado tuvo valores intermedios entre 183 y 522 ind ml⁻¹ (Fig. 14).

En esta época la comparación de las densidades entre los tratamientos también señaló diferencias significativas ($H=16.664$ (3, $N= 40$) $P= 0.001$); nuevamente fue el tratamiento B –diluido- el que tuvo diferencia significativa ($P<0.05$) pues resultó menor, a los valores del tratamiento D, sin zooplancton.

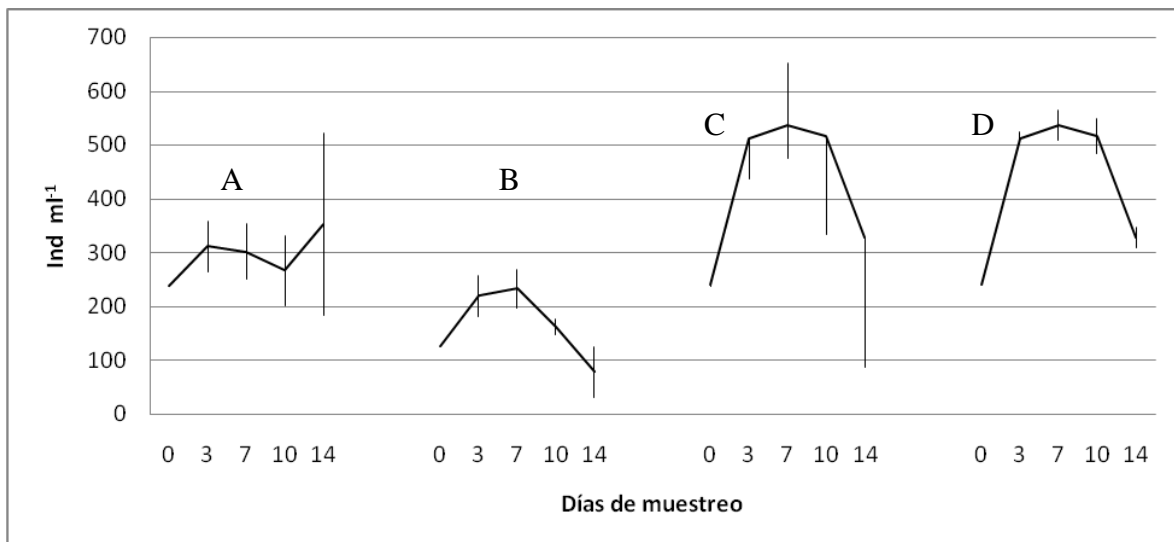


Figura 14. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la densidad total de ciliados por tratamiento. Época seca cálida.

Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados

En el tratamiento A la especie *H. grandinella* registro un 23% del total de los ciliados, *C. hirtus* con el 19%, mientras que las especies *B. nigricans* (11%), *P. jaculans* (10%) y *P. caudatum* contribuyeron con un 12%. En los tratamientos B, C y D fueron dos las especies que predominaron. *B. nigricans* en los dos primeros tratamientos con un 27% y el D con un 19%; *P. caudatum* en el tratamiento B y C con un 22% y en el tratamiento D con un 35%. En estos mismos tratamientos las especies *C. hirtus*, *P. jaculans* y *H. grandinella* presentaron porcentajes entre 5% y 14%, como se puede observar en la figura 15.

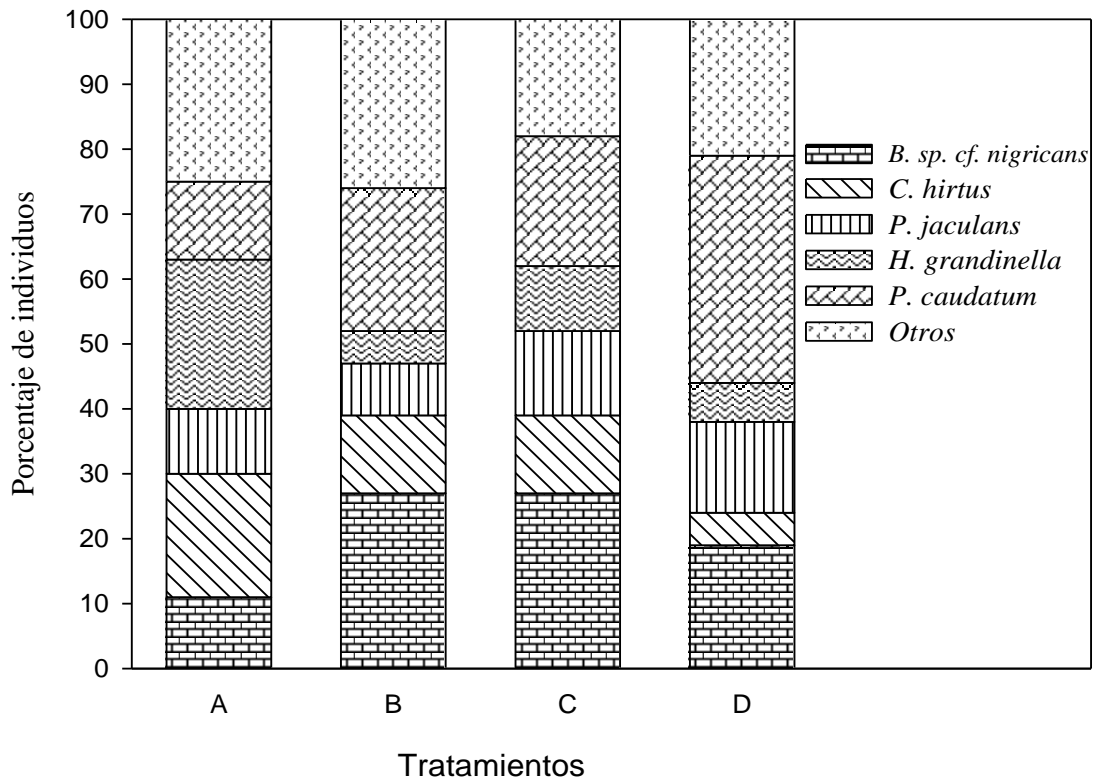


Figura 15. Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados. Época seca cálida

Densidades bacterianas

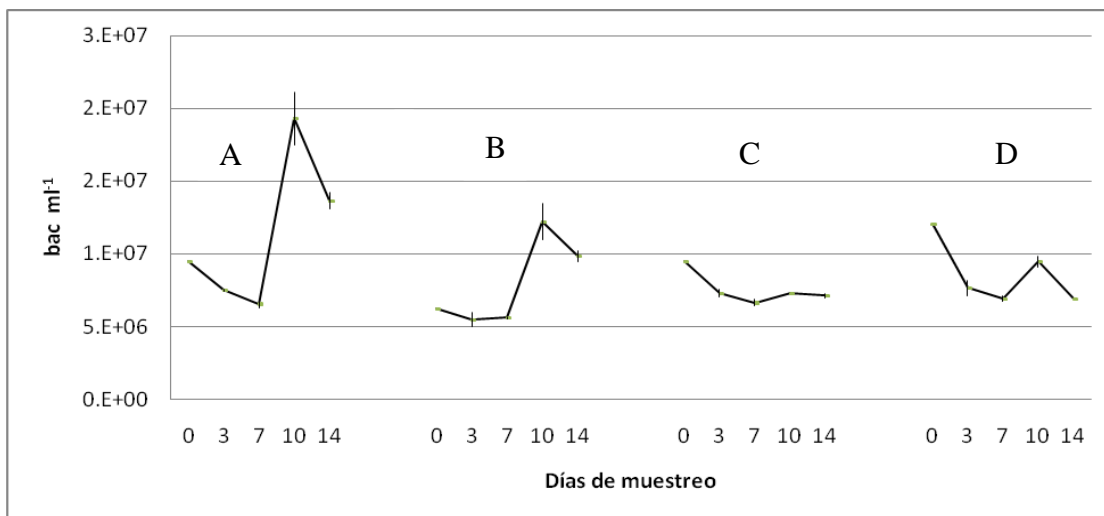


Figura 16. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de las densidades bacterianas por tratamiento. Época seca cálida.

Durante la época seca cálida se presentaron las mayores densidades de bacterias. Las máximas densidades se presentaron en el tratamiento A en un intervalo entre $6.8 \times 10^6 - 2.1 \times 10^7$ bac ml⁻¹; mientras tanto en los tratamientos B, C y D, en el día 10 se incrementó el número, para después disminuir en todos.

Las densidades menores que se midieron en esta época corresponden al control (C) en un intervalo entre $6.9 \times 10^6 - 9.4 \times 10^6$ bac ml⁻¹, mientras que los tratamientos B y D oscilaron entre $4.9 \times 10^6 - 1.3 \times 10^7$ bac ml⁻¹ y $6.9 \times 10^6 - 1.2 \times 10^7$ bac ml⁻¹, respectivamente (Fig. 16).

Para el caso de esta época, el análisis de Kruskal-Wallis indicó que no existieron diferencias significativas entre los tratamientos (H= 5.978 (3, N=40) P= 0.113)

Época lluviosa cálida

Riqueza específica: En la época lluviosa cálida se registraron 17 especies de ciliados, riqueza levemente menor a la de la época seca fría. Pero durante la época de lluvias se presentaron las mayores densidades de ciliados con respecto a las otras dos épocas. El tratamiento B es el que tuvo el mayor número de especies (14), el tratamiento C con menor número de especies (12) y los tratamientos A y D presentaron el mismo número de especies (13). Las tres especies que predominaron de manera importante en todo este período y en los cuatro tratamientos fueron *C. glaucoma*, *H. grandinella* y *P. caudatum*. Los elevados valores de las especies dominantes desplazaron el eje de separación horizontal hacia la parte superior, causando que numerosas especies se ubicaran como raras, como se observa en el diagrama.

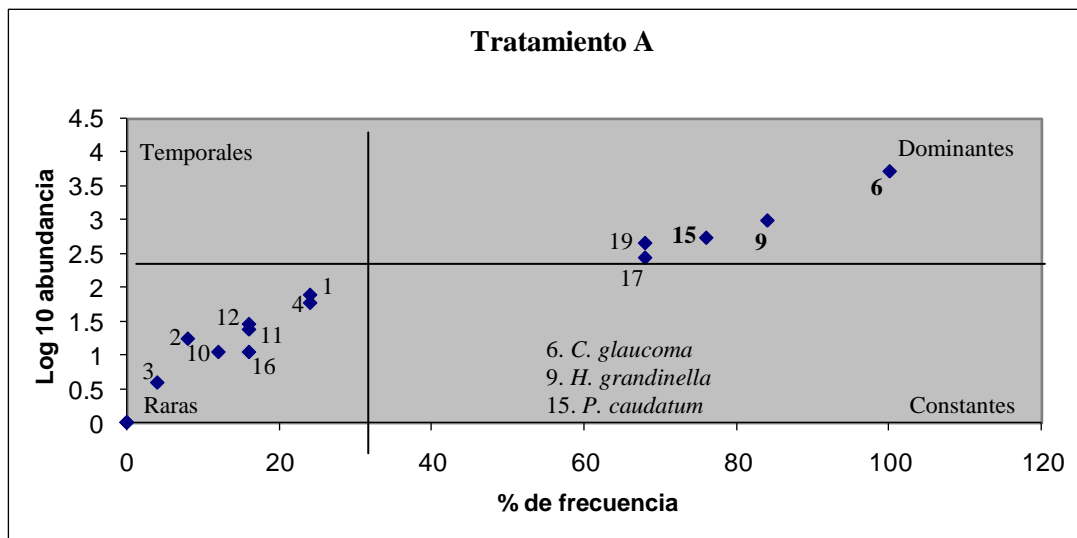


Figura 17. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento A, durante la época lluviosa cálida.

Para el tratamiento A, las especies que predominaron fueron: *C. glaucoma*, *H. grandinella*, *P. caudatum*; *P. jaculans* y *S. putrina*. No se presentaron especies constantes ni temporales, y ocho especies fueron raras (Fig. 17).

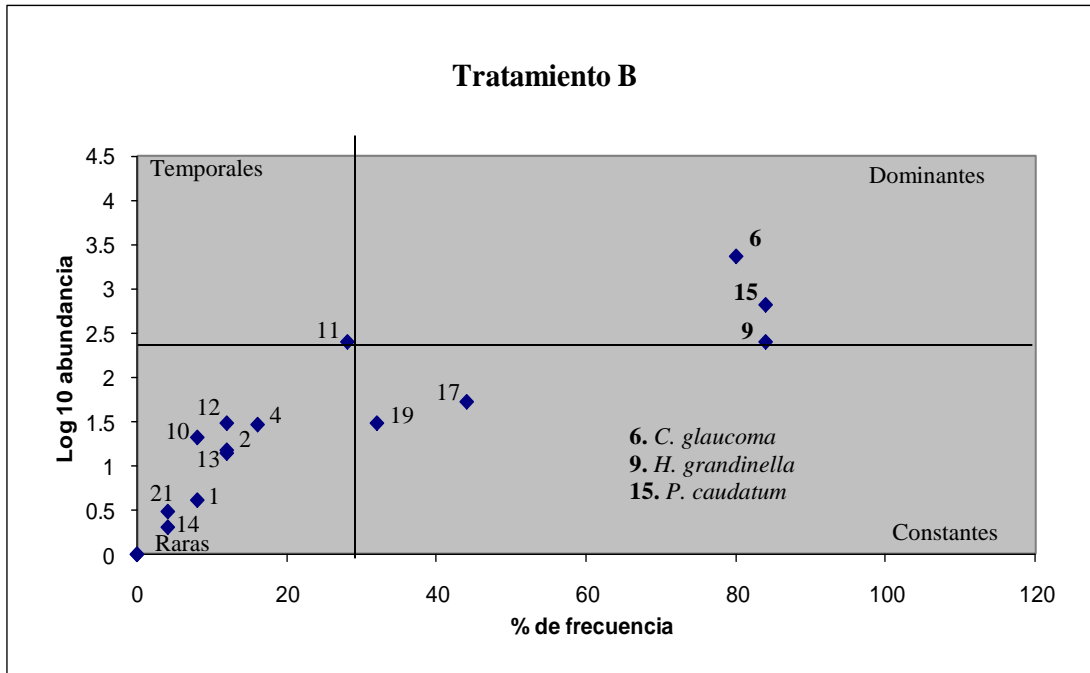


Figura 18. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento B, durante la época lluviosa cálida.

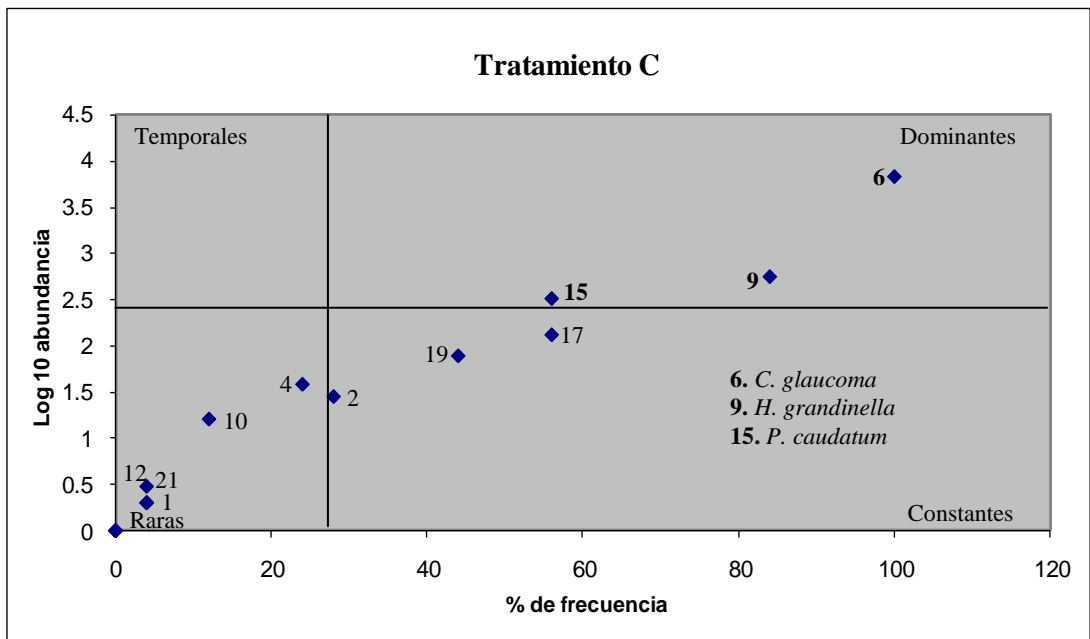


Figura 19. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento C, durante la época lluviosa cálida.

En el tratamiento B, *C. glaucoma*, *P. caudatum*, *H. grandinella* como dominantes; dos constantes *P. jaculans* y *S. putrina*. *L. olor* resultó especie temporal y hubo otras ocho especies raras (Fig.18).

