



**UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO**  
**División Académica de Ciencias Biológicas**



**“PREFERENCIA Y RANGOS DE LA TOLERANCIA A LA  
TEMPERATURA Y SALINIDAD DE GASTERÓPODOS  
NATIVOS Y NO NATIVOS EN EL ESTADO DE  
TABASCO, MÉXICO”.**

**Trabajo recepcional, en la modalidad de:**

**TESIS**

**Para obtener el grado en:**

**Doctor en Ciencias en Ecología y Manejo de  
Sistemas Tropicales**

**Presenta:**

**M. en C. Natalia Celia Albarrán Mélzer**

**Directores:**

**Dr. Luis José Rangel Ruíz  
Dra. Lilia María Gama Campillo**

Villahermosa, Tabasco, México.

Febrero, 2018



**UNIVERSIDAD JUÁREZ  
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
DIRECCIÓN

ENERO 23 DE 2018

**C. NATALIA CELIA ALBARRÁN MÉLZER  
PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y  
MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES  
P R E S E N T E.**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"PREFERENCIA Y RANGOS DE TOLERANCIA A LA TEMPERATURA Y SALINIDAD DE GASTERÓPODOS NATIVOS Y NO NATIVOS EN EL ESTADO DE TABASCO, MÉXICO"**, asesorado por el Dr. Luis José Rangel Ruiz sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado está integrado por el Dr. Wilfrido Miguel Contreras Sánchez, Dr. Stefan Louis Arriaga Weiss, Dr. Luis José Rangel Ruiz, Dra. Ena Edith Mata Zayas, Dr. Carlos Alfonso Álvarez González, Dra. Lilia María Gama Campillo y Dra. Claudia Elena Zenteno Ruiz.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

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

**ATENTAMENTE**  
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

**M. EN C. ROSA MARTHA PADRON LOPEZ**  
**DIRECTORA**

UJAT  
DIVISIÓN ACADÉMICA  
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente del Alumno.

C.c.p.- Archivo

## CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **“PREFERENCIA Y RANGOS DE TOLERANCIA A LA TEMPERATURA Y SALINIDAD DE GASTERÓPODOS NATIVOS Y NO NATIVOS EN EL ESTADO DE TABASCO, MÉXICO”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en éste documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 23 Días del mes de Enero de 2018.

**AUTORIZO**



---

**NATALIA CELIA ALBARRÁN MÉLZER**

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	3
<b>2. ANTECEDENTES</b>	9
2.1 Estudios de termotolerancia en moluscos	9
2.2 Estudios de salinidad en moluscos	11
2.3 Efectos fisiológicos en moluscos a cambios de temperatura y salinidad	12
<b>3. OBJETIVOS</b>	
3.1 Objetivo General	
3.2 Objetivos Específicos	15
<b>4. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</b>	16
<b>5. CAPITULOS</b>	
<b>5.1 CAPITULO I: Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos de Tabasco, México</b>	25
Resumen	25
Introducción	27
Materiales y Métodos	28
Resultados	31
Discusión	37
Referencias	42

<b>5.2 CAPITULO II: Influencia de la Temperatura sobre el Crecimiento, Supervivencia y Reproducción de <i>Pyrgophorus coronatus</i> (Pfeiffer, 1849) y <i>Tarebia granifera</i> (Lamarck, 1822)</b>	48
Resumen	48
Introducción	50
Materiales y Métodos	52
Resultados	53
Discusión	59
Referencias	64
<b>5.3 CAPITULO III: Discusión general</b>	71
<b>6. CONCLUSIONES</b>	81
<b>7. RECOMENDACIONES</b>	82
<b>8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	83

## 1. INTRODUCCIÓN

Los moluscos dulceacuícolas, integrados por bivalvos y gasterópodos, son grupos muy 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). Son organismos que pueden observarse a simple vista, viven sobre el fondo de ríos y lagos, enterrados en el fango o arena, o adheridos a troncos, vegetación sumergida y rocas (Baddi et al., 2005; Arias et al., 2010; Naranjo-García & Olivera-Carrasco, 2014; Torrente et al., 2016).

