

Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México

Acute salinity tolerance of native and introduced freshwater gastropods of Tabasco, Mexico

Natalia Celia Albarrán Méizer, Luis José Rangel Ruiz, Lilia María Gama Campillo, Juan Armando Arévalo de la Cruz, Eduardo Moguel-Ordoñez y Coral Jazvel Pacheco Figueroa

Laboratorio de Malacología, División Académica de Ciencias Biológicas. UJAT. km 0.5. Carretera Villahermosa - Cárdenas, Villahermosa Tabasco, 94250. México
e-mail: ljrangel@msn.com

Recibido: 08 de diciembre de 2016. **Aceptado:** 27 de marzo de 2017.

Albarrán Méizer N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez y C. J. Pacheco Figueroa. 2017. Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27 (2): 145-151.

RESUMEN

Antecedentes. El aumento de la salinidad en los ecosistemas continentales es uno de los factores que influye en la distribución, abundancia y desarrollo de los organismos. Entender cómo varía la tolerancia al estrés ambiental entre poblaciones sirve para predecir los efectos del cambio climático en especies localmente adaptadas a su ambiente abiótico. **Objetivos.** Evaluar el efecto de la salinidad en cuatro especies de gasterópodos nativos y dos introducidos por medio de su CL_{50} y CL_{90} , y TL_{50} y TL_{90} en el estado de Tabasco. **Métodos.** A fin de calcular CL_{50} , CL_{90} y los rangos de tolerancia aguda a la salinidad de dichas especies, se probaron concentraciones de 0 a 15 g/L. Se utilizaron tres réplicas y un testigo para cada una con 20 gasterópodos por réplica. La mortalidad se contabilizó cada hora hasta las 12 horas. Se utilizó el número de moluscos activos como un índice de tolerancia a la salinidad. **Resultados.** Las especies que registraron el menor rango de tolerancia fueron *Aroapyrgus clenchi* ≤ 0.30 g/L, *Pyrgophorus coronatus* ≤ 1.00 g/L y las de mayor rango fueron *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* ≤ 5 g/L. *Mexinauta impluviata* ≤ 6 g/L. Se encontró una correlación inversa y significativa entre la concentración y el tiempo letal. **Conclusiones.** La tolerancia aguda a la salinidad entre las especies introducidas *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* no mostró diferencias importantes con *Mexinauta impluviata* y *Pomacea flagellata*, pero sí con *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, que presentaron una tolerancia menor.

Palabras clave: Gasterópodos, salinidad, Tabasco, tolerancia.

ABSTRACT

Background. The increase of salinity in continental ecosystems is a factor influencing organisms' distribution, abundance, and development. Understanding how tolerance to environmental stress varies among populations helps to predict the effects of climate change on species locally adapted to their abiotic environment. **Goals.** Assess the effect of salinity on 4 native and 2 introduced gastropod species in Tabasco, by means of their LC_{50} and LC_{90} , and LT_{50} and LT_{90} . **Methods.** Salinity concentrations from 0-15 g/L were tested to determine LC_{50} and LC_{90} and tolerance ranges to acute salinity in 4 native and 2 introduced gastropods. Each concentration had 3 replicates with a control and 20 gastropods in each one. Mortality was quantified every hour up to 12 hours. The number of active mollusks was used as a salinity tolerance index. **Results.** *Aroapyrgus clenchi* ≤ 0.30 g/L and *Pyrgophorus coronatus* ≤ 1.00 g/L were the least tolerant species, while *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera*, and *Melanoides tuberculata* ≤ 5 g/L and *Mexinauta impluviata* ≤ 6 g/L were the most tolerant. Correlation between concentration and lethal time was inverse and significant. **Conclusions.** For the introduced species *Tarebia granifera* and *Melanoides tuberculata*, acute tolerance to salinity was not significantly different than *Mexinauta impluviata* and *Pomacea flagellata*; whereas all 4 were significantly different than *Pyrgophorus coronatus* and *Aroapyrgus clenchi* that are less tolerant to salinity.

Key words: Freshwater gastropods, salinity, Tabasco, tolerance.

INTRODUCCIÓN

Los moluscos dulceacuícolas (bivalvos y gasterópodos) se encuentran diversificados en cuerpos de agua muy variados, algunas de las especies se distribuyen ampliamente e invaden nuevos hábitats de forma relativamente rápida, mientras que otras se encuentran en sitios restringidos (Naranjo-García & Olivera-Carrasco, 2014). Los factores que controlan la distribución de los grupos tróficos en ambientes acuáticos determinan la estructura de las poblaciones que componen la comunidad de moluscos, a la vez que la distribución y abundancia de los grupos funcionales se correlacionan con los factores físicos del ambiente (Olabarria *et al.*, 2001).

En los ecosistemas acuáticos la temperatura y salinidad se consideran de suma importancia por estar entre las principales propiedades ambientales que limitan la distribución de invertebrados (Kinne, 1971). El aumento de la salinidad en los ecosistemas continentales es uno de los factores que influye en la distribución, la abundancia y el desarrollo de los organismos; distintas especies del mismo género tienen diferentes rangos de tolerancia a la salinidad (Eckert *et al.*, 1989).