En el control, *C. glaucoma*, *H. grandinella* y *P. caudatum* son dominantes; tres especies constantes *P. jaculans*, *S. putrina* y *B. nigricans*. Seis especies fueron raras y ninguna temporal (Fig. 19).

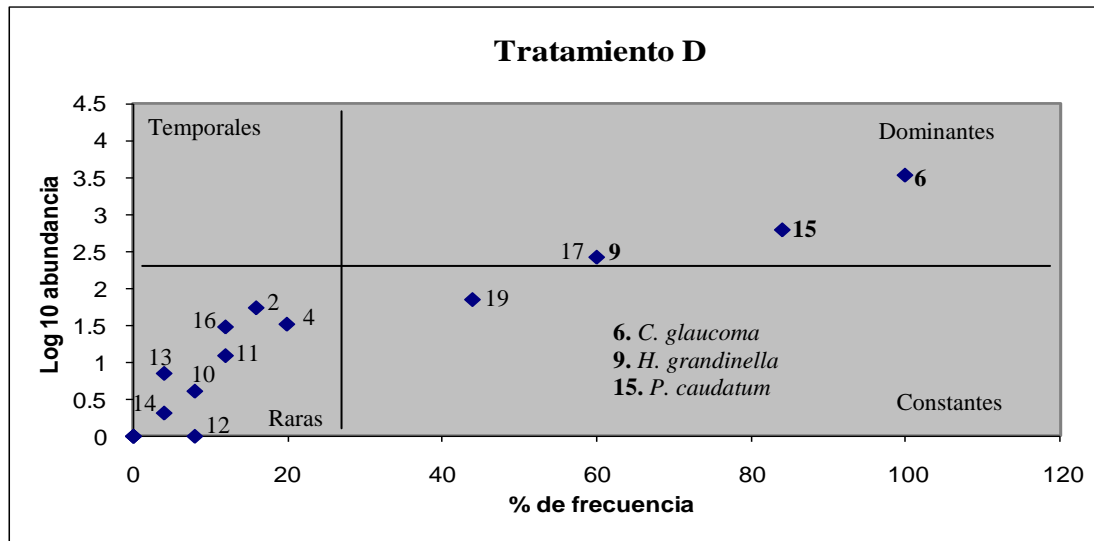


Figura 20. Diagrama de frecuencia vs abundancia del tratamiento C, durante la época lluviosa cálida

Para el tratamiento D, nuevamente. *C. glaucoma*, *P. caudatum* y *H. grandinella* son dominantes; como constante *S. putrina* y ocho especies raras y ninguna temporal (Fig. 20).

Densidades de ciliados

En la época lluviosa cálida, se registraron las densidades menores de ciliados con respecto a las otras dos épocas, alcanzando un máximo de 1279 ind ml⁻¹ en el tratamiento C y con un valor mínimo de 51 ind ml⁻¹. El tratamiento B presenta el valor más bajo con un intervalo de 6 a 585 ind ml⁻¹; mientras que los tratamiento A y B muestran un incremento en el día dieciséis y después un descenso del mismo. Los tratamientos A y D registran incrementos y descensos a lo largo del experimento, con las siguientes densidades: 94- 892 ind ml⁻¹ y 13- 459 ind ml⁻¹, respectivamente (Fig. 21).

En esta época también hubo diferencias significativas (H= 19.943 (3, N=108) P= 0.000). El tratamiento B –diluido- fue significativamente menor (P<0.05) a los tratamientos A y C.

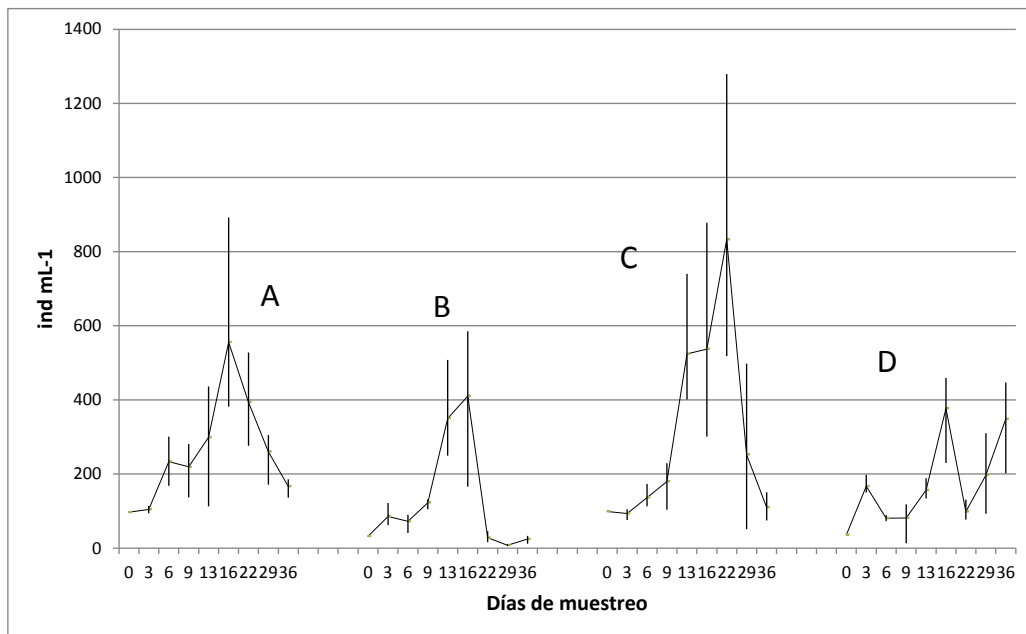


Figura 21. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la densidad total de ciliados por muestreo. Época lluviosa cálida.

Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados

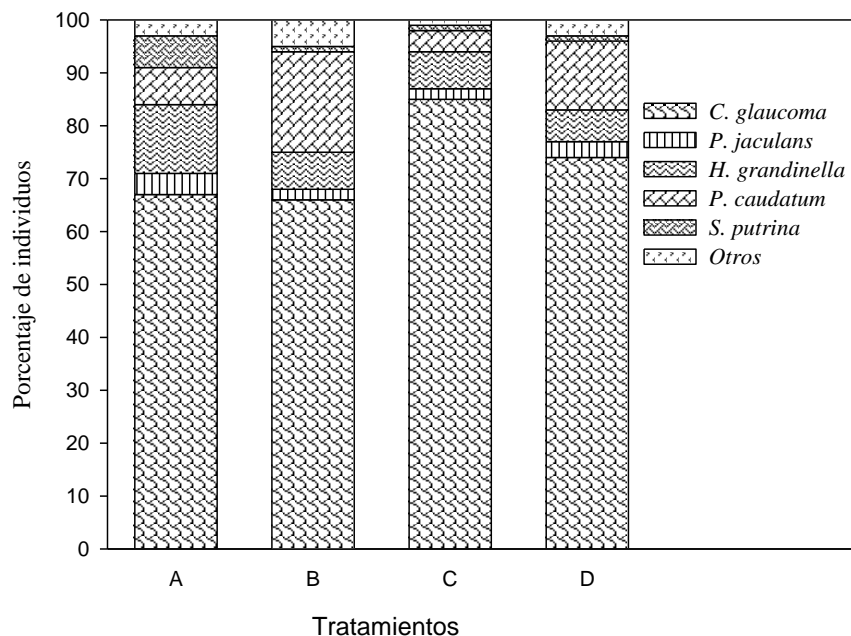


Figura 22. Contribución porcentual de las especies a la densidad total de los ciliados. Época lluviosa cálida

En la época lluviosa cálida *C. glaucoma* fue el organismo que predominó en los cuatro tratamientos con un aporte en porcentaje cercano al 66% en los tratamientos A y B y con un

74% y 85% en los tratamientos D y C respectivamente; desplaza a *P. jaculans* en los cuatro tratamientos en donde aporta un porcentaje que oscila entre 2% y 4%. Para esta época, como especie rara se ubicó *B. nigricans* -que en la seca-cálida aportó un porcentaje considerable-. Las especies que estuvieron representadas en los cuatro tratamientos, aunque con un aporte menor fueron *H. grandinella* (6% -13%) y *P. caudatum* que osciló (4% -19%) (Fig. 22).

De manera general, algunas especies de ciliados estuvieron siempre presentes durante las tres épocas estudiadas, sin embargo no se registraron como especies con densidades elevadas en la mayoría de los tratamientos a lo largo del estudio. Estas especies fueron *H. grandinella* y *P. jaculans*. Es muy importante resaltar que cada experimento –y por tanto cada época del año- fue dominado por conjuntos diferentes de especies de ciliados.

La comparación de las densidades totales de ciliados entre las tres épocas arrojó diferencias significativas ($H= 23.2$ (2, $N=196$) $P=0.000$). La prueba de Dunn mostró que las densidades de ciliados en la época lluviosa cálida resultaron significativamente menores ($P<0.05$) que las de las épocas secas

Densidades bacterianas

Los tratamientos A y D presentan los valores máximos entre $2.9 \times 10^6 - 9.8 \times 10^6$ bac ml^{-1} y $3.3 \times 10^6 - 9.1 \times 10^6$ bac ml^{-1} , respectivamente. El tratamiento B presenta densidades en un intervalo entre $2.5 \times 10^6 - 4.7 \times 10^6$ bac ml^{-1} , mientras que en el tratamiento C las densidades oscilaron entre $3.6 \times 10^6 - 6.9 \times 10^6$ bac ml^{-1} (Fig. 23).

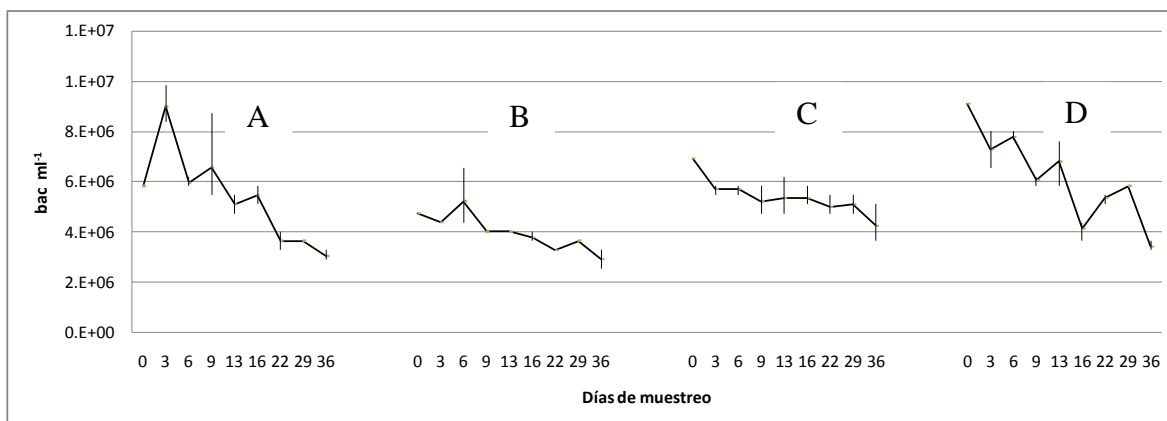


Figura 23. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de las densidades bacterianas por tratamiento. Época lluviosa cálida.

La comparación de los tratamientos de esta época a través del análisis de Kruskal-Wallis arrojó que existieron diferencias significativas entre ellos ($H= 39.932$ (3, $N=108$) $P=0.000$). La diferencia se debió a que las densidades del tratamiento B –diluído- resultaron significativamente menores ($P<0.05$) a las de los otros tres.

La comparación de las densidades de las tres épocas (seca fría, seca cálida y lluviosa cálida) señaló que son significativamente diferentes ($H=130.828$ (2, $N= 196$) $P=0.000$). El análisis de Dunn indicó que las densidades de la época seca fría fueron significativamente menores ($P<0.05$) comparados con las otras dos épocas.

NUTRIENTES

Concentración de Nitrógeno Total:

Durante el experimento de la **época seca fría** los valores de nitrógeno total en el tratamiento equilibrado variaron entre 10.25 y 4.16 mg L⁻¹ de N. Cabe mencionar que en este primer experimento, debido a un error analítico previo, se estableció que era el fósforo el nutriente deficiente y se agregó este elemento y no el nitrógeno. El error tuvo como consecuencia que el tratamiento equilibrado resultara el más desequilibrado, como se verá en la sección de la relación de nitrógeno y fósforo. En el tratamiento diluido las concentraciones variaron entre 9.50 y 3.28 mg L⁻¹, mientras que en los tratamientos control y sin zooplancton el máximo fue 10.25 y los mínimos 4.24 y 3.92 mg L⁻¹ de N, respectivamente. En general se observó un descenso de la concentración de N en los primeros días y después los valores fueron bastante estables en todos los tratamientos (Fig. 24).

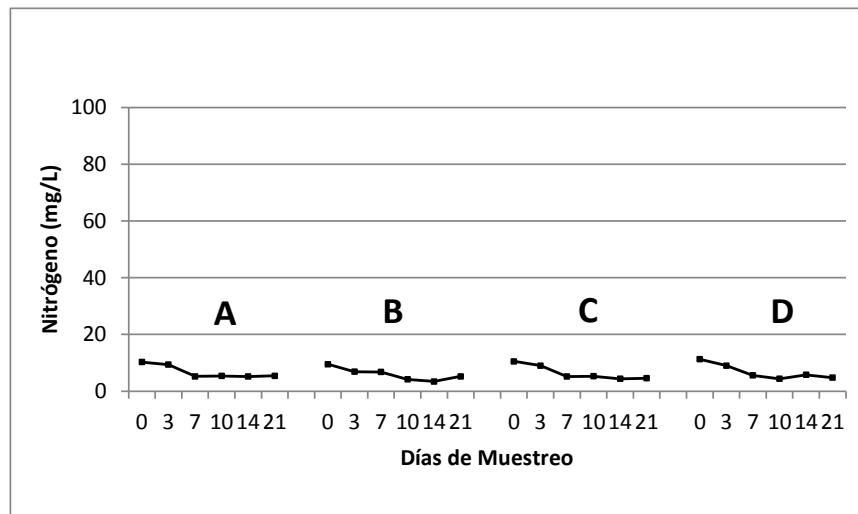


Figura 24. Variación temporal de la concentración de N total por tratamiento. Época seca fría

En la época **seca cálida** sí se agregó NaNO₃ al tratamiento A, para lograr un equilibrio y los valores variaron entre 78.00 y 47.75 mg L⁻¹ de N. En el resto de los tratamientos las concentraciones fueron notablemente menores: 5.25 a 3.48 mg L⁻¹ en el tratamiento B, 7.50 a 3.57 mg L⁻¹ en el C y 6.75 a 3.98 mg L⁻¹ en el tratamiento D. El tratamiento A tuvo un marcado descenso de la concentración en el tercer muestreo y luego se mantuvo más o menos estable. Los otros tres tratamientos mostraron una variación pequeña y sus valores se mantuvieron similares a lo largo de todo el experimento (Fig. 25).

