



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

“ECOLOGÍA DEL ZOOBENTOS DE UN LAGO
SALINO DE LLENADO EPISÓDICO”

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I Ó L O G A
P R E S E N T A :
DIANA MAYRA LÓPEZ TAPIA

DIRECTOR DE TESIS:
DR. JAVIER ALCOZER DURAND

2004



FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Diana Mayra López Tapia
FECHA: 3 de Junio de 2004
FIRMA: [Signature]

ACT. MAURICIO AGUILAR GONZÁLEZ
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo escrito:

"Ecología del zoobentos de un lago salino de llenado episódico"

realizado por Diana Mayra López Tapia

con número de cuenta 9854875-6 , quien cubrió los créditos de la carrera de:
Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis
Propietario

Dr. Javier Alcocer Durand [Signature]

Propietario

Dra. Elva Guadalupe Escobar Briones [Signature]

Propietario

Biól. Luis Alberto Oseguera Pérez [Signature]

Suplente

Biól. Laura Peralta Soriano [Signature]

Suplente

M. en C. Citlali Díaz Aguilar [Signature]

Consejo Departamental de Biología

FACULTAD DE CIENCIAS

[Signature]
M. en C. Juan Manuel Rodríguez Chávez



UNIVERSIDAD DE ENSEÑANZA
DE BIOLOGIA

DEDICATORIA

A mis padre **Nacho** y **Ruth** por ser mi mis maestros, por apoyarme, por alentarme a cumplir mis metas, por su paciencia y por todo el amor que nos han dado.
Gracias!

A mi hermano **Fabián** por ser mi principal ejemplo, por sus enseñanzas, a mi hermana **Erika** por ser mi mejor amiga, por crecer juntas, por estar conmigo en las buenas y en las malas. Los quiero mucho!

A mi **Familia** por todo lo que me han dado, **Yiya, Linda, Aly** y **Yadira**. Y a la familia que está lejos pero cerca de mi corazón.

Al amor de mi vida **Hugo**, por ser mi compañero, por estar conmigo en todo momento, por creer y confiar en mí, por darme fuerzas y ánimo para seguir adelante, por tu paciencia y sobre todo por tu amor. Gracias Tus, Te amo!

A la Familia **Aguilar Díaz** por abrirme sus puertas, por dejarme compartir tantos momentos. Gracias!

A los grandes amigos de la Facultad que al paso de los años seguiremos juntos, **Ara** gracias por tu sincera amistad, **Denice, Luis** por alentarme, **Armando, Mauricio, Fernando** y **Norma**, Chicas O y miembros por siempre! y en especial a **Vanessa**.

A la persona que sin conocerme me abrió su corazón, por dejarme compartir esta experiencia, Gracias **Mireya!**

Y a todas aquellas personas que sin saber he aprendido mucho de ellas.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Javier Alcocer Durand por su excelente dirección y orientación en el presente trabajo de tesis.

A la Dra. Elva Escobar Briones por sus excelentes consejos y acertados comentarios.

Al Biól. Luis A. Oseguera Pérez por su apoyo y asesoría a lo largo de tantas horas de trabajo en el laboratorio y por la revisión del presente trabajo de tesis.

A la Biól. Laura Peralta Soriano por la ayuda identificación del oligoqueto *L. hoffmeisteri*, por su gran ayuda en trabajo de laboratorio y por la revisión del trabajo de tesis.

A la M. en C. Citlali Díaz Aguilar por la revisión del presente trabajo de tesis.

A las Bióls. Ma. Del Carmen Hernández Fonseca y Maribel Rojas Cancino por su ayuda en la identificación del quironómido *Chironomus Stenochironomus* sp., el nemátodo *Ironus* sp. y por su gran compañerismo.

Al Dr. Manuel Palacios Fest por el apoyo brindado en la identificación del ostrácodo *Limnocythere sapiensis*.

Al personal del Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, UIICSE, en especial a la Dra. Ma. del Rosario Sánchez Rodríguez y al Dr. Alfonso Lugo Vázquez.

Al apoyo económico brindado por el Programa de Becas para Tesistas de Licenciatura (PROBETEL) de la UNAM.

RESUMEN

El presente estudio tuvo como objetivo reconocer la variación temporal y espacial en la composición y estructura del zoobentos (macrobentos) de El Carmen, un lago salino, somero y de llenado episódico. El Carmen está ubicado en la porción más baja de la Cuenca Oriental, en la frontera de los estados de Puebla y Tlaxcala. Un total de cuatro muestreos se realizaron entre julio y octubre de 2000, mientras el lago permaneció inundado. El Carmen presentó una riqueza taxonómica baja con tan solo cuatro taxa: Nematoda Ironidae (*Ironus* sp.), Oligochaeta Tubificidae (*Limnodrilus hoffmeisteri*), Diptera Chironomidae (*Ch. Stenochironomus* sp.) y Ostracoda Cytheridae (*Limnocythere sapiensis*). La especie dominante, de mayor abundancia y biomasa (> 90%), fue *L. sapiensis*; seguida de *Ch. Stenochironomus* sp., *Ironus* sp. y finalmente *L. hoffmeisteri*. La composición faunística de El Carmen es comparable con la de otros lagos similares, sin embargo difirió en cuanto a densidad y biomasa que presentaron valores inferiores a los registrados en la literatura. La riqueza taxonómica baja se atribuyó al impredecible patrón de llenado del lago, a la reducida permanencia del agua, a los cambios abruptos de diferentes variables ambientales (salinidad y temperatura) y a la homogeneidad del sustrato (del tipo arcilloso limoso). Contrariamente a lo esperado, no se presentó un proceso de sucesión ecológica; el ostrácodo *L. sapiensis* dominó a lo largo del periodo de inundación. Todas las especies presentes se consideraron estrategias "r", las cuales presentaron tasas altas de reproducción y de crecimiento con ciclos de vida cortos.

ABSTRACT

The present study had as objective to recognize the variation in time and space in the composition and community structure of the zoobenthos (macrobentos) of El Carmen, a shallow, episodic, saline lake. El Carmen is located in the lowest portion of the Oriental basin, in the border of the state of Puebla and Tlaxcala. A total of four samplings was carried out between July and October of 2000, while the lake remained flooded. El Carmen showed a low species richness with four taxa: Nematode Ironidae (*Ironus* sp.), Oligochaeta Tubificidae (*Limnodrilus hoffmeisteri*), Dipteral Chironomidae (*Ch. Stenochironomus* sp.) and Ostracoda Cytheridae (*Limnocythere sapiensis*). The dominant species, with the largest abundance and biomass (> 90%), was *L. sapiensis*, followed by *Ch. Stenochironomus* sp., *Ironus* sp. and lastly *L. hoffmeisteri*. El Carmen's faunal composition is comparable with that of other similar lakes, however it differed in density and biomass with lower values than those recorded in the literature. The low taxonomic richness was attributed to the unpredictable pattern of filling of the lake, the reduced flooding period, to the abrupt changes of the different environmental variables (salinity and temperature) and to the homogeneity of the sediment (clay type). Contrary to expected the process of ecological succession as not present; the ostracod *L. sapiensis* dominated along the flooding period. All the species were considered *r* strategists, which show high reproductive rates, fast growth and short life cycles.

Contenido	Pág.
I Introducción	1
Justificación	4
Hipótesis	4
Objetivos y metas	5
II Área de estudio	6
III Metodología	9
IV Resultados	
Caracterización Ambiental	12
Agua	12
Sedimento	13
Caracterización Biológica	
Composición	21
Estructura	
Riqueza Taxonómica	22
Abundancia	22
Densidad y biomasa	24
V Discusión	30
VI Conclusiones	42
VII Referencias	43

Índice de figuras

Fig.		Pág.
1	Localización de la Cuenca Oriental en México	6 y 7
2	Variación temporal de la temperatura en El Carmen	17
3	Variación temporal de la conductividad en El Carmen	17
4	Variación temporal del oxígeno disuelto en El Carmen	18
5	Variación temporal del pH en El Carmen	19
6	Variación temporal del Eh en El Carmen	19
7	Variación temporal del contenido de MO sedimentaria en El Carmen	20
8	Variación temporal de la concentración de clorofila "a" sedimentaria en El Carmen	20
9	Variación temporal de la densidad del macrobentos por estación en El Carmen	28
10	Variación temporal de la biomasa de <i>L. sapiensis</i> y <i>Ch. Stenochironomus</i> sp. en El Carmen	29

Índice de tablas

	Pág.
1 Características ambientales de El Carmen por estación	15
2 Características ambientales de El Carmen por muestreo	16
3 Listado taxonómico del macrobentos de El Carmen	21
4 Distribución de las especies del macrobentos en El Carmen	21
5 Variación de la riqueza taxonómica del macrobentos en El Carmen	22
6 Abundancia relativa (%) del macrobentos de El Carmen por estación	23
7 Abundancia relativa (%) del macrobentos de El Carmen por muestreo	23
8 Promedio y desviación estándar de la densidad del macrobentos por zonas	24
9 Promedio y desviación estándar de la biomasa del macrobentos por zonas	25
10 Promedio y desviación estándar por estación de muestreo de la densidad del macrobentos de El Carmen.	27
11 Promedio y desviación por estación de muestreo estándar de la biomasa del macrobentos de El Carmen.	27
12 Riqueza taxonómica de invertebrados en diferentes lagos	34
13 Comparación de la densidad y biomasa anual del macrobentos de El Carmen con otros lagos	37

INTRODUCCIÓN

La limnología se ha enfocado en su mayor parte en el estudio de los lagos profundos, dejando de lado el estudio de los lagos someros siendo que éstos últimos son más abundantes y característicos en algunas regiones del mundo (Moorhead *et al.* 1998, Scheffer 1998,) tales como las zonas tropicales semiáridas (Wetzel 1983, Colburn 1988, Williams 1998, Einsele 1992, Talling 2001).

Diferentes autores -mencionados a continuación- coinciden en una serie de características que son comunes a estos lagos. Los lagos someros (tienen en promedio una profundidad de 0.5 m) pueden alcanzar gran extensión (hasta los 100 km²) (Welch 1969, Wetzel 1983). La acción del viento provoca que la columna de agua generalmente esté bien mezclada, con temperatura homogénea (Morgan 1965, Amos 1967, Burgis y Morris 1987, Jeffries y Derek 1990) y frecuentemente turbia. La interacción agua-sedimento en forma conjunta con el balance precipitación- evaporación inducen cambios en sus características físicas y químicas (Scheffer 1998, Talling 2001, Maitland 1990). Algunos autores (Welch 1969, Wetzel 1983) consideran a las macrofitas como integrantes fundamentales de los lagos someros ya que su presencia amplía la disponibilidad de hábitats para el desarrollo de organismos acuáticos (Burgis y Morris 1987, Schwartz y Jenkis 2000). El área superficial así como el volumen de los lagos someros puede fluctuar ampliamente, característica denominada por Hartland y Rowe (1972 *in* Cole 1968) como aguas astáticas. La duración o permanencia del agua es entonces una característica esencial que determina la ecología de los lagos someros. De acuerdo a lo anterior, los lagos se clasifican en: 1) permanentes aquellos que tienen agua durante todo el año, 2) temporales los cuales contienen agua por un cierto tiempo o estación y la pierden en otra -principalmente por evaporación- (Morgan 1965, Welch 1969 y Wetzel 1975) y 3) episódicos los cuales permanecen secos la mayor parte del tiempo y se llenan esporádica e impredeciblemente (Williams 2002).

Los lagos someros suelen presentarse en cuencas endorreicas de regiones de clima árido y semiárido donde las tasas de evaporación e infiltración exceden la tasa de precipitación anual; en este caso suelen ser salinos sin embargo, también pueden

representar la fase final de desecación de lagos más profundos (Jeffries y Derek 1990) o ser producto de una cuenca somera (Einsele 1992).

En las regiones áridas y semiáridas en particular, la concentración salina de los lagos está gobernada tanto por la hidrología cerrada –ya que facilita la acumulación de sales que son arrastradas de suelos áridos de la parte alta de la cuenca– como por el clima –ya que rige el balance entre precipitación y evaporación del agua favoreciendo la concentración de solutos– (Einsele 1992, Wetzel 1983). Las aguas continentales que presentan concentraciones mayores o iguales a 3g/l se denominan salinas o atalasoalinas (Horne y Goldman 1994, Williams 1996). Éstas se pueden clasificar en hiposalinas (3-20g/l), mesosalinas (20-50g/l) o hipersalinas (>50g/l). En México las aguas salinas están dominadas por dos tipos principales de sales: las cloruro-sódicas y las alcalino sódicas (Williams 1996 *in* Alcocer *et al.* 1999).