El rango de tolerancia aguda es aquel en el que los organismos son capaces de compensar los cambios modificando sus tasas fisiológicas para permanecer relativamente “independientes” del medio (Bayne, 1976). Fuera de estos límites, existe un rango de resistencia donde los organismos son incapaces de adaptarse a variaciones extremas, ya que se destruye la integridad de éstos y en poco tiempo sobreviene la muerte (Fry, 1947). El método para determinar el rango de tolerancia consiste en someter, por medio de bioensayos, ejemplares aclimatados a un cierto nivel a cambios agudos de diferentes magnitudes del factor durante un tiempo de exposición previamente establecido.

Entender cómo varía la tolerancia al estrés ambiental entre poblaciones sirve para predecir los efectos del cambio climático en especies localmente adaptadas a su ambiente abiótico (Kuo & Sanford, 2009).

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar el efecto de la salinidad en cuatro especies de gasterópodos nativos (*Mexinauta impluviata* (Morelet, 1849), *Pomacea flagellata* (Say, 1827), *Pyrgophorus coronatus* (Pfeiffer, 1849) y *Aroapyrgus clenchi* (Goodrich & Van der Schalie, 1937)) y dos introducidos (*Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) y *Melanoides tuberculata* (O. F. Müller, 1774)) de Tabasco (Contreras-Arquieta, 1995; Rangel-Ruiz & Gamboa-Aguilar, 2001; Cruz-Ascencio *et al.*, 2003; Albarrán-Melze, *et al.*, 2009) en condiciones de laboratorio, con el fin de determinar su CL_{50} y CL_{90} , y TL_{50} y TL_{90} para conocer la capacidad de adaptación en un ambiente salino, producido por el incremento del nivel del mar y la intrusión de agua salina a cuerpos de agua dulce por efecto del cambio climático.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de *Aroapyrgus clenchi*, *Pyrgophorus coronatus* y *Mexinauta impluviata* fueron tomadas del lavado y tamizado de las raíces de lirio acuático (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms); para *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* se utilizó una draga tipo Van Ven (Mellado-Hernández *et al.*, 2015) y la colecta de *Pomacea flagellata* se hizo manual. Las seis especies de gasterópodos se recolectaron en las lagunas Guanál, San Isidro, Viento, Larga y Tintal en el municipio de Centla, en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco (Tabla 1). La salinidad media anual en estos cuerpos de agua fue: Gua-

nal: 0.9 g/L, San Isidro: 0.4 g/L, Viento: 0.2 g/L, Larga: 0.2 g/L y Tintal: 0.4 g/L (Macossay-Cortez *et al.*, 2011).

Con el objetivo de disponer de suficientes caracoles para los bioensayos, se desarrollaron cultivos en tinas de 1 m³ al aire libre, con agua decolorada y 50 caracoles en promedio de cada especie. Durante este periodo no se cambió el agua, sólo se recuperaron los niveles en las tinas y se mantuvieron las temperaturas del medio. La aireación fue continua, se conservaron refugios, como troncos y lirio acuático, y además se utilizaron sustratos artificiales de vermiculita. La alimentación se suministró cada tres días con raíces de lirio acuático y lechuguilla.

Todos los gasterópodos fueron medidos con base en el largo de la concha (LC), se presenta el mínimo y máximo entre paréntesis y en seguida el promedio con su desviación estándar: (MIN-MAX) PROM \pm DE. Todas las medidas se dan en milímetros (mm).

Para determinar la concentración letal media de CL_{50} y CL_{90} (en las que se producen el 50 y 90% de mortalidad de la población expuesta), a un nivel de confiabilidad del 95%, y establecer los rangos de tolerancia aguda a la salinidad, primero se realizó una prueba exploratoria (cuya finalidad fue conocer un rango preliminar aproximado) de amplio intervalo donde se aplicaron concentraciones de salinidad de 0 a 15 g/L. Con fundamento en los resultados de la prueba preliminar, el diseño experimental consistió para *Pyrgophorus coronatus* de cinco concentraciones (0.5, 1, 2, 3 y 4 g/L); para *Aroapyrgus clenchi* de seis (0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 1 y 2 g/L); para *Pomacea flagellata* y *Mexinauta impluviata* de cinco (5, 6, 7, 8, 9 g/L); para *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* de ocho (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8 g/L) y un testigo por cada concentración, todas ellas con tres réplicas. Los bioensayos se realizaron en recipientes de plástico circulares y transparentes de un litro de capacidad. Los parámetros fisicoquímicos promedio considerados en todos los bioensayos fueron: temperatura 25.0 °C, pH 6.9 y oxígeno disuelto 4.2 mg/L. En cada réplica se colocaron 20 gasterópodos, la mortalidad se contabilizó cada hora hasta las 12 horas. La mortalidad de los gasterópodos se consideró cuando perdieron movilidad, se contrajeron dentro de la concha y no respondieron a estímulos mecánicos. Se utilizó el número de moluscos activos como un índice de tolerancia a la salinidad.

Las soluciones salinas se prepararon con sal marina profesional marca Oceanic, debido a que presenta proporciones iónicas similares al agua de mar. Los recipientes de plástico, probetas y vasos de precipitado utilizados en la preparación de las soluciones y pruebas fueron lavados siguiendo la técnica propuesta por Sobrino y Pica (2008).

Con el propósito de establecer las diferencias significativas entre las concentraciones y las repeticiones se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y la prueba de rangos múltiples, utilizando el

Tabla 1. Situación geográfica de las estaciones de colecta de gasterópodos dulceacuícolas en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco, México.

