



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

~~POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS~~

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

“DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LOS INVERTEBRADOS DE LAS RAÍCES DE *EICHHORNIA CRASSIPES* (MART.) SOLMS, EN EL SISTEMA LAGUNAR DE ALVARADO (SLA), VERACRUZ, MÉXICO”

**T E S I S** QUE  
PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE D O C T O R  
R E N C I E N C I A S

P R E S E N T A  
A R T U R O R O C H A R A M Í R E Z

DIRECTOR DE TESIS: DR. JAVIER ALCOCER DURAND

ESTADO DE MÉXICO

DICIEMBRE, 2007



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
**Presente**

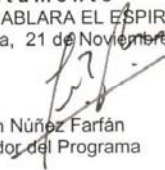
Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 5 de Noviembre de 2007, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTOR EN CIENCIAS** del alumno **ARTURO ROCHA RAMÍREZ** con número de cuenta **73377487** con la tesis titulada: "**Distribución y abundancia de los invertebrados de las raíces de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, en el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz, México**", realizada bajo la dirección del **DR. JAVIER ALCOCER DURAND**.

Presidente:	DRA. ELVA GUADALUPE ESCOBAR BRIONES
Vocal:	DR. FERNANDO ALVAREZ NOGUERA
Vocal:	DR. SERGIO CHÁZARO OLVERA
Vocal:	DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
Secretario:	DR. JOSÉ LUIS VILLALOBOS HIRIART

De acuerdo con lo anterior, el alumno se apegó a lo establecido en el Artículo 31 del Reglamento General de Estudios de Posgrado (29 septiembre de 2006).

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

**Atentamente**  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"  
Cd. Universitaria, D.F. a, 21 de Noviembre de 2007.

  
Dr. Juan Núñez Farfán  
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado.

## AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a la Dra. Elva G. Escobar Briones, al Dr. Fernando Álvarez Noguera, al Dr. Sergio Cházaro Olvera, al Dr. José Luis Villalobos Hiriart por sus valiosas

observaciones que mejoraron sustancialmente este documento.

En especial al Dr. Javier Alcocer Durand por su guía durante la elaboración de esta tesis.

También agradezco a numerosos estudiantes del Modulo de Metodología Científica VI de la Carrera de Biología de la FES Iztacala UNAM por su asistencia en el trabajo de campo y de laboratorio. A Cristina Kramer, Manuel Elías Gutiérrez, Pilar Villeda y Sergio Stanford por su asistencia en la identificación

de ácaros, cladóceros, e insectos.

*A mis adorables hijas*

*Julieta Monserrat*

*y*

*Sandra Paulina*

*A la memoria de mi  
madre y de mi hermana  
Minerva y María Eugenia*



# INDICE

	PÁGINA
ÍNDICE	I
LISTA DE FIGURAS.....	III
LISTA DE TABLAS.....	V
RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN.....	3
2. ANTECEDENTES.....	7
3. OBJETIVOS	
3.1 GENERAL.....	9
3.2 ESPECÍFICOS.....	9
4. HIPÓTESIS.....	10
5. ÁREA DE ESTUDIO.....	11
6. MATERIAL Y MÉTODOS	
6.1 LA UNIDAD MUESTRAL.....	15
6.2 RECOLECTA DE CAMPO.....	17
6.3 TRATAMIENTO DE DATOS.....	19
7. RESULTADOS	
7.1 PARÁMETROS AMBIENTALES.....	22
7.2 BIOLÓGICOS	
7.2.1 FRECUENCIA DE <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> .....	25
7.2.2 INVERTEBRADOS ASOCIADOS A LA RAÍZ DE <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> .....	27
7.2.3 DENSIDAD.....	35
7.3 ANÁLISIS GRÁFICO	
7.3.1 CLASIFICACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LOS TAXONES.....	42
7.3.2 ANÁLISIS CANÓNICO DE CORRESPONDENCIAS.....	46
7.4. DOMINANCIA Y DIVERSIDAD.....	49
8. DISCUSIÓN	
8.1 PARÁMETROS AMBIENTALES.....	53
8.2 PRESENCIA DE <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> .....	54
8.3 OCUPACIÓN DE LA RAÍZ DE <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> .....	56
8.4 RIQUEZA TAXONÓMICA.....	64





	PÁGINA
8.5 DENSIDAD.....	67
8.6 RELACIÓN CON LOS PARÁMETROS AMBIENTALES.....	70
8.7 DOMINANCIA COMUNITARIA (D) Y DIVERSIDAD (H').....	71
9. CONSIDERACIONES.....	78
10. CONCLUSIONES.....	79
11. APÉNDICE.....	81
11. LITERATURA CITADA.....	84

## LISTADO DE FIGURAS

		PÁGINA
Fig. 1	Localización del área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo.	12
Fig. 2	Metodología para la colecta de invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> .	16
Fig. 3	Variación promedio mensual de la salinidad (A), la temperatura (B) y transparencia (C) en el SLA, Ver. Se indican los valores máximos y mínimos.	23
Fig. 4	Variación promedio mensual del oxígeno disuelto (A) y la turbidez (B) en el SLA, Ver. Se indican los valores máximos y mínimos.	24
Fig. 5	Porcentaje de frecuencia de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver., julio	25
Fig. 6	Variación promedio mensual de la salinidad, riqueza taxonómica dulceacuícola y estuarina en el SLA, Ver.	34
Fig. 7	Abundancia mensual de los invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en los sitios de muestreo en el SLA, Ver., julio 2000 – junio 2002.,	36
Fig. 8	Densidad promedio de los invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en los sitios de muestreo en el SLA, Ver., julio 2000 – junio 2002. Las barras indican los valores máximos y mínimos.	37
Fig. 9	Variación promedio mensual de la salinidad, densidad de los táxones de invertebrados dulceacuícolas y estuarinos asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	40
Fig. 10	Táxones con los valores mayores de importancia asociados al sistema radicular de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	41
Fig. 11	Análisis gráfico espacial de los táxones asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver	42
Fig. 12	Análisis gráfico temporal de los táxones asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	43

	PÁGINA
Fig. 13 Diagrama de ordenación de ACC de la salinidad, temperatura, concentración de oxígeno disuelto y turbidez vs. densidad de los táxones clasificados como frecuentes y abundantes de acuerdo al análisis gráfico temporal.	48
Fig. 14 Variación mensual de la dominancia comunitaria de Simpson y diversidad de Shannon y Wiener de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	49
Fig. 15 Variación por temporada climática de la dominancia de Simpson y diversidad de Shannon y Wiener de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	50
Fig. 16 Variación mensual de la dominancia comunitaria de Simpson en los sitios de recolecta de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver	52
Fig. 17 Modelo hipotético de la interacción de los principales táxones de invertebrados asociados a <i>Eichhornia crassipes</i> y los hábita la nc tó ni co y be nt ó nic p	61



## LISTADO DE TABLAS

	PÁGINA	
Tabla 1	Porcentaje del grado de descomposición de <i>Eichhornia crassipes</i> en las lagunas del SLA, Ver.	26
Tabla 2	Listado de invertebrados asociados al sistema radicular de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	28
Tabla 3	Riqueza taxonómica de invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> del SLA; Ver., julio 2000 – junio 2002.	35
Tabla 4	Densidad mensual de los invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en los sitios de muestreo en el SLA, Ver., julio 2000 – junio 2002.	39
Tabla 5	Correlaciones del ACC de los parámetros fisicoquímicos vs. densidad de los táxones clasificados como frecuentes y abundantes en el SLA, Ver.	47
Tabla 6	Variación mensual de la diversidad de Shannon y Wiener en los sitios de recolecta de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	51
Tabla 7	Comparación de los táxones de la clasificación del análisis gráfico Temporal y Espacial de los invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en el SLA, Ver.	63
Tabla 8	Comparación del número de táxones y grupos dominantes de invertebrados asociados a la raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> del SLA con diferentes localidades.	65



## RESUMEN

Los ensamblajes de invertebrados asociados con las raíces del lirio acuático *Eichhornia crassipes* se describieron espacial y temporalmente en el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz, México. Las muestras se tomaron mensualmente en 12 localidades del SLA entre julio 2000 y junio 2002. Se registró un total de 96 táxones, la mayor riqueza taxonómica fue para acari (15 táxones), seguida por los decápodos

(14), moluscos (12), anfípodos (9), e isópodos (7). El isópodo *Munna* sp. fue el taxón que dominó durante todo el periodo de estudio y representa una especie invasora en el SLA que posiblemente arribó de la cuenca del río Papaloapan. Durante el periodo de baja salinidad (julio – septiembre 2002, 1.6 –

3.8) los táxones dominantes fueron: Ephemeroptera, *Hyalella azteca*, *Chydorus* sp., *Physella* sp., *Podura aquatica* y *Fossaria* sp. En el periodo de alta salinidad (marzo – mayo 2001, 9.7 – 12.7 ups y abril – mayo 2002, 8.2 – 8.9 ups)) predominaron *Neritina virginea*, *Cassidinidea ovalis*, *Macrobrachium acanthurus* y *Melita longisetosa*. La composición

taxonómica estuvo representada por el 53% de táxones estuarinos, 44% táxones dulceacuícolas y 3% táxones marinos, mostrando un gradiente espacial de riqueza taxonómica para los organismos dulceacuícolas, donde los valores mayores de diversidad se registraron durante la época de nortes 2000 y la época de lluvias 2001, especialmente de observó un gradiente de diversidad en el sentido Alvarado-Buen País-Camaronera. Adicionalmente, los patrones espaciales y temporales de la densidad de invertebrados pueden se explican por el desplazamiento de las matas de *Eichhornia crassipes* en el sistema, donde son afectados por la variación temporal la salinidad, el oxígeno disuelto y la turbidez.





ABST  
RACT

The aquatic invertebrate assemblages associated with root masses of water hyacinth *Eichhornia crassipes* were described in space and time in the Alvarado Lagoonal System (ALS) at Veracruz, México. Monthly samples were taken at 12 sites within the ALS between July 2000 and June 2002. A total of 96 taxa were registered; the highest taxonomic richness was for acari (15 taxa), followed by decapods (14), mollusks (12), amphipods (9), and isopods (7). The isopod *Munna* sp. was the dominant taxon throughout the entire study period and represents an invasive species in the SLA which possibly arrives from the Papaloapan River basin. During low salinity period (July–September 2001, 1.6–3.8) dominant taxa were: Ephemeroptera, *Hyaella azteca*, *Chydorus* sp., *Physella* sp., *Podura aquatica*, and *Fossaria* sp. During high salinity period (March–May 2001, 9.7–12.7 and April–May 2002, 8.2–8.9) predominant taxa were: *Neritina virginea*, *Cassidinidea ovalis*, *Macrobrachium acanthurus* and *Melita longisetosa*. Taxonomic composition was represented with 53% of estuarine taxa, 44% of freshwater taxa, and 3% of marine taxa; freshwater taxa display a taxonomic richness spatial gradient, and higher diversity values were registered during nortes 2000 and rainy 2001 seasons, diversity diminished in a spatial gradient from Alvarado to Camaronera. Additionally, the spatial and temporal patterns of invertebrate densities could be explained due to the movements of *Eichhornia crassipes* mats through the system, where they are affected for the temporal variation of salinity, dissolved oxygen and turbidity.

## 1. INTRODUCCIÓN

La superficie de las plantas acuáticas se coloniza por gran variedad de invertebrados e pifitos, que ocurren entre las distintas estructuras de las macrofitas, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883, *Ruppia maritima* Linnaeus 1753, *Vallisneria americana* Linnaeus 1753, *Potamogeton perfoliatus* Linnaeus 1753 y *Myriophyllum spicatum* Linnaeus 1753. Las macrofitas representan por ende hábitat importantes para los invertebrados (Collier *et al.*, 1999; Heegaard, 2001; Sharitz y Batzer, 1999; Sánchez-Moyano *et al.*, 2001) albergando densidades elevadas de organismos, entre los cuales dominan los anfípodos y una gran variedad de insectos (Bartodziej y Leslie, 1998).

Los organismos bentónicos que ocurren bajo las macrofitas, en algunos ambientes exhiben bajas densidades en comparación a los invertebrados asociados a las plantas flotantes (Diaz, 1994; Bechara y Andreani, 1989; Bechara, 1996; Masifwa *et al.*, 2001), tal es el caso de los cedrales, donde las densidades más elevadas de invertebrados se encuentran asociados a plantas flotantes o emergentes (Felley, 1992; Moore, 1992, citados por Gaston, 1999).

El lirio acuático *Eichhornia crassipes* es una planta neotropical, originaria de la cuenca del río Amazonas en Brasil (Barrett, 1989; Batchler, 2000; Cohen y Carlton, 1995; Center *et al.*, 1995; Howard y Harley, 1998; Toft, 2000). Ésta crece en estanques temporales poco profundos, humedales, aguas con corriente lenta y grandes lagos. Forma carpetas densas libres flotantes, presenta hábitos



especializados de crecimiento, características fisiológicas, estrategias reproductoras que le permiten el rápido crecimiento y la expansión en ambientes dulceacuícolas tropicales (Center y Spencer, 1981) donde se ha extendido rápidamente y se considera como la amenaza acuática de ríos y lagos. Este crecimiento desmedido desplaza las plantas y animales acuáticos nativos, provocando daños económicos sustanciales (Pimentel *et al.*, 2001), afectando las áreas de desove de algunas especies de peces al generar condiciones de hipoxia y degradando el hábitat de las aves acuáticas (Batcher, 2000).

Las carpetas de *Eichhornia crassipes* son monoespecíficas y sus raíces compiten con otras especies acuáticas por luz, nutrientes y oxígeno (Gopal, 1987 citado por Toft, 2000). Las plantas pueden tolerar fluctuaciones estacionales extremas en el nivel del agua y en la velocidad de flujo que determinan

la disponibilidad de nutrientes y variaciones de pH, temperatura y sustancias tóxicas.