La tolerancia y adaptabilidad de los moluscos, en particular algunos bivalvos y gasterópodos, los han situado como los organismos preferidos en el monitoreo de la presencia de contaminantes e indicadores de la calidad de los ecosistemas. Los bivalvos como filtradores y algunos gasterópodos como herbívoros responden, cada uno, a una fracción particular del cuerpo de agua (Conti & Cecchetti, 2003).

Presentan ventajas respecto a otros componentes de la biota acuática, como su presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual posibilita realizar estudios comparativos; su naturaleza sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente; los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, que pueden ser realizados con equipos simples y de bajo costo, y la disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, además el muestreo es relativamente sencillo (Rosenberg & Resh, 1993).

Mayormente son utilizados como organismos bioindicadores, siendo un grupo que presentan adaptaciones evolutivas a las condiciones ambientales y presentan límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos valores de tolerancia varían, por lo que se pueden encontrar organismos “sensibles” que no soportan las nuevas condiciones impuestas, comportándose como “intolerantes”, otros pueden ser “tolerantes” que no se ven afectados por estos cambios

ambientales como la temperatura y salinidad (Hellowell, 1986 & Alba-Tercedor, 1996).

Los valores de tolerancia e intolerancia, se presentan en especies sumamente especializadas u oportunistas como las especies invasoras, además en organismos nativos de la región; lo que se manifiesta en diferentes respuestas a las modificaciones del hábitat y la contaminación (Álvarez, 2014).

Las respuestas a la contaminación y cambios en las variables ambientales como la temperatura, salinidad o cambios hidrológicos, pueden advertirse tanto en individuos como en poblaciones y pueden ser manifestación de modificaciones en comportamiento, fisiología, reproducción o simple tolerancia o intolerancia a las nuevas condiciones impuestas (Baqueiro et al., 2007; Uribe, 2015).

El rango de tolerancia 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 los mismos y en poco tiempo sobreviene la muerte (Fry, 1947). El método para la determinación del rango de tolerancia, consiste en someter ejemplares aclimatados, a cambios agudos de diferentes magnitudes del factor durante un tiempo de exposición previamente establecido (Conti & Cecchetti, 2003).

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). Son factores que limitan la distribución, abundancia y el nivel de actividad en organismos poiquiloterms, distintas especies del mismo género pueden llegar a tolerar salinidades temperaturas de forma diferente (Eckert et al., 1989). Las respuestas de los organismos por efecto de la temperatura y la salinidad, así como de otros factores, pueden ser observadas en el crecimiento, reproducción, sobrevivencia, metabolismo, alimentación y excreción (Bacho, 2007).

Pueden también afectar directa e indirectamente la supervivencia de larvas, juveniles y adultos, y es conocida su influencia en la reproducción con sus efectos en la maduración de gametos, desove y desarrollo embrionario (Mesas & Tarifeño, 2015; Chávez et al., 2017).

La salinidad por ejemplo, influye en la concentración de oxígeno, a mayor grado de salinidad, menor será la concentración de oxígeno. Una disminución prolongada de la salinidad provoca un importante retraso en el desarrollo sexual, llegando a los extremos de que un elevado porcentaje, no alcanzan la maduración ante condiciones desfavorables de este parámetro (Sokolova, 2012), perturbándose incluso el comportamiento general del animal, de forma que ante los descensos y aumentos de salinidad se dan alteraciones en los procesos respiratorios, así como en los reproductivos a nivel de la estimulación de liberación de gametos maduros (Shpigel, 1992; Sokolova, 2001).

La concentración de la salinidad y sus variaciones tienen un impacto en la composición y osmolaridad de los fluidos corporales, entre los cuales algunos grupos o especies poseen habilidades fisiológicas de osmoregulación. La osmoregulación puede ser considerada como una función adaptativa de los organismos, para ocupar hábitats con un alta, baja o salinidad variable, donde se requiere una amplia tolerancia para sobrevivir. La osmoregulación en moluscos dulceacuícolas ha sido poco estudiada y las investigaciones donde se han realizado más estudios sobre este tema han sido en moluscos marinos (Signoret-Brailovsky et al., 1996; Navarro & González, 1998).

La temperatura al ser una variable permisiva, atraviesa barreras físicas y puede provocar efectos directos sobre la estructura de todas las macromoléculas (Hickey & Singer, 2004). Interviniendo en la velocidad con que se realizan los procesos metabólicos provocando cambios fisiológicos, necesidades energéticas distintas, variaciones en la condición, el estado de salud y el crecimiento (Bernabé, 1991).