Localidades	Latitud (N)	Longitud (O)
Laguna El Guanál	18°17'28.58602"	92°26'48.78774"
Laguna San Isidro	18°24'07.12889"	92°28'32.39308"
Laguna El Viento	18°13'31.41039"	92°38'53.82843"
Laguna Larga	18°11'35.63022"	92°36'33.83756"
Laguna El Tintal	18°05'18.44559"	92°36'31.88485"

programa estadístico de Statgraphics Centurión XV. La determinación de la CL_{50} y CL_{90} se realizó por medio de una regresión Probit-Log, con el programa SPSS Statistics V. 20 (Segnini & Chung, 1989; Azuaje & Chung, 1993; Chung, 1994). El tiempo letal TL_{50} y TL_{90} de cada concentración se consideró como el tiempo que tarda en morir el 50 y 90% de los caracoles expuestos.

RESULTADOS

En los bioensayos se utilizaron en total 2,340 organismos: *Pyrgophorus coronatus* 320 org con un LC de (2.0 - 5.3) 3.3 ± 0.9 mm; *Aroapyrgus clenchi* 380 org con un LC de (1.5 - 3.1) 2.3 ± 0.4 mm; *Pomacea flagellata* 320 con un LC de (23.6 - 49.9) 38.1 ± 6.9 mm; *Melanoides tuberculata* 500 org con un LC de (17.4 - 21.8) 19.6 ± 1.2 mm; *Tarebia granifera* 500 org con un LC de (16.2 - 24.0) 20.2 ± 1.9 mm; y *Mexinauta impluviata* 320 con un LC de (10.2 - 22.0) 13.9 ± 2.2 mm.

***Pyrgophorus coronatus*.** De las cinco concentraciones salinas utilizadas para *P. coronatus* (0.5, 1.0, 2.0, 3.0, 4.0 g/L), las de 0.5 y 1.0 g/L no presentaron mortalidad; tres superaron el 50% de mortalidad (2.0, 3.0 y 4.0 g/L), en un TL_{50} de cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se manifestó en las concentraciones de 3 y 4 g/L en un TL_{90} a las tres y dos horas; y el 100% de mortalidad se alcanzó sólo en las concentraciones de 3 y 4 g/L a las tres y cinco horas respectivamente. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), ni entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.19$). La CL_{50} de esta especie obtenida por el análisis Probit-Log fue de 2.52 g/L y la CL_{90} de 4.63 g/L (Fig. 1a).

***Aroapyrgus clenchi*.** De las seis concentraciones salinas (0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 1.0 y 2.0 g/L) utilizadas para *A. clenchi*, sólo las de 0.20 y 0.30 g/L no presentaron mortalidad; cuatro superaron el 50% (0.4, 0.5, 1.0 y 2.0 g/L) con un TL_{50} de seis, cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó en las concentraciones de 1.0 y 2.0 g/L en un TL_{90} de cuatro y tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en estas mismas concentraciones a las cinco y tres horas respectivamente. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), ni entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.82$). Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 0.35 g/L y la CL_{90} de 0.57 g/L (Fig. 1b).

***Pomacea flagellata*.** Se probaron cinco concentraciones salinas (5.0, 6.0, 7.0, 8.0 y 9.0 g/L) para *P. flagellata*, la de 5.0 g/L no presentó mortalidad; cuatro superaron el 50% de mortalidad (6.0, 7.0, 8.0 y 9.0 g/L) en un TL_{50} de siete, cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó sólo en la concentración de 9.0 g/L en un TL_{90} de cuatro horas; el 100% de mortalidad se alcanzó únicamente en esta última concentración a las cuatro horas. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), ni entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 1.00$). Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 6.00 g/L y la CL_{90} de 7.79 g/L (Fig. 1c).

***Tarebia granifera*.** Se desarrollaron ocho concentraciones salinas (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0 y 8.0 g/L) para *T. granifera*, las que no presentaron mortalidad fueron 1.0, 2.0, 3.0, 4.0 g/L; tres superaron el 50% de mortalidad (6.0, 7.0 y 8.0 g/L) en un TL_{50} de cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se mostró en las concentraciones de 7.0 y 8.0 g/L en un TL_{90} de cuatro y tres horas; y el 100% de mortalidad lo alcanzaron en estas mismas concentraciones a las cuatro

y tres horas. No hubo diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), pero sí entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.01$), exponiéndose las diferencias entre la concentración de 5 g/L con las de 7 y 8 g/L y entre la de 6 y 7 g/L con la de 8 g/L. Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 5.35 g/L y la CL_{90} de 6.94 g/L (Fig. 1d).