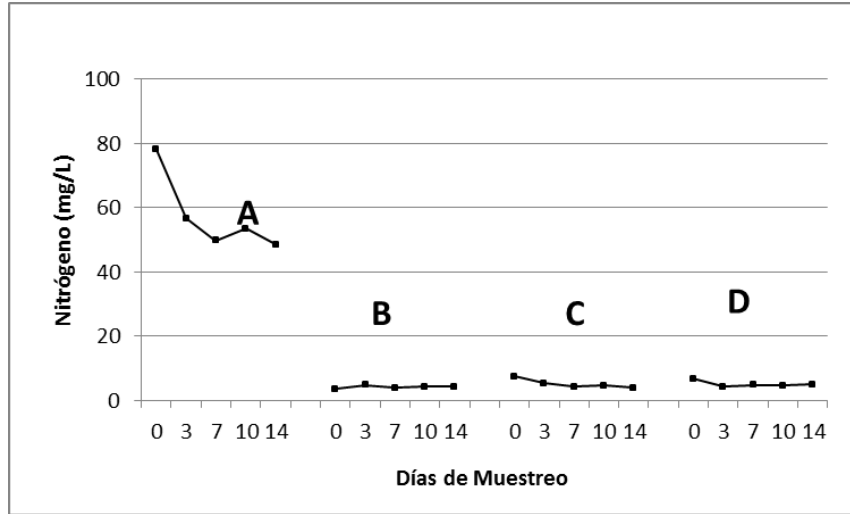


Figura 25. Variación temporal de la concentración de nitrógeno total por tratamiento. Época seca cálida

Finalmente, en la época **lluviosa cálida** también se agregó NaNO_3 para equilibrar el tratamiento A, por lo que las concentraciones variaron entre 33.25 y 10.00 mg L^{-1} de N. En el tratamiento B la variación estuvo entre 4.92 y 2.99 mg L^{-1} ; en el C entre 15.44 y 5.25 mg L^{-1} y en el tratamiento D los concentraciones oscilaron de 11.08 a 2.75 mg L^{-1} . El tratamiento A presentó una variación importante a lo largo del experimento con subidas y bajadas en la concentración pero con una tendencia descendente general. El tratamiento B se mantuvo estable y con un leve descenso. Los tratamientos C y D variaron levemente pero ambos presentaron un incremento en su concentración a los 29 días del experimento debida probablemente al proceso de nitrificación en los mesocosmos (Fig. 26)

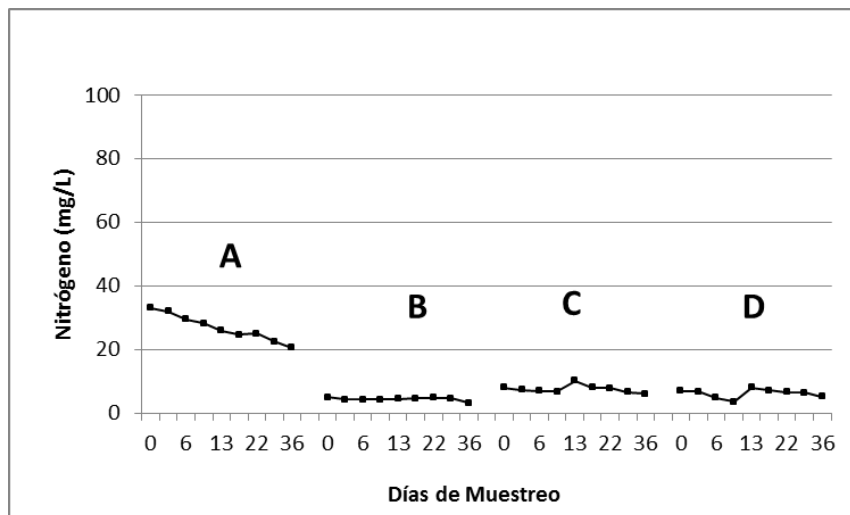


Figura 26. Variación temporal de la concentración de nitrógeno total por tratamiento. Época lluviosa cálida

Se aplicó un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis y un análisis post hoc de Dunn usando los datos de los tratamientos C y D –a los cuales no se les modificó la concentración

de N- para comparar las concentraciones de N “naturales” de las tres épocas estudiadas. El resultado fue que hubo diferencias significativas ($H=20.745$ (2, $N=92$) $P= 0.000$) y que la época seca cálida presentó concentraciones significativamente menores con relación a las otras dos. Los valores mayores se presentaron en la estación lluviosa cálida, seguidos de los observados en la seca fría, pero sin diferencia estadística entre ellas.

Concentración de P total.

Las concentraciones de fósforo total en los tres experimentos fueron elevadas, indicando un desequilibrio de la relación N:P favorable a este último. En la época **seca fría**, como ya se mencionó, se añadió por error fósforo para equilibrar el tratamiento A. Por ello las concentraciones de P total en este tratamiento variaron entre 29.76 y 4.68 mg L⁻¹ de P. En el tratamiento B las concentraciones fueron considerablemente menores (2.25 a 0.58 mg L⁻¹). En los tratamientos C (9.15 a 1.93 mg L⁻¹) y D (6.0 a 0.88 mg L⁻¹) las concentraciones fueron intermedias. Aunque durante los primeros muestreos las concentraciones fueron descendiendo, a los 14 días se presentó un aumento generalizado del P en todos los tratamientos para volver a descender en el último muestreo (Fig. 27).

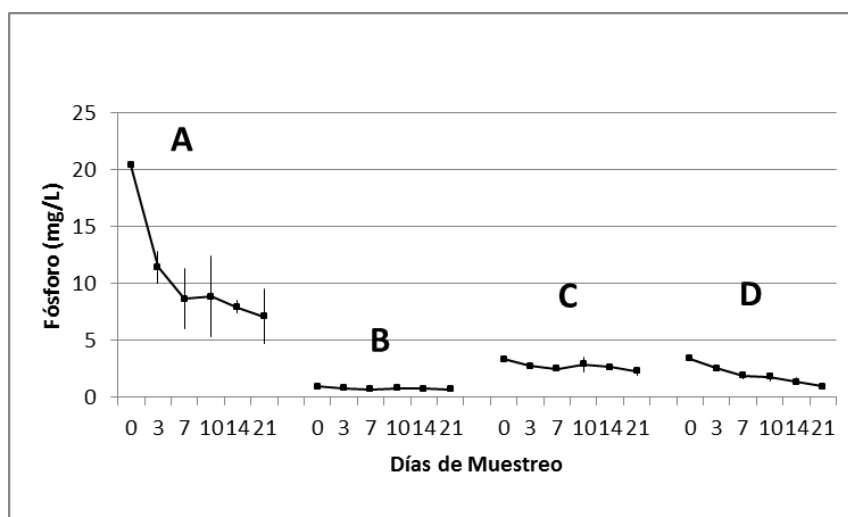


Figura 27. Variación temporal de la concentración de fósforo total por tratamiento. Época seca fría

En la época **seca cálida** ya se agregó nitrógeno y no fósforo, por lo que las concentraciones de éste último en todos los tratamientos fueron parecidas. El tratamiento A varió entre 3.84 y 1.20 mg L⁻¹. En el B la variación fue de 1.00 a 0.70 mg L⁻¹. En el C los valores fueron de 3.48 a 1.13 mg L⁻¹ y en el D 3.48 a 1.38 mg L⁻¹. La tendencia general fue hacia un descenso de los valores conforme avanzó el tiempo del experimento (Fig. 28).

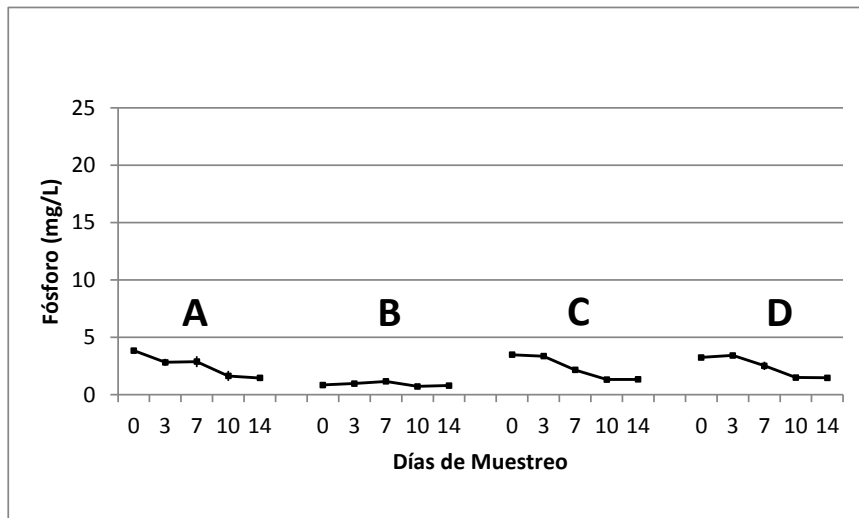


Figura 28. Variación temporal de la concentración de fósforo total por tratamiento. Época seca cálida

En la época lluviosa cálida, nuevamente se agregó nitrógeno para equilibrar el tratamiento A. Las concentraciones de fósforo total variaron en este tratamiento entre 2.00 y 0.95 mg L⁻¹ de P. En el tratamiento B la variación estuvo entre 0.66 y 0.10 mg L⁻¹. El Control las concentraciones se encontraron entre 2.05 y 1.15 mg L⁻¹ y en el tratamiento D entre 1.75 y 0.85 mg L⁻¹. En esta época también la tendencia general fue hacia un muy ligero descenso de las concentraciones en todos los tratamientos a lo largo del tiempo del experimento (Fig. 29).

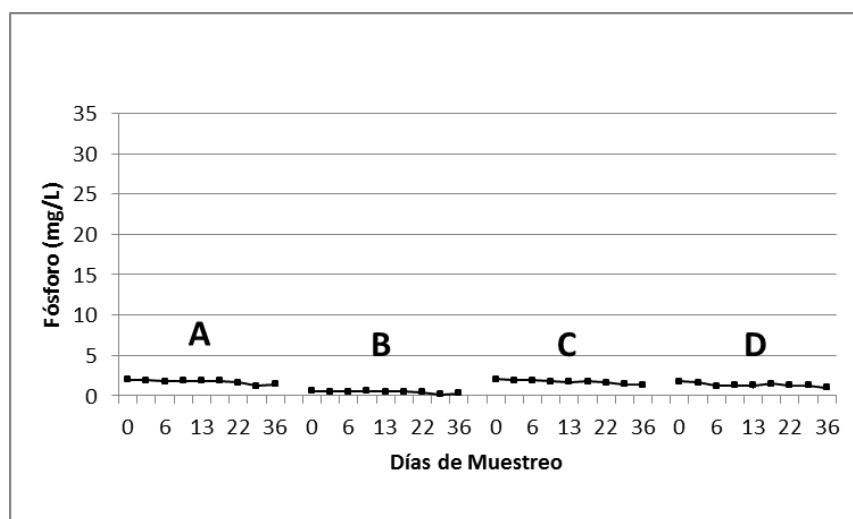


Figura 29. Variación temporal de la concentración de fósforo total por tratamiento. Época lluviosa cálida

Igual que para el caso del N, se aplicó un análisis de Kruskal-Wallis y una prueba post hoc de Dunn a los datos del P en los tratamientos C y D (no modificados) para establecer si hubo diferencias entre las épocas. Se encontraron diferencias significativas ($H= 28.770$ (2,

N=92) P= 0.000) pero en este caso el resultado señaló que la época lluviosa cálida tuvo concentraciones de fósforo significativamente menores con relación a las otras dos épocas. Los valores más elevados se presentaron durante la época seca fría.

Relación N: P

Debido al error ya mencionado, en el experimento de la **época seca fría** (figura 42), la relación N: P en peso en el tratamiento A fue la más desequilibrada, presentando valores de entre 0.5 y 1.0. El tratamiento B fue el que tuvo los mejores valores, con un intervalo de 1.5 a 14.5. En el Control la variación estuvo entre 0.5 y 3.6 y en el tratamiento D entre 0.9 y 5.2 (Fig. 30).

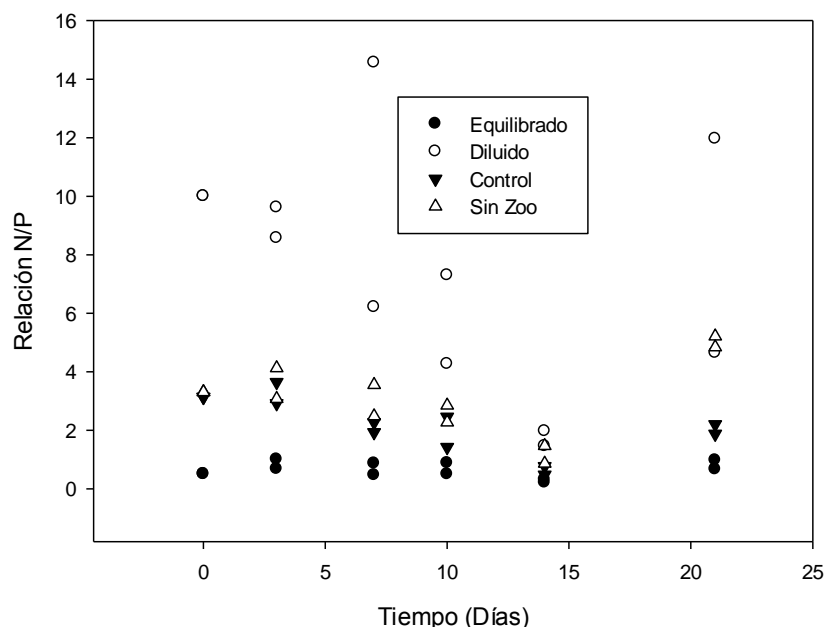


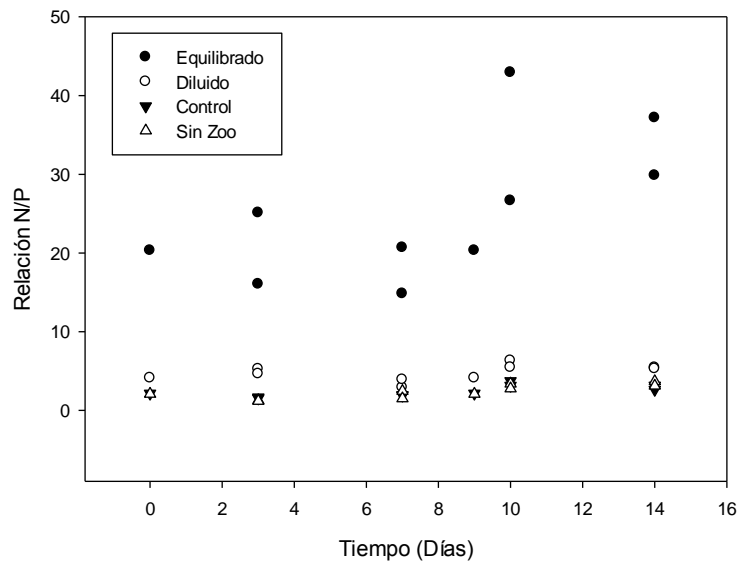
Figura 30. Relación N: P en peso para cada tratamiento en la época seca fría

Para el experimento de la época **seca cálida** los valores de N: P en peso en el tratamiento A se encontraron entre 14.8 y 42.9, siendo la adición de N la causa de los valores tan elevados. En el tratamiento B los valores fueron de 6.3 a 2.9 y en el control de 3.7 a 1.5; en el tratamiento D de 3.7 a 1.2 (Fig. 31).

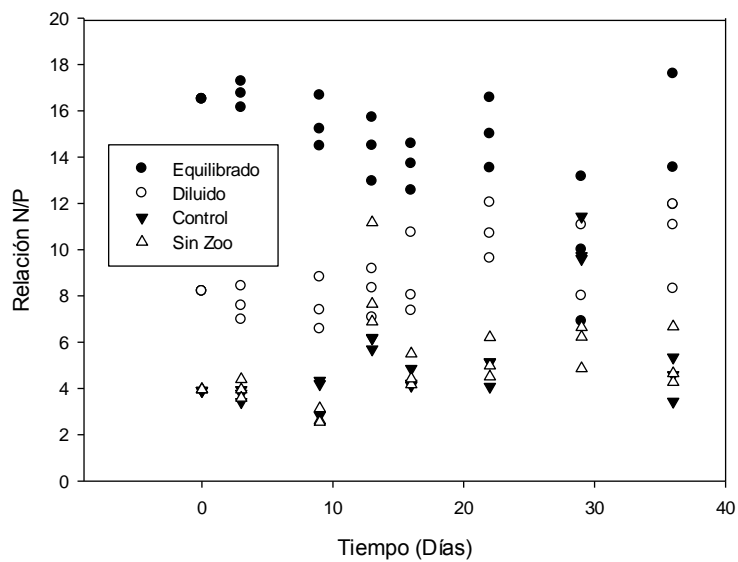
Durante el experimento de la época lluviosa cálida el tratamiento A estuvo entre 17.2 y 6.9; el tratamiento B entre 12 y 7.1; el Control entre 11.4 y 2.8 y el D entre 11.2 y 2.5 (Fig. 32)

El análisis de Kruskal-Wallis y la prueba post-hoc de Dunn (P= 0.05) aplicados a los datos de la relación N:P para comparar los valores de las tres épocas indicaron diferencias significativas (H=50.974 (2, N=92) P=0.00) y que los valores de la época lluviosa cálida

fueron mayores con relación a los de las otras dos épocas. Los valores menores correspondieron a la época seca fría pero sin diferencias significativas con la seca cálida.



Figuras 31 y 32. Relación N: P en peso por tratamiento en la época seca cálida y lluviosa cálida, abajo.



Condiciones ambientales

Tabla 3. Valores mínimo y máximo de los parámetros ambientales registrados durante las tres épocas de estudio y los distintos tratamientos.