Los cuerpos de agua someros y salinos en regiones desérticas de todo el mundo sirven de ejemplo de hábitats extremos en los cuales –se piensa– los factores abióticos tienen primacía en el control de la composición de la comunidad acuática, debido a que la mayoría, se encuentran en regiones con fluctuación climática a escala de tiempo grande (varios años) y a menudo están expuestos a períodos largos de aridez extrema (Colburn 1988).

Frecuentemente, los lagos someros tienen zonas profundas que pueden contener organismos representantes de la zona litoral (macrofitas), limnética o pelágica y bentónica. Los organismos bentónicos (organismos que habitan el fondo) dependen para su alimentación de la materia orgánica que sedimenta desde las zonas iluminadas y del aporte horizontal de los ríos (material detrítico). Estos organismos son de interés especial (Burgis y Morris 1987) ya que están asociados a la actividad descomponedora de las bacterias y forman una parte muy importante en la reintegración de los elementos que están presentes en el sedimento del lago como el carbono y el nitrógeno orgánicos (Margalef 1983, Cole 1983).

La distribución, abundancia y ciclo de vida de las comunidades en aguas salinas está influenciada por diferentes factores físicos (temperatura, transparencia, oxígeno

disuelto, ciclo hidrológico y velocidad de corriente de agua), químicos (salinidad, residuos orgánicos e inorgánicos) y biológicos (alimento, cobertura vegetal, depredación, y competencia) (Colburn 1988). Sin embargo, hay que considerar que estas generalizaciones son modificadas bajo las circunstancias particulares de cada lago como la latitud, la altitud y el grado de exposición al viento (Burgis y Morris 1987).

En los lagos salinos de llenado episódico los organismos están expuestos a condiciones cambiantes, por lo cual deben presentar adaptaciones para lograr su sobrevivencia y reproducción (Brock 1985). Entre las adaptaciones que presentan los organismos de ambientes temporales se pueden mencionar aquellas que restablecen a las poblaciones cuando el hábitat está disponible nuevamente tales como la producción de huevos de resistencia (crustáceos), la diapausa, el enterramiento y la emigración en forma adulta (insectos) (Cole 1983, Williams 1985, Maitland 1990, Schwartz y Jenkis 2000).

Así como las variables físicas y químicas pueden ejercer un control primario en la composición de la comunidad en aguas en zonas desérticas, los factores biológicos pueden influenciar la distribución y abundancia de las especies (Cole 1968), es decir, las comunidades presentan adaptaciones en su ciclo de vida ya que al alterarse las condiciones ambientales suelen morir muchos organismos y la redistribución de los sobrevivientes suele ser más rápida en un nivel trófico que en otro presentándose de esta manera una sucesión biológica o desarrollo histórico de la comunidad (Margalef 1983). Moorhead *et al.* (1998) sugiere que los sistemas temporales son ideales para estudiar los patrones de sucesión comunitaria con especial interés en los invertebrados bentónicos ya que las interacciones bióticas (competencia y depredación) incrementan conforme aumenta el período de inundación.

Las especies pioneras propias de las primeras etapas de la sucesión suelen presentar estrategia de ciclo de vida "r", esto es, con altas tasas de reproducción y crecimiento (ciclo de vida corto), con descendencia de menor tamaño y mayor número de individuos (particularmente crustáceos e insectos, Williams 2002). Éstas son sustituidas posteriormente por especies con bajas tasas de crecimiento y reproducción

"K" (ciclos de vida largos), generalmente más especializadas morfológicamente y con descendencia en menor número y mayor tamaño (Begon *et al.* 1996, Margalef 1983). De esta manera, para que las poblaciones puedan permanecer vivas en un medio fluctuante deben balancear la proporción de energía destinada a la reproducción y al número y tipo de unidades reproductivas (Williams 1988).

En aguas salinas el número de especies suele ser inferior al presente en aguas dulces. Más aún, el número de especies tolerantes suele disminuir conforme el contenido salino aumenta (Colburn 1988, Hammer 1986, Horne y Goldman 1994, Wetzel 1983, Williams 1985). Solamente algunos organismos altamente especializados (halófilos y halobiontes) habitan los lagos salinos que presentan salinidades de moderada a elevada, en especial si son de tipo alcalino-sódicos en donde, adicionalmente a la salinidad, se presenta un pH elevado (Hammer 1986).

JUSTIFICACIÓN

El Carmen es un lago somero, salino, alcalino-sódico y de llenado episódico que representa un ecosistema extremo, el cual resulta un sitio ideal para poder reconocer el grado de especialización y sucesión de los taxa presentes a los cambios ambientales en corto plazo.

HIPÓTESIS

H1: El Carmen es un ecosistema extremo (somero, salino, alcalino sódico y de llenado episódico) el cual presentará una riqueza específica reducida y limitada a unas pocas especies especialistas que en un hábitat con competencia reducida se desarrollarán en abundancia.

H2: Durante el proceso de llenado-deseccación se presentará una sucesión de especies donde aparecerán primero especies pioneras (estrategas "r") de características detritívoras-herbívoras, para posteriormente ser substituidas por especies estrategas "K", carnívoras.

OBJETIVOS Y METAS

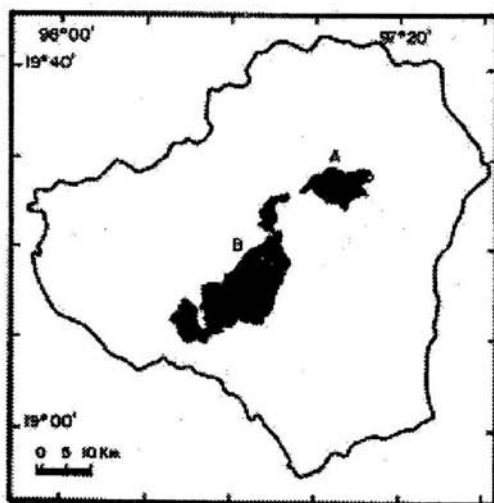
El objetivo del presente estudio fue investigar la composición y estructura (riqueza taxonómica, abundancia, densidad y biomasa) de la comunidad zoobentónica presente en un ambiente acuático extremo (salino, alcalino y de llenado episódico), representado en el lago El Carmen, así como reconocer el proceso de sucesión biológica durante el periodo de inundación.

Para cumplir con el objetivo anterior se propusieron las siguientes metas:

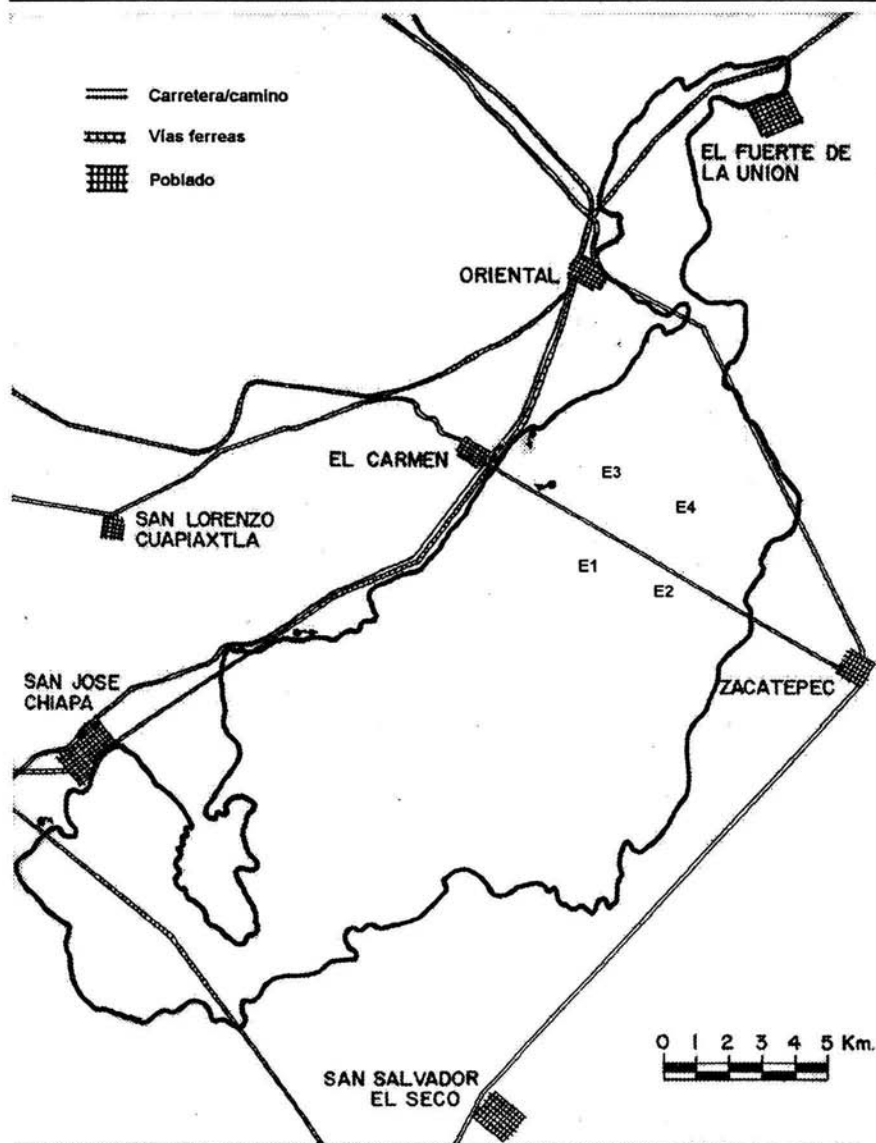
- Evaluar las características ambientales del lago y su variación espacial y temporal a lo largo del proceso de llenado-desección.
- Determinar la composición, abundancia y biomasa del zoobentos y su variación temporal a lo largo de la fase de llenado-desección.
- Reconocer el patrón de sucesión biológica en la comunidad zoobentónica.
- Reconocer las posibles relaciones existentes entre la variación espacio-temporal de la comunidad de los organismos zoobentónicos y las características ambientales determinadas.

ÁREA DE ESTUDIO

El Carmen se encuentra ubicado en los límites de los estados de Puebla y Tlaxcala, entre los $19^{\circ}09.6'-19^{\circ}23.3'N$ y los $97^{\circ}33'-97^{\circ}47.1'W$, a una altitud de 2,334msnm (Fig. 1a y 1b). En su fase de llenado máximo, el área superficial alcanza los 857.5km^2 , una longitud máxima de 27km, un ancho máximo de 13km, una longitud efectiva de 15.5km y una profundidad máxima de 1.5m (Alcocer *et al.* 1997).



(a)



(b)

Fig. 1(a) Localización de la cuenca Oriental en México. Los Lagos Playa (A) Tepeyehualco y (B) El Carmen. 1(b) Estaciones de muestreo en El Carmen. (Modificado de Alcocer *et al.* (1997).

El área presenta un clima seco estepario con una temperatura anual promedio de 13.9°C y una precipitación de 400 a 500mm (promedio de 426.4mm) anuales. La estación de secas se caracteriza por una escasa precipitación que va desde los 10mm a los 75 mm y una fluctuación de temperatura entre los 3 a los 21°C (Alcocer *et al.* 1997).

El suelo de la cuenca es salino lacustre del Cuaternario; en los primeros 100cm de profundidad el 62% es arcilla, el 26% es limo y el 12% es arena. El Carmen es un lago salino (50mS/cm) y con un pH básico (10.4), presenta una gran cantidad de bicarbonato y carbonato de sodio, conocido localmente como tequezquite (Alcocer *et al.* 1997). La composición química varía anualmente presentando un contenido alto de HCO₃ y SO₄ derivados del CO₂ y H₂S volcánico. El Cl presente viene de roca volcánica mientras que el NO₃ proviene del pastoreo intensivo de la zona (Knoblich 1973 en Alcocer *et al.* 1997).

El Carmen, también es conocido como Totolcingo, era un lago temporal de llenado regular en los 1980's permaneciendo seco durante la estación de secas (noviembre a abril) y lleno durante la época de lluvias (de mayo a octubre). Sin embargo, a finales de los 1980's o principios de los 1990's el patrón de llenado se modificó a episódico esto es de llenado irregular y asociado con eventos de lluvias intensas inusuales, permaneciendo seco casi todo el año (Alcocer *et al.* 1997).