La presencia del lirio acuático reduce significativamente los niveles de oxígeno disuelto y la penetración de la luz en las capas inferiores del agua.

Modificando

las comunidades de invertebrados y vertebrados asociados al fondo por las masas de agua del fondo. Conforme se descomponen las carpetas la cantidad de materia orgánica que se deposita en los sedimentos se incrementa dramáticamente (Center y Spencer, 1981). La tasa de crecimiento del lirio acuático es extremadamente alta; la población puede duplicarse en un período de 6 a 8 días (Bartodziej y Leslie, 1998); y la producción de biomasa seca excede a la reportada para las macrofitas vasculares

terrestres, al igual que para los pantanos salobres y dulceacuícolas (Wolverton y McDonald, 1979). La especie *Eichhornia crassipes* tolera hasta 2.4 de salinidad en Indonesia (Kikuchi *et al.*, 1997); sin embargo, Cheng (2004)

demostró experimentalmente que la planta puede tolerar hasta salinidades de 9 y observó que después de una semana de exposición en salinidades de hasta 4.5 l as plantas siguen produciendo retoños y hojas nuevas.

Las raíces, adventicias y fibrosas constituyen hasta 50% de la biomasa de un solo lirio y miden de 10 - 80cm en longitud (dependiendo del estado de madurez de la planta), son de apariencia plumosa de color violeta oscuro a violeta azulado o rosada; contiene antocianinas como pigmentos solubles, que determinan el grado de palatabilidad protegiendo a la raíz de la herbivoría (r, Batche 2000).

Las raíces del lirio acuático acumulan sedimento de los lugares de donde provienen, así como partículas de materia orgánica producidas en el sitio donde

arriban (Poi de Neiff *et al.*, 1994; Poi de Neiff y Carignan, 1997). Con su presencia la velocidad de corriente de los cuerpos agua disminuye. Ambas condiciones, generan microhábitat (Bailey y Litterick, 1993), que favorecen el incremento de la producción epifítica (Hamilton *et al.*, 1990; Evans *et al.*, 1999).

Los invertebrados representan uno de los grupos de organismos más diversos y abundantes en los ecosistemas acuáticos, y su importancia ecológica principal radica en ser parte fundamental de las cadenas alimentarias. En las lagunas costeras, constituyen una comunidad de organismos acuáticos y semiacuáticos, los cuales

podieron haberse desarrollado primariamente en ríos o lagos y explotar de manera exitosa, asociados a las estructuras del lirio, las lagunas costeras (Rundle *et al.*, 1998; Shartz y Batzer, 1999). Algunos de los factores ambientales de estos sistemas que influyen sobre los ensamblajes de invertebrados asociados son, la tasa de descomposición de la planta y de sedimentación del detrito, niveles de nutrientes, pH, concentración de oxígeno y clorofila *a* (Kiefer, 1991).

En nuestro país, en particular para los lagos de la cuenca de México el primer registro del lirio acuático data de 1893 (Miranda y Lot, 1999). Hacia 1995 más de 40,000 ha de canales y lagos están ocupadas por *Eichhornia crassipes* (Gutiérrez *et al.*, 1996) que a través de los ríos llega a la zona costera y de allí es transportada mar adentro. Un ejemplo es la laguna de Alvarado, Veracruz, en donde el río Papaloapan transporta cantidades grandes de lirio acuático. Este se distribuye en parches y es más abundante durante la época de lluvias, llegando a cubrir grandes extensiones

(INEGI, 1998). Las investigaciones avocadas al estudio de la fauna asociada al sistema radicular del lirio acuático en los sistemas costeros nacionales son limitadas.





## 2. ANTECEDENTES

Existe gran variedad de trabajos publicados con relación a los invertebrados asociados a macrofitas emergentes (Weatherhead y James, 2001); sin embargo, los referentes a las macrofitas flotantes son relativamente escasos, específicamente los relacionados al lirio acuático.

La mayoría de las investigaciones se han sido realizados en sistemas dulceacuícolas. entre las que se cuentan las siguientes: Poi de Neiff y Neiff (1980) en el río Paraná, Argentina; Paporello de Amsler (1983) en el río Correntoso (Provincia de Santa Fe, Argentina), Paporello de Amsler (1987) en causes secundarios y tributarios del río Paraná, Argentina; Bechara y Andreani (1989) en el valle de inundación del río Paraná, Argentina; Bailey y Litterick (1993) en el río Nilo, Sudán; Bartodziej y Leslie (1998) en el río St. Marks, Florida, EUA; y Toft (2000, 2003) en el delta del río San Joaquín en Sacramento, California, EUA.

Entre los trabajos realizados en ambientes lénticos se cuentan: Salcedo (1978) en el lago Xochimilco, México, Poi de Neiff *et al.* (1994), Bechara (1996) y Poi de Neiff y Carignan (1997) en las planicies de inundación del río Paraná, Argentina; Evans *et al.* (1999) en diversos pantanos de agua dulce en Florida, EUA, y Masifwa *et al.* (2001) en el Lago Victoria, Uganda.

En lo que referente a estudios realizados en lagunas costeras o en ambientes salobres, el número de trabajos realizados de este tipo es reducido. Center y Spencer



(1981) de un lago eutrófico en Florida, Viljoen *et al.* (2001) en los lagos costeros  
Cubhu y Nsezi, Sudáfrica; Rocha *et al.*, (2002) en la laguna Coyuca, Guerrero.



### 3. OBJETIVOS

#### 3.1 GENERAL

Conocer y analizar los ensamblajes de invertebrados asociados al lirio acuático *Eichhornia crassipes* en el SLA, Veracruz.

#### 3.2 ESPECÍFICOS

- Determinar la estructura de los ensamblajes de invertebrados asociados a las raíces de lirio en las condiciones en que ingresa al SLA.
- Analizar los cambios en la estructura de los ensamblajes de invertebrados de acuerdo a su distribución espacial y temporal del lirio acuático en la laguna.
- Analizar la variación espacial y temporal de la dominancia comunitaria y la diversidad.
- Analizar la relación entre la fluctuación de los factores ambientales y la variación espacio-temporal de la estructura de los ensamblajes de

n  
v  
e  
rt  
e  
b  
r  
a  
d  
o  
s  
a  
s  
o  
ci  
a  
d  
o  
s  
a  
l  
a

raíces de  
lirio acuá  
tico.



#### 4. HIPÓTESIS

- En el SLA los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático se conforman principalmente por la salinidad y el grado de descomposición de la raíz.
- Existe una simplificación en la estructura de los ensamblajes conforme se incrementa la salinidad y se deteriora el lirio.
- La composición de táxones cambiará de predominantemente dulceacuícolas a estuarino-marinas con la salinidad.
- La composición de los ensamblajes por grupos funcionales tenderá a ser dominada por detritívoros conforme se deteriore el lirio.





## 5. ÁREA DE ESTUDIO

El Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) se encuentra ubicado en la planicie costera del estado de Veracruz en la región hidrológica A50 (CONABIO, 1998), entre los 18°43'00" y 18° 52'15" de latitud norte y 95° 42'20" y 95° 57'32" de longitud oeste (Fig. 1). Está orientado de NO-SE en forma paralela a la línea de costa; tiene una longitud de 26 km. y una anchura máxima de 4.5 km. Esta laguna se comunica con el golfo de México a través de una boca natural que tiene 400m de longitud y está cerca de la desembocadura del río Papaloapan, al día aporta un promedio de 40 millones de metros cúbicos de agua y tiene la peculiaridad de vencer siempre las barreras provocadas por la marea y por tener un balance positivo de gasto. Lo mismo ocurre con los ríos Acula, Camarón y Blanco cuya influencia es tan intensa en la temporada de lluvias que reducen la salinidad general del SLA. Además, el SLA posee una boca artificial ubicada en la laguna Camaronera fue construida en 1982 y está constituida por dos tubos de dos metros de diámetro cada uno (Castañeda y Contreras, 1995).

El SLA se separa de mar abierto mediante una barrera arenosa de 22 km de largo, está conformado por las lagunas de Alvarado (6,200 ha), Camaronera (3,900 ha), Buen País, y Tlalixcoyan (1,700 ha), y presenta numerosos cuerpos acuáticos y zonas inundables asociadas.



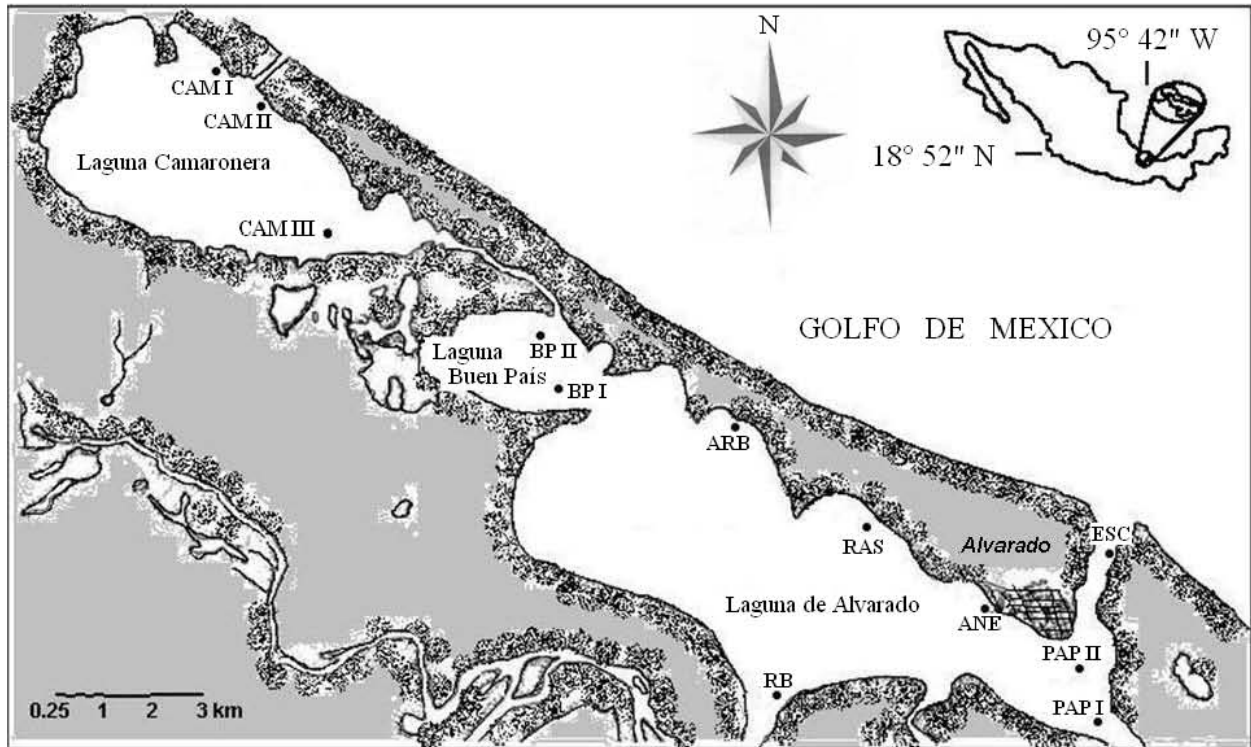


Fig. 1. Localización del área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. ESC) Escollera, PAP I) Papaloapan I, PAP II) Papaloapan II, ANE) Aneas, RB) Rio Blanco, RAS Rastro, ARB) Arbolillo, BP II) Buen País II), BP I) Buen País I, CAM III) Camaronera III, CAM II) Camaronera II, 1CAM I) Camaronera I.

El origen del SLA es de Tipo I, que corresponde al de erosión diferencial (Lankford, 1977). La salinidad muestra gradientes hiposalinos; durante la época de sequía el sistema se clasifica como mesohalino y al inicio de la temporada de lluvias la salinidad desciende marcadamente definiendo características oligohalinas (Contreras y Castañeda, 1995).

El clima es  $Aw_2 (i) w''$ , cálido húmedo con lluvias en verano, que van de los 1,100 a los 2,000 mm de precipitación anual. La temperatura promedio anual es de

25.6°C con oscilación reducida (entre 5°C y 7°C). Enero es el mes más frío y junio es el más cálido (García, 1988; citado por Contreras y Castañeda, 1995).

La región presenta tres temporadas climáticas bien definidas (Contreras y Castañeda, 1995). La época de lluvias comienza en junio y termina en octubre, aunque puede extenderse hasta noviembre y diciembre. La época de nortes, se inicia en octubre o en noviembre y se generaliza hasta enero, aunque puede persistir con menor frecuencia hasta abril o principios de mayo, se caracteriza por la influencia de masas de aire polar y vientos de noroeste y del norte, con humedad escasa que producen descenso en la temperatura con escasa precipitación o ausente. La época de secas comprende los meses de febrero a mayo y se caracteriza por el registro de temperaturas elevadas.

El SLA es somero, la profundidad promedio es de 2.5m. En la boca principal y en el canal se registran las profundidades mayores, de hasta 10m, así como en los deltas de marea, los cuales asociados al aporte fluvial y a la composición de los sedimentos, determinan el flujo neto en la laguna y al mismo tiempo, las zonas de mayor influencia marina y dulce (Morán *et al.*, 1996). Los sedimentos del sistema en lo general están constituidos por arenas medias y finas, excepto en la boca, donde se registran arenas muy gruesas, y en el interior del SLA predominan los limos y las arcillas (Contreras y Castañeda, 1995).

En el contorno de la laguna se observan diversas especies de manglares incluyendo *Rhizophora mangle* Linnaeus 1753, *Avicennia nitida* Kuntze 1891,



*Laguncularia racemosa* Macbr. 1930 y *Conocarpus erectus* Linnaeus 1753, así como el tule *Thypha* sp. El lirio acuático invade el SLA todo el año, en la época de lluvias se presenta en la mayor cantidad, llegando a cubrir extensiones grandes de la superficie del sistema. La vegetación sumergida es marginal y está compuesta de *Ruppia maritima*, se presentan así mismo tramos pequeños de pastos halófilos, palmeras y árboles medianos y altos de la selva pantanosa (INEGI, 1998).