Tratamientos	A			B			C			D		
	SF	SC	LC	SF	SC	LC	SF	SC	LC	SF	SC	LC
Parámetros												
Temperatura (°C)	15.5-17.7	19.2-23.5	18.9-24.2	15.5-17.7	19.2-23.5	18.9-24.2	15.5-17.7	19.2-23.5	18.9-24.2	15.5-17.7	19.2-23.5	18.9-24.2
O.D (mg L ⁻¹)	1.3-12.5	0.6-27.4	2-17.9	4.4-11.3	5.8-19	4.7-12.5	0.7-17	1.4-19	2.7-15	0.3-18.8	8-20.3	5.7-19
Conductividad (K ₂₅)	855-1068	942-2142	790-1100	200-332	421-1567	194-324	900-1282	1425-1594	676-1093	800-1047	1438-1603	696-1093
pH	8.5-10.1	8.7-9.8	9.7-11.1	8.9-10.2	8.7-10.5	6.5-10.6	8.7-10	8.7-9.6	9.7-11.1	9-10.6	8.7-9.8	9.7-11.2
Clorofila <i>a</i>	24.7-245.1	47.6-136	39.0-64.8	16.2-51.0	3.6-15.7	5.4-14.5	89.7-340.3	10.8-62.4	5.4-14.5	20.84-254.1	27.7-62.3	31.9-49.7

Abreviaturas

Tratamientos:

A: Agua del lago sin filtrar enriquecido con fósforo (Na₂HPO₄) en la época seca fría o nitrógeno (NaNO₃), en las otras dos épocas, hasta lograr una proporción de 16:1 en N:P.

B: Agua del lago sin filtrar, diluida.

C: Agua del lago sin ninguna modificación utilizada como control.

D: Agua del lago filtrada a través de una malla de 40µm de abertura para eliminar el zooplancton.

Épocas:

SF: seca fría

SC: seca cálida

CL:lluviosa cálida

Temperatura: Durante el experimento se presentaron temperaturas que oscilaron en un intervalo entre 15.5 y 24.2 °C. En la época seca fría se midió la temperatura más baja de 15.5 °C y el valor máximo de este período fue de 17.7 °C, ambos valores registrados en febrero. En la época seca cálida la temperatura se incrementó notablemente, con un intervalo de entre 18.9 y 24.2 °C, las cuales se registraron en el mes de abril. La época lluviosa cálida mostro una variación de temperatura entre 18.9 y 24.2 °C. Como puede observarse el comportamiento de la temperatura en todos los tratamientos para las tres épocas fue muy similar, reflejando el hecho de que los tratamientos y sus réplicas se encontraban en condiciones muy similares (Ver tabla 3).

Durante el estudio se observa una variación de **oxígeno disuelto** en los mesocosmos entre 0.3 y 23.3 mg L⁻¹. En la época seca fría el intervalo fue entre 0.3 mg L⁻¹ (valor mínimo, registrado en los tratamientos A y D) y 18.8 mg L⁻¹ (valor máximo en el tratamiento D). En la época seca cálida se presentó el valor máximo que fue de 23.3 mg L⁻¹ mientras que el mínimo fue de 0.6 mg L⁻¹. La época lluviosa cálida presentó un máximo de 19.1 mg L⁻¹ en el tratamiento D y el mínimo con 2.1 mg L⁻¹ en los tratamientos A y C. De manera general se observó que los tratamientos presentaron desde condiciones de sobresaturación durante los primeros muestreos hasta condiciones anóxicas en los últimos muestreos. A continuación se muestran las gráficas con los valores máximos y mínimos y promedios del oxígeno disuelto para las tres épocas (Figuras 33-35).

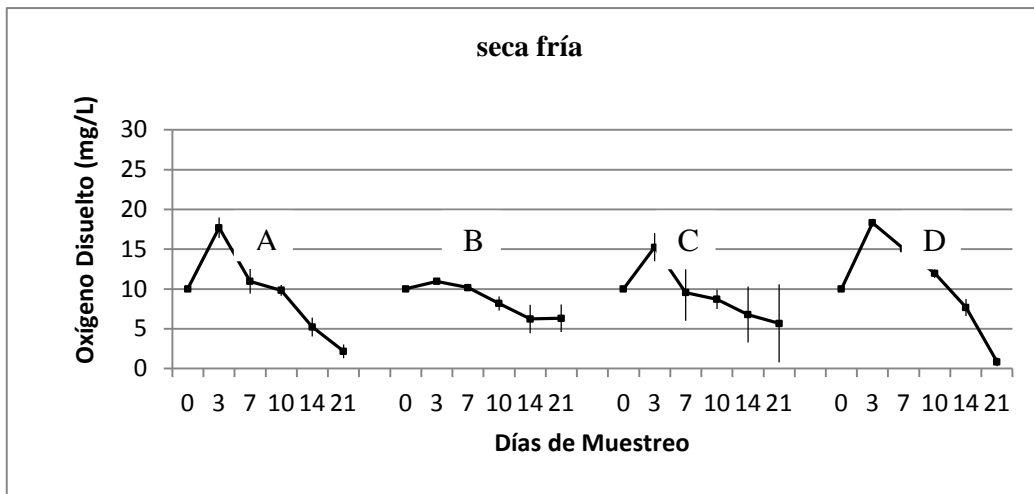


Figura 33. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto por tratamiento. Época seca fría.

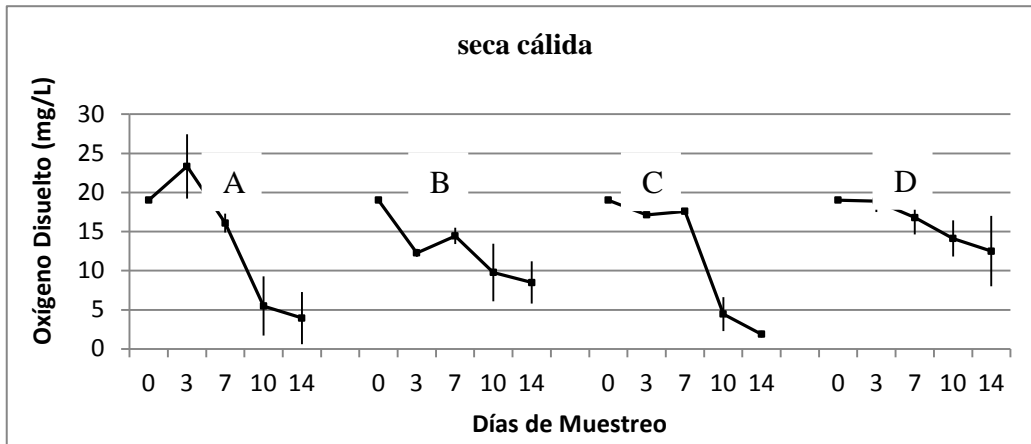


Figura 34. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto durante la época seca cálida.

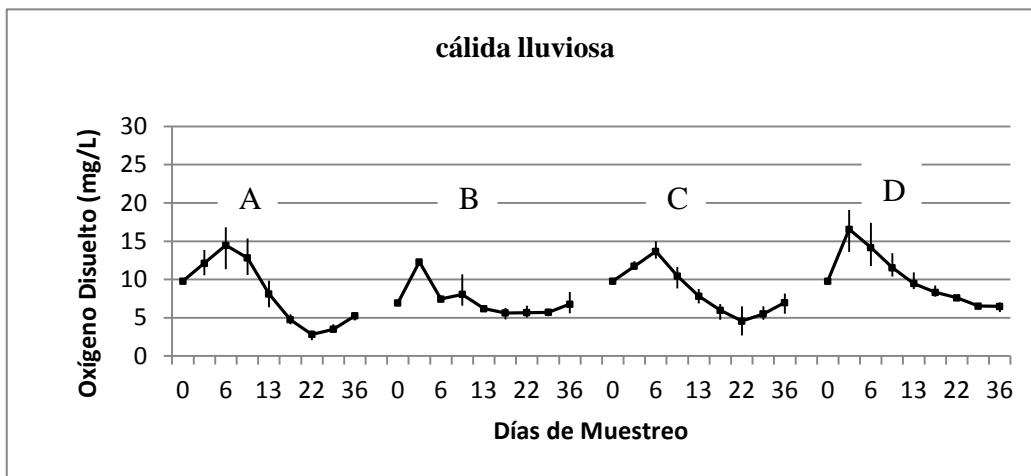


Figura 35. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto durante la época lluviosa cálida.

La **conductividad específica** (K_{25}) fue un parámetro muy variable entre los tratamientos, con un intervalo entre 194 y 2142 $\mu\text{S cm}^{-1}$. El tratamiento B para las tres épocas mostró los valores más bajos, por encontrarse diluido con agua desionizada. Para la época seca fría se registró un valor máximo de 1118 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el tratamiento C y el valor más bajo de 814 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el tratamiento D, y como se mencionó anteriormente el tratamiento B registró los valores más bajos; para esta época los valores de la conductividad variaron entre 258 y 318 $\mu\text{S cm}^{-1}$. La época seca cálida presentó los valores más elevados de K_{25} con respecto a las otras dos épocas, con un intervalo 1442- 2132 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Los valores más altos se midieron en el tratamiento A, debido a la adición de nitrato de sodio, para el tratamiento B el intervalo fue entre 423- 457 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Durante la época lluviosa cálida el intervalo de conductividad fue de 707- 1100 $\mu\text{S cm}^{-1}$. En esta época también se añadió nitrato de sodio, por lo cual también en el tratamiento A se midió el valor máximo, el tratamiento B osciló entre 201- 316 $\mu\text{S cm}^{-1}$. La conductividad mostró un comportamiento similar en todos los tratamientos, con una tendencia decreciente debido a la

extracción de agua para las muestras y a la sustitución por un volumen igual de agua desionizada (Figuras 36-38).

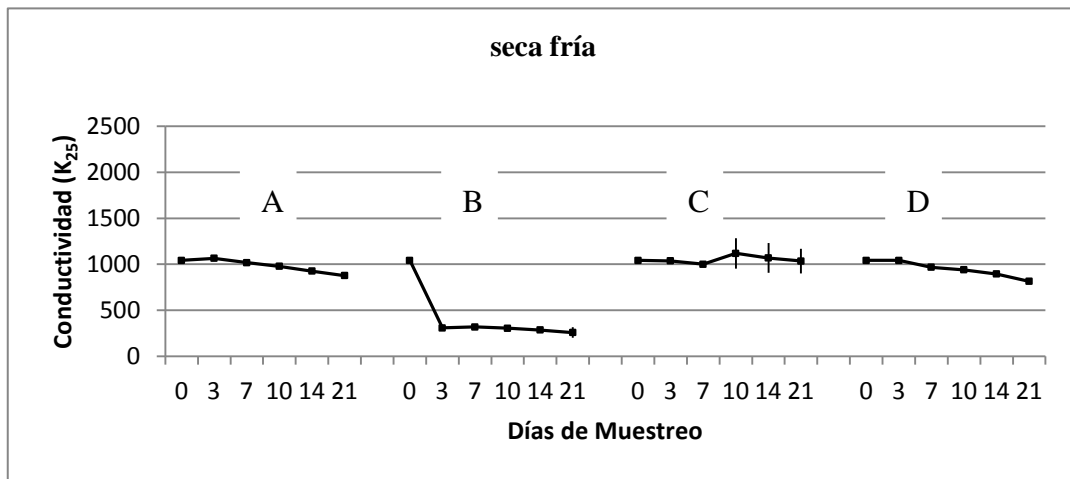


Figura 36. Valor máximo, mínimo y promedio de la K_{25} durante la época seca fría.

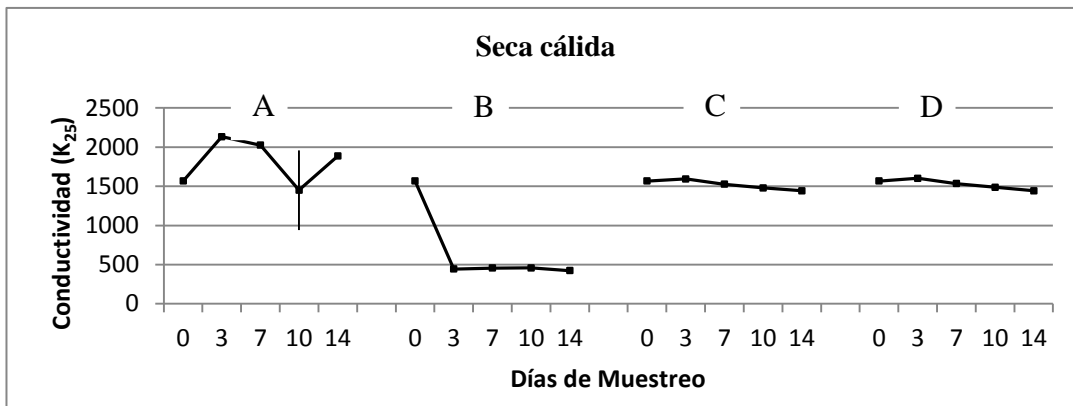


Figura 37. Valor máximo, mínimo y promedio de la K_{25} durante la época seca cálida.

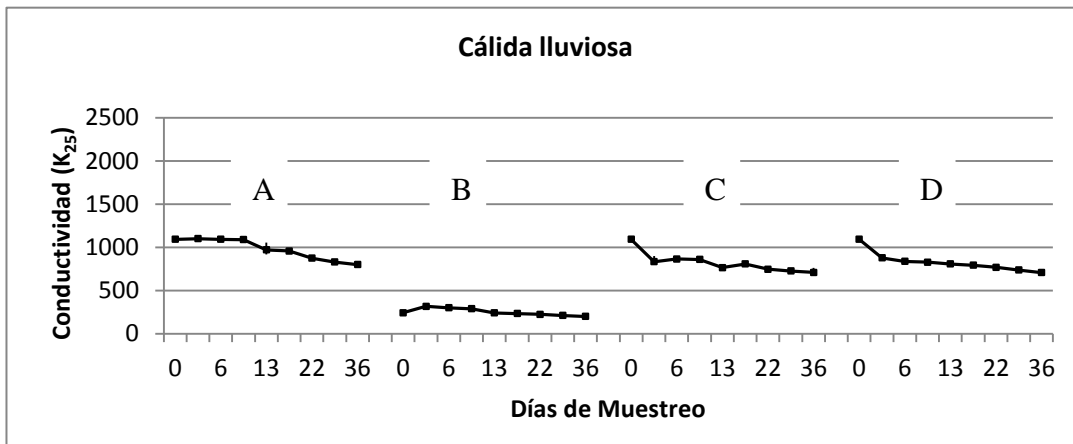


Figura 38. Valor máximo, mínimo y promedio de la K_{25} durante la época lluviosa cálida.

El **pH** fue una variable muy homogénea manteniéndose en condiciones básicas en las tres épocas de estudio con un intervalo de 8.8 a 11.2. La época seca fría presento el valor máximo de 10.5 y el valor mínimo fue de 9.0. En la época seca cálida se presenta el valor máximo de 10.3 en el tratamiento B. En la época lluviosa cálida se registró el valor más alto de pH de 11.2 en el control, mientras que el mínimo fue de 9.3 en el tratamiento B. Se muestran las gráficas de los valores de pH obtenidos para las tres épocas (Figuras 39-41).

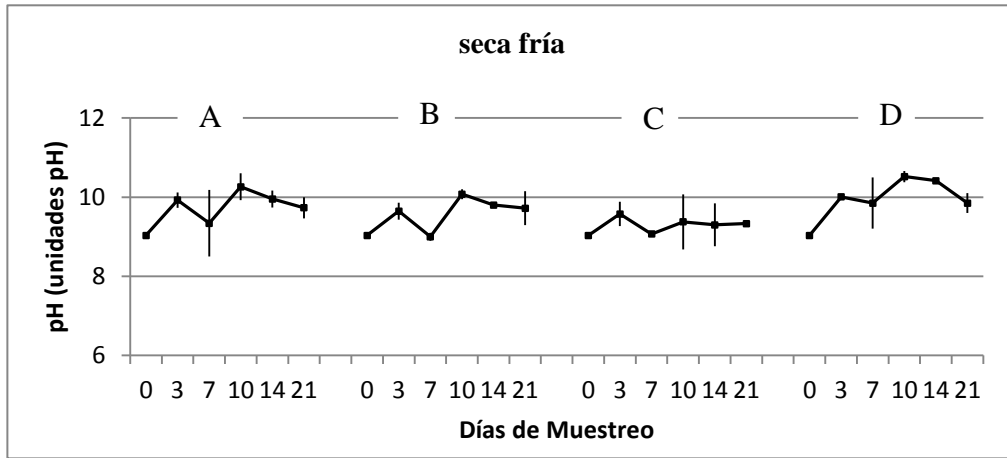


Figura 39. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio del pH por tratamiento durante la época seca fría.