METODOLOGÍA

El muestreo se realizó en los meses en que el lago presentó agua (de julio a octubre de 2000). Se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo (E1 a E4), dos en la porción norte del lago (E1 y E2) y dos en la sur (E3 y E4), de acuerdo a los diferentes ambientes observados en el lago y que además están separadas por una carretera (Fig. 1b). Se llevaron a cabo cuatro muestreos: julio 20 (M1), septiembre 7 (M2), octubre 4 (M3) y octubre 31 (M4), con seis réplicas cada uno. Salvo en el primer muestreo donde todas las estaciones presentaron agua, las siguientes tres fechas de muestreo sólo permanecieron con agua las dos estaciones de la porción norte (E1 y E2) debido a que la zona sur del lago, donde se ubicaron las otras dos estaciones (E3 y E4) se secó rápidamente. Las estaciones muestreadas previamente por Alcocer *et al.* (1997) son similares a las zonas de muestreo de este trabajo lo que permitió hacer un análisis comparativo.

Trabajo de campo

Parámetros de columna de agua

- Los parámetros ambientales considerados fueron: temperatura, conductividad eléctrica estandarizada a 25 °C (K_{25}), pH, oxígeno disuelto (mg/l OD), porcentaje de saturación de OD, potencial redox (E_h todos ellos medidos *in situ*) con una sonda multisensor de calidad de agua marca Hydrolab DS4/SVR4® previamente calibrada. Así como también turbidez y color, los cuales se midieron mediante un disco de Secchi y de acuerdo a la escala Forel-Ule respectivamente.

Muestras de sedimento

- Las muestras de sedimento se tomaron con un nucleador manual de 4cm de diámetro para su posterior análisis de tamaño de grano, porcentaje de materia orgánica y carbonatos en el laboratorio.
- Para las muestras de clorofila "a" en sedimento se tomaron del primer centímetro superficial con núcleos de 1cm de diámetro con un nucleador manual, se congelaron y se analizaron posteriormente.

Para la obtención de las muestras biológicas (macrobenos) se utilizó un nucleador manual de 4cm de diámetro (con un área de cobertura aproximada de

12.6 cm²) penetrando en el sedimento a una profundidad de 10cm superficiales (lo cual garantiza el muestreo de toda la comunidad). Las muestras se colocaron en bolsas etiquetadas y fueron fijadas con formol al 10% adicionando rosa de bengala (200mg/l) para facilitar la distinción de los organismos del sedimento (APHA *et al.* 1985). En cada sitio de muestreo se obtuvieron seis réplicas para cada categoría del bentos.

Trabajo de laboratorio

Muestras de sedimento

- El análisis textural se determinó de acuerdo a la propuesta de la Secretaría de Marina (1990), el cual consiste en separar la fracción fina (limos y arcillas) de la gruesa (arenas) por medio de tamizado: los limos y las arcillas se determinaron por medio del método de pipeteo que consiste en medir el peso del volumen de sedimento acumulado. El contenido de materia orgánica (MO) se determinó por la técnica de pérdida de peso por combustión (LOI = Loss on Ignition) modificada de la técnica propuesta por Gelle y Runnels (1960), la cual reporta en porcentaje la diferencia de peso entre el peso seco (a 100°C) de la muestra original y la incinerada a 550°C por una hora. El porcentaje de carbonatos se obtuvo por medio del cálculo de las diferencias de peso entre la muestra de peso seco inicial (previamente eliminado el contenido de MO y la tratada con HCl al 30% (Secretaría de Marina 1990).
- La determinación de clorofila "a" se realizó por fluorometría (Arar y Collins 1997), se extrajo la clorofila presente en el núcleo de sedimento (1 cm³ ≈ 1 ml) en acetona al 90% por 24hr en oscuridad y refrigeración (4°C). Posteriormente se centrifugó la muestra a 1700rpm por 15min. y del sobrenadante se tomó una alícuota para realizar la lectura en un fluorómetro marca Turner Designs® modelo 10AU y determinar la concentración final de la muestra expresada en µg Chl a/l, transformándose posteriormente a mg Chl a/m².

Muestras biológicas

- En el laboratorio se tamizaron las muestras para retener el macrobentos a través de una malla de 0.59mm y de 0.062 mm de apertura para meiobentos. (APHA *et al* 1985) (Gray 1981, Wetzel 1983). La separación de los organismos del sedimento y del detrito se realizó utilizando un microscopio estereoscópico con ayuda de pinzas entomológicas y agujas de disección. Los organismos se preservaron en frascos con alcohol glicerinado al 70% y se etiquetaron. La identificación de los organismos a nivel de grupo se realizó con base a las claves generales de Edmonson (1959) y Pennak (1978); posteriormente fueron identificados al nivel taxonómico más bajo posible, de acuerdo a Brinkhurst y Marchese (1991) para oligoquetos, Ocaña (1989) para nemátodos, Epler (1992) para quironómidos, y Delorme (1971) para ostrácodos.
- Una vez identificados, los organismos se cuantificaron para calcular la densidad (org/m^2) y la abundancia (organismos por especie).
- La determinación de biomasa se realizó a partir del cálculo del biovolumen (nl), el cual se determina midiendo la longitud y el ancho del cuerpo de cada organismo; estas dimensiones se multiplicaron por los factores de conversión indicados en Warwick y Price (1979 *in* Higgins y Thiel 1988) de 450 para los ostrácodos y de 530 para los quironómidos. Los biovolúmenes obtenidos se multiplicaron por el número de individuos presentes por unidad de área (m^2). El biovolumen obtenido se transformó a valores de carbono (mgC/m^2) mediante los factores propuestos por Gerlach (1971) y Séller y Warwick (1988) (todos *In* Giere 1993). Los valores de biomasa para nematodos y oligoquetos no se obtuvieron debido al estado deterioro que presentaron ocasionado a los organismos por el manejo.

RESULTADOS

Caracterización ambiental

Agua

Con relación a la temperatura media del agua (Tabla 1) El Carmen fue un lago templado en su porción norte ($E1 = 19.61^{\circ}\text{C}$ y $E2 = 19.21^{\circ}\text{C}$) y más cálido en la sur ($E3 = 24.55^{\circ}\text{C}$ y $E4 = 25.26^{\circ}\text{C}$). La temperatura más baja se registró en el primer muestreo en E1 (14.3°C) y la temperatura más alta en el último muestreo (25.69°C) en la E2 (Fig. 2) observándose un incremento a lo largo del muestreo (Fig. 2).

La conductividad (Fig. 3) presentó un aumento a lo largo de los muestreos. E1 y E2 presentaron una mayor conductividad promedio ($23.08 \pm 14.96\text{mS/cm}$ y $23.31 \pm 15.86\text{mS/cm}$, respectivamente) que E3 y E4 (7.13mS/cm y 7.14mS/cm , respectivamente) durante el período que estuvo presente el agua. La conductividad más baja (Fig. 2) se registró a principios de la época de lluvias (julio), durante el primer muestreo en E2 ($9.32 \pm 0.12\text{mS/cm}$) y la más elevada al final del mismo en la misma estación, justo antes de secarse totalmente ($46.06 \pm 0.007\text{mS/cm}$) (Tabla 1).

La concentración de oxígeno disuelto promedio alcanzó valores cercanos a la saturación en todas las estaciones ($108.55 \pm 26.44\%$ y $7.92 \pm 1.82\text{mg OD/l}$). Los valores más altos (Fig. 2) en E1 y E2 se presentan en la última fecha de muestreo ($158.7 \pm 2.89\%$, $9.01 \pm 0.14\text{mg OD/l}$ y $132.4 \pm 1.47\%$, $6.84 \pm 0.05\text{mg OD/l}$, respectivamente) y los valores más bajos se presentan en la primer fecha de muestreo ($91.9 \pm 3.5\%$, $6.88 \pm 0.25\text{mg OD/l}$ y $62.04 \pm 33.44\%$, $4.45 \pm 2.65\text{mg OD/l}$, respectivamente) (Fig. 4a y 4b). Las concentraciones para E3 y E4 fueron elevadas (12.34mg OD/l , 112.9% y 6.04mg OD/l , 99.6% , respectivamente; (Tabla 1).

El pH en El Carmen fue básico a lo largo de todo el período de muestreo y con una variación temporal reducida. El promedio fue de 9.54 ± 0.04 para E1 y 9.53 ± 0.051 para E2 (Fig. 5). Los valores obtenidos para E3 y E4 fueron ligeramente menores con 9.36 y 9.33 respectivamente; (Tabla 1).

El potencial de óxido-reducción (Eh) en términos generales mostró una ligera variación en el tiempo (Fig. 6). Para E1 el valor más alto (318.6 ± 21.59 mV) se presentó en el primer mes de muestreo (Fig.2), mientras que para E2 se presenta en el segundo mes de muestreo (304 ± 0 mV), lo cual indica que en ambos muestreos existió una mayor actividad oxidativa. El valor más bajo para E1 y E2 se presentó en el último mes de muestreo (299.5 ± 4.94 y 266 ± 0 mV, respectivamente), indicando una menor actividad oxidante. E4 presentó el valor más bajo en comparación con las otras estaciones (221 mV) y mientras que E3 presentó valores de 294 mV, indicando que la porción norte en el mes que contenía agua predominó una mayor actividad oxidante (Tabla 1).

El color del agua de acuerdo a la escala de Forel-Ule para las 4 estaciones de muestreo fue café-amarillo (XIV-XVI) y no varió entre estaciones ni a lo largo del tiempo.

La turbidez medida en El Carmen fue alta para E1 y E2 con un promedio de 408 ± 312 NTU y 341 ± 315 NTU, respectivamente. E3 con $1,000$ fue la estación más turbia, mientras que E4 presentó el valor más bajo con 163 NTU (Tabla 1).

Sedimento

El tipo de sedimento presente en El Carmen es fino del tipo arcilloso-limoso (7.9 phi) con un promedio de 49.5 ± 10.8 % de arcillas, 35.1 ± 6.37 % de limos y 15.4 ± 8.82 de arenas. Las estaciones 1 y 2 presentaron el mismo tipo de sedimento.

El contenido de materia orgánica (Fig. 7) en el sedimento de El Carmen fue elevado (E1= 17 ± 10 % y E2= 16 ± 9 %) por lo que el sedimento se catalogó como orgánico (MO 3%). La concentración más alta de MO se registró en la E1 en M3 (11.44 ± 0.79 %) y en la E2 en M2 (27.07 ± 0.25) (Fig. 2) y la menor en la última fecha de muestreo para estas mismas estaciones. Para E3 y E4 no se obtuvieron muestras.

La concentración de carbonatos sedimentarios para E1 y E2 fue similar con 24 ± 4.2 % y 27 ± 2 % respectivamente. Para E3 y E4 no se obtuvieron muestras.

En E1 y E2 la concentración de clorofila "a" presente en el sedimento fluctuó a lo largo de los muestreos (Fig. 8). E1 presentó valores más altos con respecto a E2. Para la E1 el mayor valor se registró en M3 (Fig. 2) con $9680 \pm 2420 \text{ mg Chla/m}^2$, y para E2 se presentó en M2 con 6600 mg Chla/m^2 . El valor más bajo para E1 se presentó en el M4 con $6190 \pm 950 \text{ mg Chla/m}^2$ en tanto E2 lo presentó en M3 con $4220 \pm 1350 \text{ mg Chla/m}^2$ (Fig. 8). E3 presentó el valor más alto de todas las estaciones con $11820 \text{ mg Chla/m}^2$. E4 presentó un valor de 5070 mg Chla/m^2 .

Tabla 1. Variables ambientales de El Carmen por estación (primer renglón= promedio y desviación estándar, segundo renglón = mínimo-máximo). (T = temperatura, K_{25} = conductividad estandarizada a 25°C, Eh = potencial redox, OD = oxígeno disuelto, MO = materia orgánica sedimentaria, CO_3 = carbonatos sedimentarios, Chla = clorofila "a" sedimentaria). (E1-E4= estaciones). * valores obtenidos en un solo muestreo, ND= No se obtuvieron datos.