## 6. MATERIAL Y MÉTODOS

La presente investigación forma parte del proyecto “Biodiversidad de la Laguna de Alvarado, Veracruz, México”, que llevó a cabo el Laboratorio de Ecología de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.

### 6.1 LA UNIDAD MUESTRAL

Existen serios problemas metodológicos para realizar un muestreo de tipo cuantitativo de la fauna asociada a la vegetación acuática sumergida, emergente y flotante, como la del lirio acuático. En los antecedentes consultados la densidad de los organismos es referida con respecto al número de plantas ó a la unidad de área que éstas ocupan, asumiendo que las plantas tienen una talla o cobertura de área constante (Poi de Neiff y Neiff, 1980; Poi de Neiff y Carignan, 1997; Masiwa *et al.*, 2001), o bien por peso seco de la raíz (Bailey y Litterick, 1993). Sin embargo, para cualquiera de estas relaciones resulta difícil su aplicación, debido a que la arquitectura de la planta varía drásticamente y por ende las relaciones resultan ser poco significativas (Poi de Neiff y Neiff, 1980).

En este estudio se realizó un muestreo prospectivo con la finalidad de determinar el tamaño de la unidad muestral, en donde se recolectaron los lirios de cinco cuadrantes de 50 x 50 cm. En cada replica se colocó una cubeta por debajo de



las plantas y se cortaron los estolones, se separó la raíz y el agua contenida en la cubeta fue filtrada a través de un copo con abertura de malla de 250  $\mu\text{m}$  (Fig. 2). El material biológico concentrado fue depositado en frascos de plástico y fijado junto con las raíces con alcohol etílico al 80%. Posteriormente, se lavaron las raíces en el laboratorio y se determinó el volumen radicular por cuadrante; los invertebrados de cada cuadrante se separaron y contaron en su totalidad.

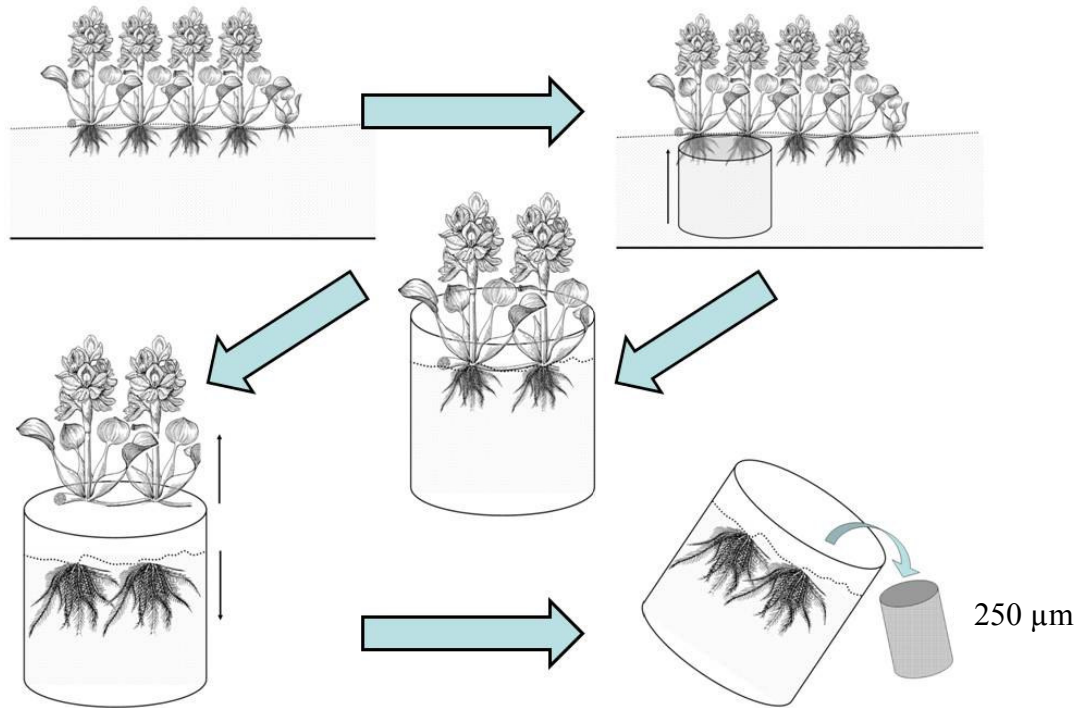


Fig. 2. Metodología para la colecta de invertebrados asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes*.

Con los datos de densidad ( $\text{org}/\text{m}^2$ ) se procedió a determinar la relación entre el área vs. la densidad, número de plantas vs la densidad y el volumen radicular vs la densidad( $\text{org}/\text{l}$ ), para lo cual se utilizó un análisis de regresión por el método de mínimos cuadrados. El mayor coeficiente de correlación obtenido correspondió a

la relación con el volumen radicular ( $r = 0.23$ ,  $p > 0.05$ ), cuyo valor no explica la dependencia de la densidad del volumen radicular.

La presencia de las matas de lirios en el SLA, sólo en algunas zonas, conforma carpetas y en el resto se presentan como matas aisladas, lo que implicó que no sería posible mantener uniforme el tamaño de la unidad muestral basado en términos de área durante la ejecución del proyecto. Con base en lo anterior, se decidió considerar el volumen radicular para el tratamiento y análisis de los datos, de forma tal que la densidad de organismos se expresó como número de organismos/volumen radicular, a pesar de la baja significancia estadística.

## 6.2 RECOLECTA DE CAMPO

Durante el periodo de julio 2000 a junio 2002 se recolectaron muestras mensuales en doce estaciones del SLA (Fig. 1), con excepción de agosto de 2000 y marzo de 2002 (que por motivos de fuerza mayor no fue posible realizar la recolecta). Con el objeto de obtener muestras de los diferentes hábitat reconocidos en el SLA (Morán *et al.*, 2005, García, 1988) se seleccionaron los sitios de muestreo, todos ellos a excepción de la estación Escollera presentaron praderas de *Ruppia maritima*.

Con base a la metodología mencionada en párrafos anteriores, en cada sitio se recolectaron preferentemente tres lirios, o menos cuando no fuera posible tomar esta cantidad (Fig. 2). Durante la recolecta se registró el grado de descomposición de



la raíz del lirio acuático, de acuerdo a una escala subjetiva propuesta por el autor (I= sin descomposición, II = descompuesta y III = muy descompuesta).

Cabe mencionar que debido a que los cladóceros no se preservan adecuadamente con el alcohol etílico (M. Elías com. per.), se procedió a tomar muestras adicionales en algunos sitios de recolecta las cuales fueron fijadas con formol al 4% con la finalidad de conservar de mejor forma los caracteres taxonómicos utilizados en su identificación.

Al mismo tiempo, en cada una de las estaciones de recolecta se efectuaron mediciones de los parámetros fisicoquímicos a una profundidad de 20 - 25cm. Donde se determinaron la salinidad con un salinómetro marca YSI modelo 33, la temperatura del agua con un termómetro manual de mercurio marca Taylor graduado de -10 a 110°C, la transparencia con un disco de Secchi, la concentración de oxígeno disuelto con un oxímetro de campo YSI modelo 51 B y la turbidez con un turbidímetro La Motte modelo 2020.

A cada muestra se le determinó el volumen de raíz por el método descrito anteriormente. Los invertebrados asociados a la raíz se separaron en su totalidad, fueron cuantificados e identificados con diversos criterios especializados: Rocha *et al.* (1996) para estadios larvales de carideos, peneidos, y braquiuros; Williams (1984) para braquiuros adultos; Burch y Cruz (1987) para gasterópodos de agua dulce; Pennak (1991) y Thorp y Covich (2001) para invertebrados dulceacuícolas; Kensley y Schotte (1989) para isópodos marinos y Polhemus (1984) para



hemípteros acuáticos y semiacuáticos. La identificación de ácaros, cladóceros, e insectos fue realizada por especialistas (ver agradecimientos). Los organismos terrestres se excluyeron de estas muestras. Una vez cuantificada la abundancia se estimó la densidad (org/l de raíz de lirio) por especie/estación.

La información del origen, así como de los hábitos alimentarios y el hábitat de los táxones se obtuvo de diferentes referencias bibliográficas (Apéndice I).

### 6.3 TRATAMIENTO DE DATOS

La clasificación de las aguas se realizó de acuerdo con Carriker (1967, en De la Lanza, 1994). Por medio de un análisis gráfico se clasificaron los táxones espacial (por sitio de muestreo) y temporalmente (por mes), para ello se utilizó el porcentaje de frecuencia y la densidad transformada  $[(\text{Log} (\text{densidad}+1))]$ . Para este fin se definieron dos ejes con los valores de la mediana de ambas variables para diferenciar cuatro cuadrantes. El criterio de clasificación se determinó por la posición de los táxones en cada cuadrante; por ejemplo, en el criterio temporal, el cuadrante superior derecho representó los táxones dominantes, y en el criterio espacial, representó los táxones frecuentes y abundantes. Cabe señalar, que en este análisis los táxones cuya densidad fue extremadamente baja se agruparon en sus respectivos niveles taxonómicos más cercanos.



De la clasificación temporal, los táxones frecuentes y abundantes fueron seleccionados para construir una matriz primaria de táxones/estaciones, que fue directamente comparada con la matriz de parámetros fisicoquímicos de los mismos sitios; ambas matrices fueron analizadas empleando el Análisis Canónico de Correspondencias (ACC). De manera simultánea se aplicó la prueba de permutación de Monte-Carlo para obtener la significancia de los ejes del diagrama de ordenación directa. Este análisis se realizó utilizando el software CANOCO v 4.5 (Canonical Correspondence, ter Braak y Smilauer, 2002).

Con la matriz de datos de densidad mensual y densidad por sitio de muestreo se calcularon los valores de importancia ( $p_i$ ) de los táxones expresada como  $(n_i / N) \times 100$ , los valores de dominancia comunitaria de Simpson (D) y los de diversidad de Shannon y Wiener  $-H'$  decits/org- (Krebs, 1989). De la misma forma se procedió a calcular los mismos parámetros comunitarios para las temporadas climáticas: lluvias, nortes y secas de ambos años. Los cálculos de estos parámetros fueron realizados utilizando el software BioDiversity Pro 2.

Las diferencias observadas en los parámetros fisicoquímicos y las variables ecológicas fueron evaluadas estadísticamente utilizando para los datos normales un análisis de varianza de una vía (ANOVA) y para los datos no normales la prueba de Kruskal-Wallis de una vía. La normalidad de los datos fue probada utilizando la prueba de W de Shapiro-Wilk.

Finalmente se calcularon los coeficientes de correlación utilizando el análisis de regresión por el método de mínimos cuadrados, entre la salinidad vs. densidad, densidad vs. diversidad y riqueza taxonómica vs. diversidad. La significancia de la regresión se demostró con una prueba de  $t$  ( $\alpha = 0.05$ ) donde la hipótesis nula es que la pendiente tiene un valor de 0. Se empleó el software NCSS 2007 para los cálculos de estos análisis estadísticos.



## 8. DISCUSIÓN

### 8.1 PARÁMETROS AMBIENTALES

La masa de agua que conforma el sistema lagunar, es heterogénea, resultado de la combinación de aguas fluviales y marinas. Las aguas del SLA muestran cambios estacionales, de tal manera que anualmente las tres épocas climáticas, reportadas por Contreras y Castañeda (1995), están bien definidas. Los meses que conformaron cada una no fueron los mismos en los dos años de estudio, la inclusión de los mismos en cada una, depende fundamentalmente de la cantidad de agua epicontinental que drene al sistema y de la temperatura. Un grupo de meses que tuvieron salinidad y temperatura bajas, y turbidez alta, representaron en alguna medida los meses de transición entre el fin de la época lluvias y el principio de la de nortes; otros meses representaron el fin de la época nortes y principio de la de secas con salinidad y turbidez intermedias, así como baja temperatura. La época de secas estuvo bien definida e incluyó los meses de marzo a junio de ambos años.

El aporte de los ríos, principalmente del Papaloapan, produjo cambios espacio-temporales. Espacialmente durante la época de lluvias se reconoció un gradiente de salinidad limnético-oligohalino de Alvarado-Buen País-Camaronera, que se fue modificando desde el inicio hasta el final de la misma. En la temporada de nortes, la heterogeneidad ambiental se incrementó, prevalecieron condiciones oligohalinas en las áreas de

influencia de agua

continental y mesohalinas en el resto del SLA. En tanto que en la temporada de secas, se generó de nuevo un gradiente ambiental, pero que a diferencia del de lluvias, éste fue oligohalino-mesohalino.

## 8.2. PRESENCIA DE *EICHHORNIA CRASSIPES*

Las macrofitas flotantes son menos conspicuas o están ausentes en hábitat de agua salobre influenciados por la marea en comparación con otras plantas (p. e., *Lemna minor* Linnaeus 1753, *Spirodela polyrhiza* Linnaeus 1839, *Alteranthera philoxeroides* Abh. Königl. Ges. Wiss. Göttingen 1879) a causa del incremento de la salinidad provocada por la gran amplitud de la marea (Gaston, 1999). En ambientes costeros de latitudes más bajas, como es el caso del SLA, el lirio acuático puede ocurrir durante todo el año, en donde las variaciones de abundancia fundamentalmente están relacionadas con los cambios estacionales

(Menzel y Cooper, citad 99).o por Gaston, 19

Probablemente la presencia de *Eichhornia crassipes* sobre la superficie lagunar fue determinada en mayor grado por la acción de las corrientes de viento que por las de agua. La influencia de las aguas epicontinentales que drenaron al sistema durante la época de lluvias, fue más notoria a partir de agosto, cuando la salinidad decreció de manera importante; sin embargo, el lirio acuático tendió a distribuirse más ampliamente a partir de julio (Fig. 5). Es decir, que la influencia dulceacuícola en el SLA, en términos de salinidad

y

turbidez (Fig. 4), presentó un retraso en el tiempo; lo anterior evidencia que el agua que provino de los ríos Papaloapan y Blanco, no se mezcló inmediatamente con el agua del sistema y por ende, las corrientes de viento, son las que determinaron la dispersión del lirio acuático. Por otro lado, la mayor cantidad de plantas que se quedaron en el SLA, presumiblemente provinieron del río Blanco, ya que por la geomorfología de la desembocadura del río Papaloapan, la mayor parte de sus aguas (junto con el lirio acuático) son vertidas directamente a costera.