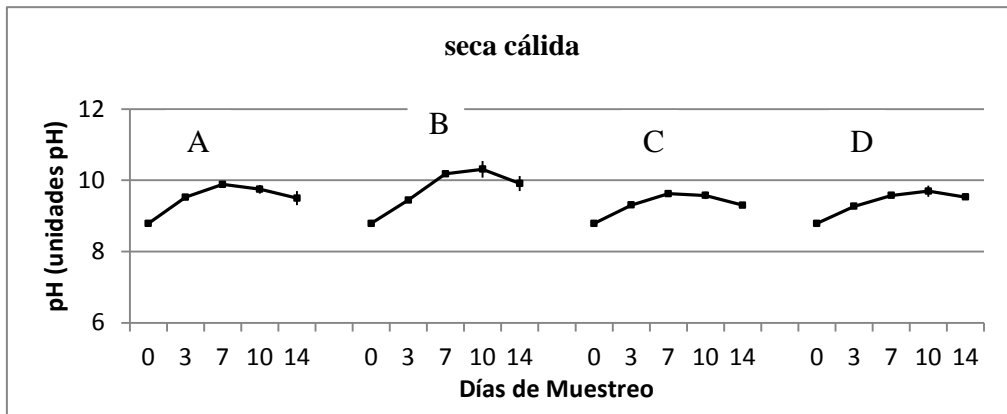


Figura 40. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de pH por tratamiento durante la época seca cálida.

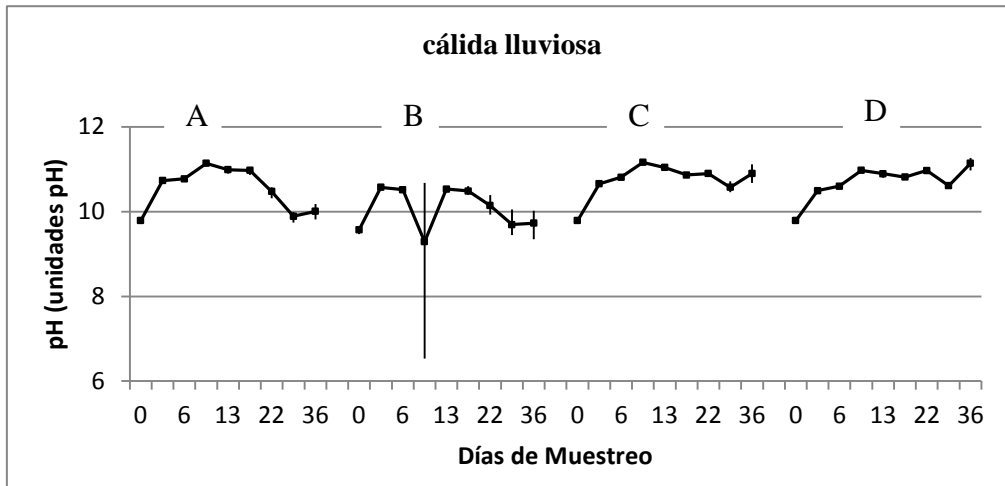


Figura 41. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de pH por tratamiento durante la época lluviosa cálida.

Los valores de **clorofila a** durante los experimentos fueron muy variables. Los valores de la época seca fría fueron los más elevados, mientras que en la época lluviosa cálida se midieron los valores más bajos. El intervalo de variación total estuvo entre 6.8 y $325.0 \mu\text{g L}^{-1}$. Los valores más bajos se encontraron siempre en el tratamiento B (diluido). Durante la época seca fría el intervalo de variación fue de $17.0 \mu\text{g L}^{-1}$ en el tratamiento B hasta $325.0 \mu\text{g L}^{-1}$ en el C, ambas registradas en el mes de febrero. Durante la época seca cálida el máximo fue de $110 \mu\text{g L}^{-1}$ en el tratamiento A y el mínimo de $6.8 \mu\text{g L}^{-1}$ en el B, registrados en abril. Por último, en la época lluviosa cálida el valor máximo fue de $61.6 \mu\text{g L}^{-1}$ en el tratamiento A durante septiembre y el valor mínimo fue de $8.1 \mu\text{g L}^{-1}$ en el tratamiento B en octubre (Figuras 42-44).

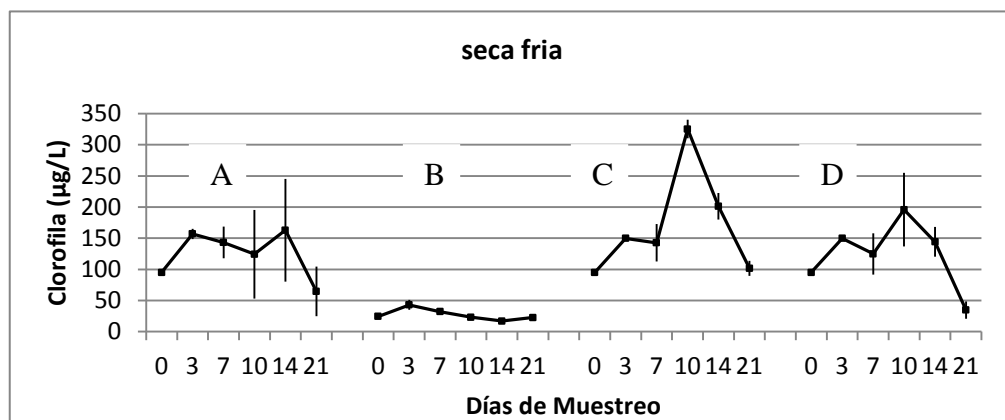


Figura 42. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la clorofila a en los tratamientos durante la época seca fría.

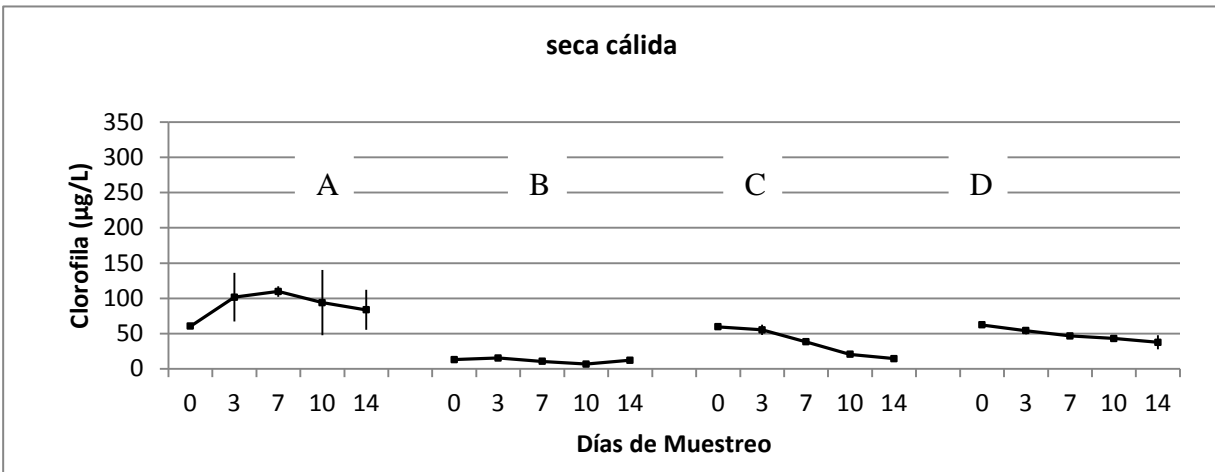


Figura 43. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la clorofila a en los tratamientos durante la época seca cálida

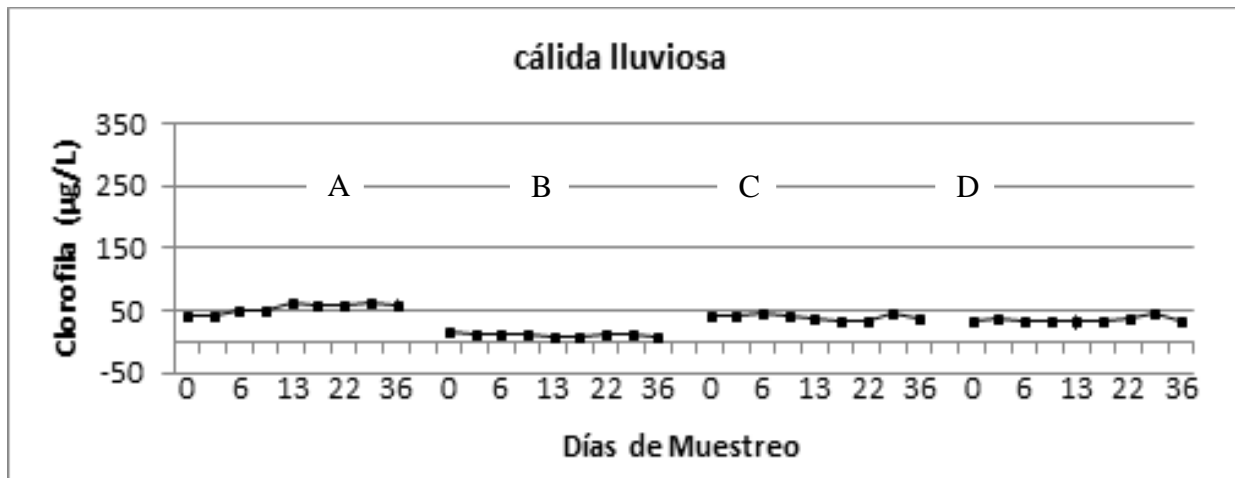


Figura 44. Variación temporal de los valores máximo, mínimo y promedio de la clorofila a en los tratamientos durante la época lluviosa cálida

El análisis de Kruskal-Wallis y la prueba de Dunn mostraron que en la época seca fría el tratamiento diluido fue significativamente menor ($H=24.5$ (3, $N=48$) $P= 0.00$) a los otros tres. En la seca cálida otra vez hubo diferencias ($H=28.118$ (3 $N=40$) $P= 0.000$): el diluido fue significativamente menor a los demás, pero también el equilibrado resultó significativamente ($P<0.05$) mayor al control. Finalmente, en la época seca otra vez hubo diferencia significativa ($H=87.029$ (3 $N=108$) $P=0.000$); nuevamente el tratamiento diluido fue significativamente menor ($P<0.05$) y el tratamiento equilibrado fue mayor a todos los otros tres. El control y el tratamiento sin zooplancton no fueron diferentes.

Cuando se compararon las épocas, igualmente hubo diferencias significativas ($H=39.339$ (2 N=196) $P= 0.000$) entre ellas. Las concentraciones de clorofila *a* de la época seca fría fueron significativamente mayores ($P=0.05$) con respecto a las de las otras dos épocas.

En la época lluviosa cálida se observa que el tratamiento B (diluido) presentó densidades significativamente menores ($P<0.05$) al resto de los tratamientos.

Análisis de correlación

Se realizó un análisis de correlación por cada una de las épocas estudiadas, entre los organismos (ciliados y bacterias totales) y los parámetros físicos y químicos. Solo se presentan los coeficientes de correlación con una $r^2 \geq 0.5$

Correlación: época seca fría.

Los resultados obtenidos del análisis de correlación de los parámetros ambientales y los organismos estudiados, mostraron que las especies con relación positiva fueron *C. hirtus* y *P. jaculans* ($r^2=0.527$, $P=0.000$), señalando que ambas se comportaron de manera similar en los tratamientos. Las especies *P. jaculans* y *H. grandinella* presentaron una relación positiva con los ciliados totales con una ($r^2=0.689$, $r^2= 0.654$, respectivamente y una $P= 0.000$ para ambos), lo cual muestra que su contribución a las densidades totales de ciliados fue elevada, ya que ambas fueron dominantes.

También se presentaron relaciones positivas entre los organismos y algunas de las variables ambientales. La variable con más relaciones fue el oxígeno disuelto, con las especies *P. jaculans* ($r^2=0.509$, $P=0.000$) y *L. pelagicum* ($r^2=0.530$, $P=0.000$) y con los ciliados totales ($r^2=0.518$, $P=0.000$), señalando que las elevadas concentraciones de oxígeno favorecieron a estas especies en particular y a los ciliados en lo general. *Coleps hirtus* y la clorofila *a* también se relacionaron de forma directa ($r^2=0.540$, $P=0.000$), esta relación puede apoyar el punto de vista que las algas son una parte importante de la dieta de *C. hirtus*.

La conductividad presentó relaciones positivas con el fósforo ($r^2=0.546$, $P=0.000$) y la clorofila *a* ($r^2=0.728$, $P= 0.000$). Lo anterior indica que el fósforo (y otras sales) favorecen el crecimiento del fitoplancton, y por tanto, el incremento de la clorofila *a*.

Seca fría	<i>Pleuronema jaculans</i>	Ciliados totales	Clorofila <i>a</i>	Oxígeno disuelto	Conductividad
<i>Colep hirtus</i>	0.527** 0.000		0.540** 0.000		
<i>Pleuronema jaculans</i>		0.689** 0.000		0.509** 0.000	
<i>Halteria grandinella</i>					
<i>Litonotus pelagicum</i>		0.654** 0.000		0.530** 0.000	
Ciliados totales				0.518** 0.000	
Fósforo			0.556** 0.000		0.546** 0.000
Clorofila <i>a</i>					0.728** 0.000

Tabla 4. Matriz de coeficientes de correlación para la época seca fría. Valor superior: r^2 (coeficiente de correlación de Pearson, $r^2 \geq 0.5$) y valor inferior: significancia (P).

Correlación: época seca cálida.

P. caudatum presenta una relación positiva con dos especies *C. hirtus* ($r^2=0.576$, $p=0.000$) y con *P. jaculans* ($r^2=0.611$, $p=0.000$), lo que nos indica la importancia de estas tres especies en esta época. Por otro lado *B. nigricans* se relacionó con los ciliados totales ($r^2=0.508$, $p=0.001$), con el fósforo ($r^2=0.514$, $p=0.001$) y con el oxígeno disuelto ($r^2=0.595$, $p=0.000$).

La clorofila *a* se relacionó positivamente con los ciliados totales ($r^2=0.521$, $p=0.001$), con el nitrógeno ($r^2=0.661$, $p=0.000$) y con el fósforo ($r^2=0.774$, $p=0.000$), lo anterior señala que el incremento de ambos nutrientes favorece al fitoplancton y esto resulta benéfico para las densidades de ciliados, pues disponen de mayores cantidades de alimento.

El pH se correlacionó de manera positiva con dos especies *C. hirtus* ($r^2=0.731$, $p=0.000$) y *P. caudatum* ($r^2=0.612$, $p=0.000$). Esto señalaría que estas dos especies son capaces de soportar valores de pH elevados, asociados a la intensa producción primaria en el lago.

La conductividad presentó relaciones positivas con el fósforo ($r^2=0.647$, $p=0.000$) y con la clorofila *a* ($r^2=0.768$, $p=0.000$), indicando que una mayor mineralización estuvo asociada con mayores concentraciones de fósforo y que ambas variables favorecieron el crecimiento del fitoplancton (Tabla 12).

Seca cálida	<i>Paramecium caudatum</i>	Ciliados totales	Fósforo	Clorofila <i>a</i>	pH	Oxígeno disuelto	Conductividad
<i>Bursellopsis nigricans</i>		0.508** 0.001	0.514** 0.001			0.595** 0.000	
<i>Coleps hirtus</i>	0.576** 0.000				0.731** 0.000		
<i>Pleuronema jaculans</i>	0.611** 0.000	0.528** 0.000					
<i>Paramecium caudatum</i>					0.612** 0.000		
Ciliados totales				0.521** 0.001			
Nitrógeno				0.661** 0.000			
Fósforo				0.774** 0.000			0.647** 0.000
Clorofila <i>a</i>							0.768** 0.000

Tabla 5. Matriz de coeficientes de correlación para la época seca cálida. Valor superior: r^2 (coeficiente de correlación de Pearson, $r \geq 0.5$) y valor inferior: valor de significancia (P).

Correlación: época lluviosa cálida

En la última época se presentaron relaciones positivas entre *C. glaucoma* y *P. caudatum* ($r^2 = 0.538$, $p = 0.000$), lo anterior refleja el hecho de que ambas especies crecieron simultáneamente y disminuyeron de forma similar. *C. glaucoma* se relacionó de forma directa con los ciliados totales ($r^2 = 0.927$, $p = 0.001$), lo que nos indica la importancia que tuvo la especie, al resultar dominante en esta época y para los cuatro tratamientos.

Los ciliados totales y el fósforo también se relacionaron de forma positiva ($r^2 = 0.535$, $p = 0.000$), indicando que, a semejanza de lo observado en las épocas anteriores, el fósforo favoreció al fitoplancton, e indirectamente a los ciliados.

El oxígeno disuelto fue uno de los parámetros ambientales que se relacionó de forma positiva con algunos de los organismos estudiados: con *P. jaculans* ($r^2 = 0.510$, $p = 0.001$), *P. caudatum* ($r^2 = 0.555$, $p = 0.000$) y las bacterias totales ($r^2 = 0.582$, $p = 0.000$), lo anterior indica que el oxígeno es un factor que favorece a estos organismos.