Variable	E1	E2	E3*	E4*
Profundidad (m)	0.06	0.10	0.08	0.10
T(°C)	19.61 ± 4.07 14.3 – 24.07	19.21 ± 4.33 16.22 – 25.69	24.55	25.26
K_{25} (mS/cm)	23.08 ± 14.96 9.54 – 44.4	23.31 ± 15.86 9.32 – 46.06	7.13	7.14
pH	9.54 ± 0.04 9.49 – 9.6	9.53 ± 0.05 9.47 – 9.6	9.36	9.33
Eh (mV)	310 ± 8 296 - 339	289 ± 18 266 - 308	295	221
% Sat (%OD)	121 ± 9 91.95 – 158.73	97 ± 29 62.09 – 132.74	113	100
OD (mg/l)	7.6 ± 1 6.88 – 9.01	6.1 ± 1.1 4.15 – 6.84	12.3	6.0
Turbidez (NTU)	408 ± 312 214 - 730	341 ± 315 140.6 – 816.9	1000	163
Color Escala Forel-Ule	Café-amarillo XIV-XVI	Café-amarillo XIV-XVI	Café-amarillo XIV-XVI	Café-amarillo XIV-XVI
Textura (phi)	7.83 ± 0.39	7.97 ± 1.2	ND	ND
MO (%)	17.4 ± 10 19.11 – 29.4	15.8 ± 9.2 25.6 – 29.4	ND	ND
CO_3 (%)	24.3 ± 4.2	26.9 ± 1.2	ND	ND
Chla (mg/m ²)	825±140 610 – 960	550 ± 100 420 – 650	1180	500

Tabla 2. Variables ambientales por muestreo ((T = temperatura, K₂₅ = conductividad estandarizada a 25°C, Eh = potencial redox, OD = oxígeno disuelto, MO = materia orgánica sedimentaria, CO₃ = carbonatos sedimentarios, Chla = clorofila a sedimentaria). (E1-E2= estaciones).

	E1				E2			
	M1	M2	M3	M4	M1	M2	M3	M4
T (°C)	14.30 ± 0.72	24.07 ± 0.014	19.19 ± 0.035	20.86 ± 0.12	16.22 ± 4.98	17.91 ± 0.035	17.52 ± 0.17	25.69 ± 0.12
K₂₅ (mS/cm)	9.54	17.98 ± 0	20.38 ± 0.028	44.42 ± 0.014	9.32 ± 0.12	17.54 ± 0.007	20.33 ± 0.011	46.06 ± 0.007
pH	9.49 ± 0	9.54 ± 0.007	9.6 ± 0	9.55 ± 0.007	9.53 ± 0.021	9.53 ± 0.007	9.6 ± 0	9.47 ± 0.007
Eh (mV)	318.6 ± 21.59	308 ± 0	314.5 ± 2.12	299.5 ± 4.94	283.5 ± 14.84	304 ± 0	301.66 ± 9.29	266 ± 0
OD (%SAT)	91.95 ± 3.50	127.34 ± 0.21	106.99 ± 0.56	158.7 ± 2.89	62.04 ± 33.44	98.94 ± 0.63	94.132 ± 0.35	132.47 ± 1.48
mg/l (OD)	6.88 ± 0.25	7.58 ± 0.014	6.93 ± 0.042	9.01 ± 0.14	4.45 ± 2.65	6.65 ± 0.042	6.31 ± 0.032	6.84 ± 0.05
Turbidez (NTU)	730.3 ±	353.15 ±	0	564.9 ±	594.15 ±	622.65 ±	0	146.25 ±
Textura (phi)	ND	7.92 ± 1.6	8.18 ± 3.4	7.46 ± 3.26	ND	7.26 ± 3	7.95 ± 2.6	9.4 ± 2.8
MO (%)	ND	3.22 ± 0.30	11.44 ± 0.79	10.61 ± 2.16	ND	27.07 ± 0.25	11.71 ± 0.75	8.61 ± 5.57
CO₃ (%)	ND	ND	21.42 ± 3.26	27.1 ± 3.55	ND	0	25.95 ± 0.45	27.76 ± 0.91
Chla (mg/m²)	880 ± 424	833 ± 238	968 ± 242	620 ± 95	613 ± 4.37	659 ± 629	422 ± 136	516 ± 274

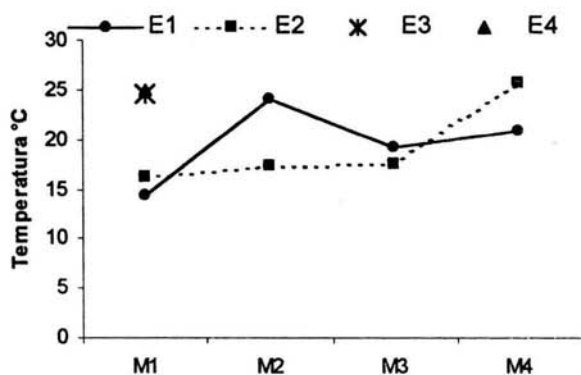


Fig. 2. Variación temporal de la temperatura (°C) del agua en El Carmen. (E1-E4 = estaciones, M1-M4 = muestreos).

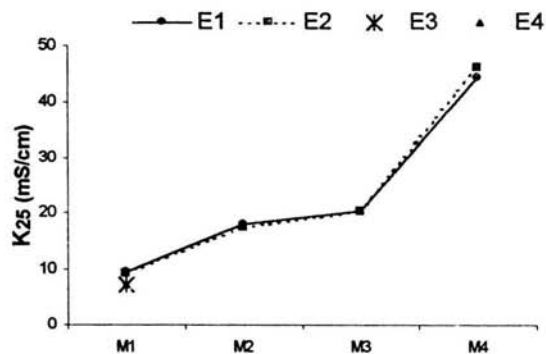


Fig. 3. Variación temporal de la conductividad (K₂₅ mS/cm) en El Carmen. (E1-E4 = estaciones, M1-M4 = muestreos).

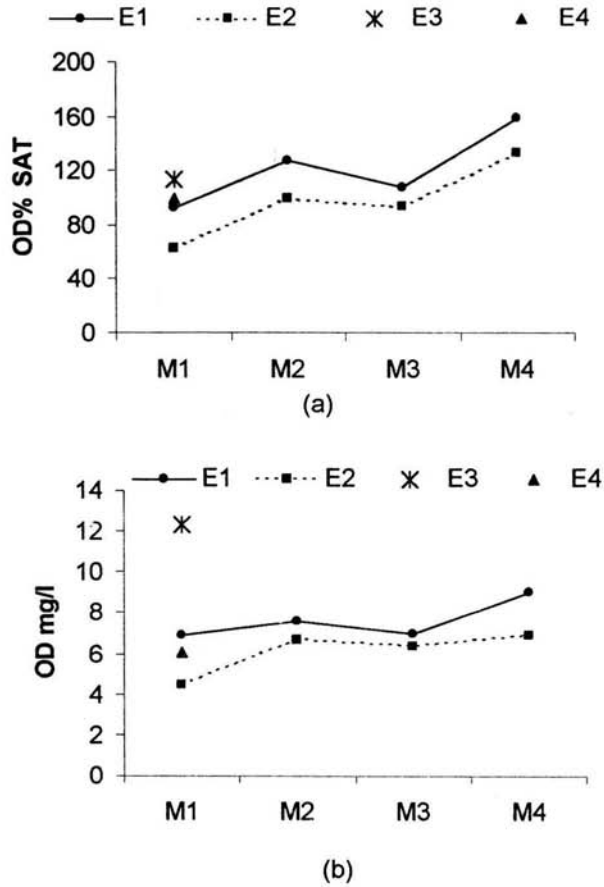


Fig. 4 Variación temporal del (a) porcentaje de saturación del oxígeno disuelto ($OD\%_{SAT}$) y (b) concentración de oxígeno disuelto (mg/l) en El Carmen. (E1-E4 = estaciones y M1-M4 = muestreos).

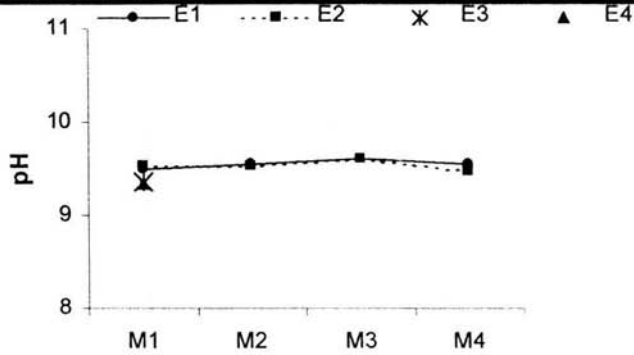


Fig. 5. Variación temporal del pH en El Carmen. (E1-E4 = estaciones, M1-M4 = muestreos).

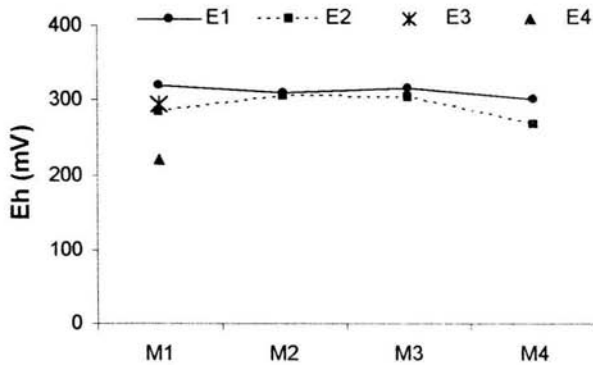


Fig. 6. Variación temporal del potencial redox (Eh) en El Carmen. (E1-E4 = estaciones, M1-M4 = muestreos).

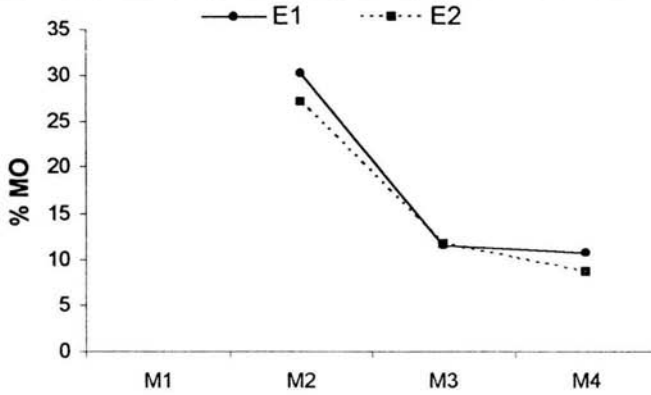


Fig. 7 Variación temporal del porcentaje de materia orgánica sedimentaria (%MO) presente en El Carmen. (E1-E2 = estaciones, M1-M4 = muestreos).

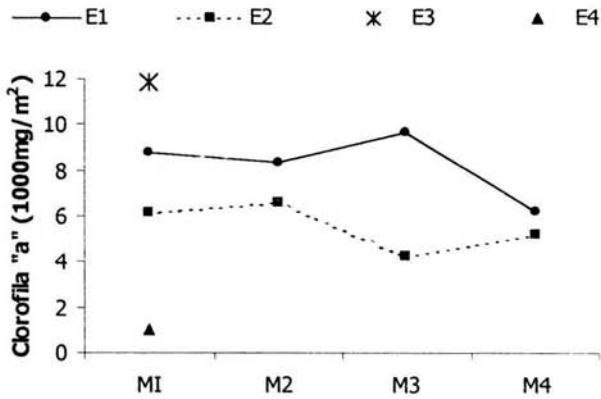


Fig 8. Variación temporal de la concentración de clorofila "a" (mg/m²) de los sedimentos de El Carmen. (E1-E4 = estaciones, M1-M4 = muestreos).

CARACTERIZACIÓN BIOLÓGICA

Composición

Se revisaron un total de 60 muestras correspondientes al macrobentos y 60 muestras correspondientes al meiobentos. Formando parte del macrobentos se encontraron un total de cuatro taxa distribuidos en tres phyla, cuatro clases, cuatro órdenes, cuatro familias, cuatro géneros, dos especies y dos subgéneros (Tabla 3). En todas las muestras analizadas para meiobentos, no se encontraron organismos.

Tabla 3. Lista taxonómica del macrobentos de El Carmen.

Phyllum	Clase	Orden	Familia	Género/especie
Nematoda	Nematoda	Enoplida	Ironidae	<i>Ironus</i> sp.
Annelida	Oligochaeta	Plesiopora	Tubificidae	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>
Arthropoda	Crustacea	Ostracoda	Cytheridae	<i>Limnocythere sapiensis</i>
	Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus Stenochironomus</i> sp.

Distribución

En la E1 estuvieron presentes los cuatro taxa (*Ironus* sp., *L. hoffmeisteri*, *L. sapiensis* y *Ch. Stenochironomus* sp.), en la E2 y la E4 sólo estuvieron presentes dos taxa (*L. sapiensis* y *Ch. stenochironomus* sp.), mientras que en la E3 no se encontró ningún organismo (Tabla 4).

Tabla 4. Distribución de las especies de macrobentos en El Carmen. (1 = presente, 0 = ausente) (E1-E4 = estaciones).