Tomando en cuenta que el lirio acuático ingresa principalmente por estos dos ríos, resulta evidente que el grado de descomposición de la raíz es escaso en las zonas adyacentes a estos. En las lagunas Buen País y Camaronera las matas de lirio acuático presentaron estados de descomposición más avanzado, presumiblemente debido a las condiciones de mayor salinidad y al mayor tiempo de residencia en el sistema.

Con relación a lo anterior, Kikuchi *et al.* (1997) reportaron plantas de *Eichhornia crassipes* en Indonesia tolerando niveles de salinidad de 2.4; en el SLA fueron recolectadas principalmente en salinidades de 0 a 4 ups. Por otro lado, Cheng (2004) demostró experimentalmente que *Eichhornia crassipes* puede tolerar hasta 9 de salinidad. Así mismo, observó que después de una semana de exposición en salinidades hasta de 4.5 las plantas pueden seguir produciendo nuevos retoños y hojas. Después de tres días en salinidades



superiores a 9, las plantas se reblandecen y comienzan a perder la flotabilidad, después de este tiempo hay cambios drásticos en el color de las hojas y en la estabilidad del tejido de la planta. Lo anterior proporciona una idea aproximada del tiempo de permanencia del lirio acuático en función de la salinidad que impere en las zonas en el SLA.

### 8.3 OCUPACIÓN DE LA RAÍZ DE *EICHHORNIA CRASSIPES*

Kornijow (1989, citado por Masifwa *et al.*, 2001) consideró que la asociación de macro invertebrados con las raíces de las macrofitas no es debida a relaciones tróficas, sino que simplemente les provee un sustrato, ya que sólo una mínima fracción de la fauna de invertebrados se alimenta de los tejidos de la planta. En contraste, con base a los resultados de este estudio, es posible considerar que la raíz del lirio acuático en el SLA no es utilizada únicamente como un sustrato

(Hamilton *et al.*, 1990; Evans *et al.*, 1999), sino que por el contrario, existe una gran variedad de invertebrados con diferentes hábitos alimentarios: detritófagos, limnóvoros (*Neritina virginea*, *Neritina reclinata* Say 1822, *Rangia cuneata*, *Ishcadium recurvum*, *Brachidontes exutus*) filtradores (*Grandidierella bonnieroides*, Chironomidae), omnívoros (*Gammarus mucronatus*, *Discapseudes hothuisi* (Basescu y Gutu 1975), *Macrobrachium acanthurus*, *Armases ricordi*, *Callinectes rathbunae*) y por ende la ocupación puede ser debida a relaciones tróficas.

En este sentido, los grupos funcionales de los ensamblajes de invertebrados está en función del grado de descomposición de la raíz (Stripari y Henry, 2002). En el SLA la mayoría de los táxones dominantes (32.5%) correspondieron al grupo de cosechadores, particularmente en los sitios en los que el grado de descomposición fue alto (grado III). Los filtradores predominan

(15%) en grados de descomposición menor. Los depredadores están representados por una solo taxón *Dyspanopeus texanus*. Lo anteriormente expuesto resulta congruente, ya que en estados avanzados de descomposición de la raíz, las tasas de consumo de los invertebrados se incrementa debido al aumento de la palatabilidad de la raíz, que está en función de los contenidos fenólicos y proteicos, que son compuestos secundarios de considerable importancia, involucrados en la defensa de la planta contra patógenos y consumidores herbívoros (Batcher, 2000; Hanley y Lamont, 2001).

La colonización de organismos pioneros (bacterias, hongos y posteriormente algas perifíticas) producen un incremento en las concentraciones de nitrógeno y proteína durante la descomposición de la raíz, que enriquecen el valor nutricional y la hacen más atractiva para los invertebrados (Stripari y Henry, 2002), al mismo tiempo que determinan altas concentraciones de algas epifitas (Hamilton *et al.*, 1990; Evans *et al.*, 1999) y por ende la tasa de pastoreo de los invertebrados teóricamente puede ser alta. Bartodziej (1992) encontró que *Hyaella azteca* y *Gammarus tigrinus* Sexton

1939 incrementan considerablemente la velocidad de descomposición de *Eichhornia crassipes*, similarmente, Kaushik y Hynes (1971) observaron que las poblaciones de *Gammarus* spp. contribuyen en gran medida a la descomposición de desechos alóctonos.

Un caso particular lo representan las megalopas de braquiuro, esta fase de desarrollo representa el estadio de transición entre las formas dispersivas planctónicas y las formas adultas bentónicas. Eventualmente las megalopas incursionan en el fondo en busca de un sustrato para establecerse

y metamorfosearse (Duchêne y Queiroga, 2001). Por su frecuencia y abundancia, en éste, es posible inferir que el sistema radicular del lirio acuático es utilizado principalmente como un sustrato temporal, al igual que las algas y hojas de manglar durante el reclutamiento larval y dispersión de las megalopas y jóvenes de crustáceos braquiuros (Macintosh *et al.*, 1999). Otros autores, tales como Tankersley *et al.* (2002) sugieren que en los ambientes estuarinos el transporte pasivo de los organismos está ampliamente relacionado con la

presencia de un objeto flotante.

De manera general, la mayoría de los táxones de invertebrados reportados en este estudio son euriplásticas, tienen la capacidad de ocupar diferentes sustratos. En un intento por describir los mecanismos de colonización de estas especies en las raíces del lirio, se propone el siguiente modelo hipotético (Fig. 17).



1.- Las raíces de las matas y carpetas flotantes del lirio ingresan al SLA con un ensamblaje de táxones dulceacuícolas.

2.- En el SLA las carpetas se dispersan y son transportadas por viento y corrientes de agua:

a) Pueden ser transportadas y dispersadas en la superficie lagunar y de acuerdo a las condiciones fundamentalmente de salinidad y la tolerancia a la misma, los ensamblajes de invertebrados pueden modificarse. Al mismo tiempo organismos planctónicos pueden ocuparlo como un sustrato temporal (larvas de gasterópodos y bivalvos, las megalopas en diferentes estadios de flexión del abdomen de braquiuros) también contribuyen

de manera sustancial a los cambios en la estructura del ensamblaje.

b) Sin excluir la condición anterior, algunas matas tenderán a depositarse en los márgenes internos de las lagunas del sistema lagunar.

De acuerdo a las condiciones, principalmente tipo de sustrato (p.e., lodo, presencia o ausencia de vegetación sumergida), la fauna de invertebrados asociada a ambos sustratos tiende a migrar, verticalmente cambiando la estructura del ensamblaje de invertebrados. Una condición que establece parcialmente esta migración es el estadio de pos flexión del abdomen

de las megalopas de braquiuros, característica que determina el paso a la vida bentónica (Duchêne y Queiroga, 2001)



En los momentos de pleamar y cuando el vaso lagunar gana volumen se pueden presentar dos escenarios posibles: el primero, que las matas varadas en las planicies de inundación queden expuestas y se deshidraten, con la consecuente muerte de la fauna asociada (Rocha *et al.*, 2002). El segundo escenario es que las matas sean removidas, incorporadas y transportadas nuevamente a la superficie lagunar y que de nueva cuenta

e en en algún sitio, hasta que ocurra la muerte del lirio acuático.  
d  
e  
p  
o  
sit  
s

De todos los táxones que habitan la raíz de lirio, solo el isópodo *Munna* sp. puede considerarse como habitante permanente con alta tolerancia a las condiciones de salinidad del sistema así como del grado de descomposición, ya que se recolectaron especímenes de todas las etapas del ciclo de vida (jóvenes, adultos, hembras ovigeras y postovigeras con huevos y embriones). Este taxón fue registrado en Tlacotalpan (18°36'37.60"N, 95°38'57.67"W), que es una localidad de la cuenca del río Papaloapan, en donde también fue un componente dominante de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de l lirio acuático (A. Ramírez datos no publicados).

Sin embargo, los reportes previos de los invertebrados del SLA (García, 1988; Winfield, 1999) no hacen mención de este isópodo, aunque Ramírez (2007) reportó a este taxón como una de los tres dominantes asociados a *Ruppia maritima*. Esto sugiere que este organismo puede representar una





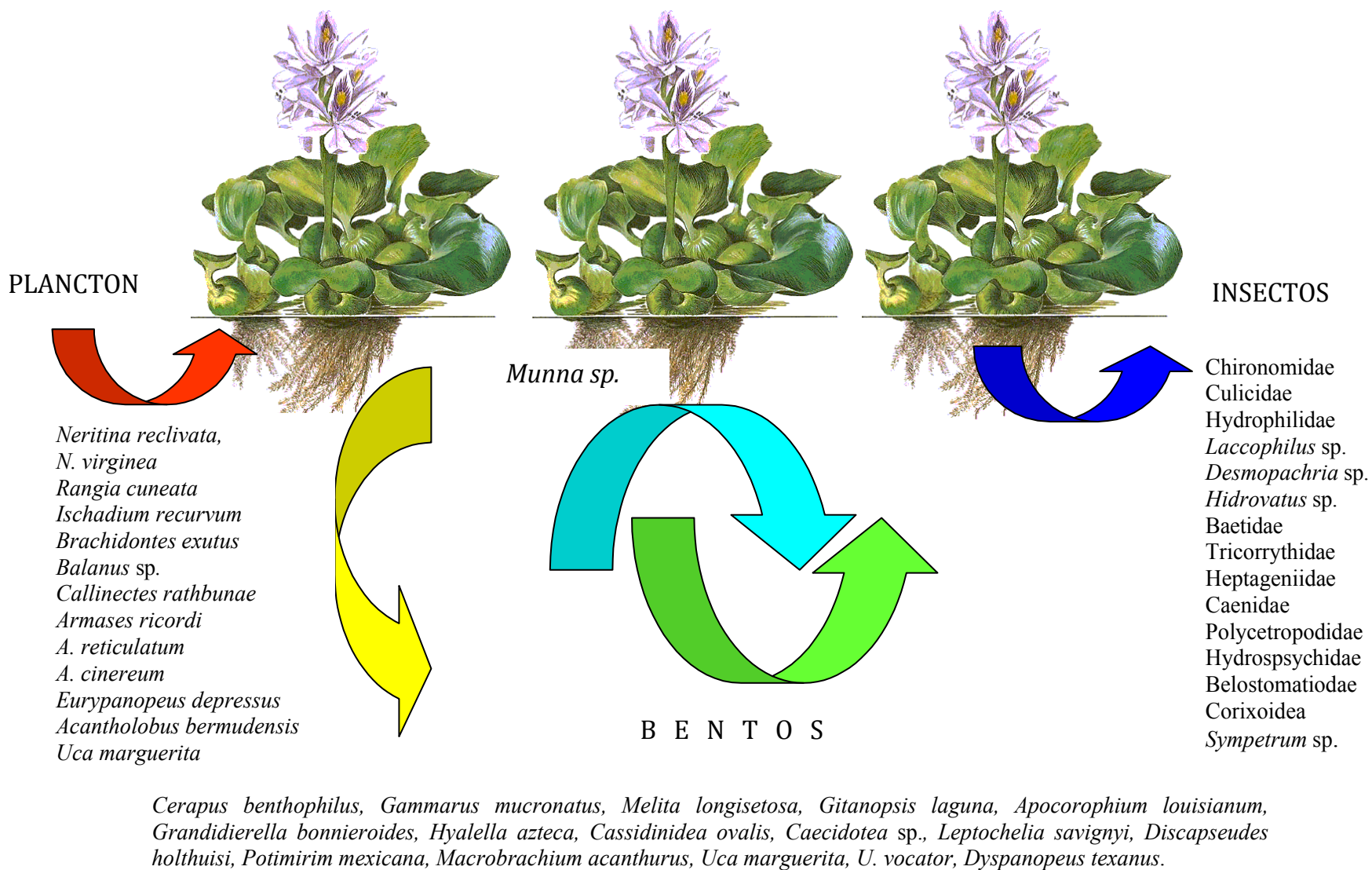


Fig. 17. Modelo hipotético de la interacción de los principales taxones de invertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* y los hábitat planctónico y bentónico en SLA, Ver.

especie invasiva que fue transportada de la cuenca del Papaloapan y que ha explotado exitosamente las condiciones del SLA.

De acuerdo a la clasificación del análisis gráfico de los invertebrados asociados a las raíces del lirio 47% correspondió a táxones dominantes y 48% a especies frecuentes y abundantes. El gasterópodo *Fossaria* sp., los cladóceros *Ilyocriptus spinifer* y *Alona cf. davidi* fueron táxones frecuentes y abundantes, con amplia distribución espacial, principalmente en las épocas de lluvias. En tanto que el gasterópodo *Pyrgophorus* sp., los bivalvos *Brachidontes exutus* e *Ischadium recurvum* y el taxón no identificado Acarii sp.2, fueron táxones dominantes con amplia distribución temporal, pero con distribución espacial restringida dentro del SLA. La primera está confinada principalmente en los sitios de mayor influencia continental de la laguna de Alvarado, los bivalvos a las zonas de la laguna Buen País. El resto de los táxones dominantes, frecuentes y abundantes son comunes en ambas categorías (Tabla 7).