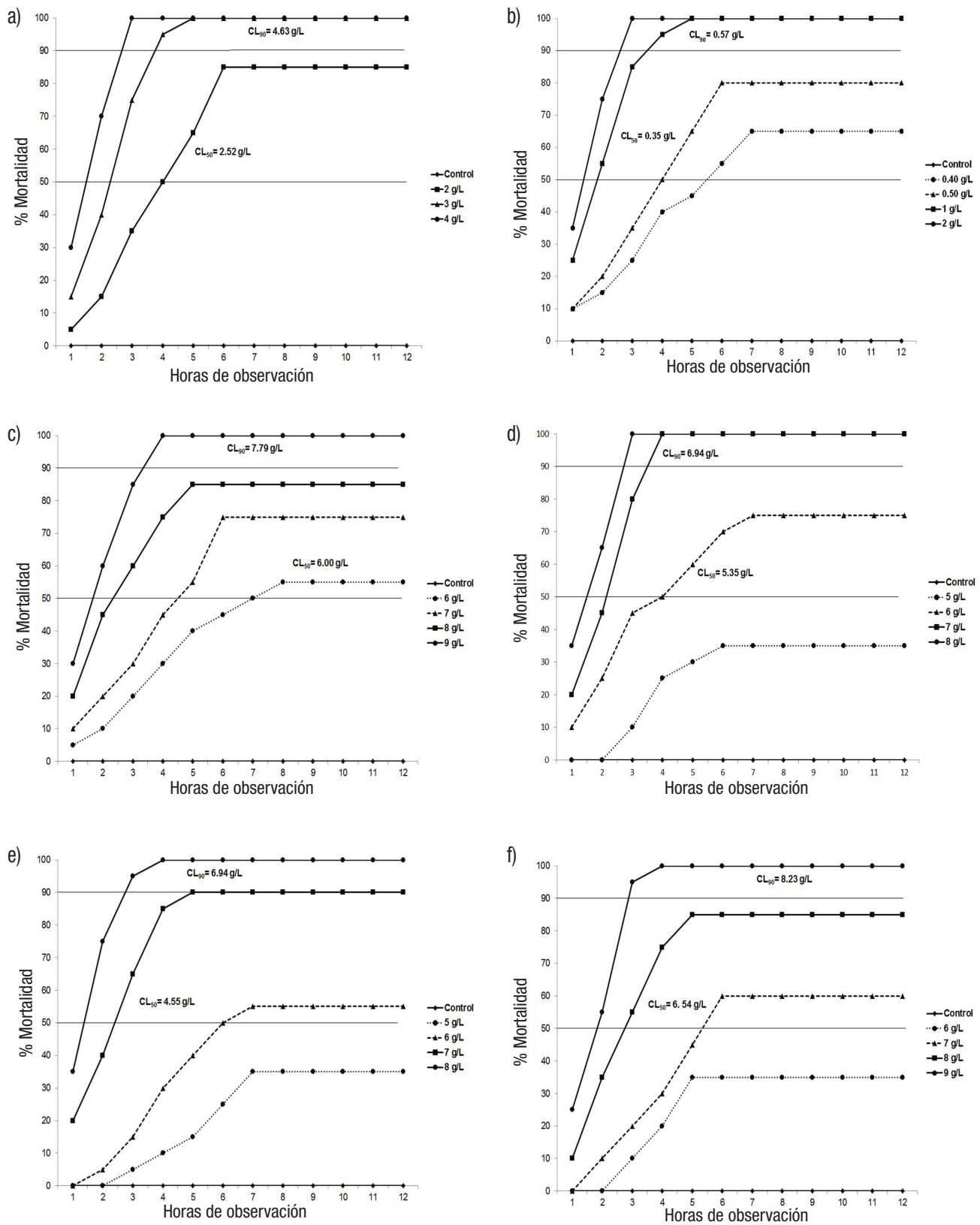
***Melanoides tuberculata*.** Se probaron ocho concentraciones salinas (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0 y 8.0 g/L) para *M. tuberculata*, cinco no presentaron mortalidad (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0); tres superaron el 50% de mortalidad (6.0, 7.0 y 8.0 g/L) en un TL_{50} de seis, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó sólo en la concentración de 8 g/L en un TL_{90} de tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en la misma concentración a las tres horas. No se manifestaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), pero sí entre las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.01$), lo que reveló las diferencias entre la concentración de 5 g/L con las de 7 y 8 g/L y entre la de 6 y 8 g/L. Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 4.55 g/L y la CL_{90} de 6.94 g/L (Fig. 1e).

***Mexinauta impluviata*.** De las cinco concentraciones salinas (5.0, 6.0, 7.0, 8.0 y 9.0 g/L) utilizadas para *M. impluviata*, la concentración de 5.0 g/L no presentó mortalidad; una no superó el 50% de mortalidad (6.0 g/L); tres superaron el 50% de mortalidad (7.0, 8.0 y 9.0 g/L) en un TL_{50} de seis, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó a 9.0 g/L en un TL_{90} de tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en la misma concentración a las cuatro horas. No hubo diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ($p \leq 0.05$), sólo en las que superaron el 50% de mortalidad ($p = 0.01$), mostrándose las diferencias entre la concentración de 9 g/L con las de 6 y 7 g/L. Para esta especie la CL_{50} obtenida por el análisis Probit-Log fue de 6.54 g/L y la CL_{90} de 8.23 g/L (Fig. 1f).

DISCUSIÓN

La salinidad, la temperatura y el pH son considerados universalmente como factores limitantes en los ecosistemas acuáticos; por lo cual, todos los organismos tienen límites de tolerancia (mínimos y máximos) y fuera de estos se considera que los organismos no pueden sobrevivir, crecer o reproducirse de forma óptima (Thaman, 2007). Por lo anterior, y considerando el incremento de muchas zonas áridas y semiáridas del mundo (Williams, 1987), así como el aumento del nivel del mar y por consiguiente de la salinidad en ríos y humedales (Verbrugge *et al.*, 2012), es necesario conocer la tolerancia a la salinidad de diversas especies, con el propósito de predecir los cambios en la distribución y estructura de sus poblaciones o comunidades.