Cálida- lluviosa	<i>Paramecium caudatum</i>	Ciliados totales	Fósforo	Clorofila <i>a</i>	Oxígeno disuelto	Temperatu- ra	Conductivi- dad
<i>Cyclidium glaucoma</i>	0.538** 0.000	0.927** 0.001					
<i>Pleuronema jaculans</i>					0.510** 0.001	0.521** 0.000	
<i>Paramecium caudatum</i>					0.555** 0.000	0.572** 0.000	
Ciliados totales			0.535** 0.000				
Bacterias totales			0.579** 0.000		0.582** 0.000		0.596** 0.000
Nitrógeno				0.509** 0.001			
Fósforo				0.882** 0.001			0.934** 0.000
Clorofila <i>a</i>							0.928** 0.000
Oxígeno disuelto						0.543** 0.000	

Tabla 6. Matriz de coeficientes de correlación para la época lluviosa cálida. Valor superior: r^2 (coeficiente de correlación de Pearson, $r^2 \geq 0.5$) y valor inferior: valor de significancia (P).

Discusión de resultados

El coeficiente de Redfield (1958) ha sido utilizado comúnmente para describir la composición promedio del fitoplancton y las desviaciones en su valor se consideran indicadoras del nutriente que puede ser limitante. Muchas investigaciones han demostrado que este cociente varía dependiendo de las especies de algas y de las condiciones ambientales y se ha demostrado que los valores óptimos varían según las especies (Vollenweider, 1983; Thomann y Mueller, 1987; Downing y McCauley, 1992; Geider y la Roche 2002; Ho *et al.*, 2003). En condiciones hipertróficas como las del lago Tezozomoc, existen concentraciones muy elevadas de nutrientes, por lo que difícilmente puede pensarse en la existencia de una limitación, aunque estudios previos (Verver y Vargas 1995) mostraron que generalmente existe un fuerte desequilibrio de la relación N:P a favor del fósforo. Debe considerarse que las concentraciones de nutrientes en el Tezozomoc son realmente muy elevadas, aún comparando con otros cuerpos de agua hipertróficos. Por ejemplo, en el lago Rodó, un lago urbano ubicado en Montevideo, Uruguay, las concentraciones de fósforo total variaron entre 0.16 y 1.0 mg L⁻¹, mientras que el nitrógeno total fluctuó entre 1.10 y 4.7 mg L⁻¹ (Sommaruga, 1995). Para el caso de la Presa Singu, en Corea, también considerada hipertrófica, los valores de NT estuvieron entre 1.6 y 3.2 mg L⁻¹ mientras que los de P únicamente alcanzaron entre 48 y 146 µg L⁻¹ (Kim *et al.*, 2007). Es evidente que especialmente para el caso del fósforo los valores en el Tezozomoc fueron mucho más elevados que los mencionados.

Kim *et al.* (2007) realizaron medidas *in situ* y experimentos en laboratorio para estudiar los cambios en el fitoplancton y en la concentración de clorofila *a* causados por diferentes valores de la relación N:P y también con diferentes concentraciones de fósforo y de nitrógeno, utilizando el fitoplancton y el agua de un embalse hipertrófico. Encontraron que al agregar fósforo se incrementó el crecimiento del fitoplancton, señalando que durante la mayor parte del año puede considerarse al fósforo como elemento limitante. Sin embargo, las concentraciones de PT que encontraron a lo largo del año en el cuerpo de agua fueron bajas (48-126.6 µg L⁻¹ de P) comparadas con las mucho más elevadas medidas en el presente estudio (580-9150 µg L⁻¹ sin tomar en cuenta las muestras en donde se agregó fósforo). En el experimento de la época seca fría, cuando por error se agregó fósforo, sí ocurrió un leve incremento de la clorofila *a* en el tratamiento supuestamente “balanceado”, pero no resultó estadísticamente significativo. Esto indica que no existe limitación por fósforo en el lago Tezozomoc, lo cual es apoyado por las muy elevadas concentraciones que presenta este elemento. En cambio, cuando en las otras dos épocas se agregó nitrógeno al tratamiento A, se obtuvieron concentraciones significativamente mayores de clorofila *a* con respecto a los otros tratamientos. Estos resultados indicarían que, como sugieren los valores de la relación N:P es el nitrógeno el nutrimento limitante en el lago Tezozomoc, a pesar de las muy elevadas concentraciones de este elemento presentes en el agua del lago.

Respecto al efecto de balancear la relación N:P, no ocurrió lo esperado y los ciliados no fueron afectados por este cambio en ninguna de las tres épocas estudiadas. El estudio del fitoplancton (Verver y Vargas *en prep.*) indicó que no hubo cambios significativos en las especies presentes a lo largo de cada experimento, sino casi siempre un descenso general de las densidades. Para el caso de los ciliados, tampoco hubo cambios importantes, lo cual se reflejó en que los tratamientos equilibrados se comportaron de manera similar al control y al tratamiento sin

zooplancton. Como ya se mencionó, la adición de nitrógeno sí tuvo un efecto positivo sobre la concentración de clorofila *a*, pero este aumento de fitoplancton no repercutió en densidades mayores de ciliados.

Durante el presente trabajo la variación de la relación N:P fue muy amplia (0.5-42). A pesar de lo anterior, la mayoría de los valores estuvieron por debajo de 29, valor señalado por Smith (1983) como el límite por encima del cual inicia la disminución de la contribución de las cianobacterias a la biomasa del fitoplancton. Los valores más bajos de la relación N:P se presentaron en la época seca fría (0.5-14.5) y a pesar de lo anterior no se observó una contribución importante de las cianobacterias pues fue la clorofita *Tetraedron triangulare* la dominante en todos los tratamientos (Verver y Vargas en prep.) y los valores de clorofila *a* fueron los más elevados. En la época seca cálida los valores de la relación N:P fueron mejores (1.18-42.9) y en este caso dominaron el picoplancton (probablemente cianoprocariontes) y la clorofita *Kirchneriella obesa*. Durante la época lluviosa cálida los valores estuvieron entre 2.6 y 17.2 y la cianobacteria formadora de florecimientos *Microcystis botrys* fue claramente dominante, pero los valores de clorofila *a* fueron significativamente menores. Kim et al. (2007) hallaron que la respuesta del crecimiento de las cianobacterias en valores de la relación N:P en peso inferiores a 20 mostró grandes diferencias al variar la concentración de N; el nivel de crecimiento se incrementó al aumentar la concentración de nitrógeno. Esto puede explicar el porqué de la dominancia de las cianobacterias en la época lluviosa cálida, pues los valores de la relación N:P fueron en promedio mayores a los de las otras épocas, gracias al incremento de la concentración de nitrógeno. Algunos autores han señalado también la posibilidad de que el crecimiento de las algas en condiciones eutróficas pueda ser inconsistente con el criterio de Smith (1983), puesto que existen concentraciones mucho mayores que las requeridas de N y P por el crecimiento algal (Paerl, 2001). Esta es claramente la situación en el lago Tezozomoc, en donde las concentraciones de N y P total se encuentran muy por encima de las medidas en otros sistemas hipertróficos.

En el tratamiento diluido, con una concentración de un 25% con respecto a la concentración original del lago, sí se observaron diferencias en todas las épocas debido a que la densidad de ciliados en ellos fue siempre menor. Esto indica el efecto negativo de la concentración reducida de nutrientes sobre los ciliados, seguramente a través de una menor cantidad de fitoplancton comestible disponible. Se ha manejado la dilución de las aguas en lagos muy productivos como un método para mejorar las condiciones tróficas, método especialmente aplicable a lagos urbanos (Quirós, 2007). Los resultados obtenidos confirman que la dilución funciona para mejorar las condiciones al disminuir las densidades de fitoplancton y también de algunos otros microorganismos como los ciliados y las bacterias.

El planteamiento del tratamiento sin zooplancton fue que los ciliados deberían crecer en abundancia puesto que se eliminaron los competidores (rotíferos) y los depredadores (rotíferos, cladóceros y copépodos). Esto ocurrió sólo parcialmente. En la época seca fría hubo un importante crecimiento inicial, pero luego las densidades disminuyeron fuertemente. Lo anterior ocurrió a pesar de que algunos rotíferos (de tamaño pequeño que fueron capaces de atravesar la malla empleada) se presentaron en los primeros dos muestreos y luego desaparecieron (Guzmán 2012) y los cladóceros y copépodos sí fueron eliminados y no interfirieron. Puede atribuirse la

disminución paulatina de rotíferos y de ciliados al agotamiento del alimento adecuado para ellos (fitoplancton de tamaño pequeño y bacterias) en los mesocosmos.

En la época seca cálida las densidades de rotíferos en el tratamiento fueron mucho más elevadas y permanecieron a lo largo de todo el experimento (Guzmán, 2012). A pesar de esto, las densidades de ciliados también fueron elevadas durante todo el tiempo. Parece ser que en este caso los alimentos disponibles para ambos -ciliados y rotíferos- fue más abundante y de mejor calidad y soportó el crecimiento de los dos grupos durante todo el tiempo experimental. Esto parece confirmarse con el hecho de la abundante presencia de picoplancton en esta época. En el último muestreo aparecieron cladóceros que alcanzaron una densidad importante (hasta 600 org L⁻¹) y tuvieron un efecto mayor sobre la disminución de los ciliados que sobre los rotíferos.

En la época lluviosa cálida el predominio de cianobacterias (*Microcystis botrys*) afectó fuertemente a los ciliados de este tratamiento, los cuales mostraron las menores densidades de todos los tratamientos; el efecto sobre rotíferos, cladóceros y copépodos fue muy negativo ya que no se observaron organismos de estos grupos (Guzmán 2012; Lugo com. pers.). Estos resultados confirman que las cianobacterias tienen efectos nocivos sobre el zooplancton, y esto parece incluir también a los ciliados.

Los valores de la relación N:P fueron significativamente mayores durante la época lluviosa cálida, debido principalmente a que las concentraciones de fósforo durante esta época, resultaron significativamente menores que en las anteriores, mientras que las concentraciones de N fueron mayores. Estas condiciones se reflejaron en un amplio dominio de las cianobacterias (especialmente de *M. botrys*) durante esta época. Desde el punto de vista de los ciliados, las muestras de esta época fueron las de menores abundancias y la mayor proporción de los individuos estuvo representada por *C. glaucoma*. Esta es una pequeña especie típicamente bacterívora (Hadas et al. 1998) que al parecer aprovechó la disponibilidad de bacterias durante esta época para proliferar abundantemente. La descomposición del *Microcystis* durante este experimento pudo aportar la materia orgánica que sustentó el crecimiento bacteriano.

Las densidades de bacterioplancton tampoco fueron beneficiadas por el balance de los nutrientes. Pero en este caso los valores muy bajos de la relación N:P que se causaron con la adición errónea de fósforo en la época seca fría al parecer sí afectaron negativamente a las bacterias, pues las densidades en el tratamiento “balanceado” fueron significativamente menores con relación al control. Lo mismo ocurrió con el tratamiento diluido que también tuvo densidades menores al control y al tratamiento sin zooplancton.

En la época seca cálida las densidades de bacterias se incrementaron considerablemente en todos los tratamientos con relación a la anterior y no se encontró ninguna diferencia significativa entre tratamientos. El incremento de la temperatura ambiental y del agua pareció favorecer el crecimiento de las bacterias.

Finalmente, en la época lluviosa cálida las densidades de bacterioplancton también fueron elevadas, aunque el único tratamiento diferente (con densidades menores) resultó el diluido. Esto confirma que la dilución también afectó a las bacterias y puede ser una parte de la explicación de las menores abundancias de ciliados que también ocurrieron en los tratamientos diluidos.

Se considera que las bacterias del plancton pueden ser reguladas por diversos factores, siendo los más importantes la disponibilidad de carbono, la depredación y la disponibilidad de nutrientes (N y P). Diversos estudios han mostrado que las bacterias y el fitoplancton compiten por los nutrientes minerales y que las bacterias, en ocasiones, pueden estar limitadas por una falta de fósforo o de nitrógeno (Chrzanowki et al. 1995). En las condiciones hipertróficas del lago Tezozomoc, al parecer existe el suficiente P para el crecimiento de las bacterias y no se observó limitación, pues no existió mayor crecimiento cuando se agregó fósforo. Las adiciones de N tampoco tuvieron un efecto significativo sobre las densidades de bacterias. Esto permite suponer que, a diferencia del fitoplancton, el crecimiento de las bacterias planctónicas en el lago no está limitado por los nutrientes. Un factor que sí pudo haber afectado el crecimiento bacteriano fue la temperatura, ya que en los experimentos de las épocas seca cálida y lluviosa cálida los números de bacterias fueron mayores en un orden de magnitud. En la época seca fría, a pesar de que se midieron las concentraciones más elevadas de clorofila *a*, las densidades bacterianas fueron las más bajas. Pomeroy y Wiebe (1988) resaltan la función determinante de la temperatura como un control fundamental del crecimiento de las bacterias en los ecosistemas acuáticos. También se ha señalado una relación positiva entre la biomasa del fitoplancton (que puede ser expresada a través de la concentración de clorofila *a*) y la producción bacteriana (Cole et al. 1988) que no se observó en el presente estudio.

Diversas investigaciones, resumidas en Sanders et al. (1992) muestran una relación positiva entre las abundancias de bacterias y de sus consumidores, así como también entre las tasas de producción bacteriana y la bacterivoría., lo cual lleva a pensar que el flujo de nutrientes a través de las bacterias está relacionado con la abundancia de los depredadores bacterianos y también con las tasas de depredación sobre las bacterias. En general, en el presente estudio se observó un resultado similar, pues cuando los ciliados fueron más abundantes –en la época seca cálida– también las densidades de bacterias fueron las más elevadas.

La riqueza biológica para este estudio, en tres épocas por periodos cortos y con muestreos semanales, fue de 21 especies. Cabral (2006) realizó un estudio anterior en el mismo lago e identificó 27 especies de ciliados. Para explicar esta diferencia debe considerarse que Cabral realizó muestreos en el lago en un período de seis meses (de lluvias, de mayo a octubre del 2004), que corresponderían a la época lluviosa cálida de éste trabajo. La mayoría de las especies de ciliados registradas aquí, coincide con las registradas por Cabral (2006) a excepción de *Stylonychia putrina* y *Pleuronema jaculans*, que en el presente estudio se presentaron, aunque de manera ocasional. Otro estudio realizado posteriormente en el lago utilizando mesocosmos de mayor tamaño (80 L) encontró únicamente 13 especies de ciliados (Alvarado, 2012).

Laybourn-Parry (1994), menciona que la composición de la asociación de ciliados en un cuerpo de agua específico puede ser muy diferente de otros debido a las diferencias en las condiciones físicas, químicas y biológicas, aunque los cuerpos de agua se encuentren en la misma latitud o región; en este caso son más bajas aunque en el mismo lago, posiblemente debido a que se utilizaron los mesocosmos que aunque simulan las condiciones naturales no presentaron las mismas características del lago, ya que estuvieron aislados del agua del lago.

Desde el punto de vista de la composición de especies, la mayoría de los ciliados presentes en el lago Tezozómoc correspondió a un cuerpo de agua altamente productivo, pues la asociación de ciliados planctónicos durante los experimentos estuvo dominada por oligotricos como *H. grandinella* y *L. pelagicum*, prostomatidos (*C. hirtus*) y scuticociliados (*C. glaucoma*, *P. jaculans*) principalmente; todas estas especies son características de ambientes con elevado contenido de materia orgánica (Foissner et al. 1999). Estos grupos son a menudo reportados como especies comunes en ambientes enriquecidos como Tezozomoc. Por ejemplo Yasindi, *et al.*, (2007) que estudiaron la composición y biomasa de los ciliados planctónicos en 17 lagos tropicales con diferente grado de salinidad y eutrofia, mencionan que los oligotricos, como *Halteria*, y los scuticociliados (*Cyclidium* y *Pleuronema*) dominaron numéricamente entre la comunidad de ciliados en aquéllos lagos eutróficos. Cabral (2006) señala que las especies *Halteria grandinella*, *Bursellopsis spp.* y *Phascolodon vorticella* fueron las dominantes, a lo largo del estudio referido. Las especies anteriores coinciden con las registradas en este estudio, siendo *H. grandinella* importante por sus abundancias y densidades, estando presente en las tres épocas. Su presencia constante puede deberse a sus hábitos alimenticios (bacterias y algas), a su tolerancia a las condiciones ambientales presentes (organismo eurioico) y a su morfología y movimiento por saltos, la cual le proporciona resistencia a ser consumida o alcanzada por los depredadores; por esto posiblemente sus números se mantuvieron constantes (Foissner *et al.*, 1996). De acuerdo con Bick (1972) todas las especies dominantes en el lago Tezozómoc son cosmopolitas y con una amplia distribución en los lagos eutróficos.

Por su parte, Beaver y Crisman (1990) investigaron 20 lagos de agua dulce de diferente gradiente trófico y registraron, que en los lagos eutróficos, los Oligotricos, Haptoridos y los Scuticociliados conforman el 28, 11 y 33% de la abundancia total respectivamente y que grandes especies alguívoras son progresivamente reemplazadas por pequeños ciliados bacterivoros, conforme aumenta el estado trófico.