Presumiblemente para algunos táxones la ocupación de la raíz puede ser de manera accidental por ejemplo, *Excirrolana braziliensis* Richardson 1912 y *Sphaeroma terebrans* Bate 1866. Ambos táxones clasificados como raros por el análisis gráfico espacial. La primera es bentónica marina, habita playas arenosas (Kensley y Schotte, 1989), ha sido registrada en recolectas

de plancton en el canal artificial de la laguna Camaronera (datos no publicados po



Tabla 7. Comparación los táxones de la clasificación del análisis gráfico, Temporal (Dominantes) y Espacial (Dominantes) de los invertebrados asociados a la raíz

Temporal	Espacial
Nereidae	Nereidae
<i>Placobdella</i> sp.	<i>Placobdella</i> sp.
<i>Neritina virgínea</i>	<i>Neritina v irginea</i>
<i>Physella</i> sp.	<i>Physella</i> sp.
<i>Gyraulus</i> sp.	<i>Gyraulus</i> sp
	<i>Fossaria</i> sp.
<i>Rangia cuneata</i>	<i>Rangia cuneata</i>
<i>Pyrgophorus</i> sp.	
<i>Brachidontes exutus</i>	
<i>Ischadium recu mu</i>	
<i>Oribatida</i> sp1	<i>Oribatida</i> sp1
<i>Mamersellides</i> sp.	
<i>Arrenurus</i> sp.	<i>Arrenurus</i> sp.
Acarii sp.1	Acarii sp.1
Acarii sp.2	
Ostracoda sp.1	Ostracoda sp.1
Ostracoda sp.2	Ostracoda sp.2
Ostracoda sp.3	Ostracoda sp.3
Ostracoda sp.4	Ostracoda sp.4
	<i>Ilyocryptus spinifer</i>
	<i>Alona cf davidi</i>
<i>Cerapus benthophilus</i>	<i>Cerapus benthophilus</i>
<i>Gammarus mucronatus</i>	
	<i>Gammarus mucronatus Melit</i>
<i>a longisetosa</i>	<i>Melita longisetosa</i>
<i>Gitanopsis laguna</i>	<i>Gitanopsis laguna</i>
<i>Apocorophium louisianum</i>	
	<i>Apocorophium louisianum Gr</i>
<i>andidierella bonnieroides</i>	<i>Grandidierella bonnieroides</i>
<i>Hyalella azteca</i>	<i>Hyalella azteca</i>
<i>Munna</i> sp.	<i>Munna</i> sp.
<i>Cassidinidea ovalis</i>	<i>Cassidinidea ovalis</i>
<i>Leptochelia savignyi</i>	<i>Leptochelia savignyi</i>
<i>Potimirim mexicana</i>	<i>Potimirim mexicana</i>
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	
	<i>Macrobrachium acanthurus</i>
<i>Armases ricordi</i>	<i>Armases ricordi</i>
<i>Armase reticulatum</i>	<i>Armase reticulatum</i>
<i>Podura aquatica</i>	<i>Podura aqua tic</i>
<i>Ephe era</i>	<i>Ephe ar</i>
	o ae
mero ptae	ptmer
<i>ifhironom</i>	<i>ifhironom</i>
Culicidae	Culicidae
<i>Symp</i>	<i>strum</i>

Trichoptera p.  
Dytiscidae

*Sympetrum*

---

sp Trichopter  
Dytiscidae

el autor), posiblemente por efecto del oleaje y de la marea pudo ser removida de la playa y fue transportada al interior del sistema lagunar, en donde encontró las plantas de lirio acuático que le proveyó un sustrato. El segundo taxón barrena las raíces de los mangles (Kensley y Schotte, 1989), lo que implica que las matas de lirio necesariamente se estacionaron en áreas de manglar y por alguna causa las ocuparon, posteriormente por acción de las corrientes de viento y agua fueron transportados a otras zonas del SLA.

#### 8.4 RIQUEZA TAXONÓMICA

La cantidad y variedad de invertebrados asociados al sistema radicular de *Eichhornia crassipes* en el SLA son elevadas en comparación con las reportadas en otras localidades (Tabla 5). Ecológicamente hablando, provee un hábitat

adicional para los invertebrados e incrementa la diversidad y abundancia en los sistemas acuáticos al mismo tiempo que exhibe una estructura comunitaria muy compleja (Masifwa *et al.*, 2001).

En estudios realizados en otras localidades, la riqueza de especies es menor, en comparación a la registrada en este estudio (Tabla 8). Al respecto, es necesario mencionar que la mayoría han sido realizados en ambientes de agua dulce y con técnicas de recolecta diferentes; sin embargo, la comparación puede ser válida bajo esta consideración.

Tabla 8. Comparación del número de táxones y grupos dominantes de invertebrados asociados a la raíz de *Eiichhornia crassipes* en diferentes localidades.

FUENTE	LOCALIDAD	NÚMERO DE TÁXONES	GRUPOS DOMINANTES
Salcedo, 1978.	Lago Xochimilco, México.	26	Insecta, Chironomidae, Platyhelminthes, Anelida y Mollusca.
Poi de Neiff y Neiff, 1980.	Río Paraná, Argentina.	84	Nemátodos, Oligochaeta y Cladocera.
Paporello de Amsler, 1983.	Río Correntoso, Argentina.	82	Copepoda y Oligochaeta.
Paporello de Amsler, 1987.	Río Paraná, Argentina. Río	72	Ephemeroptera y
Poi de Neiff y Carignan, 1997	o Paraná, Argentina	64	Chironomidae, Ostracoda,
Bartodziej y Leslie, 1998.	Río San Marcos, Florida. EUA.	55	Coelocera y Chironomidae, Trichoptera, Ephemeroptera
Bailey y Litterick, 1993.	Río Nil, Sudán	78	Coleoptera, Odonata y Gastropoda.
Toft, 2000	Delta del Río Sacramento, EUA.	42	Amphipoda e Isopoda.
Masifwa <i>et al.</i> , 2001.	Lago Victoria, Uganda.	**	Chironomidae, Gastropoda y Ephemeroptera.
Rocha <i>et al.</i> , 2002.	Laguna Coyuca, México.	21	Amphipoda e Isopoda.
Presente estudio.	Sistema Lagunar de Alvarado, México.	96	Isopoda, Amphipoda y Cladocera.

\*\* Sin referir el número de táxones.

En otro sentido, la riqueza taxonómica registrada en este estudio fue mayor a la reportada para diferentes sustratos en el mismo SLA, 41 táxones p

or García (1988) y 56 táxones en *Ruppia maritima* por Ramírez (2007), de los cuales 15 y 34 respectivamente fueron comunes a este estudio; principalmente táxones estuarinos: Amphipoda, Isopoda, Tanaidacea, Decapoda, Gastropoda,



Bivalvia e Insecta. De esta comparación, se puede deducir que existe intercambio de fauna entre el sistema de raíz del lirio acuático y los diferentes sustratos lagunares estuarinos (p.e., *Cerapus benthophilus*, *Gammarus mucronatus*, *Gitanopsis laguna*, *Cassidinidea ovalis*, *Leptochelia savignyi*, *Macrobrachium acanthurus*, *Rangia cuneata*).

El gradiente ambiental -referido en particular a la salinidad y temperatura así como al tipo de sustrato- descrito en párrafos anteriores, también fue observado por García (1988). Asociado a este gradiente encontró un patrón espacial en la riqueza taxonómica. Un extremo del gradiente estuvo representado por la laguna de Alvarado con elevada riqueza taxonómica, relacionada con altas densidades de *Ruppia maritima*, algas verdes filamentosas y algas rojas. En tanto que el otro extremo, lo representó la laguna Camaronera con baja riqueza y relacionada con bajas densidades de vegetación sumergida.

El patrón de distribución de la riqueza taxonómica de invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático, a pesar de mostrar un patrón similar, no puede ser explicado en los mismos términos. En este sentido, su distribución en todo momento obedece a la presencia y distribución de *Eichhornia crassipes*, que al mismo tiempo, depende de las corrientes de viento, del flujo neto en el sistema lagunar estuarino y a las condiciones hidrológicas, principalmente de salinidad.



## 8.5 DENSIDAD

Resulta evidente que en los ecosistemas acuáticos los pulsos reproductivos en primera instancia definen los patrones temporales de densidad de los invertebrados (Levin *et al.*, 2001). Son diferentes los factores que tienen relación con las variaciones de la densidad. En este contexto, en el río Paraná, Argentina, Poi de Neiff y Neiff (1980) concluyeron que la acción mecánica del oleaje disminuyó la abundancia de los invertebrados en sistemas lóticos y que

no hubo relación de la variación de la abundancia con la estación del año.

Tomando en cuenta que la localidad Escollera está ubicada en la boca de comunicación con el mar, presumiblemente la velocidad de corriente es mayor que en el interior del SLA, por ende es posible que los invertebrados fueron “lavados” de la raíz por efecto de la acción mecánica de la corriente, consecuentemente las densidades más bajas fueron registradas en esta localidad.

Por otra parte Poi de Neiff y Carignan (1997) encontraron que la abundancia de los macroinvertebrados estuvo relacionada negativamente con la conductividad y de manera positiva con el periodo hidrológico y la concentración de oxígeno disuelto. Bartodziej y Leslie (1998) denotaron que mientras los niveles de oxígeno no se reduzcan a niveles críticos de hipoxia, las raíces de lirio proporcionan un hábitat para los invertebrados. Toft (2000), encontró en el delta del río Sacramento bajo condiciones de hipoxia en el



sedimento los organismos tienden a habitar las raíces del lirio, observando que las mayores densidades de invertebrados se relacionaron con plantas con longitudes grandes de raíz, infiriendo que la migración se facilitó cuando existió menor distancia entre la interface agua-sedimento y la raíz. Sin embargo, en este estudio la densidad al igual que lo reportado por Viljoen *et al.* (2001) no mostró relación significativa con alguno de los parámetros considerados ( $p >$

0.05).

Así mismo, la variación estacional en las densidades de los invertebrados no solo es debida a las condiciones ofrecidas por las plantas (p.e., sustrato, alimentación), sino también a ciertas conductas selectivas de las especies. Sakuma *et al.* (2004) demostraron que en ambientes heterogéneos, los cladóceros del género *Alona* spp. son capaces de migrar estacionalmente de planta a planta -*Phragmites australis*, *Nymphoides peltata* y *Potamogeton malaianus*- para buscar mejores condiciones de alimento, siendo este, un factor importante en la dinámica de las poblaciones de invertebrados.

Por otra parte, la depredación es otro factor importante tal como numerosos estudios lo han demostrado (Keast, 1978; Crowder y Cooper, 1982; Mittelbach, 1984, Schram y Jirka, 1989, citados por Toft, 2000). Algunas especies principalmente la abundancia de los anfípodos *Hyalella azteca* y *Crangonyx floridanus* Bousfield 1963 -por ser más vulnerables a la depredación- se relacionó de forma inversa con los altos valores que presentaron en la dieta



de los peces. De acuerdo con Chávez (1998), los peces asociados a *Ruppia maritima* primordialmente los consumidores de segundo orden de la laguna de Alvarado, presentaron tasas altas de consumo sobre invertebrados pequeños como copépodos peracáridos y decápodos, en frecuencias de 40 al 70% del total de los táxones analizados.

Varios estudios se han centrado en los efectos del lirio sobre la dinámica de los peces para el consumo humano. En los ríos Congo, Nilo y Pakistán, la densidad del lirio acuático fue correlacionada con reducciones severas de oxígeno disuelto y la declinación de la productividad del fitoplancton, a la cual fue atribuida la disminución de algunas pesquerías (Ahmad, 1977; Holm *et al.*, 1969; Bishai, 1961; citados por Bartododziej y Leslie, 1998).

La presencia *Eichhornia crassipes* no sólo provoca efectos negativos en los sistemas acuáticos, en Tailandia los pescadores utilizan postes de bambú para anclar el lirio en el centro de las charcas y de los lagos, descubrieron que los peces son atraídos a ese hábitat, aprovechando esta condición son cosechados fácilmente (Gopal, 1987, citado por Bartododziej y Leslie, 1998).

En comparación con los sistemas dulceacuícolas, los sistemas estuarinos son ambientalmente más complejos (Beck *et al.*, 2001; Levin *et al.*, 2001); las fluctuaciones en el flujo de agua dulce pueden ser responsables de las bajas densidades de táxones estuarinos. Los factores antropogénicos también pueden desempeñar un papel importante, ante todo, las actividades de agricultura,





particularmente por el uso de pesticidas (Teske y Wooldridge, 2001; Thorpe y Lloyd, 1999).

## 8.6 RELACIÓN CON LOS PARÁMETROS AMBIENTALES

La densidad de los invertebrados frecuentes y abundantes asociados a la raíz del lirio acuático del SLA, relacionados con las variables ambientales, demostraron que el grupo de táxones correlacionados positivamente con la turbidez y analizados con el ACC, todos son dulceacuícolas, condición que resulta congruente al tomar en cuenta que la densidad de este tipo de organismos y la turbidez que están correlacionadas ampliamente con la época de lluvias. Al prolongar las flechas de la salinidad y la concentración de oxígeno disuelto, se encontrará que en ese cuadrante se ubican las concentraciones más bajas de ambos parámetros. Lo anterior concuerda con lo reportado por Bailey y Litterick (1993), quienes demostraron que la concentración de oxígeno disuelto en el agua reguló la distribución y abundancia de los macroinvertebrados en el lago Victoria, principalmente Chironomidae, Oligochaeta, Hirudinea y Coleoptera ya que toleran condiciones bajas de oxígeno.

El cuadrante definido por la temperatura, agrupó fundamentalmente crustáceos decápodos y peracáridos estuarinos, este grupo de táxones están asociados a las praderas de *Ruppia maritima* (García, 1988); la cobertura fo

liar

decrece con los incrementos de la salinidad y temperatura, fundamentalmente en la temporada de secas y condiciona el decremento de la biomasa y densidad de los peracáridos (Winfield, 1999). Es posible que estas especies ocupen las raíces del lirio como un hábitat alternativo.