Para las seis especies de gasterópodos se probó una tolerancia a la salinidad de 0 a 9 g/L. Las especies con el menor rango de tolerancia (< 50% de mortalidad) fueron *Aroapyrgus clenchi* ≤ 0.30 g/L y *Pyrgophorus coronatus* ≤ 1.00 g/L y las de mayor concentración, *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* ≤ 5 y *Mexinauta impluviata* ≤ 6 g/L. Por lo anterior, podemos decir que estas especies no soportan cambios agudos de salinidad mayores a estas concentraciones sin sufrir un importante incremento en la mortalidad. Las especies de mayor a menor tolerancia se enumeran de la siguiente forma: *Mexinauta impluviata* > *Pomacea flagellata* > *Tarebia granifera* > *Melanoides tuberculata* > *Pyrgophorus coronatus* > *Aroapyrgus clenchi*.



Figuras 1a-f. Tolerancia a la salinidad en condiciones de laboratorio de gasterópodos dulceacuícolas de Tabasco, México: a) *Pyrgophorus coronatus*, b) *Aroapyrgus clenchi*, c) *Pomacea flagellata*, d) *Tarebia granifera*, e) *Melanoides tuberculata*, f) *Mexinauta impluviata*.

Los efectos subletales en el crecimiento y reproducción no fueron investigados, por lo que será necesario realizar nuevos bioensayos, ya que se ha visto como en *Physa acuta* y *Potamopyrgus antipodarum* un pequeño aumento en la salinidad da lugar a un aumento en el rendimiento biológico hasta una concentración donde es maximizada, y nuevos aumentos en la salinidad entonces resultan en una disminución del rendimiento biológico hasta la muerte (Duncan, 1966; Jacobsen & Forbes, 1997; Kefford *et al.* 2005). Además, se tendrán que realizar pruebas sobre la adaptabilidad a cambios de salinidad, ya que Chung (1990, 2001) señala que la aclimatación de los organismos acuáticos es más conveniente en el descenso que en el aumento de salinidad.

Si bien la comparación de la tolerancia aguda entre estas seis especies de gasterópodos es válida, resulta difícil contrastarla con otros trabajos en los que se hayan usado otros tipos de sales, como el NaCl o sales de mar artificial como Ocean Nature (Radke *et al.*, 2002; Zaluzniak *et al.*, 2006; Kefford *et al.*, 2007); otros sistemas de prueba diferentes, como sistemas de flujo constante, u otras especies de moluscos o macroinvertebrados (Mount *et al.*, 1997; Kefford *et al.*, 2004).

Para todas las especies se encontró una correlación inversa y significativa ($p \leq 0.05$) entre la concentración y el tiempo letal, es decir, que a mayor concentración el tiempo letal es menor, a partir de la CL_{50} (*T. granifera* 5.35 g/L; *M. tuberculata* 4.55 g/L; *P. coronatus* 2.52 g/L; *A. clenchi* 0.35 g/L; *P. flagellata* 6.00 g/L; *M. impluviata* 6.54 g/L) se incrementa rápidamente la mortalidad, comportamiento similar reportado en otros trabajos (Hart *et al.*, 1991).

La mortalidad de los caracoles fue producida por efecto de osmosis por la deshidratación y salida de fluidos celulares provocada por salinidad. Se observó que los límites fisiológicos fueron más bajos en los hidróbidos que en el resto de los gasterópodos, debido a su menor capacidad osmoreguladora y a la deshidratación celular (Heart *et al.*, 1991).

La tolerancia aguda a la salinidad entre las especies introducidas *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* no mostró diferencias significativas con *Mexinauta impluviata* y *Pomacea flagellata*, pero sí lo hicieron todas estas con las dos especies de hidróbidos *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, que presentaron una tolerancia menor a la salinidad. Los resultados anteriores confirman la inexistencia de diferencias significativas entre especies nativas y no nativas, comportamiento similar al registrado para moluscos colectados en el río Rin: en las especies nativas, la tolerancia máxima varió de 0.5 a 19.0‰ y para las no nativas de 1.0 a 28.0‰. La tolerancia media máxima entre las especies nativas y no nativas no presentó diferencias significativas (Verbrugge *et al.*, 2012). Bolaji *et al.* (2011) mencionan que en la exposición a la salinidad de *Melanoides tuberculatus* a una CL_{50} (24.42 ‰) en 96 h era 1.7 veces más tóxico que a 24, 48 y 72 horas de exposición, además señalan que *M. tuberculatus* podría no ser capaz de sobrevivir en aguas marinas debido al nivel de tolerancia que no es más de 25 ‰, valor muy superior al registrado en este trabajo.