TAXÓN	E1	E2	E3	E4
<i>Ironus</i> sp.	1	0	0	0
<i>L. hoffmeisteri</i>	1	0	0	0
<i>L. sapiensis</i>	1	1	0	1
<i>Ch. Stenochironomus</i> sp.	1	1	0	1
Total	4	2	0	2

Riqueza taxonómica

El Carmen presentó una riqueza taxonómica de cuatro integrantes del macrobentos. La riqueza en todo el lago fue disminuyendo con respecto al tiempo, ya que en el primer y segundo muestreo se encontraron dos (*L. hoffmeisteri* y *L. sapiensis*) y tres de los cuatro taxa (*L. sapiensis*, *Ch. Stenochironomus* sp. e *Ironus* sp.) respectivamente, para los muestreos restantes se encontraron dos y uno de los cuatro taxa. (*L. sapiensis*, *Ch. Stenochironomus* sp.). En las cuatro estaciones hubo una tendencia de disminución de la riqueza. En la E1 mayor riqueza se presentó en el segundo muestreo, en la E2 en M1 y M2, el tercer muestreo obtuvo una menor riqueza para la E1 y la E2 y en la E4 sólo presentó en el primer muestreo (Tabla 5). En ningún muestreo estuvieron presentes las cuatro especies.

Tabla 5. Variación temporal de la riqueza específica del macrobentos de El Carmen. (E1-E4 = estaciones; M1-M4 = muestreos).

	E1	E2	E3	E4
M1	2	2	0	1
M2	3	2	0	0
M3	2	1	0	0
M4	1	1	0	0

Abundancia

L. sapiensis fue la especie más abundante en E1 y E2 (Tabla 6). *Chironomus Stenochironomus* sp. tuvo el segundo lugar de abundancia en E1 y E2. *Ironus* sp. tuvo el tercer lugar en abundancia sólo en E1. Finalmente la especie menos abundante fue *L. hoffmeisteri* la cual estuvo presente solo en E1. *L. sapiensis* y *Ch. Stenochironomus* sp. Presentaron igual abundancia en E4

Tabla 6. Abundancia relativa en % (valor real de abundancia) del macrobentos de El Carmen por estación de muestreo. (E1-E4 = estaciones).

TAXÓN	E1	E2	E3	E4
<i>Ironus</i> sp.	3.8(4,775)		0 0	0
<i>L. hoffmeisteri</i>	0.63(796)		0 0	0
<i>L. sapiensis</i>	86.16(109,020)	95.31(122,549)	0	50(796)
<i>Ch. Stenochironomus</i> sp.	9.43(11,936)	4.68(5,571)	0	50(796)
Total	100(126,527)	100(128,120)	0	100(1,592)

La abundancia varió a lo largo de los muestreos dominando *L. sapiensis* tanto en E1 como en E2 en M1 y M2 (Tabla 7).

Tabla 7. Abundancia relativa en % (valor real de abundancia) del macrobentos de El Carmen por muestreo (E1-E4=estaciones, M1-M4= muestreos).

ESTACIÓN	MUESTREO	I.	L.h.	L.s.	Ch.S.	Total
E1	M1	0	4.76(796)	95.24(15,915)	0	100(16,711)
	M2	5.3(4,775)	0	84(74,802)	10.6(9,549)	100(89,129)
	M3	0	0	40(1,592)	60(2,387)	100(3,979)
	M4	0	0	100(16,711)	0	100(16,711)
E2	M1	0	0	94(26,260)	6(1,592)	100(27,852)
	M2	0	0	82(17,507)	18(3,979)	100(21,486)
	M3	0	0	100(7,958)	0	100(7,985)
	M4	0	0	100(70,824)	0	100(70,824)
E3	M1	0	0	0	0	0
E4	M1	0	0	50(796)	50(796)	100(1,592)

Densidad y Biomasa

L. sapiensis fue la especie con mayor densidad y biomasa promedio tanto en la E1 como en E2 con $27,255 \pm 32,450 \text{org/m}^2$ ($0.10 \pm 0.12 \text{gC/m}^2$) y $30,637 \pm 27,814 \text{org/m}^2$ y ($0.16 \pm 0.18 \text{gC/m}^2$). Siguiendo un orden decreciente en los valores de densidad y biomasa para E1 *Ch. Stenochironomus* sp. se ubicó en la segunda posición con $2,984 \pm 4,519 \text{org/m}^2$ ($0.047 \pm 0.57 \text{gC/m}^2$), seguida de *Ironus* sp. con una densidad de $1,194 \pm 2,387 \text{org/m}^2$ en E1 y finalmente, la especie de menor densidad fue *L. hoffmeisteri* con $199 \pm 2,387$ en E1. La zona norte presentó los valores mayores de densidad y biomasa y en la zona sur los menores, con igual densidad *L. sapiensis* y *Ch. Stenochironomus* sp. con $199 \pm 398 \text{org/m}^2$ y una biomasa de $0.004 \pm 0.008 \text{gC/m}^2$. No se obtuvieron valores de biomasa para *Ironus* sp. y *Ch. Stenochironomus* sp. En E3 no se encontraron organismos (Tabla 8 y 9).

Tabla 8. Densidad (org/m^2) promedio y desviación estándar por zonas y estaciones de muestreo del macrobentos de El Carmen. (E1-E4 = estaciones), (N= norte y S= sur).

TAXÓN	<i>Ironus</i> sp.	<i>L. hoffmeisteri</i>	<i>L. sapiensis</i>	<i>Ch. Stenochironomus</i> sp.
E1	$1,194 \pm 2,387$	199 ± 398	$27,255 \pm 32,450$	$2,984 \pm 4,519$
E2	0	0	$30,637 \pm 27,814$	$1,392 \pm 1,880$
Zona N	$597 \pm 1,194$	100 ± 199	$28,946 \pm 28,037$	$2,188 \pm 3,315$
E3	0	0	0	0
E4	0	0	199 ± 398	199 ± 398
Zona S	0	0	100 ± 199	100 ± 199

Tabla 9. Biomasa (gC/m²) promedio y desviación estándar por zonas y estaciones de muestreo del macrobentos de El Carmen. (E1-E4 = estaciones).

TAXÓN	<i>L. sapiensis</i>	<i>Ch. Stenochironomus sp.</i>
E1	0.10 ±0.12	0.047 ± 0.54
E2	0.16 ± 0.18	0.10 ± 0.15
Zona N	0.13 ±0.14	0.07 ± 0.10
E3	0	0
E4	0.004 ± 0.008	0.0042± 0.008
Zona S	0.002± 0.006	0.002 ± 0.006

Variación anual por taxón

Debido a que de los cuatro taxa encontrados en El Carmen, *Isonus* sp. y *L. hoffmeisteri* se presentaron esporádicamente, el análisis de la variación temporal se centró sobre *L. sapiensis* y *Ch. Stenochironomus* sp. (% de frecuencia de ocurrencia durante los muestreos).

Limnocythere sapiensis

La densidad de *L. sapiensis* (Tabla 10, Fig 9) varió temporalmente a lo largo de los muestreos ya que la mayor densidad se presentó en las E1 M2 ($12,467 \pm 18,102$ org/m²) y E2 M4 ($11,804 \pm 26,591$ org/m²), y la menor densidad se presentó en la E4 con 133 ± 297 org/m². *L. sapiensis* presentó los valores más altos de biomasa en E1 en M2 (0.30 ± 0.19 gC/m²) y en E2 en M4 (0.44 ± 0.079 gC/m²) (Tabla 11, Fig 10).

***Chironomus Stenochironomus* sp.**

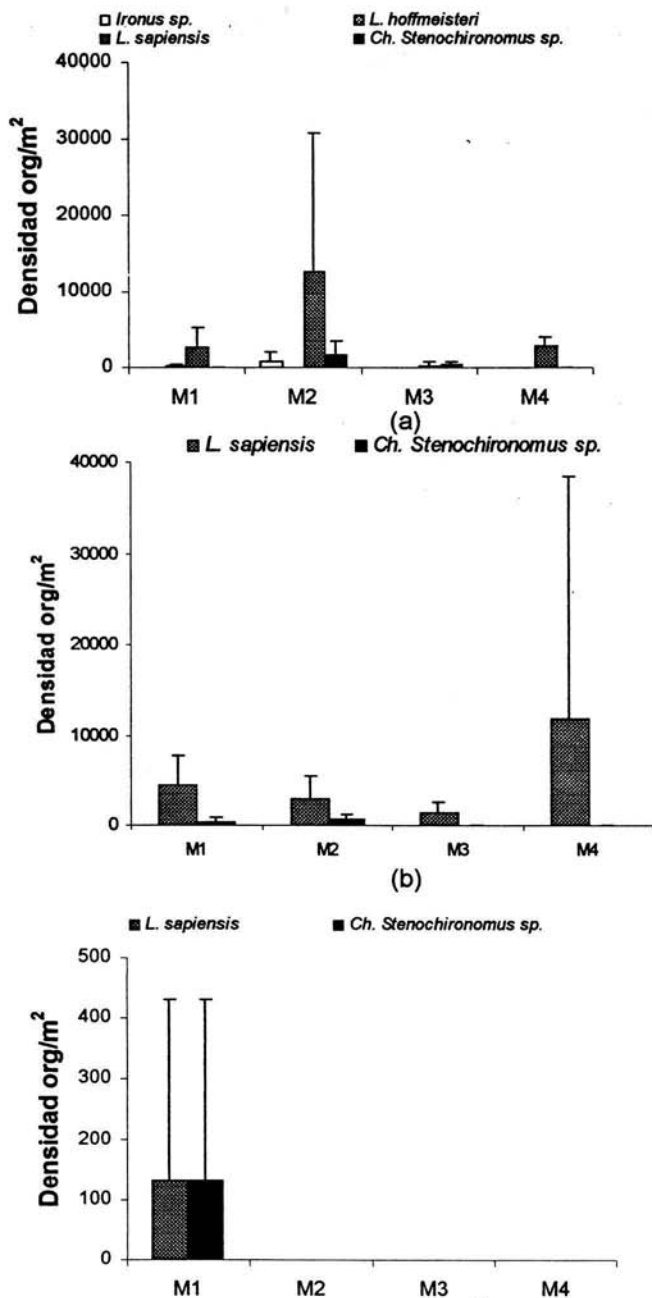
La densidad de *Ch. Stenochironomus* sp. varió también a lo largo de los muestreos (Tabla 10, Fig. 9) ya que la mayor densidad la presentó en la E1 en M2 con $1,592 \pm 1,949$ org/m² y la menor en la E4 con 133 ± 297 org/m², *Ch. Stenochironomus* sp. presentó el valor más alto de biomasa en la E1 en M2 y M3 (0.10 ± 0.096 gC/m² y 0.089 ± 0.005 gC/m², respectivamente) y las más bajas en la E2 y E4 en M1 (0.032 ± 0.021 gC/m² y 0.084 ± 0.13 gC/m² respectivamente) (Tabla 11, Fig. 10).

Tabla 10. Densidad (org/m^2) promedio y desviación estándar del macrobentos de El Carmen. (E1-E4 = estación de muestreo, M1-M4 = muestreo). (I. = *Ironus* sp., L.h. = *L. hoffmeisteri*, L.s. = *L. sapiensis*, Ch.S. = *Chironomus Stenochironomus*).

ESTACIÓN MUESTREO		I.	L.h.	L.s.	Ch.S.
E1	M1	0	133 ± 297	2,653 ± 2,599	0
	M2	796 ± 1216	0	12,467 ± 18,102	1,592 ± 1,949
	M3	0	0	265 ± 650	398 ± 436
	M4	0	0	2,785 ± 1,308	0
E2	M1	0	0	4,377 ± 3,367	145 ± 324
	M2	0	0	2,9184 ± 2,599	663 ± 599
	M3	0	0	1,326 ± 1,198	0
	M4	0	0	11,804 ± 26,591	0
E3	M1	0	0	0	0
E4	M1	0	0	133 ± 297	133 ± 297

Tabla 11. Biomasa (gC/m^2) promedio y desviación estándar del macrobentos de El Carmen. (Promedio ± desviación estándar). (E1-E4 = estación de muestreo, M1-M4 = muestreo, ND= No determinado). (I. = *Ironus* sp., L.h. = *L. hoffmeisteri*, L.s. = *L. sapiensis*, Ch.S. = *Chironomus Stenochironomus*).