Otro ejemplo es el lago eutrófico Peipsi, ubicado en Estonia. Los oligotricos contribuyeron con un 50% de la abundancia total de ciliados (Zingel, 1999). Lo mismo resulta con el lago Neumühler en Alemania (Mathes y Arndt, 1995) y en el lago Vassiviére en Francia (Amblard, *et al.*, 1995).

Con respecto a la densidad de ciliados en cuerpos de agua con diferentes estados tróficos, Foissner *et al.*, 1992 mencionan que predominan los estudios realizados en lagos de latitudes elevadas, como en Canadá, Reino Unido y Polonia; en estos lagos eutróficos el número máximo de ciliados oscila entre 0.5 y 23.5 ciliados ml^{-1} ; mientras que en el lago Tezozómoc es considerablemente mayor el número de ciliados, pues se encontraron hasta 1,117 ciliados mL^{-1} en la época fría, en el tratamiento control. De acuerdo con la literatura, es muy variable el número de ciliados encontrados: Nakano y colaboradores (1998) registraron densidades de hasta 3,500 cil mL^{-1} en un lago hipertrófico en Japón; mientras que Cabral (2006) para el mismo lago Tezozomoc registra un máximo de hasta 700 cil ml^{-1} . El uso de mesocosmos diferentes, permitió manipular las condiciones y los resultados son muy interesantes, pues se observa que los tratamientos Control son muy parecidos al lago: por ejemplo la época seca cálida con un máximo de 652 ind ml^{-1} y la lluviosa cálida con un número mayor de organismos (1,279 cil ml^{-1}) quizá por el efecto de la temperatura, pues según Laybourn-Parry (1994) en los lagos eutróficos subtropicales los valores más altos de ciliados se presentan a finales del verano y principios del

otoño; los mesocosmos enriquecidos también se vieron favorecidos por altas densidades de ciliados ($1,382 \text{ ind ml}^{-1}$) pues siempre existió abundancia de alimento.

Considerando estudios previos (Arzate, 2002, Solano, 2002, Contreras y Rivera, 2003, Verver y Vargas 2005) revelan que de los últimos años a la fecha, la temperatura del lago ha mostrado un intervalo de variación semejante a lo largo del ciclo anual. Sin embargo, debe mencionarse que durante el experimento de la época cálida seca (abril de 2008) se presentaron temperaturas ambientales elevadas (Secretaría del Medio Ambiente-DF, 2008) en la Ciudad de México. Datos obtenidos mediante un sensor de registro continuo (lapso de 30 min) mostraron que la temperatura en los mesocosmos alcanzó valores de hasta 24.2°C . Verver y Vargas (2005) menciona que la temperatura que presentó el lago durante los muestreos fluctuó entre 18.7 y 23.5°C , y refiere que se trata de un lago polimíctico ya que presenta estratificación durante el día y por la tarde y noche se rompe, permitiendo la circulación de agua; además que las variaciones anuales de temperatura son pequeñas y provocan períodos repetidos de circulación con intervalos cortos de calentamiento y de estratificación débil y períodos de enfriamiento rápido.

En cuanto a la conductividad específica (K_{25}) fue un parámetro muy variable entre los tratamientos a lo largo del estudio, con un intervalo de variación de $194 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $2\,142 \mu\text{S cm}^{-1}$; los valores más bajos fueron observados en el tratamiento B por encontrarse diluido y los valores más altos se debieron a la adición de nitrato de sodio al tratamiento A, principalmente. A pesar de lo anterior, los demás tratamientos muestran valores que coinciden con estudios previos en el lago Tezozómoc (Verver y Vargas, 2005; Cabral, 2006).

El pH dentro de los mesocosmos correspondió a condiciones básicas a fuertemente básicas (Wetzel, 2000), principalmente causadas por la muy intensa actividad fotosintética. Habitualmente, este fenómeno se presenta en lagos muy productivos y con poca capacidad de amortiguamiento, en donde se consumen cantidades muy elevadas de CO_2 y disminuye su concentración en el agua, incrementando así el pH (Wetzel, 2000). Alcocer (1988), Muro (1994) y Enríquez (2004) observaron estas mismas condiciones en otros lagos urbanos de la ciudad de México y mencionan que este fenómeno es común ya que se trata de lagos que son llenados con aguas tratadas, ricas en nitrógeno y fósforo inorgánicos. Los valores más elevados del presente estudio son superiores a los medidos en diversos estudios directamente en las aguas del lago (Oliva *et al.* 2008; Arzate, 2002; Verver y Vargas, 2005). Un factor importante a considerar es que los mesocosmos del presente estudio solo estuvieron en contacto con la atmósfera durante los lapsos de los muestreos, hecho que facilitó el agotamiento del dióxido de carbono en su interior y un mayor incremento de los valores de pH.

La variación del oxígeno disuelto en los mesocosmos también fue de gran magnitud, variando desde condiciones prácticamente anóxicas (0.3 mg L^{-1}) hasta una fuerte sobresaturación (23.3 mg L^{-1}). Alcocer *et al.* (1995) y Scheffer (1998) señalan que esta gran fluctuación es típica de los lagos eutróficos someros. Estudios previos en el lago mencionan la presencia inclusive de condiciones anóxicas en el fondo (Cabral 2006 y Verver y Vargas 2005). Aquí también deben tomarse muy en cuenta las condiciones en que se mantuvieron los mesocosmos. Al estar cerrados, se limitó fuertemente el intercambio con la atmósfera, por lo que el oxígeno medido provino fundamentalmente de la fotosíntesis del fitoplancton dentro de los envases. Conforme el

fitoplancton decayó a lo largo de los experimentos, también fue descendiendo la concentración de oxígeno.

De acuerdo a los criterios de la OECD (1982) los lagos hipertróficos son aquellos con concentraciones de clorofila *a* iguales o mayores a $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Alvarez- Cobelas y Jacobsen (1992) retoman este criterio y señalan que el valor promedio de clorofila *a* en la hipertrofia debe es mayor a $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Algunos valores registrados de clorofila *a* en este estudio estuvieron por encima de los valores antes mencionados, siendo la época seca fría la que presentó los valores máximos de concentración. En general, en el presente estudio se registraron valores por arriba del criterio de la OECD (1982). Los valores obtenidos de clorofila *a* en este experimento oscilaron entre 6.8 y $325 \mu\text{g L}^{-1}$, estos datos son relativamente menores a estudios previos en el mismo lago en donde Verver y Vargas (2005) registró valores de clorofila *a* de 108 a $1,320 \mu\text{g L}^{-1}$ y menciona que los valores obtenidos son mucho mayores que los que presentan otros lagos con condiciones similares. Una razón para esta gran diferencia es la técnica de medida, pues en el presente estudio se usó fluorimetría *in vivo*, mientras que Verver y Vargas (2005) utilizó extracción con metanol al 100% y midió espectrofotométricamente.

En este sentido algunos autores señalan que las densidades de bacterias en los sistemas acuáticos más productivos (eutróficos) son más elevadas, mientras que los pobres en nutrientes (oligotróficos) tienen números considerablemente menores (Wetzel, 1981; Bird y Kalff, 1984). Según Kuznetsov (1970, citado en Wetzel, 1981), los lagos oligotróficos albergan densidades que van desde 5×10^4 a 3.4×10^5 bac ml^{-1} , mientras que los eutróficos oscilan entre 5×10^5 a 10^6 bac ml^{-1} y de acuerdo con Grant (1989), en cuerpos de agua eutróficos registra valores que oscilan entre 10^6 y 10^7 .

Cabe mencionar que estos datos fueron obtenidos con técnicas antiguas y pueden considerarse poco exactos. Pero incluso los datos modernos no son totalmente claros respecto a las abundancias bacterianas. Por ejemplo Šimek *et al.* (1996) mencionan que el intervalo de densidad de bacterias en el plancton de los cuerpos acuáticos es de 1 a 5×10^6 bac ml^{-1} , Berninger *et al.* (1991) dan un intervalo amplio desde 10^3 a $>10^7$ bac ml^{-1} . Pérez (2007) estudio la variación temporal y estacional de las bacterias planctónicas de la laguna de Mecocacán, Tabasco, cuyas densidades de las poblaciones bacterianas oscilaron entre 1.04×10^4 y 3.68×10^6 bac ml^{-1} , este es un trabajo en una laguna costera con entradas de agua dulce.

En este sentido, Sommaruga (1995) obtuvo recuentos bacterianos de 1.9×10^6 bac ml^{-1} a 2×10^7 bac ml^{-1} en el lago Rodó, Uruguay, lago urbano hipertrófico muy parecido al lago de estudio. Hwang y Heath (1997) reportaron de 11.3 a 12.6×10^6 bac ml^{-1} para el lago Erie, Estados Unidos, y Zingel (1999) de 0.19 a 2.69×10^6 bac ml^{-1} para el lago eutrófico Vorstjarv, Estonia. Yasindi, *et al.* (2007) registraron densidades bacterianas entre 2.9×10^6 y 2.5×10^8 bac ml^{-1} en un grupo de lagos africanos. Al observar los valores de otros lagos con el lago Tezozómoc, se observa que las poblaciones de bacterias cuando comparten el estado trófico, son muy parecidas.

De manera general se observa que el tratamiento B -diluido- no siempre presentó los valores de bacterias por debajo de los demás tratamientos. En la época seca fría, el tratamiento B mantuvo densidades bacterianas superiores a las del tratamiento A -equilibrado-; en la época seca cálida el tratamiento B mostró valores de densidades bacterianas por arriba del tratamiento C -control- y

el tratamiento D -sin zooplancton- y en la época lluviosa cálida fue con los ciliados que registró valores por arriba del tratamiento D – sin zooplancton-.

Esta misma variación se observó con los parámetros físicos y químicos, en la época seca cálida, con valores parecidos de oxígeno disuelto en los tratamientos C –control- y D –sin zooplancton-; sin embargo, no llegó a disminuir tan drásticamente como lo hicieron los tratamientos antes mencionados

Los valores de conductividad (K_{25}) y de clorofila si se mantuvieron por debajo de los demás tratamientos. Por lo que se podría considerar que hubo una diferencia del tratamiento B –diluido- con respecto a los tratamientos A –equilibrado-, C –control- y el D – sin zooplancton-.

Entonces, aunque las condiciones en los mesocosmos de los diferentes tratamientos tuvieron variaciones considerables, el factor que finalmente mostró mayor efecto sobre los ciliados y las bacterias fue la disminución de los nutrientes a través de la dilución del agua. La falta de diferencias cuando se eliminó el zooplancton muestra que la depredación no parece tener un efecto importante sobre ciliados y bacterias en las condiciones hipertróficas del lago. Los resultados de este tratamiento también fueron afectados por la falla de no lograr eliminar totalmente a los rotíferos. La competencia de los rotíferos con los ciliados pudo contribuir a condiciones no ventajosas para estos últimos.

Finalmente, la adición de nitrógeno sí favoreció el incremento del fitoplancton pero no tuvo efectos sobre los ciliados y las bacterias. Al parecer, las mismas especies de fitoplancton que ya estaban presentes pudieron crecer mejor, pero no fueron sustituidas por otras especies con mejor calidad nutricional, por lo que el efecto positivo sobre los consumidores no se presentó. Se demuestra que en condiciones tan hipertróficas como las del lago Tezozomoc los criterios de la relación N:P con la composición del fitoplancton no fueron del todo aplicables y esto se reflejó sobre la poca variación de otros microorganismos que dependen de él, como las bacterias y los ciliados.

Conclusiones

La relación balanceada N: P no tuvo un efecto sobre las densidades de ciliados ni sobre las de bacterias

La dilución del agua del lago (disminución de la concentración de nutrientes) afectó negativamente a las densidades de ciliados en las tres épocas estudiadas y a las de bacterias en dos épocas.

El tratamiento sin zooplancton tampoco tuvo el efecto positivo esperado sobre las densidades de ciliados.

En la época estudiada el nitrógeno resultó el nutriente limitante de la producción primaria

Las 21 especies de ciliados coinciden, aunque en números ligeramente menores a las determinadas en otros estudios de lagos eutróficos

Las especies dominantes fueron del grupo de los Oligotricos: *H. grandinella*, *C. glaucoma*, *C. hirtus* y *P. caudatum*.

Las variaciones más importantes se presentaron entre las tres épocas estudiadas. La época seca fría presentó concentraciones mayores de P mientras que en la época lluviosa cálida el N se incrementó.

Los valores de la relación N:P fueron mayores durante la época lluviosa cálida, debido principalmente a que las concentraciones de fósforo durante esta época, resultaron significativamente menores que en las anteriores, mientras que las concentraciones de N fueron mayores

Los resultados de N y P totales, los valores de los parámetros ambientales, así como las abundancias de ciliados y los números de bacterias, son los obtenidos para este tipo de ambientes hipertróficos

Las variaciones de la concentración de oxígeno disuelto, de los valores de pH y de la concentración de clorofila *a* que se determinaron en el presente fueron características de las condiciones fuertemente eutróficas (hipertróficas).

La dilución también afectó a las bacterias y puede ser una parte de la explicación de las menores abundancias de ciliados que también ocurrieron en los tratamientos diluidos.

Los parámetros ambientales que presentaron más correlaciones positivas con los ciliados fueron la clorofila *a* y el oxígeno disuelto.

Las relaciones significativas más relevantes fueron entre las bacterias con el oxígeno disuelto, la conductividad y el fósforo en las tres épocas.

Los mesocosmos permitieron hacer un seguimiento puntual de los efectos de la relación N:P y las relaciones organismo-ambiente.

La presencia de cianobacterias tuvo efectos nocivos sobre el zooplancton, y esto parece incluir también a los ciliados.

Aunque los mesocosmos de los diferentes tratamientos tuvieron variaciones considerables, el factor que finalmente mostró mayor efecto sobre los ciliados y las bacterias fue la disminución de los nutrientes a través de la dilución del agua.

Referencias Bibliográficas

Alcocer, J. 1988. Caracterización hidrobiológica de los lagos de Chapultepec. México. Tesis de Maestría (Oceanografía Biológica y Pesquera). UACPYP, ICMYL, UNAM. 89 pp.

Alcocer, D. J. y Lugo, A. 1995. The urban lakes of Mexico City (Lago Viejo de Chapultepec). *Lakeline*. 15 (2):14-31.

Alvarado, R.F. 2012. Efecto de *Poecilia reticulata* y el sedimento sobre los protozoos ciliados y las bacterias en mesocosmos. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Profesionales Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 46 pp.

Alvarez-Cobelas, M. y B. A. Jacobsen. 1992. Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum* 2: 184-199.

Amblard C., Carrias J. F., Bourdier G., Maurin N. 1995. The microbial loop in a humic lake: seasonal and vertical variations in the structure of different communities. *Hydrobiologia* 300/301:71-84.

Arzate, G. 2002. Contribución al estudio de la alimentación de *Poecilia reticulata* y su relación con algunos parámetros ambientales en el lago del Parque Tezozómoc de julio a diciembre del 2002. Tesis profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.

Azam, F., Fenchel, T., Field, J.G., Gray, J.S., Meyer-Reil, R.A. y Thingstad, F.1983. The ecological role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10: 257-263.

Beaver, J.R. y Crisman, T.L. 1982. The trophic response of ciliated protozoans in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.* 27: 246-253.

Beaver J. R. y Crisman T.L. 1990. Seasonality of planktonic ciliated protozoa in 20 subtropical Florida lakes of varying trophic state. *Hydrobiologia* 190: 127-135.

Berninger, U. G. D. A. Caron, R. W. Sanders y B. J. Finlay. 1991. Heterotrophic flagellates of planktonic communities: their characteristic and methods of study. En Patterson, D. J. y Lasen, J. (eds). *The biology of free- living heterotrophic flagellates*. Clarendon Press, Oxford. p 39-56.

Bick, H. 1972. *An illustrated guide to ciliated protozoa used as biological indicators in freshwater ecology*. W.H.O. Ginebra. 198 pp.

Bird, D.F. y Kalf. L. 1984. Empirical relationships between bacterial abundance and chlorophyll concentration in fresh and marine waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:10105-1023.

Bjornsen, P.K. 1988. Phytoplankton exudation of organic matter: Why do healthy cells do it? *Limnol. Oceanogr.* 33: 151-154.