A los tiáridos *Melanoides tuberculata* y *Tarebia granifera* se les ha encontrado en zonas estuarinas, manglares, ríos, lagunas dulceacuícolas, hasta desagües contaminados, lo que demuestra su amplia capacidad adaptativa. El comportamiento que éstas presentan ante el cambio climático es crucial para su sobrevivencia. Se ha observado que *Tarebia granifera* tiene una adaptación ambiental de dispersión más favorable que *Melanoides tuberculata*. Adicionalmente, pueden afectar a las es-

pecies nativas por medio de diferentes mecanismos adaptativos, entre los cuales destacan: la hibridación, éxito reproductivo, competencia por alimento y espacio, depredación, transferencia de patógenos, alteración del hábitat, desplazamiento de especies nativas, alteración de la estructura de los niveles tróficos, introducción de parásitos y enfermedades (Goldberg & Triplett, 1997; Bhaskar & Pederson, 2003).

Las seis especies de gasterópodos estudiados, al igual que muchos invertebrados acuáticos, son consideradas osmoconformistas y pueden dividirse en dos grupos: osmoconformistas eurihalinos con amplia preferencia dulceacuícola como *Melanoides tuberculata*, *Tarebia granifera*, *Pomacea flagellata* y *Mexinauta impluviata*, que logran habitar en algunas áreas de estuarios cercanas a la desembocadura de ríos y arroyos dulceacuícolas donde la salinidad es baja y rara vez y por tiempo limitado se encuentran en áreas de mediana a alta salinidad; por otro lado los estenohalinos como *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, que habitan cuerpos de agua dulce y sólo por periodos de tiempo muy cortos, logran penetrar a lagunas salobres en áreas de muy baja salinidad (Hill & Wyse, 2006; Wingard *et al.*, 2008; Carvalho & Barros, 2015).

Tarebia granifera puede causar perturbaciones ecológicas y potencialmente reducir la biodiversidad mediante el desplazamiento de invertebrados endémicos. Esta especie es capaz de sobrevivir en condiciones con altos índices de salinidad por largos periodos de tiempo (30 g/L durante 65-75 días). Sin embargo, los caracoles aclimatados en agua dulce y expuestos rápidamente a soluciones de 30 y 40 g/L mueren en un 100% en 48 horas (Miranda *et al.*, 2010). Este comportamiento es similar al registrado en este trabajo pero en sólo 9.0 g/L y a las 3 horas.

Se observó que los caracoles pueden adaptarse a cambios de salinidad cuando se da con incrementos paulatinos y hasta cierta concentración (Miranda *et al.*, 2010). Sin embargo, son muy susceptibles a cambios bruscos de salinidad.

Los estudios acerca del efecto del cambio climático en los macroinvertebrados, entre ellos los moluscos que habitan en humedales como ríos y lagos de agua dulce, han mostrado cambios en la composición de especies y diversidad (Mouthon & Daufresne, 2006; Burgmer *et al.*, 2007), aunque las respuestas de estos grupos al cambio climático en los humedales son difíciles de predecir por la falta de conocimiento sobre las funciones fisiológicas y tolerancia de cada especie (Heino *et al.*, 2009).

En las costas de Tabasco, desde el punto de vista morfodinámico costero, los cambios morfológicos de su línea de costa son una de las evidencias más claras en el retroceso de la misma hacia el interior de la porción continental (Ortiz, 1992). Indican además un gradiente acelerado de retroceso en diversas localidades del estado.

Las interpretaciones de estos resultados por cartografía comparativa, entre los años 1943-1958 y 1972-1984 (Ortiz-Pérez & Benítez, 1996), muestran que el retroceso de la costa es un evento común en todo el frente deltaico de los estados de Tabasco y Campeche, con una tasa media anual de -8 m, años extremos de hasta -15 m/año, en la desembocadura del río San Pedro-San Pablo.

Los cálculos de las tendencias entre 1984 y 1995, presentados en el trabajo de Hernández *et al.* (2008) para el estado de Tabasco, también reflejan la tendencia sostenida desde 1943, con valores entre -9 y -10 m/año, estos retrocesos se reflejarán cada vez más en la sa-

linización de los cuerpos de agua cercanos a la costa por la intrusión salina que se genera.

Por el incremento de la salinidad en los cuerpos de agua costeros en el estado de Tabasco, se espera que los patrones de distribución de la mayoría de las especies de gasterópodos se modifiquen, así como la estructura de sus poblaciones y comunidades a las que pertenecen, por lo que es necesario realizar un monitoreo permanente que permita tomar decisiones oportunas a fin de evitar daños a este grupo de moluscos.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por haber financiado el proyecto "Tolerancia y adaptabilidad de moluscos nativos e introducidos a cambios producidos por cambio climático global de la temperatura y salinidad en el estado de Tabasco", clave UJAT-2014-IB-30, del cual forma parte esta publicación. A la División Académica de Ciencias Biológicas por su apoyo técnico e infraestructura, al Conacyt (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) por la beca otorgada a la tesista.