El cuadrante determinado por la salinidad y la concentración de oxígeno disuelto relacionó táxones principalmente estuarinos, a excepción de *Physella* sp. De acuerdo con Winfield (1999) la mayoría son peracáridos eurihalinos con categoría de dominantes y de amplia distribución espacial. Por otro lado, Masifwa *et al.* (2001) encontraron que la abundancia de los macroinvertebrados disminuyó especialmente con valores bajos de oxígeno disuelto. En el caso de los moluscos, Bruyndoncx *et al.* (2002) demostraron que en los estuarios, la salinidad es el factor más importante que determina la composición y la abundancia de los ensamblajes de moluscos.

El último cuadrante incluyó el resto de los táxones frecuentes y abundantes, éstas no mostraron relación significativa con alguna de las variables ambientales consideradas en este estudio, por lo que podrían considerarse como especies de amplio rango ecológico.

## 8.7 DOMINANCIA COMUNITARIA (D) Y DIVERSIDAD (H')

Estos parámetros comunitarios son antagonistas. Muchos investigadores explican su variación en función de los mismos elementos; es decir, le atribuyen

sus valores numéricos a las variaciones de abundancia de los táxones con elevados valores de importancia ( $p_i$ ). Sin embargo, existe una notoria diferencia en el peso de los argumentos biológicos sobre los argumentos matemáticos en los algoritmos. La estructura matemática del índice de Shannon y Wiener le confiere mayor peso o énfasis a la variación de la abundancia de los táxones con bajo valor de  $p_i$ , por lo que el algoritmo matemático es más sensible a la variación de este tipo de especies (Krebs, 1989) y no a las de elevados valores de  $p_i$ . Por el contrario, los valores de la dominancia ecológica se explican de manera más directa con base a este último tipo de especies.

Los parámetros comunitarios mostraron un gradiente espacial y al mismo tiempo un patrón estacional; esta condición puede ser explicada como resultante de la variación que presentó la estructura fluctuante de los ensamblajes de invertebrados, que se caracterizó por el reemplazo de los táxones en el espacio y en el tiempo.

La variación numérica de los táxones frecuentes y abundantes, explica los patrones de dominancia comunitaria observados. De éstas, la más importante fue *Munna* sp. ya que su contribución numérica definió la estructura del ensamblaje. En primer término están los pulsos reproductivos y en segundo, la repuesta fisiológica a los cambios, fundamentalmente de salinidad, que se presentaron espacial y temporalmente determinó la abundancia de *Munna* sp. en el SLA. De tal forma que durante la temporada de lluvias se

registró la menor dominancia comunitaria y los valores de importancia más bajos.

En contraste, los patrones de diversidad de Shannon y Wiener son explicados de mejor forma por la contribución de los táxones poco frecuentes y poco abundantes, que representaron un valor similar en términos de porcentaje con respecto a las frecuentes y abundantes.

La diversidad de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático está relacionada directamente con la riqueza de especies ( $r = 0.84$ ,  $p < 0.05$ ). En términos generales, los valores estimados de diversidad en este estudio son mayores a los estimados para los ensamblajes de macroinvertebrados asociados a distintos sustratos lagunares en el SLA. García

(1988) reportó en la escala temporal valores máximos de diversidad de Shannon y Wiener de 0.93 y 0.94 decits/org en septiembre, los máximos los registró durante los meses de lluvias y secas. De igual manera, Ramírez (2007) registró para los ensamblajes de invertebrados asociados a *Ruppia maritima* valores máximos entre 0.87 y 1.09 decits/org, principalmente en los meses de abril y mayo (temporada de secas).

Diversos estudios han demostrado que la diversidad de invertebrados de las macrofitas flotantes es mayor a la de las comunidades bentónicas (Bechara y Andreani, 1989; Diaz, 1994; Bechara, 1996) y que la diversidad tiende a incrementarse cuando se asocia a otras macrofitas sumergidas (Masifwa *et al.*,



2001). Se han efectuado investigaciones encaminadas a explicar las causas de esta condición, Verschuren *et al.* (2000) y Weatherhead y James (2001) proponen que la estructura de los ensamblajes de invertebrados está más relacionada con los límites de tolerancia a la salinidad de las macrofitas

acuáticas que con otras variables ambientales, y Jackson (1997) propuso que la arquitectura de la planta puede influir directamente en la colonización y en la estructura de los ensamblajes de invertebrados epifitos.

Apoyando la segunda propuesta se han utilizado una variedad de medidas de la estructura de la vegetación acuática, incluyendo los disparos de densidad (Kurashov *et al.*, 1996; Hovel, 2003), la biomasa (Atrill *et al.*, 2000; Wyda *et al.*, 2002; Poi de Neiff y Neiff, 1984) y el área superficial (Mathooko y Otieno 2002), estas medidas han examinado la cantidad de hábitat disponible.

Otros estudios han comparado los ensamblados de invertebrados de plantas con diversas morfologías (Cyr y Downing, 1988; Feldman 2001, Cheruvilil *et al.*, 2002) o han utilizado índices que evalúan la complejidad de las mismas, los cuales están basados en el número y el arreglo de tallos y de hojas

(Lillie y Budd, 1992). De acuerdo con Gilinsky (1984) las plantas con hojas disecadas tienen grandes superficies en proporción a la masa de la planta, por lo tanto, pueden proveer más hábitat

para los invertebrados, y consecuentemente más cantidad de alimento en forma de perifiton para los organismos cosechadores. Al mismo tiempo le confiere una complejidad

adicional, que ofrece un mejor refugio contra los depredadores (Krull, 1970; Gilinsky, 1984).

La complejidad estructural del hábitat es de amplio significado ecológico porque limita la distribución de la especie, mediante procesos como la depredación, competencia, reclutamiento y fisiología. A menudo se refiere a la complejidad del hábitat en términos de forma, textura, arquitectura o estructura de la superficie. Al mismo tiempo, puede ser definida cuantitativamente (p.e., cantidad de sustrato superficial), o cualitativamente (p.e., variedad de tipos de sustrato). La arquitectura del hábitat puede ser definida como los atributos estructurales y espaciales que definen un hábitat. Específicamente la arquitectura puede definirse por el número, tamaño, forma y arreglo de los espacios y estructuras habitables para un organismo (Hacker y Steneck, 1990).

Spence *et al.* (2002) encontraron que la densidad de macroinvertebrados está relacionada con la variación de especies específicas de las plantas; al respecto, Toft *et al.* (2003) observaron que la mayor diferencia registrada en los ensamblajes de invertebrados entre el lirio acuático y el penique de pantano *Hydrocotyle umbellata* Linnaeus 1753 fue debida principalmente la variación estacional de la densidad de anfípodos, fundamentalmente la prevalencia de *Crangonyx floridanus* Bousfield 1963 -especie que está



asociada preferencialmente al lirio acuático-. Al mismo tiempo, señ  
alaron que la raíz del

lirio acuático tiene un área de superficie estructuralmente más compleja que el peñique de pantano, reflejada en las diferencias significativas en los ensamblajes de invertebrados.

Por otra parte Dioni (1967), demostró que en macrofitas acuáticas aún con arquitectura muy variable, existe alta afinidad (mayor de 80%) entre los microinvertebrados de plantas libres flotantes (*Pistia*, *Azolla*, *Salvinia* y *Eichhornia crassipes*). Así mismo, Poi de Neiff y Neiff (1984) encontraron elevada similitud de los ensamblajes de invertebrados en

carpetas pluriespecíficas de *Lemna* sp., *Azolla caroliniana* Willd.

1810,

*Hydromystria laevigata* (Humb. y Bonpl. ex Willd. 1981) Hunziker y *Pistia stratiotes* Linnaeus

1753 que crecen en ambientes temporales.

En el caso particular del lirio acuático en las lagunas costeras, la distribución y abundancia, y por ende los valores de los atributos comunitarios de los invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático, pueden estar controlados en primera instancia, por la complejidad de la arquitectura del sistema radicular con la que ingrese al vaso lagunar (longitud y estado de descomposición y su fauna asociada) y la respuesta fisiológica a las variaciones de salinidad tanto de la planta como de los organismos; es decir, que están sujetas al efecto selectivo del estrés por osmorregulación. Por otro lado, la modificación de la arquitectura de la raíz (generado por la descomposición) y el intercambio de especies con los diferentes sustratos (fondos lodosos, arrecifes



de ostión y praderas de pastos sumergidos) determinan la composición de los ensamblajes de invertebrados.

Tomando en cuenta que en estos sistemas la distribución de la salinidad varía ampliamente en respuesta de las condiciones hidrológicas y geomorfológicas, la distribución de la salinidad determina la distancia en la cual los táxones son capaces de penetrar a los estuarios (Rundle *et al.*, 1998). Por otra parte, la salinidad en un estuario es muy variable; cambia diariamente a través de cada ciclo mareal y estacionalmente lo cual representa un reto mayor para la supervivencia del lirio. En estas condiciones, el tiempo de permanencia, la velocidad de descomposición de la raíz y la distribución espacial, tanto del lirio acuático como de los invertebrados dependerá fundamentalmente de las condiciones de salinidad.





## 9. CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados hasta aquí expuestos, representan los primeros datos con respecto a la estructura de los ensamblajes de invertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* en lagunas costeras mexicanas. Algunos aspectos interesantes derivados esta investigación y que a futuro será pertinente atender, son los siguientes:

1.- Es necesario conocer el tiempo de permanencia del lirio acuático dentro del sistema lagunar, así como el patrón de dispersión espacial. Al mismo tiempo, es importante evaluar de la tasa de degradación de la raíz.

2.- Evaluar la tasa de migración vertical en diferentes hábitats lagunares, bajo condiciones iniciales de ausencia completa de invertebrados en la raíz.

3.- Actualizar el inventario de los invertebrados bentónicos en diferentes sustratos del SLA.

4.- Investigar la composición de la fauna asociada al lirio acuático en las diferentes cuencas de los ríos que drenan sus aguas al SLA.

Con ésta información será posible generar un esquema más preciso que ayude a establecer la función ecológica de *Eichhornia crassipes* en los sistemas costeros.

## 10. CONCLUSIONES

El sistema radicular de *Eichhornia crassipes* representa un hábitat bogavante que funciona como un medio de transporte pasivo y de dispersión para una gran riqueza de invertebrados que conforman un ensamblaje sumamente complejo y dinámico, tanto espacial como temporalmente. Exhibe riqueza y diversidad taxonómica elevada, mayores a la de otros hábitat del SLA y de otros ambientes dulceacuícolas. Los cuales se conforman tanto espacial como temporalmente de acuerdo a la salinidad y al grado de descomposición de la raíz.

Los ensamblajes se simplifican estructuralmente conforme se incrementa la salinidad y se deteriora el lirio, de una condición de descomposición inicial en donde predominan los grupos funcionales raspadores dulceacuícolas a una de mayor grado de descomposición en la que prevalecen los detritívoros estuarinos.

Los parámetros ambientales no tuvieron el mismo efecto sobre la densidad de los invertebrados. La temperatura fue un factor relevante para un grupo de táxones (*Placobdella* sp., *Armases ricordi* y *Macrobrachium acanthurus*), la turbidez para la mayoría de los táxones dulceacuícolas, la salinidad para *Neritina virginea*, *Physella* sp. y *Grandidierella bonnieroides*, y la





concentración de oxígeno disuelto para *Munna* sp., *Melita longisetosa*, *Leptoc he ia i* y *Apocorophium louisianum* (Shoemaker 1934).  
*savign*

El isópodo *Munna* sp. fue el taxón dominante, puede ser una especie invasora y nueva para la ciencia. Junto con *Caecidotea* sp.; *Excirolana braziliensis*, *Dynamenella quadrilirata* y *Sphaeroma terebrans* constituyen nuevos registros para la zona.



## APÉNDICE

Listado de táxones y referencias que contienen la información del origen, así como de los hábitos alimentarios y el hábitat.

	FUENTE
<i>Actynolaimus</i> sp.	Smith, 2001; Yeates <i>et al.</i> , 1993
<i>Placobdella</i> <i>ensis</i> (Whitman 1992)	Smith, 2001
<i>holl</i>	Smith, 2001
<i>Placobdella</i> sp. Linnaeus 1758	Reguero y García-Cubas, 1989
<i>Neritina</i> <i>inea</i>	
<i>virg</i>	
<i>Neritina</i> <i>ata</i> Say 1822	Reguero y García-Cubas, 1989
<i>v</i>	
<i>recli</i>	Cu
<i>Physella</i> sp. <i>G</i>	Burch y Cruz, 1987
<i>yraul</i> sp. <i>F</i>	Burch y Cruz, 1987
<i>ossaria</i> sp. <i>La</i> (Gray 1831)	Burch y Cruz, 1987
<i>evapex</i> sp.	Burch y Cruz, 1987 Reguero y García-Cubas, 1989
<i>Rangia</i> <i>cu</i>	Reguero y G
<i>taea</i>	Reguero y G
<i>Pyrgophorus</i> sp.	cía-Cu
<i>Biomphalaria</i> sp.	Burch y Cruz, 1987
<i>Ischadium recurvum</i> (Rafinesque 1808)	Burch y Cruz, 1987
2	Rodney y Paynter, 2006
<i>Brachidontes exutus</i> Linnaeus 1758	Reguero y García-Cubas, 1989
<i>Helisoma</i> sp.	Burch y Cruz, 1987
Acarii	C. Kramer (com. per.)
<i>Chydorus</i> sp.	Smith, 2001
<i>Ilyocypris spinifer</i> (Brady 1886)	Smith, 2001
<i>Alona</i> cf <i>davidi</i>	Smith, 2001
<i>Sarsilatona serricauda</i> Sars 1910	Smith, 2001
<i>Simocephalus mixtus</i> Sars 1903	Smith, 2001
<i>Latonopsis australis</i> Sars 1888	Smith, 2001
<i>Balanus</i> sp. <i>Arte</i>	Ruppert y Barthelemy, 1996
<i>mia</i> sp.	Triantaphyllidis <i>et al.</i> , 1995
<i>Cerapus benthophilus</i> Thomas y Heard 1979	Sheridan, 2004
<i>Gammarus mucronatus</i> Say 1818	Detwiler <i>et al.</i> , 2002
<i>lita longisetosa</i> Sheridan 1980	Livingston <i>et al.</i> , 1997
<i>opsis laguna</i> McKinney 1978	Ledoyer, 1986
<i>Apocorophium louisianum</i> (Shoemaker 1934)	Detwiler <i>et al.</i> , 2002
<i>Grandidierella bonnieroides</i> Stephensen 1948	Appadoo y Myers, 2004
<i>Hyalella azteca</i> De Saussure 1857	Kruschwitz, 1978
<i>Cassidinidea</i> <i>Caecidotea</i>	Say 1818
<i>a</i> <i>a</i> sp.	
<i>liov</i>	