- Button, D. K., Robertson, B. R. y Juttner, F. 1996. Microflora of a subalpine lake: Bacterial populations, and their dependence on phosphate. *Microb. Ecol.* 21:87-101.
- Cabral, D. C. 2006. Variación espacio-temporal de los protozoos (phylum Ciliophora) del lago urbano Tezozomoc. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 44 pp.
- Castro, A. H. 2005. Efecto de los rotíferos sobre la estructura de los componentes de la trama trófica de un lago urbano eutrófico. Tesis Profesional (Biología). FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 57pp.
- Chrzanowski, T.H., Sterner, R.W. y Elser, J.J. 1995. Nutrient enrichment and nutrient regeneration stimulate bacterioplankton growth. *Microb. Ecol.* 29: 221-230
- Contreras, G. A. M. y Rivera, O. F. A. 2003. Diagnóstico ambiental del lago del Parque Tezozomoc. Azcapotzalco. D.F. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 49 pp.
- Daniel, W. W. 2002. *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud.* 4^a ed. Limusa-Wiley. México. 755 pp.
- Downing, J.A.; McCauley, E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* (37):936-945.
- Elliot, J.M. 1983. *Statistical analysis of samples of benthic invertebrates.* The Freshwater Biological association. *Scientific pub.* 25. 147 pp.
- Elser, J.J. y Goldman, C.R. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic state. *Limnol. Oceanogr.* 36: 64-90
- Elser, J.J., Sterner, R.W., Galford, A.E., Chrzanowsky, T.H., Findlay, D.L., Mills, K.H., Paterson, M.J., Stainton, M.P. y Schindler, D.W. 2000. Pelagic C:N:P stoichiometry in a eutrophied lake: responses to a whole-lake food-web manipulation. *Ecosystems* 3: 293-307.
- Enríquez, G. C. 2004. Estudio de campo y laboratorio de la dinámica poblacional de los rotíferos y cladóceros de la zona litoral del lago Huetzalin, Xochimilco. Tesis de Maestría. Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. 84 pp.
- Fenchel, T. 1987. Ecology of Protozoa. *The Biology of Free-Living Phagotrophic Protists* Science Tech Publishers, Madison, 197 pp.
- Finlay, B.J., Rogerson, A. y Cowling, A.J. 1988. *A beginners guide to the collection, isolation, cultivation and identification of fresh water protozoa.* Natural Environment Research Council-CCAP. Windermere, Gran Bretaña. 78 pp.

- Finlay, B.J. y Guhl, B.E. 1992. *Plankton sampling-freshwater*. En: Lee, J.J. y Soldo, A.T. (eds.). *Protocols in protozoology*. Society of protozoology. Kansas, EUA. pp. B1.1.-B1.5.
- Fogg, G.E. 1977. Excretion of organic matter by phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 22:576-577.
- Foissner, W., Berger, H. y Kohmann, F. 1992. Taxonomische und ökologische revision der ciliaten des saprobiensystems. Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. Informationsberichte des Bayer, Landesamtes für Wasserwirtschaft, Munich, 5/92.502 pp.
- Foissner W., Berger H. 1996. A user friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologist as bioindicators in rivers, lakes and waste waters with notes on their ecology. *Freshwat. Biol.* 35: 375-482.
- Foissner W., Berger H. y Schaumburg J. 1999. Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für wasserwirtschaft, Heft.3/99.
- Fujimoto, N. Y Sudo, R. 1997. Nutrient-limited growth of *Microcystis aeruginosa* and *Phormidium tenue* and competition under various N:P supply ratios and temperatures. *Limnol. Oceanogr.* 42: 250-256.
- Geider, R. J., y J. La Roche. 2002. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *Eur. J. Phycol.* 37: 1-17.
- González, L.M.E. 1995. Estudio de la variación espacial y temporal de los ciliados planctónicos en los lagos de Chapultepec, D.F. Tesis Profesional (Biología). Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 56 pp.
- Grant W. D. y Long P. E. 1989. *Microbiología Ambiental*. Acribia. España. 232 pp.
- Gude, H. 1991. Participation of bacterioplankton in epilimnetic phosphorus cycles of lake Constance. *Verh. Internat. Verien. Limnol.* 24:816-820.
- Guzmán T. O. 2012. Efecto de los nutrientes sobre el crecimiento y composición de los rotíferos planctónicos del lago Tezozómoc, México D.F. Tesis profesional (Biología). FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 61pp.
- HACH Co. 1993. *DREL/2000 Advanced water quality laboratory*. Procedures manual USA. Hach Co. 166 p.
- Havens, K. E. y J. De Costa. 1986. A comparison of phytoplankton responses to nutrient addition in acidific and circumneutral pH lakewater. *Hydrobiologia* 137: 211-222.
- Hinder, B. Baur, E. Hanselmann, K. y Schanz, F. 1999. Microbial food web in a oligotrophic high mountain lake (Jori lake III, Switzerland). *J. Limnol.* 58 (2): 162-168.
- Ho, T.Y. Quigg, A. Finkel, Z.V. Milligan, A.J. Wyman, K. Falkowski, P.G y Morel, F.M.M. 2003. The elemental composition of some marine phytoplankton. *J. Phycol.* 39:1145-1159.

Hwang, S. J. y R. T. Heath. 1997. The distribution of protozoans across trophic gradient, factors controlling their abundance and importance in the plankton food web. *J. Plank. Res.* 19 (4): 491-518.

Jahn, T. L., Bovee, E. C. y Jahn, F. F. 1979. *How to know the protozoa*. William Co. Publisher, Iowa. 279 pp.

Kahl, A. 1930-1935. Urtiere Orden Protozoa. I Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria), eine Bearbeitung der freilebender und ectocommensalen Infusorien der Erde, unter Ausschluss der Marinen Tintinnidae. En: Dahl, F. *Die Tierwelt Deutschlands*. Teil 18(1930). 21(1931), 25(1932), 30(1935). Gustav Fisher, Jena. 886 pp.

Kilham, P. 1990. Mechanisms controlling the chemical composition of lakes and rivers: Data from Africa. *Limnol. Oceanogr.* 35: 80-93

Kim, H-S., Hwang, S-J., Shin, J-K., An, K-G. Y Yoon, C.G. 2007. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. *Hydrobiologia* 581:255-267

Kudo, R.R. 1982. *Protozoología*. CECSA, México. 905 pp.

Lampert, W. y Sommer, U. 1997. *Limnoecology*. Oxford University Press. New York. 382 pp.

Laybourn-Parry, J. 1994. Seasonal succession of protozooplankton in freshwater ecosystems of different latitudes. *Mar. Microb. Food Webs* 8:145-162.

Lee, J.J., Hutner, S.H. y Bovee, E.C. 1985. An illustrated guide to the protozoa. Society of Protozoologist. Kansas, E.U.A. 629 pp.

Lee J.J., Leedale O.F. y Bredbury P. 2000. An illustrated guide to the protozoa. 2ª ed. Society of Protozoologists, Lawrence, Kansas, USA. 689 pp.

López M. R. P. 2008. Los mesocosmos como herramienta para la valoración de efectos ecotoxicológicos de insecticidas sobre las comunidades planctónicas. Tesis Doctoral en Biología. Universidad Complutense de Madrid. Madrid. 268 pp.

Lugo, A., Ma. del R. Sánchez, Ma. E. González y J. Alcocer. 1998. Temporal patterns of planktonic ciliates abundance in three eutrophic urban lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1626-1630.

Lynn, D. H. 1992. Protargol staining. In: Lee, J.J. y Soldo, A.T. (eds.). Protocols in protozoology. *Society of protozoology*. Kansas, EUA. C4.1.-C4.10 pp.

Lynn, D. H. y E. B. Small. 2000. Phylum Ciliophora, Doflein, 1901. In: Lee, J. J., G. F. Leedale y P. Bradbury (eds). An illustrated guide to the Protozoa. 2ª ed. Society of Protozoologists. Lawrence, Kansas. pp. 371-656

Mathes J., Arndt H. 1995. Annual cycle of protozooplankton (ciliates, flagellates and sarcodines) in relation to phyto- and metazooplankton in lake Neumühler See (Mecklenburg, Germany). *Arch. Hydrobiologia* 134: 337-358.

Matveev, V. 1991. Self-maintaining plankton: pelagic Cladocera in small microcosms with lake water. *Hydrobiologia* 225: 301-307.

Mazumder, A., McQueen, D. J., Taylor, W. D., Lean, D.R.S. y Dickman, M.D. 1990. Micro and mesozooplankton grazing on natural pico- and nanoplankton in contrasting plankton communities produced by planktivores manipulation and fertilization. *Arch. Hydrobiologia*. 118: 257-262.

Muro, G. 1994. Contribución al conocimiento de la distribución y abundancia de los cladóceros en los tres lagos de Chapultepec. Tesis profesional (Biología). Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 80 pp.

Nakano, S.I., T. Koitabashi y T. Ueda, 1998. Seasonal changes in abundance of heterotrophic nanoflagellates and their consumption of bacteria in Lake Biwa with special reference to trophic interactions with *Daphnia galeata*. *Arch. Hydrobiol.* 142: 21-34.

OECD, 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and control*. OECD, Paris. 164 pp.

Oliva, M. G. Rodríguez, A. Lugo, A. Sánchez, M. R. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*. 193-206.

Ortiz H. G. A. 2011. Efecto de los peces y el sedimento sobre los ciliados y las bacterias en mesocosmos en un lago urbano hipertrófico. Tesis profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 56 pp.

Pace, M. L. y Orcutt, J. D. Jr. 1981. The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 26: 822-830.

Paerl

Pérez Q. E. 2007. Variación temporal y estacional de las bacterias planctónicas de la laguna de Mecoacán, Tabasco. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 55 pp.

Pomeroy, L.R. y Wiebe, W.J. 1988. Energetics of microbial food webs. *Hydrobiologia* 159: 7-18

- Porter, K.G. y Feig, Y.S. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25(5):943-948.
- Quirós, R. 2007. **Manejo y Recuperación de lagos urbanos**. Documento de Trabajo del Área de Sistemas de Producción Acuática No. 6. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 205-221.
- Rodríguez R. A. 2006. Variación espacio-temporal del fitoplancton en el lago Tezozómoc, Azcapotzalco, Distrito Federal. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 48 pp.
- Sánchez, Ma. del R., Oliva, Ma. G., Castillo, J.M. y Lugo, A. 2007. El Lago del Parque Urbano Tezozómoc. En: De la Lanza, G. (ed.) *Las aguas interiores de México, conceptos y casos*. AGT Editor, México D.F. pp. 126-139
- Sánchez Rodríguez, Ma. Del R., Lugo Vázquez A., Oliva Martínez, Ma. G., Verver y Vargas, J., Rodríguez Rocha, A. and Peralta Soriano, L. 2011. Planktonic ciliates in a hypertrophic pond: functional role and importance. *J. Environ. Biol.* 32: 497-503
- Sanders, R.W., Caron, D.A. y Berninger, U-A. 1992. Relationship between bacteria and heterotrophic nanoplankton in marine and freshwaters: an inter-ecosystem comparison. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 86: 1-14
- Sarnelle, O. 1992. Contrasting effects of *Daphnia* on ratios of nitrogen to phosphorous in eutrophic, hard-water lake. *Limnol. Oceanogr.* 37: 1527-1542
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall. London. 357 pp.
- Schindler, D.J., Kitchell, J.F., He, X., Carpenter, S.R., Hodgson, J.R. Cottingham, K.L. 1993. Food web structure and phosphorous cycling in lakes. *Trans. Am. Fish Soc.* 122: 756-772
- Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. 2008. El Clima en la Ciudad de México. En: SMA-DF: Informe Anual 2008. Departamento del Distrito Federal. México. pp. 38-52
- Šimek K., Macek M., Pernthaler J., Straškrabová V., Psenner R. 1996. Can freshwater planktonic ciliates survive on a diet of picoplankton? *J. Plankton Res* 18:597-613.
- Smith, V. H. 1983. Low Nitrogen to Phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science.* 221:669-671.
- Smith, V.H., Willen, E. y Karlsson, B 1987. Predicting the summer peak biomass of four species of blue-green algae (cyanophyta/cyanobacteria) in Swedish lakes. *Water Res. Bull.* 29: 397-402
- Sokal, R.F. y Rohlf, J. 1999. Introducción a la bioestadística. Ed. Rverté. México. 362 pp.

- Solano, B. N. 2002. Aspectos reproductivos de *Poecilia reticulata* (Pisces; Poeciliidae) en el lago del parque Tezozómoc, Azcapotzalco de enero a junio del 2001. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 41 pp.
- Sommaruga, R. 1995. Microbial and the classical food webs: A visit to a hypertrophic lake. *FEMS Microbiol. Ecol.* 17:257-270.
- Spivak, A.C., Vanni, M. J. y Mette, E.M. 2011. Moving on up: can results on simple aquatic mesocosm experiments be applied across broad spatial scales? *Freshwater Biol.* 56: 279-291
- Thomann, R. V., Mueller, J. A., 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Harper & Row Publishers, New York. 644 pp.
- Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Mar. Chem.* 10:102-122.
- Vaqué, D. y Pace, M.L. 1992. Grazing on bacteria by flagellates and cladocerans in lakes of contrasting food web structure. *J. Plankton. Res.* 14: 307-321.
- Verver y Vargas, G. J. 2005. Dinámica espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos y su relación con la clorofila *a* en un lago urbano eutrófico. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 55pp
- Villafranco, C. A. J. 2000. Avifauna del Parque Tezozómoc Azcapotzalco. México, D.F. Tesis profesional (Biología). Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 63 pp.
- Vollenweider R. A. 1983. Eutrophication. Notes distributed during the II Meeting of the regional projects on the eutrophication of tropical lakes.
- Weisse, T. 1990. Trophic interactions among heterotrophic microplankton, nanoplankton and bacteria in Lake Constance. *Hydrobiologia.* 191:111-121.
- Wetzel, G. 1981. *Limnología*. Omega. Barcelona 679 pp.
- Wetzel, R.G. y Likens, G.E. 2001 *Limnological Analyses*. Saunders. Philadelphia. 357. pp.
- Wetzel, R. G. 2002. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3^a. Ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp.
- Wolf, M. 2002. Concepts and approaches for marine ecosystem research with reference to the tropics. *Rev. Biol. Trop.* (50) 2:395-414.

Yasindi, A.W. y Taylor, W.D. 2006. The abundance, biomass and composition of pelagic ciliates in East African lakes of different salinity and trophy. Proceedings of the 11th World *Lakes* Conference - Volume 2. pp. 374-378.

Yasindi, A.W., Taylor, W. D., and Lynn D. H. 2007. The community composition and biomass of pelagic ciliated protozoa in East African Lakes. *Afr. J. Aquatic Science* 32(2): 175-183.

Zingel, P. 1999. Pelagic ciliated protozoa in a shallow eutrophic lake: community structure and seasonal dynamics. *Arch. Hydrobiologia* 146(4): 49.

ANEXO

Clasificación taxonómica de acuerdo a Adl *et al.* , 2005

•Alveolata Cavalier-Smith, 1991

- Ciliophora Doflein, 1901 [Ciliate Perty, 1852; Infusoria Bütschli, 1887]
 - Intramacronucleata Lynn, 1996.
 - Spirotrichea Bütschli, 1889 (R)
 - Stichotrichia Small and Lynn, 1985.
Halteria grandinella (Müller 1773) Dujardin, 1841
Limnostrombidium pelagicum (Kahl 1932) Krainer 1995.
Stylonochia putrina Ehrenberg, 1830
 - Litostomatea Small and Lynn, 1981
 - Haptoria Corliss, 1974.
Monodinium balbianii Fabré-Domergue, 1888
Lacrymaria olor O.F. Müller, 1776
Litonotus fasciola (Wrze Sniowski, 1870)
 - Prostomatea Schewiakoff, 1896.
 - Bursellopsis nigricans* (Lauterborn, 1908)
 - Hypotricha Stein, 1859
Aspidisca cicada (O.F. Müller, 1786)
Euplotes sp. Ehrenberg, 1830
 - Phyllopharyngea de Puytorac et al. 1974
 - Cyrtophoria Fauré-Fremiet in Corliss 1956
 - Phascolodon vorticella* (Stein, 1859)
 - Suctoria Claparede y Lachmann, 1858
Podophrya fixa (Ehrenberg, 1838)
 - Colpodea Small y Lynn, 1981
 - Colpoda steini* (O.F. Müller, 1773)
 - Prostomatea Schewiakoff, 1896
 - Coleps hirtus* (Nitzsch, 1827)

- Bursellopsis nigricans* (Lauterborn 1894)
- Oligohymenophorea de Puytorac et al. 1974
 - Peniculia Fauré-Fremiet in Corliss 1956
- Paramecium caudatum* (Ehrenberg, 1833)
- Scuticociliatia Small, 1967
- Cyclidium glaucoma* (O.F. Müller, 1773)
- Pleuronema jaculans* Kent 1781
- Hymenostomatia Delange y Hérouard, 1896
- Tetrahymena pyriformis* (Ehrenberg, 1830)
- Peritricha Stein, 1859
- Epystilis pigmaeum* (Ehrenberg, 1838)
- Vorticella convallaria* (Linnaeus, 1758)