REFERENCIAS

- ALBARRÁN-MELZE, N. C., L. J. RANGEL-RUIZ & J. GAMBOA AGUILAR. 2009. Distribución y abundancia de *Melanoidea tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* 25 (1): 93-104. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57511206009>.
- AZUAJE, O. & K. S. CHUNG. 1993. Efecto termohalino sobre la preferencia salina, crecimiento y sobrevivencia en larvas del camarón blanco, *Penaeus schmitti*, en el laboratorio. *Caribbean Journal of Science* 29: 54-60.
- BHASKAR, R. & J. PEDERSON, J. 2003. *Exotic species: An ecological roulette with nature*. Coastal Resources Fact Sheet, MIT Sea Grant College Program, Cambridge.
- BAYNE, B. L. 1976. *Marine mussels: their ecology and physiology*. Cambridge University Press. 505 p. DOI: 10.1113/expphysiol.1976.sp002367.
- BOLAJI, D. A., C. A. EDOKEYI, O. B. SAMUEL, R. O. AKINNIGBAGBE & A. A. AJULO. 2011. Morphological characteristics and salinity tolerance of *Melanoidea tuberculatus* (Müller, 1774). *World Journal of Biological Research* 4 (2): 1-11.
- BURGMEYER, T., H. HILLEBRAND & M. PFENNINGER. 2007. Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* 151: 93-103. DOI: 10.1007/s00442-006-0542-9.
- CARVALHO, DA SILVA E. & F. BARROS. 2015. Sensibility of the invasive snail *Melanoidea tuberculatus* (Müller, 1774) to salinity variations. *Malacologia* 58 (1-2): 365-369. DOI: 10.4002/040.058.0215.
- CHUNG, K. S. 1990. Adaptabilidad de una especie eurihalina *Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852) en aguas saladas de la zona nororiental de Venezuela. *Saber* 3: 21-30.
- CHUNG, K. S. 1994. What factors influence the thermal tolerance of estuarine animals? Interpretation of multiple regression analyses. *Revista de Biología Tropical* 42: 365-370.
- CHUNG, K. S. 2001. Adaptabilidad ecofisiológica de organismos acuáticos tropicales a cambios de salinidad. *Revista de Biología Tropical* 49 (1): 9-13.
- CONTRERAS-ARQUIETA, A., M. G. GUAJARDO & B. S. CONTRERAS. 1995. *Thiara (Melanoidea tuberculata*, Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae), su probable impacto ecológico en México. *Publicaciones Biológicas-F.C.B./U.N.L., México*. 8: 17-24.
- CRUZ-ASCENCIO, M., R. FLORIDO, A. CONTRERAS-ARQUIETA & A. J. SÁNCHEZ. 2003. Registro del caracol exótico *Thiara (Melanoidea) tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia* 19: 101-103. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=15403806>.
- DUNCAN, A. 1966. The oxygen consumption of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) (Prosobranchiata) in different temperatures and salinities. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 16: 1739-1751. DOI: 10.1016/0010-406x(67)90612-3.
- ECKERT, R., D. RANDALL, G. AUGUSTINES. 1989. *Fisiología animal. Mecanismos y Adaptaciones*. Interamericana, McGraw-Hill: 650 p. DOI 387-395/412-433/523-536.
- FRY, F. E. J. 1947. Effects of the environment on animal activity. *University of Toronto Studies Biology Series Publications* 55: 1-62.
- GOLDBERG, R. & T. TRIPLETT. 1997. *Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the United States*. The Environmental Defense Fund, Nueva York. 197 p.
- HART, B. T., P. BAILEY, R. EDWARDS, K. HORTLE, K. JAMES, A. McMAHON, C. MEREDITH, & K. SWADLING. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210: 105-144. DOI: 10.1007/BF00014327.
- HEINO, J., R. VIRKKALA & H. TOIVONEN. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* 84: 39-54.
- HERNÁNDEZ, S. J., P. M. ORTIZ, L. A. MÉNDEZ & C. L. GAMA, 2008. Morfodinámica de la línea de costa del estado de Tabasco, México: tendencias desde la segunda mitad del siglo XX hasta el presente. Investigaciones Geográficas, *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 65: 7-21.
- HILL, R. & G. WYSE. 2006. *Fisiología Animal*. Editorial Médica Panamericana, 839 p.
- JACOBSEN, R. & V. E. FORBES. 1997. Clonal variation in life-history traits and feeding rates in the gastropod, *Potamopyrgus antipodarum*: performance across a salinity gradient. *Functional Ecology* 11: 260-267. DOI: 10.1046/j.1365-2435.1997.00082.x.
- KEFFORD, B. J., C. G. PALMER, L. PAKHOMOVA & D. NUGEGODA. 2004. Comparing test systems to measure the salinity tolerance of freshwater invertebrates. *Water SA* 30 (4): 499-506. DOI: 10.4314/wsa.v30i4.5102.
- KEFFORD, B. J. & D. NUGEGODA. 2005. No evidence for a critical salinity threshold for growth and reproduction in the freshwater snail *Physa acuta*. *Environmental Pollution* 134: 377-383. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.09.018.