Kensley y Schotte , 1989

*Excirolana braziliensis* Richardson 1912

*Sphaeroma terebrans* Bate 1866

*Dynamenella quadrilirata* Kensley 1984

Smith, 2001

Kensley y Schotte, 1989

Kensley y Schotte, 1989

Kensley y Schotte, 1989

---

---

<i>Leptochelia s vignya</i>	(Kroyer 1842)
Kitsous y Koukouras, 2003	
<i>Discapseudes holthuisi</i> (Bacescu y Gutu 1975)	Bacescu y Gutu, 1975
<i>Potimirim mexicana</i> (De Saussure 1857)	V illalobos, 1959
<i>Penaeus (Litopenaeus) setiferus</i> (Linnaeus 17 76)	Williams, 1984
<i>Macrobrachium acanthurus</i> n 1836)	Williams, 1984
g 3	Williams, 1984
mãWie	Haines y Montague, 1979
<i>Armases ricordi</i> Milne Edwards	
85	
<i>Armases reticulatum</i> (Say 1817)	
<i>Armases (Chiromantes) cinereum</i> Bosc 1802	Zimmer <i>et al.</i> , 2004
<i>Acantholobus</i> s Benedict y Rathbun 1891	Williams, 1984
e	
<i>nsbermud</i>	
<i>Pachygrapsus gracilis</i> De Saussure 1858	Dos Santos y Coelho, 2001; Koch y Wolff, 2002
<i>Uca marguerita</i> Thurman 1981	Thurman, 1981
<i>Uca (Minuca)vocator</i> (Herbst 1804)	Colpo y Negre zo, 2003
<i>Dyspanopeus texanus</i> (Stimpson 1859)	os-Fransir
<i>Callinectes rathbunae</i> Contreras 1930	Williams, 1984
<i>Podura aquatica</i> (Linnaeus 1820)	Williams, 1984
Chironomidae	D'Haese 02
Culicidae Hydro	20
philidae	Osborne <i>et al.</i> , 2000
Dytiscidae	Thorp y Covich, 2001
<i>Laccophilus</i> sp.	Thorp y Covich, 2001
<i>Desmopachria</i> sp.	Thorp y Covich, 2001
<i>Hidrovatus</i> sp.	Thorp y Covich, 2001
Baetidae	Thorp y Covich, 2001
ricorrythidae	De Melo <i>et al.</i> , 2002 T
Heptageniidae C	Thorp y Covich, 2001
aeonidae	Thorp y Covich, 2001
Polycetropodidae	Thorp y Covich, 2001
Hydrospychidae	Thorp y Covich, 2001
Belostomatio eda	Thorp y Covich, 2001
Corixoidea	Thorp y Covich, 2001
<i>Sympetrum</i> sp.	Anholt, 1992

---







## 11. LITERATURA CITADA

ANHOLT, B. R. 1992. Sex and habitat differences in feeding by an adult damselfly. *Oikos*, 65:428-432.

APPADOO, C. AND A. A. MYERS. 2004. Corophiidea (Crustacea: Amphipoda) from Mauritius. *Records of the Australian Museum*, 56: 331-362.

ATTRILL, M. J., J. A. STRONG AND A. A. ROWDEN. 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structure? *Ecography*, 23: 114-121.

BACESCU, M. AND M. GUTU. 1975. A new genus (*Discapseudes* n. g.) and three new species of Apseudidae (Crustacea, Tanaidacea) from the Northeastern Coast of South America. *Zoologische Mededelingen uitgegeven door het Rijksmuseum van Natuurlijke Historie te Leiden* 49(11):95-113.

BAILEY, R. G. AND M. R. LITTERICK. 1993. The macroinvertebrate fauna of water hyacinth fringes in the Sudd swamps (River Nile, southern Sudan). *Hydrobiologia*, 250: 97-103.

BARRETT, S. C. H. 1989. Waterweed invasions. *Scientific American*, 261: 90-97.

BARTODZIEJ, W. 1992. Amphipod contribution to water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms.). *Florida Scientist*, 55:103-111.

BARTODZIEJ, W. AND A. J. LESLIE. 1998. The aquatic ecology and water quality of the St. Marks River, Wakulla County, Florida, with emphasis on the role of water-hyacinth: 1989-1995 Studies. FL Department of Environmental Protection, Bureau of Invasive Plant Management, Tallahassee. TSS-98-100.

BATCHER, M. S. 2000. Element Stewardship Abstract for *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms. The Nature Conservancy. Disponible en Internet. <http://tncweeds.ucdavis.edu/esadocs/documnts/eichcra.pdf>. Fecha de acceso: enero,

2004.

- BECHARA, J. A. 1996. The relative importance of water quality, sediment composition and floating vegetation in explaining the macrobenthic community structure of floodplain lakes (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*, 333:95-109.
- BECHARA, J. A. AND N. L. ANDREANI. 1989. El macrobentos de una laguna cubierta por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del Río Paraná, Argentina. *Tropical Ecology*, 30(1):142-155
- BECK, M. W., K. L. HECK, K. W. ABLE, D. L. CHILDERS, D. B. EGGLESTON, B. M. GILLANDERS, B. HALPEM, C. G. HAYS, K. HIOSHINO, T. J. MINELLO, R. J. ORTH, P. F. SHERIDAN AND M. P. WESINSTEIN. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51(8):633-640.
- BURCH, J. B. Y A. CRUZ. 1987. *Clave genérica para la identificación de gastrópodos de agua dulce en México*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 46 p.
- BRUYNDONCX, L., K. JORDAENS, T. YSEBAERT, AND P. M. BACKELJAU. 2002. Molluscan diversity in tidal marshes along the Scheldt estuary (The Netherlands, Belgium). *Hydrobiologia*, 474:196-196.
- CASTAÑEDA, L. O. Y E. F. CONTRERAS. 1995. *Ecosistemas costeros mexicanos*. CD ROM Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa-Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. CIBION México.
- CENTER, T. D. AND N. R. SPENCER. 1981. The phenology and growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solmes) in a eutrophic north-central Florida lake. *Aquatic Botany*, 10:1-32.
- CENTER, T. D., J. F. HOWARD AND F. D. R. ALLEN. 1995. Biological invasions: Stemming the tide in Florida. *Florida Entomologist Online*, Vol. 78, No. 1. Disponible en Internet: <http://www.fcla.edu/FlaEnt/fe78p45.pdf>. Fecha de acceso febrero 2004.

- CHÁVEZ, L. R. 1998. Caracterización ecológica de la comunidad de peces asociados a praderas de *Ruppia maritima* en el sistema lagunar de Alvarado, Ver. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 145p.
- CHENG, J. 2004. The effects of salinity on water hyacinth (*Eichornia Crassipes*). Senior Thesis for ES 196, UC Berkeley. Disponible en Internet: <http://ist-socrates.berkeley.edu/~es196/projects/2004final/Cheng.pdf>. Fecha de acceso: mayo 2004.
- CHERUVELIL, K. S., P. A. SORANNO, J. D. MADSEN AND M. J. ROBERSON. 2002. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. *Journal of the North American Benthological Society*, 21:261-277.
- CLARKE, K. R. AND R. M. WARWICK. 1994. Change in marine communities: an approach to Statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK. 144p.
- COHEN, A. N. AND J. T. CARLTON. 1995. No indigenous aquatic species in a United States Estuary: A case study of biological invasions of the San Francisco Bay and Delta. A Report for the United States Fish and Wildlife Service, Washington D. C. and The National Sea Grant College Program Connecticut Sea Grant (NOAA Grant Number NA36RG0467). 263p.
- COLLIER, K. J., P. D. CHAMPION AND G. F. CROKER. 1999. Patch- and reach-scale dynamics of a macrophyte-invertebrate system in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia*, 399: 9-17.
- COLPO, K. D. AND M. L. NEGREIROS-FRANZOSO. 2003. Reproductive output of *Uca vocator* (Herbst, 1804) (Brachyura, Ocypodidae) from three subtropical mangroves in Brazil. *Crustaceana*, 76:1-11.

- CONABIO, 1998. Regiones prioritarias marinas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México. 198p.
- CYR, H. AND J. A. DOWNING. 1988. The abundance of phytophilous invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 20:365-374.
- DE LA LANZA, E. G. 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. En: Lagunas costeras y el litoral mexicano. DE LA LANZA, E. G Y M. C. CÁCERES (Eds.) Universidad Autónoma de Baja California Sur. 129-190.
- DE MELO S. M., A. M. TAKEDA AND A. MONKOLSKI. 2002. Seasonal dynamics of *Callibaetis willineri* (Ephemeroptera, Baetidae) associated with *Eichhornia azurea* (Pontedericeae) in Guaraná Lake of the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, 470:57-62.
- DETWILER, P. M., M. F. COE AND D. M. DEXTER. 2002. The benthic invertebrates of the Salton Sea: distribution and seasonal dynamics. *Hydrobiologia*, 473: 139–160.
- D' Haese, C. A. D. 2002. Were the first springtails semi-aquatic? A phylogenetic approach by means of 28S rDNA and optimization alignment. *Proceedings of the Royal Society*, 269:1143-1151.
- DIAZ, R. J. 1994. Response of tidal freshwater macrobentos to sediment disturbance. *Hydrobiologia*, 278:201-212.
- DIONI, W. 1967. Investigación preliminar de la estructura básica de las asociaciones de la micro y mesofaunas de las raíces de las plantas flotantes. *Acta Zoologica Lilloana*, 23:111-138.
- DOS SANTOS, M. A. AND P. A. COELHO. 2001. Crustacea Decapoda of the Paripe River Estuary, Pernambuco, Brazil. *Hydrobiologia*, 449:77-79.
- DUCHÊNE, J. C. AND H. QUEIROGA. 2001. Use of an intelligent CCD camera for the study of endogenous vertical migration rhythms in first zoeae of the crab *Carcinus maenas*. *Marine Biology*, 139:901-909.

- EVANS, D. L., W. J. STREEVER, AND T. L. CRISMAN. 1999. Natural flatwoods marshes and created freshwater marshes of Florida. *In: Invertebrates in freshwater wetlands of North America: Ecology and Management*. BATSER, D. P., R. B. RADER AND S. A. WISSINGER. (Eds). Pp. 81-104.
- FELDMAN, R. S. 2001. Taxonomic and size structures of phytophilous macroinvertebrate communities in *Vallisneria* and *Trapa* beds of the Hudson River, New York. *Hydrobiologia*, 452:233-245.
- GARCÍA, M. J. F. 1988. Composición, distribución y estructura de las comunidades de macroinvertebrados epibénticos del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz. Tesis Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 123p.
- GASTON, G. R. 1999. Bayous of the northern gulf of Mexico. *In: Invertebrates in freshwater wetlands of north America: Ecology and management*. BATZER, D. P., R. B. RADER AND S. A. WISSINGER. (Eds). John Willey & Sons. 919-947.
- GILINSKY, E. 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*, 4:455-468.
- GUTIÉRREZ, E. R., HUERTO, P. SALDAÑA, AND F. ARREGUÍN. 1996. Strategies for water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in México. *Hydrobiologia*, 340:181-185.
- HACKER, S. D. AND R. S. STENECK. 1990. Habitat architecture and the abundance and body-size-dependent habitat selection of a phytal amphipod. *Ecology*, 71(6):2269-2285.
- HAINES, E. B. AND C. L. MONTAGUE. 1979. Food sources of estuarine invertebrates using <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C ratio. *Ecology*, 60:48-56.
- HAMILTON, S. K. S., J. SIPPEL, W. M. LEWIS, AND J. F. SAUNDERS. 1990. Zooplankton abundance and evidence for its reduction by microphyte mats in two Orinoco floodplain lakes. *Journal of Plankton Research*, 12 (2):345-363.

- HANLEY, M. E. AND B. B. LAMONT. 2001. Herbivory, serotiny and seedling defense in Western Australia. *Oecologia*, 126:409-417.
- HEEGAARD, E., H. H. BIRKS, C. H. GIBSON, S. J. SMITH AND W. S. MURPHY. 2001. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany*, 70:175-223.
- HOVEL, K. A. 2003. Habitat fragmentation in marine landscapes: relative effects of habitat cover and configuration on juvenile crab survival in California and North Carolina seagrass beds. *Biological Conservation*, 110:401-412.
- HOWARD, G. W. AND K. L. S. HARLEY. 1998. How do floating aquatic affect wetland conservation and development? How can these effects be minimized? *Wetlands Ecology and Management*, 5:215-225.
- INEGI. 1998. Síntesis geográfica y nomenclatura. Anexo cartográfico del Estado de Veracruz. México. Pp., 29-52.
- JACKSON, M. J. 1997. Sampling methods for studying macroinvertebrates in the littoral vegetation of shallow lakes. Technical report. The Broads Authority, Norwich, UK. (Available from: The Broads Authority, Thomas Harvery House, 18 Colegate, Norwich, Norfolk. UK NR3 1BQ).
- KAUSHIK, N. K. AND H. B. N. HYNES. 1971. The fate of dead leaves that fall into streams. *Journal of Ecology*, 56: 29-243.
- KENSLEY B. AND M. SCHOTTE. 1989. *Guide to the marine isopod crustaceans of the Caribbean*. Smithsonian Institution Press. EUA. 307p.
- KIEFER, J. H. 1991. Chemical functions and water quality in Marshes reclaimed on phosphate Mined Lands in Central Florida. Master's thesis, University of Florida, Gainesville, Fl. USA.