ESTACIÓN MUESTREO		I.	L.h.	L.s.	Ch.S.
E1	M1	0	ND	0.07 ± 0.057	0
	M2	ND	0	0.30 ± 0.19	0.10 ± 0.096
	M3	0	0	0.025 ± 0.0	0.089 ± 0.005
	M4	0	0	0.034 ± 0.036	0
E2	M1	0	0	0.081 ± 0.048	0.032 ± 0.021
	M2	0	0	0.070 ± 0.068	0.084 ± 0.13
	M3	0	0	0.084 ± 0.053	0
	M4	0	0	0.44 ± 0.79	0
E3	M1	0	0	0	0
E4	M1	0	0	0.0028 ± 0.0063	0.0028 ± 0.0063



(c) Fig. 9 Variación temporal de la densidad (org/m^2) promedio y desviación estándar del macrobentos de El Carmen, a) E1, b) E2 y c) E4 (M1-M4= muestreos).

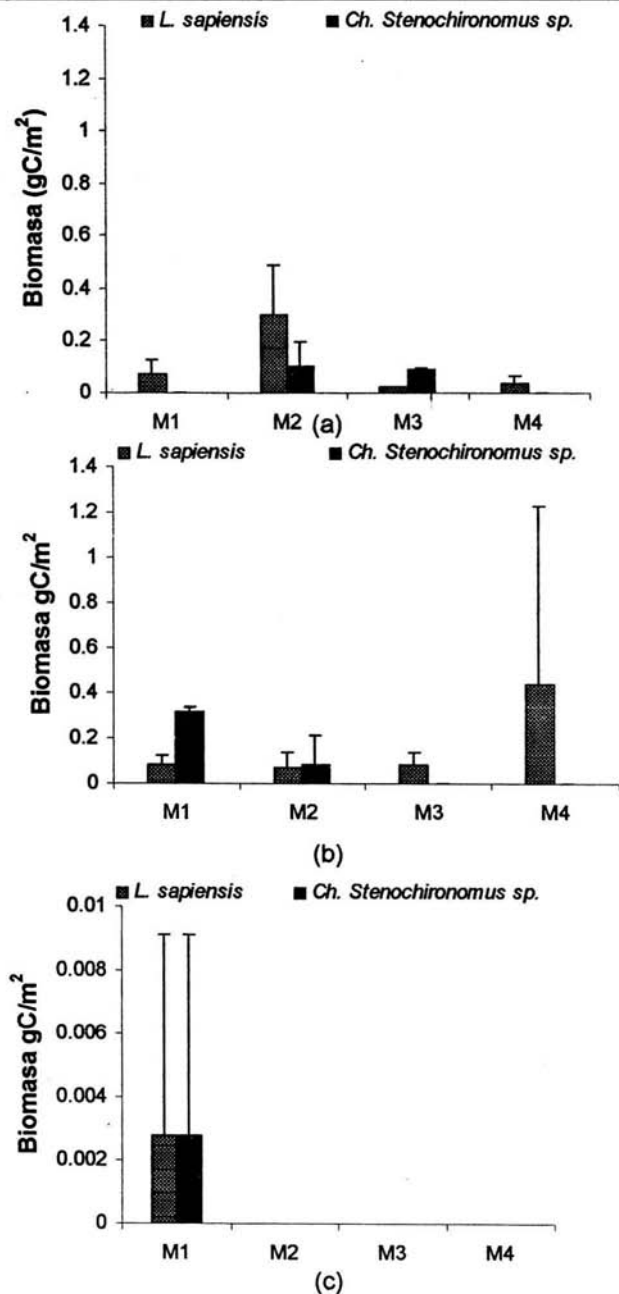


Fig. 10 Variación temporal de la biomasa (gC/m²) promedio y desviación estándar de *L. sapiensis* y *Ch. Stenochironomus sp.* a) E1, b) E2 y c) E4 (M1-M4= muestreos).

DISCUSIÓN

Las diferencias de temperatura encontradas (5.65 °C) entre las estaciones muestreadas pueden deberse a la diferencia de hora a las cuales se tomaron las lecturas (E1 y E2 entre 9:40 y las 11:30hrs.; E3 y E4 a las 13:20 hrs.). En cuanto al comportamiento temporal la temperatura en las E1 y E2, tendió a aumentar en la fase final ya que conforme el lago se fue secando y reduciendo de tamaño y volumen, la temperatura aumentó con mayor facilidad. El promedio de temperatura registrado por Alcocer *et al.* (1997) para El Carmen fue de 19.9°C, el cual es similar al obtenido en este estudio. El intervalo de la temperatura registrada para otros lagos salinos someros de la misma cuenca es similar a E3 y E4, 21.9-25.3°C en Tecuitlapa Norte (Alcocer *et al.* 1999) y $24 \pm 27^\circ\text{C}$ en Tecuitlapa Sur (Alcocer *et al.* 2001). La diferencia se atribuye a las menores dimensiones de éstos dos últimos lagos con 6 y 2 Km², respectivamente.

La conductividad presentó la mayor variación temporal de todas las variables ambientales medidas; se puede observar que ésta aumentó conforme el lago se fue secando y las sales presentes se fueron concentrando. El intervalo de la conductividad registrada por Alcocer *et al.* (1997) también fluctuó ampliamente entre las estaciones de muestreo (i.e., 1.95-30.40mS/cm); sin embargo en el presente estudio se alcanzaron concentraciones más elevadas (46.04mS/cm). La porción norte fue más salina con valores de conductividad de 30.4 ± 29.1 y 10.6mS/cm y en la parte sur con bajos valores de 3.42 y 1.95mS/cm (Alcocer *et al.* 1997). De manera que se ha mantenido la diferencia de salinidad entre las porciones norte y sur. La conductividad registrada por Alcocer *et al.* (1999, 2001) en Tecuitlapa Sur y Norte (21.2-55.7mS/cm y 10.5-62.6 mS/cm, respectivamente) fueron similares a las de El Carmen a pesar de poseer un área de captación menor.

El Carmen al ser somero ($z < 0.5\text{m}$) y estar expuesto a la acción del viento se mantuvo bien oxigenado todo el tiempo a pesar de que la temperatura y la conductividad aumentaron conforme se fue secando. La concentración de oxígeno registrada por Alcocer *et al.* (1997) para El Carmen es mayor que las encontradas en este estudio ya que van desde 1.75 (32.5%) a más de 20mg/l (>100%). Para Tecuitlapa Norte (Alcocer *et al.* 1999) la concentración de oxígeno disuelto fue mayor a 15mg OD/l (>200%), mientras que para Tecuitlapa Sur (Alcocer *et al.* 2001) se encontró subsaturado con 2.4 a 3.6mg OD/l (51.7 a 71.7%). Lo anterior se debe probablemente

a una mayor productividad. En lagos de zonas áridas y semiáridas, por la escasa profundidad la difusión del oxígeno de la atmósfera es suficiente para mantener concentraciones por arriba del nivel de estrés para los organismos durante la noche (Williams, 1985).

El pH medido por Alcocer *et al.* (1997) en El Carmen (9.37 a 10.14) es similar al registrado en este estudio. Tanto Tecuitlapa Norte (Alcocer *et al.* 1999) como Tecuitlapa Sur (Alcocer *et al.* 2001) presentan mayores valores de pH con 10.14 a 11.6 y 9.8 a 10, respectivamente. Cabe hacer mención que los tres lagos comparados son del tipo alcalino sódico lo que explica el elevado y constante pH. El potencial de óxido-reducción (Eh) en El Carmen mostró una variación reducida, indicando que predominan los procesos de oxidación. Alcocer *et al.* (1997) registraron para Tecuitlapa Norte un Eh de 135 a 234mV y para Tecuitlapa Sur un Eh de 355 a 457mV (Alcocer *et al.* 2001).

La homogeneidad de la textura del sedimento en las estaciones muestreadas tal vez se deba a que en las partes bajas de las cuencas, como es el caso de El Carmen, llegan sedimentos finos acarreados por el agua y viento. El tipo de sedimento presente en Tecuitlapa Norte (68% arenas, 24% limos y 8% arcillas) y en Tecuitlapa Sur (limoso arenoso) son más gruesos (Alcocer *et al.* 1999, 2001). La turbidez fue alta en general y atribuible a la someridad y la mezcla constante de la columna de agua por acción del viento que resuspendió el sedimento tornando el agua de color café.

El contenido de material orgánico en el sedimento depende de la rapidez de la descomposición de ésta por actividad biológica que pueda degradarla o fragmentarla, función a su vez, de condiciones diversas y principalmente de la disponibilidad de oxígeno (Margalef 1983). El contenido de materia orgánica en El Carmen fue (16.61%) dos veces mayor al registrado para Tecuitlapa Norte (7.7%) y Tecuitlapa Sur (8%) por Alcocer *et al.* (1999 Y 2001).

Los valores de clorofila "a" en sedimento fueron elevados comparados con un lago salino de la misma cuenca (Alchichica, México) con 35 a 45mg Chla/m² (datos no publicados).

Caracterización biológica

Composición

Los órdenes encontrados están clasificados como taxa altamente especializados de lagos temporales (Lahr *et al* 1999, Williams 1985). Estos taxa se encuentran en diversos lagos con características similares a El Carmen (salinos, someros y temporales). Por ejemplo, en Tecuitlapa Norte (Alcocer *et al.* 1999) se reconocen cinco taxa, todos ellos del orden Diptera: *Culicoides occidentalis sonorensis*, *Ephydra hians*, *Limnophora* sp., *Stratiomys* sp. y *Eristalis* sp., ninguno de los cuales estuvo presente en El Carmen, esta diferencia es atribuida a los diferentes períodos de inundación (1 mes para el año 1997 y 4 meses para el año 2000). En Tecuitlapa Sur solamente hay dos taxa (Alcocer *et al* 2001), ambos también del orden Diptera: *Culicoides occidentalis* y *Tanytus apelopia* sp., quienes tampoco estuvieron presentes en El Carmen. En un estudio previo en El Carmen, Alcocer *et al.* (1997) encontraron *Ephydra Hidropyrus hians* (Diptera: Ephydriidae), *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae) y *Berosus* sp. (Coleoptera: Hydrophilidae), siendo dominante el primero. *Limnodrilus hoffmeisteri* es un oligoqueto común en el primer estudio, con bajas densidades tanto en el primer (Alcocer *et al.* 1997) como en el presente estudio, encontrándose en este último en los primeros días de inundación.

En diversos estudios realizados en lagos similares a El Carmen destacan como habitantes característicos y dominantes los ostrácodos y los quironómidos. Timms (1983) destaca la particular abundancia de los ostrácodos (195 ± 262 org/m²) en lagos someros de elevada salinidad al oeste de Victoria, Australia. Meintjeis (1996) encontró lo mismo para lagos someros efímeros de Bain's Vlei, Sudáfrica (< 100 org/m²). Al igual que en El Carmen, Dejoux (1993) encuentra que los nemátodos y oligoquetos (presencia-ausencia) son habitantes raros en los lagos someros salinos en la región Sur de Lipez, Bolivia. Wolfram *et al.* (1999) registra nemátodos (1,918 org/m²), oligoquetos (8 org/m²), ostrácodos (3,218 org/m²) y quironómidos (7,093 org/m²) en lagos someros salinos australianos. Williams *et al.* (1998) reportó para un lago salino episódico (Torrens) en Australia central, un lago en Australia central, 29 taxa en su mayoría crustáceos estando presentes ostrácodos (presencia-ausencia). Lahr *et al.* (1999) reportan ostrácodos (> 100 org/m³) para un lago somero temporal en Senegal

central. Williams (1988) reportó para el lago Eyre un lago salino de llenado episódico, al sur de Australia, quironómidos, crustáceos y entre ellos a ostrácodos (presencia-ausencia). Moorhead *et al.* (1998) reportaron ostrácodos y quironómidos en humedales salinos estacionales, ambos grupos fueron dominantes (presencia-ausencia). Wiederholm (1980) encontró ostrácodos, (23 orgs. por muestra), oligoquetos(1 org. por muestras) y nemátodos (15 orgs. por muestra) en el lago salino Lenore, Washington, con un tamaño de muestra de 225 cm².

El Carmen es un ecosistema extremo somero, salino, alcalino sódico y de llenado episódico, el cual presentó una riqueza específica reducida (4 especies) y limitada a unas pocas especies especialistas que al encontrar un hábitat con competencia reducida se desarrollaron aunque no en la abundancia alta esperada para este tipo de hábitats (como la reportada para lagos de Norteamérica Moorhead *et al.* 1998). Con base en lo anterior, se acepta la primera hipótesis que describe una reducida riqueza específica y abundancia alta.