- KEFFORD, B. J., E. FIELDS, C. CLAY & D. NUGEGODA. 2007. The salinity tolerance of riverine microinvertebrates from the southern Murray-Darling Basin. *Marine and Freshwater Research* 58: 1019-1031. DOI: 10.1071/mf06046.
- KINNE, O. 1971. *Marine Ecology*. Volumen 1 Part. 2. London: Wiley. Inter-science 1774 p. DOI: 10.4319/lo.1971.16.5.0841.
- KUO, E. S. L. & E. SANFORD. 2009. Geographic variation in the upper thermal limits of an intertidal snail: implications for climate envelope models. *Marine Ecology Progress Series* 388: 137-146. DOI:10.3354/meps08102.
- MACOSSAY-CORTEZ, A., A. J. SÁNCHEZ, R. FLORIDO, L. HUIDOBRO & H. MONTALVO-URGEL. 2011. Historical and environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of Pantanos de Centla, southern Gulf of Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41 (3): 229-245. DOI: 10.3750/AIP2011.41.3.11.
- MELLADO-HERNÁNDEZ, S. V., L. J. RANGEL-RUIZ, J. GAMBOA-AGUILAR, J. A. ARÉVALO DE LA CRUZ, J. MONTIEL-MORENO, M. GARCÍA-MORALES, S. ARIAS-GARCÍA, R. M. PADRÓN-LÓPEZ, C. J. PACHECO-FIGUEROA & L. GAMA-CAMPILLO. 2015. Riqueza de moluscos acuáticos en las Cuencas Hidrológicas Río Grijalva-Villahermosa y Río Tonalá, Lagunas del Carmen-Machona en Tabasco, México. *Hidrobiológica* 25 (2): 239-247.
- MIRANDA, N. A. F., R. PERISSINOTTO & C. C. APPLETON. 2010. Salinity and temperature tolerance of the invasive freshwater gastropod *Tarebia granifera*. *South African Journal of Science* 106 (3-4): 1-7. DOI: 10.4102/sajs.v106i3/4.156.
- MOUNT, D. R., D. D. GULLEY, J. R. HOCKETT, T. D. GARRISON & J. M. EVANS. 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (flathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 2009-2019. DOI: 10.1002/etc.5620161005.
- MOUTHON, J. & M. DAUFRESNE. 2006. Effects of the 2003 heatwave and climatic warming on mollusc communities of the Saone: a large lowland river and of its two main tributaries (France). *Global Change Biology* 12: 441-449. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01095.x.
- NARANJO-GARCÍA, E. & M. T. OLIVERA-CARRASCO. 2014. Moluscos dulceacuícolas introducidos e invasores. In: Mendoza R. & P. Koleff (Coords.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 337-345. DOI: 10.5962/bhl.title.113212.
- OLABARRÍA, C., J. CARABALLO & C. VEGA. 2001. Cambios espacio-temporales en la estructura trófica de asociaciones de moluscos del intermareal rocoso en un sustrato tropical. *Ciencias Marinas* 27: 235-254.
- ORTIZ, P. M. A. 1992. Retroceso reciente de la línea de costa del frente deltaico del río San Pedro, Campeche, Tabasco. *Investigaciones Geográficas Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, México* 25: 7-23.
- ORTIZ-PÉREZ, M. A. & J. BENÍTEZ. 1996. Elementos teóricos para el entendimiento de los problemas de impacto ambiental en las planicies deltaicas: la región de Tabasco y Campeche. In: Botello, A. V., J. L. Rojas-Galaviz, J. Benítez & D. Zárate-Lomelí (Eds.). *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias, EPOMEX*, Serie científica 5, Universidad Autónoma de Campeche, pp. 483-503.
- RADKE, L. C., K. W. F. HOWARD & P. A. GELL. 2002. Chemical diversity in south-eastern Australian saline lakes. I: geochemical causes. *Marine and Freshwater Research* 53: 941-959. DOI:10.1071/mf01231.
- RANGEL, R. L. & J. A. GAMBOA. 2001. Diversidad malacológica en la Región Maya. I. "Parque Estatal de la Sierra", Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 82: 1-12. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57508201>.
- SEGNINI, DE B. M. I. & K. S. CHUNG. 1989. Influencia de la salinidad sobre el preferendum final de la mojarra de río (*Petenia kraussii*) Steindachner 1878 (Perciformes, Cichlidae). *Boletín del Instituto Oceanográfico, Venezuela* 28: 145-150.
- SOBRINO, F. A. S. & Y. G. PICA. 2008. Lavado de material para ensayos de Toxicidad In: Ramírez R. P. & A. C. Mendoza. (Compiladoras). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. 414 p.
- THAMAN, R. R. 2007. Tolerance range, limiting factors, environmental gradients and species abundance and absence. Disponible en línea en: http://www.docstoc.com/docs/32812_431/TOLERANCE-RANGELIMITING-FACTORS-ENVIRONMENTAL (consultado en septiembre 11, 2016).
- VERBRUGGE, L. N. H., A. M. SCHIPPER, M. A. J. HUIJBREGTS, G. VAN DEL VELDE & R. S. E. W. LAUVEN. 2012. Sensitivity of native and non-native mollusc species to changing river water temperature and salinity. *Biological Invasions* 14: 1187-1199. DOI:10.1007/s10530-011-0148-y.
- WINGARD, G. L., J. B. MURRAY, W. B. SCHILL & E. C. PHILLIPS. 2008. Red-rimmed melania (*Melanoides tuberculatus*): a snail in Biscayne National Park, Florida - harmful invader or just a nuisance? *U.S. Geological Survey Fact Sheet* 2008-3006 <http://pubs.usgs.gov/fs/2008/3006/> (consultado en septiembre 11, 2016).
- WILLIAMS, W. D. 1987. Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard. *Ambio* 16: 180-185. DOI: 10.1023/A:1014598509028.
- ZALIZNIAK, L., B. J. KEFFORD & D. NUGEGODA. 2006. Is all salinity the same? I The effect of ionic proportions on the salinity tolerance of five species of freshwater invertebrates. *Marine and Freshwater Research* 57: 75-82. DOI: 10.1071/mf05103.