- KIKUCHI, T., M. TAKAGI, E. TOKUHISA, T. SUZUKI, W. PANJAITAN, AND M. YASUNO. 1997. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as an indicator to show the absence of *Anopheles suncaicus* larvae. *Medical Entomology and Zoology*, 48(1):11-18.
- KITSOS, M. S. AND A. KOUKOURAS. 2003. Effects of a tidal current of graded intensity on the midlittoral hard substratum peracaridan fauna in the Aegean Sea. *Crustaceana*, 76:295-306.
- KOCH, V. AND M. WOLFF. 2002. Energy budget and ecological role of mangrove epibenthos in the Caeté estuary, North Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 228:119-130.
- REBER, J. C. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers. USA. 654p.
- KRULL, J. N. 1970. Aquatic plant-macroinvertebrate associations and waterfowl. *Journal of Wildlife Management*, 34:707-718.
- KRUSCHWITZ, L. G. 1978. Environmental factors controlling reproduction of the amphipod *Hyalella azteca*. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Sciences*, 58:16-21.
- KURASHOV, E. A., I. V. Telesh, V. E. Panov, N. V. Usenkol and M. A. Rychkova. 1996. Invertebrate communities associated with macrophytes in Lake Ladoga: Effects of environmental factors. *Hydrobiologia*, 322:49-55.
- LANKFORD, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification. In: *Their origin and classification*, Estuarine Processes. Wiley, M. (Ed). Estuarine Processes, 2. Academic Press, New York. 428 p.
- LEDOYER, M. 1986. Fauna móvil de pastos de fanerógamas marinas (Halodule y Thalassia) de la Laguna de Términos (Campeche, México), II: Los Gamaridos (Crustácea). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 13(3):171-200.



LILLIE, R. A. AND J. BUDD. 1992. Habitat architecture of *Myriophyllum spicatum* L. as an index to habitat quality for fish and macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology*, 7:113-125.

LEVIN, L. A., D. F. ORSCH,

A. COVICH, C. DAHM, C. ERSEUS, K. C. EWEL, R. T. KREIB, A. MOLDENKE, M. A. PALMER, P. SNELGROVE, D. STRAYER, AND J. M. WESLAWSKI. 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, 4:430-540.

LIVINGSTON, R. J, N. XUFENG, F. W. G. LEWIS, G. C. WOODSUM. 1997. Freshwater Input to a Gulf Estuary: Long-Term Control of Trophic Organization. *Ecological Applications*, 7(1):277-299.

MACINTOSH, D. J., F. GONCALVES, A. M. V. M. SOARES, S. M. MOSER AND N. PAPHAVISIT 1999. Transport mechanisms of crab megalopae in mangrove ecosystems, with special reference to a mangrove estuary in Ranong, Thailand. Pp., 178-186. In: KEENAN, C. P. AND A. BLACKSHAW (Eds), *Mud crab aquaculture and biology: proceedings of an international scientific forum held in Darwin, Australia*. 21-24 April 1997, ACIAR Proceedings,

MASIFWA, W. F., T. TWONGO, AND P. DENNY. 2001. The impact of water hyacinth. *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shoreline of Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia*, 452:79-88.

MATHOOKO, J. M. AND C. O. OTIENO. 2002. Does surface textural complexity of woody debris in lotic ecosystems influence their colonization by aquatic invertebrates? *Hydrobiologia*, 481:1-20.

MIRANDA, M. Y. A. 1999. A native aquatic insect from Mexico? *Ciencias*, 53:50-54.

MORÁN, S. A., J. FRANCO, R. CHÁVEZ, T. ALTAMIRANO Y A. DE SUCRE. 1996. Aspectos generales del comportamiento hidrológico del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México. *Revista de Zoología. Universidad Nacional Autónoma de México*. Núm. Esp. 2:1-16.

- MORÁN, S. A, L. A. MARTÍNEZ, R. CHÁVEZ, J. FRANCO, C. BEDIA, F. CONTRERAS, F. GUTIÉRREZ, N. J. BROWN AND M. S. PETERSON. 2005. Seasonal and spatial patterns in salinity, nutrients, and Chlorophyll a in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17:133-1. 43
- OSBORNE, S., S. HURREL, K. SIMKISS, AND A. LEIDI. 2000. Factors influencing the distribution and feeding of the larvae of *Chironomus riparium*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 94:67-73.
- PAPORELLO DE AMSLER, G. 1983. Fauna asociada al Río Correntoso (Prov. de Santa Fe): estudio preliminar. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 14(2):133-147. PAPORELLO DE AMSLER, G. 1987. Fauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes* en causas secundarios y tributarios del Río Paraná en el tramo Goya-Diamante. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 18(1):37-50.
- PENNAK, W. R. 1991. *Freshwater Invertebrates of the United States (Protozoa to Mollusca)*. 3<sup>rd</sup> ed. John Wiley & Sons, Inc. USA. 506p.
- PIMENTEL, D., S. MCNAIR, J. JANECKA, J. WIGHTMAN, C. SIMMONDS, C. O'CONNELL, E. WONG, L. RUSSEL, J. ZERN, T. AQUINO, AND T. TSOMONDO. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84:1-02
- POI DE NEIFF, A. Y J. J. NEIFF. 1980. Los camalotales de *Eichhornia crassipes* en aguas lóxicas del Paraná y su fauna asociada. *Ecosur*, 7(14):185-189.
- POI DE NEIFF, A, AND J. J. NEIFF. 1984. Dinámica de la vegetación acuática y su fauna. *Physis*, 42:53-67.
- POI DE NEIFF, A., J. J. NEIFF, O. ORFEO AND R. CARIGNAN. 1994. Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichhornia crassipes* in the Paraná floodplain. *Aquatic Botany*, 47:213-223.

- POI DE NEIFF, A. AND R. CARIGNAN. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lake arana River floodplain. *Hydrobiologia*, 345: 185-196.
- POLHEMUS, S. T. 1984. *Aquatic and Semiaquatic Hemiptera*. Pp., 231-260. In: MERRIT, R. W. AND K. W. CUMMINS. (Eds). An Introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt Pu. Co. USA.
- RAMÍREZ, R. A. 2007. Estructura y relaciones ecológicas de los invertebrados asociados a praderas de pastos sumergidos (*Ruppia maritima* L.) en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. Tesis Maestría, Facultad de Estudios Superiores, Universidad Nacional Autónoma de México. 95p.
- REGUERO, M., Y A. GARCÍA-CUBAS. 1989. Moluscos de la Laguna de Alvarado, Veracruz: Sistemática y Ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México*, 16(2):279-306.
- ROCHA, R. A., S. CHÁZARO, R. ROMÁN. Y B. H. M. MOLINA. 1996. Clave de identificación para estadios zoea, mysis, postlarvas (Caridea y Penaeidea) y megalopas (Anomura Brachyura) de la Laguna de Alvarado, Veracruz. México. *Revista de Zoología. Universidad Nacional Autónoma de México*, Núm. Esp. 1:1-22.
- ROCHA, R. A., R. ROMAN AND S. CHAZARO. 2002. Population Biology of *Anopsilana oaxaca* Carvacho & Haasmann, 1984 (Isopoda: Cirolanidae) of the Pacific coast of Mexico. *Crustaceana*, 75(2):97-109.
- RODNEY W, S. AND K. T. PAYNTER. 2006. Comparisons of macrofaunal assemblages on restored and non-restored oyster reefs in mesohaline regions of Chesapeake Bay in Maryland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335:39-51.
- RUNDLE, S. D., M. J. ATRILL. AND A. ARSHAD. 1998. Seasonality in macroinvertebrate community composition across a neglected ecological boundary, the

freshwater-estuarine transition zone. *Aquatic Ecology*, 32:211-216.

- RUPPERT, E. E. Y R. D. BARNES. 1996. *Zoología de los invertebrados*. Sexta edición. McGraw-Hill Interamericana. 1114 p.
- SAKUMA, M., T. HANAZATO, A. SAJI, AND R. NAKAZATO. 2004. Migration from plant to plant: an important factor controlling densities of the epiphytic cladoceran *Alona* (Chydoridae, Anomopoda) on lake vegetation. *Limnology*, 5:17-23.
- SALCEDO, S. V. 1978. Fluctuación de las poblaciones de la fauna asociada al lirio acuático (*Eichhornia crassipes* Kunth) y su relación con la contaminación en el lago Xochimilco. Tesis Licenciatura (Biólogo) Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 53p.
- SÁNCHEZ-MOYANO, E., J. F. ESTACIO, A. E. M. GARCÍA, AND G. J. C. GARCÍA. 2001. Effect of the vegetative cycle of *Caulerpa prolifera* on the spatio-temporal variation of invertebrate macrofauna. *Aquatic Botany*, 70:163-174.
- SHARITZ, R. R. AND D. P. BATZER. 1999. An introduction to freshwater wetlands in North America and their invertebrates. Pp., 1-21. In: *Invertebrates in freshwater wetlands of north America: Ecology and management*. BATZER D. P., R. B. RADER AND S. A. WISSINGER. (Eds). John Wiley & Sons.
- SHERIDAN, P. 2004. Recovery of floral and faunal communities after placement of dredged material on seagrasses in Laguna Madre, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59:441-458.
- SMITH, D. G. 2001. *Pennak's freshwater invertebrates of the United States. Porifera to Crustacea*. 4<sup>th</sup> ed. John Wiley & Sons, Inc. United States. 638p.
- SPENCE, K.C., P. A. SORANNO, J. D. MADSEN AND M. J. ROBERSON. 2002. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. *Journal North American Benthological Society*, 21(2):261-277.



- STRIPARI, N. DE L. AND R. HENRY. 2002. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 62(2):293-310.
- TANKERSLEY, R. A., J. M. WELCH, AND R. B. FORWARD JR. 2002. Settlement times of blue crab (*Callinectes sapidus*) megalopae during flood-tide transport. *Marine Biology*, 141:863-875.
- TER BRAAK, C. J. F. AND P. ŠMILAUER. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca NY, USA), 500 pp.
- TESKE, P. R. AND T. WOOLDRIDGE. 2001. A comparison of the macrobenthic faunas of permanently open and temporally open/closed South African estuaries. *Hydrobiologia*, 464:227-243.
- THORP, J. H. AND A. P. COVICH. 2001. *Ecology and classification of North American of freshwater invertebrates*. Academic Press, Inc. USA. 911p.
- THORPE, T. AND B. LLOYD. 1999. The macroinvertebrate fauna of St. Lucia elucidated by canonical correspondence analysis. *Hydrobiologia*, 400:195-203.
- THURMAN, C. L. II. 1981. *Uca marguerita*, a new species of fiddler crab (Brachyura: Ocypodidae). *Proceedings Biological Society of Washington*, 94(1):169-180.
- TOFT, J. D. 2000. Community effects of the non-Indigenous aquatic plant water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Sacramento/San Joaquin Delta, California. Thesis Master of Science. University of Washington. 86p.
- TOFT, J. D., A. D. SIMENSTEAD, J. R. CORDELL AND L. F. GRIMALDO. 2003. The effects of introduced water hyacinth on habitat structure, invertebrates assemblages, and fish diets. *Estuaries*, 26(3):746-758.

TRIANAPHYLLIDIS, G V., K POULOPOULOU, T. J. ABATZOPOULOS, C. A. PINTO-PEREZ AND P. SORGELOOS.

1995. International study on *Artemia* XLIX. Salinity effects on survival, maturity, growth, biometrics, reproductive, and lifespan characteristics of a bisexual *Artemia*.

*Hydrobiologia*, 302:215 7.  
22

WEATHERHEAD, M. A. AND M. R. JAMES. 2001. Distribution of macro-invertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 462:115-129.

VERSCHUREN, D. J., J. TIBBY, K. SABBE, AND N. ROBERTS. 2000. Effects of depth, salinity, and substrate on the invertebrate community of a fluctuating tropical lake. *Ecology*, 81(1):164-1 28

VILJOEN, A., D. P. CYRUS AND V. WEPENER. 2001. Comparison of the density and species composition of aquatic invertebrates found between the roots of *Eichhornia crassipes* plants from two coastal lakes in northern KwaZulu-Natal. *African Journal of Aquatic Science*, 26(1):57-66.

VILLALOBOS, F. A. 1959. Contribución al conocimiento de los Atyidae de México (Crustacea, Decapoda). Estudio de algunas especies del género *Potimirim* (= *Ortmannia*), con descripción de una especie nueva en Brasil. *Anales del Instituto de Biología, Universidad*

*Nacional de México*, 30:269-330.

*mAutóno*

WILLIAMS, A. B. 1984. *Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Institution Press. EUA. 550p.

WINFIELD, A. I. 1999. Peracáridos (Crustacea) asociados a praderas de pastos marinos (*Ruppia maritima*) del Sistema lagunar de Alvarado, Veracruz: Un análisis ecológico espacio-temporal. Tesis Maestría (Biología) Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 80p.

WOLVERTON, B. C. AND R. C. McDONALD. 1979. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) productivity and harvesting studies. *Economic Botany*, 33:1-10.



WYDA, J. C., L. A. DEEGAN, J. E. HUGHES AND M. J. WEAVER. 2002. The response of fishes to submerged aquatic vegetation complexity in two ecoregions of the mid-Atlantic bight:

Buzzards and Chesapeake Bay. *Estuaries*, 25:86-100.

YEATES, G. W., T. BONGERS, R. G. M. DE GOEDE, D. W. FRECKMAN, AND S. S. GEORCIEVA. 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera- An outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, 25(3):315-331.

ZIMMER, M., S. C. PENNINGS, T. L. BUCK, AND T. H. CAREFOOT. 2004. Salt Marsh Litter and Detritivores: A closer look to redundancy. *Estuaries*, 27:753-769.