Riqueza taxonómica

Al comparar la riqueza taxonómica de El Carmen con la de otros lagos salinos (Tabla 12), ésta resultó inferior a la mayoría de ellos pero similar a la de Tecuitlapa Norte y Tecuitlapa Sur. Con base a lo reportado por Williams (2002) que la riqueza de meio y macrofauna en lagos temporales estáticos fue mayor en lagos que presentaron agua entre 40 y 70 días con riquezas inferiores, ya que a mayor permanencia de agua y menor salinidad la riqueza aumenta, mientras que a menor permanencia de agua y mayor salinidad decrece el número de especies como *L. sapiensis* que fue reportada en lagos de Norteamérica de 150 a 250 días con agua, muy similar al período de inundación de El Carmen con 120 días para este estudio (Williams 2002).

Tabla 12. Riqueza taxonómica de macroinvertebrados litorales en lagos de diferentes salinidades (g/l, > a <) (Modificado de Timms 1998).

Localidad	Número de especies			Periodo de inundación meses	Referencia
	> 10 a < 25 g/l	> 25 a < 35 g/l	> 35g/l		
Victoria occidental, Australia	43	28	23	12	Timms (1998)
Wayra, Australia	26	13	10	12	Timms (1998)
Eyre Sur, Australia	-	16	15	12	Timms (1998)
Eyre Nortr, Australia	19	18	16	12	Timms (1998)
Torrens, Australia	28	26	9	10	Timms (1998)
Lago Chilwa, África	3	-	-	12	Timms (1998)
Tecuitlapa Norte, México	-	5	-	12	Alcocer <i>et al.</i> (1999)
Tecuitlapa Sur, México	-	2	-	6	Alcocer <i>et al.</i> (2001)
El Carmen, México	-	3	-	1	Alcocer <i>et al.</i> (1997)
El Carmen, México	-	4	-	4	Este estudio

En cuanto a la baja riqueza específica (4 spp) de El Carmen se ha interpretado por la combinación de factores de estrés como el período corto de inundación (4 meses), un patrón de llenado impredecible y episódico, la salinidad elevada (20 ± 14 K₂₅mS/cm) y un pH alto (9.5 ± 0.09) entre otras variables. La variación en estos factores impiden la colonización de otros grupos menos especializados. Al estar reducida la complejidad arquitectónica del hábitat asociada a la ausencia de macrofitas también influyó en la reducida riqueza específica como ha sido encontrado en lagos similares (Williams 1985, Goldman 1994, Home Brodersen y Lindergaard 1997, Williams 1998, Timms 1998, Williams *et al.* 1998, Wolfram *et al.* 1999, Alcocer *et al.* 2001).

Williams (1998) menciona que los invertebrados de lagos salinos episódicos comparados con los de lagos perennes presentan mecanismos de dispersión (estructuras de resistencia) y endemismo regional limitado, sin embargo, tienen menor

riqueza que los lagos permanentes, lo que ayuda a explicar la riqueza específica baja de El Carmen. Más aún, Timms (1983) atribuye las diferencias de la riqueza específica y abundancia de los organismos bentónicos en lagos salinos a las diferencias en las características del sedimento, esto se debe a que las áreas constantemente mezcladas por el viento y con el sedimento suave o arcillosos poseen un menor número de especies del macrobentos, por la inestabilidad del sustrato, lo que no permite el establecimiento de la fauna.

Abundancia

Los ostrácodos y los quironómidos son los invertebrados bentónicos más abundantes en los lagos de elevada salinidad, gracias al mecanismo de osmorregulación que poseen (Timms 1983, Wolfram *et al.* 1999). Lo mismo se presentó en El Carmen donde los organismos predominantes fueron el ostrácodo *L. sapiensis* y quironómido *Ch. Stenochironomus* sp.; cabe hacer notar que el primer taxón fue mucho más abundante que el segundo.

Para lagos con características similares a El Carmen como el lago Wyara en el Sudeste de Queensland Australia (Timms 1998), la abundancia de los organismos varió de acuerdo a los cambios de salinidad (2.8 a 350 g/l) en el ciclo de llenado-secado del lago (12 meses), los ostrácodos dominantes en salinidades elevadas, tal como sucede en El Carmen. Timms (1983) reportó para 24 lagos de Australia que los crustáceos entre ellos ostrácodos y quironómidos entre ellos el género *Chironomus* fueron dominantes en salinidades elevadas y para el Lago Torrens (Williams 1998), un lago salino en Australia, los ostrácodos (nueve especies) fueron dominantes a salinidades elevadas (10 a 200 g/l). Se interpretó de lo anterior que la abundancia de los quironómidos no fue tan alta en El Carmen debido a su distribución ya que en el presente estudio los muestreos se realizaron cerca del litoral, Wolfram (1996) reportó para el lago Neusiedler somero (< 2m) y de gran extensión (321Km²), en Austria, un mayor número de especies (22355 org/m²) de la familia Chironomidae hacia la zona limnética.

Densidad-biomasa

L. sapiensis

Los ostrácodos viven en casi todos los ambientes acuáticos. La familia Cytheridae vive en aguas temporales salinas (Keyser *in* Higgins y Thiel 1988). El género *Limnocythere* no puede sobrevivir a la desecación ya que requiere aguas permanentes para reproducirse, sin embargo, sus huevos pueden sobrevivir si se mantiene en sedimentos húmedos cuando el lago está seco. El Carmen mantiene cierta humedad en el sedimento ya que las aguas del manto freático se encuentran muy cerca de la superficie, lo suficiente para mantener las estructuras de resistencia transportadas por ciertos mecanismos de dispersión como el viento o las aves (Alcocer *et al.* 1997).

El género *Limnocythere* fue catalogado por Williams (1985) como un organismo halobionte (tolerante a salinidades >50 g/l) ya que los reportó en salinidades mayores de 30 g/l y de Deckker (1988) lo encontró en salinidades de hasta 20 g/l. La densidad y biomasa de *L. sapiensis* no fue posible comparla con lagos similares (salinos someros), ya reporta otras especies pertenecientes al orden Ostracoda (Timms 1983, Dejoux 1993, Williams 1990, Timms 1998, Moorhead *et al.* 1998, Wolfram *et al.* 1999). Para Alchichica y Tecuítlapa (Hernández 2001) encontró dos especies del género *Limnocythere* (*L. sapiensis* sp.1 y *L. sapiensis* sp.2) con densidades y biomásas similares al lago de Alchichica y mayores que Tecuítlapa (Tabla 12). *L. sapiensis* es cosmopolita y es conocida en lagos carbonatados de Norteamérica (Forester 1986 *in* Herbst 2001) y su distribución en El Carmen se debió posiblemente al transporte de estructuras de resistencia y la permanencia de éstas a la humedad presente en el sedimento como lo reconoció Williams (2002).

Tabla 13. Comparación de la densidad y biomasa anual de la macrobentos de El Carmen con la de lagos similares. (ND= no determinado, NR= no reportado).

	Densidad org/m ²	Biomasa gC/m ²	Lago	Referencias
<i>Limnocythere</i> sp.1	8,987 ± 10,287	0.1276 ± 0.1771	Alchichica, México	Hernández (2001)
	739 ± 1,426	0.0125 ± 0.0245	Tecuitlapa, México	
<i>Limnocythere</i> sp.2	1,671 ± 3,308	0.0051 ± 0.0121	Alchichica, México	Hernández (2001)
	341 ± 1.230	0.004 ± 0.0143	Tecuitlapa, México	
<i>Limnocythere sapiensis</i>	7,623 ± 13,280	0.070 ± 0.123	El Carmen, México	Este estudio
<i>Chironomus</i>	15,673	NR	Lagos playa, Austria	Wolfram <i>et al.</i> (1999)
	6,782 ± 8, 310	0.142 ± 0.114	Tecuitlapa sur	Alcocer <i>et al.</i> (2001)
	20,000	ND	Neusiedler, Austria	Wolfram <i>et al.</i> (1996)
Nematoda	625 ± 1,375	0.038 ± 0.083	El Carmen, México	Este estudio
	163 ± 652	ND	El Carmen, México	Este estudio
	10,700-11,700	NR	Lagos Chinos	Wu y Liang (1999)
<i>Limnodrius</i>	27 ± 108	ND	El Carmen, México	Este estudio
<i>hoffmeisteri</i>	82,145	0.0611	El Carmen, México	Alcocer <i>et al.</i> (1997)
	8	NR	Seewinkel, Austria	Wolfram <i>et al.</i> (1999)

Por otro lado Herbst (2001) encontró que *L. sapiensis* es un componente común de aguas carbonatadas, como se presentó en El Carmen, lo cual puede ser –junto con las adaptaciones fisiológicas a elevada salinidad- la explicación de su predominio.

Ch. *Stenochironomus* sp.

Wolfram *et al.* (1999) encontró que los quironómidos fueron dominantes en lagos salinos a menos de 13g/l, por lo que se podría considerar que la salinidad es el factor que limitó su desarrollo en El Carmen.

En cuanto a densidad y biomasa para este grupo de organismos en lagos con condiciones similares (Wolfram 1996) son mucho mayores si se compara con este estudio (Tabla 12).

Los quironómidos han sido reportados para lagos someros salinos, (Wolfram *et al.* 1999, Moorhead *et al.* 1998, Alcocer *et al.* 2001), donde el género *Chironomus* tuvo una densidad de 15,673org/m² en lagos playa someros de Austria (Wolfram *et al.* (1999), la cual es mayor a la registrada en este trabajo (625 ± 1,375org/m²).

Brodersen y Lindergaard (1997) encontraron que la familia Chironomidae es afectada por el estrés físico y químico, tal como la resuspensión de los sedimentos inducida por el viento, fluctuaciones de oxígeno, temperatura y pH, así como por interacciones biológicas como competencia intra e interespecífica y tamaño inicial de la población, sin embargo estos factores de "afectación" son comunes para todos los organismos en general y no solo para los quironómidos (Williams 1998).

***Ironus* sp.**

Para lagos Chinos someros se han registrado (Wu y Liang 1999) valores de densidades de nemátodos mucho más elevados a los reportados en este estudio (Tabla 12). También sugieren que la presencia de vegetación sumergida es esencial para mantener la riqueza de las comunidades de nemátodos, lo cual puede explicar la diferencia numérica encontrada en El Carmen.

L. hoffmeisteri

Los oligoquetos más comunes y abundantes en los lagos pertenecen a los géneros *Tubifex*, *Limnodrilus*, *Potamothrix*, de la familia de los tubificidos (Margalef 1983) y se encuentran donde hay un importante transporte horizontal de sedimentos alóctonos ya que consumen con frecuencia detritos alóctonos. Wolfram *et al.* (1999) consideraron a los oligoquetos como un componente dominante de la comunidad béntica de lagos someros salinos de Austria, en un rango de salinidad entre 1 y 15 g/l y menor a la de este estudio (Tabla 12). Para El Carmen, Alcocer *et al.* (1997) encontraron una densidad más elevada. Hoffman *et al.* (1987) y Grigelis (1984) consideraron que la distribución, composición y desarrollo de los oligoquetos depende de algunos factores como a mayor salinidad y un sustrato fino los limita.

Alcocer *et al.* (1999) atribuyeron a los valores de salinidad y pH altos la limitación de la composición de las especies que habitan en Tecuítlapa Norte, donde las fluctuaciones temporales en abundancia y biomasa fueron asociadas a otras variables ambientales (temperatura y nivel del agua) los cuales son claves en el ciclo de vida de las especies, apoyando la hipótesis de Herbst (2001), Colburn (1988) y Williams (1990) de que los factores físicos y químicos pueden ejercer un control primario en la composición de la comunidad en lagos salinos.

Las diferencias encontradas entre los dos estudios realizados en El Carmen (Alcocer *et al.* 1997 y el presente estudio) pueden deberse en primera instancia a la diferencia en el período de inundación (uno y cuatro meses, respectivamente), factor de gran importancia en los lagos temporales como lo menciona Williams (2002). Sin embargo, podría existir otra serie de factores que intervienen en la composición y estructura de la comunidad encontradas para explicar las diferencias, ya que las variables ambientales medidas (temperatura pH, salinidad) resultaron similares en ambos estudios, en la porción sur con 31.4°C, pH de 10 y K_{25} de 10.61 mS/cm en el primer estudio y con 24.55°C un pH de 9.36 y K_{25} de 7.14 mS/cm en el presente estudio; para la porción norte con 19.9°C, un pH de 9.96 y K_{25} 30.39 mS/cm en el primer estudio, y con una temperatura de 19.61°C, con un pH de 9.54 y una K_{25} 23.08, para el presente estudio.

Sucesión

En El Carmen no se presentó un proceso de sucesión biológica. *L. sapiensis* dominó a lo largo de todo el período de inundación. Como lo explican Williams (2002), Moorhead *et al.* (1998), Lahr *et al.* (1999) en la composición de la fauna de aguas temporales tienden a dominar especies oportunistas y pioneras (estrategias "r"), particularmente los crustáceos e insectos en las primeras etapas de inundación, colonizando el hábitat disponible en periodos cortos gracias a la resistencia que presentan sus huevos y/o estados inmaduros en diapausa, que han sobrevivido al período y que eclosionan. Posteriormente, éstas son reemplazadas por especies estrategias "K" que son capaces de competir bajo circunstancias de denso-dependencia (presa-depredador). Los mismos autores afirman que el grupo dominante en una sucesión en lagos salinos someros son los crustáceos seguidos por los insectos. En el caso de El Carmen el ostrácodo *L. sapiensis* permaneció como especie dominante desde el inicio del periodo de inundación hasta su desecación, debido a que al ser detritívoro aprovechó la fase de llenado y la fase de secado.

Otro punto a tratar es el propuesto por Schneider y Frost (1996 en Moorhead *et al.* 1998) quienes resaltaron la importancia de las características de las historias de vida y las interacciones bióticas. Ellos explicaron que conforme varía el período de inundación, los factores abióticos influyen en comunidades jóvenes, factores bióticos como la competencia influyen en comunidades intermedias y la depredación al final de la sucesión. Con relación a El Carmen, se pensaría que es una comunidad joven, donde no alcanzó a desarrollar una comunidad intermedia influida por factores bióticos además de ser caracterizada por la dominancia de insectos, (comparado con los resultados obtenidos por Alcocer *et al.* 1997) el cual reportó una dominancia de insectos en un período de inundación de un mes, la cual podría considerarse como una comunidad intermedia establecida en un menor lapso de tiempo, sin presentarse una fase final de la sucesión.

Con base en lo anterior, se rechazó la segunda hipótesis durante el proceso de llenado-desecación se presentaría una sucesión de especies donde aparecerían primero especies pioneras (estrategias "r") de características detritívoras-herbívoras,

para posteriormente ser substituidas por especies estrategas "K", carnívoras. En este caso, la especie detritívora *L. sapiensis* (clasificada como estratega "r"), dominó desde el inicio hasta el final de la época de inundación, sin pasar por un período de sucesión.

CONCLUSIONES

1. El Carmen presentó una riqueza específica baja con tan sólo cuatro especies, pertenecientes a los siguientes grupos taxonómicos: Nemátoda Ironidae (*Ironus* sp.), Oligochaeta Tubificidae (*Limnodrilus hoffmeisteri*), Diptera Chironomidae (*Ch. Stenochironomus* sp.) y Ostrácoda Cytheridae (*Limnocythere sapiensis*). Todos los grupos estuvieron presentes en la porción norte y sólo dos especies en la porción sur: *L. sapiensis* y *Ch. Stenochironomus* sp.
2. La especie dominante por su frecuencia, mayor abundancia y biomasa (> 90%), fue el ostrácodo *L. sapiensis*, seguida del quironómido *Ch. Stenochironomus* sp., de el nemátodo *Ironus* sp. y finalmente del oligoqueto *L. hoffmeisteri*. La composición faunística de El Carmen es similar a la de otros lagos, con valores de densidad y biomasa similares a los registrados en lagos mexicanos e inferiores para lagos de Norteamérica y australasia.
3. La riqueza específica baja se atribuyó al impredecible patrón de llenado del lago y a la reducida permanencia del agua (cuatro meses), así como a los cambios abruptos de algunas variables ambientales (conductividad, pH, temperatura, oxígeno de saturación y concentración de oxígeno disuelto) y a la homogeneidad del sustrato (arcilloso-limoso), sin vegetación sumergida.
4. El proceso de sucesión ecológica estuvo ausente; el ostrácodo *L. sapiensis* dominó a lo largo del periodo de inundación independientemente de que todas las especies estuvieron presentes y se consideraron estrategias "r", las cuales presentaron tasas altas de crecimiento y reproducción continua en los meses que el lago presentó agua.

REFERENCIAS

- Alcocer J., Lugo A., Escobar E. & Sánchez M. 1997. The macrobenthic fauna of a former perennial and now episodically filled Mexican saline lake. *International Journal of Salt Lake Research* 5: 261-274.
- Alcocer J., Escobar E., Lugo A. & Oseguera L.A. 1999. Benthos of a perennially astatic, saline, soda lake in Mexico. *International Journal of Salt Lake Research* 8: 113-126.
- Alcocer J., Escobar E., Lugo A., Lozano M. & Oseguera L.A. 2001. Benthos of a seasonally-astatic, saline, soda lake in Mexico. *Hydrobiologia* 466: 291-297.
- Amos W. H. 1967. *The life of the pond*. McGraw-Hill. Nueva York. 232 pp.
- APHA, AWWA & WPCF. 1985. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Washington. 1268 pp.
- Arar J.E. & Collins B.G. 1997. *In Vitro* Determination of chlorophyll "a" and pheophytin an in marine and freshwater algae by fluorescence. United States Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory. Revisión 1.2. Cincinnati, Ohio.
- Begon M., Harper J. & Townsend C. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Science. Boston. 1068 pp.
- Brinkhurst R.O. & M.R. Marchese. 1991. *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. 2. Colección Clímax. No. 6. Santa Fe, Argentina. 207 pp.
- Brock T. D. 1985. *A eutrophic lake: Lake Mendota: Wisconsin*. Springer. Nueva York. 308 pp.
- Brodersen K.P. & Lindergaard C. 1997. Significance of subfossil chironomid remains in classification of shallow lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 125-132.
- Burgis M. & J. Morris P. 1987. *The natural history of lakes*. Cambridge University Press. Cambridge. 218 pp.
- Colburn E. A. 1988. Factors influencing species diversity in saline waters of Death Valley, USA. *Hydrobiologia*. 158: 215-226.
- Cole G.A. 1968. Desert limnology. pp 423-386. In Brown G.W. (ed.) *Desert biology*. Academic Press. Nueva York.

- Cole G. A. 1983. *Textbook of limnology*. Waveland Press. Illinois. 401pp.
- Dejoux C. 1993. Benthic invertebrate of some saline lakes of the Sud Lipez region, Bolivia. *Hydrobiologia* **267**: 257-267.
- de Deckker P. 1988. An account of the techniques using ostracodes in paleolimnology in Australia. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* **62**: 463-475.
- Delorme L. D. 1971. Freshwater ostracodes of Canada. Parte V. Con. J. Zoo. 49 pp.
- Einsele G. 1992. Sedimentary basins: evolution, facies, and sediment budget. Springer. Berlin. 792 pp.
- Edmonson W.T. 1959. *Freshwater biology*. Wiley. Nueva York. 1248 pp.
- Epler J.H. 1992. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida. Department of Environmental Regulation, State of Florida. Florida. 301 pp.
- Galle O. K. & R.T. Runnels. 1960. Determination of CO₂ in carbonate rocks by controlled loss ignition. *Journal Sedimentology and Petrology*. **30**
- Giere O. 1993. The microscopic fauna un aquatic sediments. Springer-Verlag. Berlin. 382pp.
- Gray J.S. 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge Studies in Modern Biology 2. Cambridge University Press. Cambridge. 185 pp.
- Grigelis A. 1984. Ecology and importance of oligochaeta in the biocenosis of zoobenthos in lake of the National Park or he Lithuanian SSR. *Hydrobiologia*. **115**:211-214.
- Hammer U.T. 1986. Saline lake ecosystem of the world. Dr. W Junk Publisher. Dordrecht. 616 pp.
- Hernández F. M. 2001. Densidad y biomasa de la meiofauna de la zona litoral de los lagos-cráter Alchichica, Quechulac y Tecuittlapa, Puebla, México. Tesis Licenciatura, Biología. UNAM. México. 51 pp.
- Herbst D.B. 2001. Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a template for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hidrobiología*. **466**: 209-219.

- Higgins R. & Thiel H. 1988. *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institutions Press. Washington, D.C. 488 pp.
- Hoffman, K.H., E Hipp & U.A. Sedlmeir. 1987. Aerobic and anaerobic metabolism of the freshwater oligochaeta *Tubifex* sp. *Hydrobiologia* **155**: 157-158.
- Horne A. & Goldman C. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill. Nueva York. 576 pp.
- Jeffries M. & Derek M. 1990. *Freshwater ecology, principles and applications*. Belhaven. Londres. 285 pp.
- Lahr J., Diallo A., Ndour K., Badji A. & Diouf P. 1999. Phenology of invertebrate living a Sahelian temporary pond. *Hydrobiologia* **405**: 189-205.
- Maitland P.S. 1990. *Biology of fresh waters*. Chapman and Hall. Nueva York. 276 pp.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona 1010pp.
- Meintjes S. 1996. Seasonal changes in the invertebrate community of small shallow ephemeral pans at Bain's Vlei, South Africa. *Hydrobiologia* **317**: 51-64.
- Moorhead D.L., Hall D.L. & Willing M.R. 1998. Succession of macroinvertebrates, in playas of the Southern High Plains. USA. *Journal of the North American Benthological Society* **17(4)**: 430-442.
- Morgan G.P. 1965. *Field book of ponds and streams. An introduction to the life of fresh waters*. G. P. Putnams and Sons. Nueva York. 448 pp.
- Ocaña A. 1989. *Clave de identificación de nemátodos dulceacuícolas de la Península Ibérica*. Sociedad Española de Limnología.
- Pennak W.R. 1978. *Freshwater invertebrate of the United States*. Wiley. Nueva York. 803 pp.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of shallow waters*. Chapman and Hall. Londres. 357 pp.
- Schwartz S.S. & Jenkis D.G. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology* **34**: 3-8.
- Secretaría de Marina. 1990. *Manual operativo de geología marina*. Dirección General de Oceanografía naval. México. 199 pp.
- Talling J.F. 2001. Environmental controls on the functioning of shallow tropical lakes. *Hydrobiologia* **458**: 1-8.

- Timms B.V. 1983. A Study of benthic communities in some shallow saline lake of Western Victoria, Australia. *Hydrobiologia* **105**: 165-177.
- Timms B.V. 1998. A Study of Lake Wyara, an episodically filled saline lake in southwest Queensland, Australia. *International Journal of Salt Lake Research* **7**: 113-132.
- Welch P.S. 1969. *Limnology*. McGraw-Hill. Nueva York 358 pp.
- Wetzel R. G. 1975. *Limnology*. Saunders. Filadelfia. 743 pp.
- Wetzel R. G. 1983. *Limnology*. Saunders. Florida 767 pp.
- Wiederholm T. 1980. Effects of dilution on the benthos of an alkaline lake. *Hydrobiologia* **68**: 199-207.
- Williams D. Dudley. 2002. Temporary water crustaceans: biodiversity and habitat loss. pp. 223-233. In: Escobar. E. y Álvarez F. (eds.). *Modern Approaches to the study of Crustacean*. Kluwer. Nueva York.
- Williams W.D. 1985. Biotic adaptations in temporary lentic waters, with special reference to those in semi-arid and arid regions. *Hydrobiologia* **125** 85-110.
- Williams W.D. 1988. The biogeographical affinities of the fauna in episodically filled salt lakes: A study of Lake Eyre South, Australia. *Hydrobiologia*. **158**: 227-236.
- Williams W.D. 1990. Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. *Hydrobiologia*. **197**: 257-266.
- Williams W.D. 1996. The largest, highest and lowest lakes of the world: saline lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26**:61-79.
- Williams W.D. 1998. Salinity as a determinant of the structure o biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* **381**: 191-201.
- Williams W.D., De Deckker P. & Shiel R.J. 1998. The limnology of Lake Torrens, an episodic salt lake of central Australia, with particular reference to unique events in 1989. *Hydrobiologia* **384** 101-110.
- Wolfram G. 1996. Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria). *Hydrobiologia* **318**:103-115.

- Wolfram G., Donabaum K., Schagerl M. & Koware A. 1999. The zoobenthic community of shallow salt pans in Australia- preliminary results on phenology and the impact of salinity on benthic invertebrates. *Hydrobiologia* **408/409**:193-202.
- Wu J. & Liang Y. 1999. A comparative study of benthic nematodes in two Chinese lakes with contrasting sources of primary production. *Hydrobiologia* **411**: 31-37.