El aumento de la temperatura del agua conlleva a un aumento en el metabolismo de los organismos acuáticos (Zapata, 2014; Cerón et al., 2015). Además las



temperaturas que se encuentran fuera del óptimo térmico, afectan las funciones biológicas de los organismos retardándolos o inhibiéndolos, debido a que algunos procesos como el metabolismo de rutina, el trabajo cardíaco, la reproducción y el crecimiento tienen un óptimo de temperatura funcional (Rodríguez et al., 2012).

También se modifica las tasas metabólicas, acelerando las reacciones enzimáticas, lo cual repercute directamente en el consumo de oxígeno y en los requerimientos energéticos para la realización de las diferentes actividades como el crecimiento y la reproducción (Gallardo-Pineda et al., 2015). Cuando las tasas metabólicas son altas el costo energético aumenta correlacionándose con un mayor movimiento de la especie, crecimiento rápido y un comienzo más temprano de la reproducción (Boratynski & Koteja, 2010; Burton et al., 2011; Pettersen et al., 2016).

En especies invasoras las tasas metabólicas son mayores, ya que son capaces de mantener una limitación baja de oxígeno o alteraciones fisicoquímicas que las especies nativas (Zhao & Feng, 2015; Lagos et al., 2017b). Cuando las tasas metabólicas son altas el costo energético aumenta correlacionándose con un mayor movimiento de la especie, crecimiento rápido y un comienzo más temprano de la reproducción, además de un consumo elevado de oxígeno disuelto y excreción de amonio (Shpigel et al., 1992; Boratynski & Koteja, 2010; Burton et al., 2011, Pettersen et al., 2016).

Y cuando se presenta una tasa metabólica baja, los organismos requieren de la depresión o disminución de energía para asegurar la supervivencia, principalmente en invertebrados (Sokolova et al., 2012).

Entonces para caracterizar una especie desde el punto de vista fisiológico es necesario conocer primero su preferencia térmica y su tolerancia, dada la influencia preponderante de la temperatura en el metabolismo y el crecimiento (Díaz & Buckle, 1993). Los organismos acuáticos han desarrollado respuestas adaptativas a las variaciones de los factores ambientales, que les permiten

desempeñarse fisiológicamente de manera normal fuera de los límites óptimos de dichos factores.

Dichos factores actúan con un comportamiento termorregulador, este comportamiento se define como la capacidad que tienen los organismos para preferir, evitar, tolerar y resistir un intervalo de temperatura. En este sentido, el preferendum térmico es una respuesta específica de una especie cuando es colocada en un gradiente de temperatura, está fijada genotípicamente, pero puede variar por la influencia de factores ambientales no térmicos (Fry, 1947; Reynolds & Casterlin, 1979; Kerambrum, 1988).

La temperatura preferida, representa el intervalo térmico en el cual los procesos que controlan la actividad de los organismos son efectivos y su eficiencia se incrementa y se optimiza (Prosser & Nelson, 1981; Kelsch & Neill, 1990), se ha demostrado que los organismos acuáticos seleccionan temperaturas en proporción a la cantidad de energía metabólica disponible, que puede ser canalizada para crecimiento, actividad, reproducción y otras funciones fisiológicas.

La termotolerancia es la capacidad de los organismos a soportar un intervalo de temperatura y está asociada a la especie, al historial térmico de la población, a la temperatura de aclimatación y a algunos factores externos como la salinidad y el oxígeno disuelto, e internos como la edad, talla, el estado reproductivo, entre otros (Bayne 1976; Green et al., 1983; Quinn et al., 1994).

Es por ello, que la importancia de utilizar parámetros fisicoquímicos en estudios de moluscos, es porque a través de la variación espacial y temporal de estos factores, se determinan las características, distribución y comportamiento de las poblaciones existentes (Doty, 1957; Denley, 1979; Garrity & Levings, 1981, Olabarría et al., 2001).

Dos fenómenos contrarios amenazan las comunidades de moluscos en zonas vulnerables a los efectos del cambio climático en la planicie de Tabasco, por un lado se espera un incremento en la salinidad y temperatura en cuerpos de agua dulce producto del incremento del nivel del mar y por otro la disminución temporal

de salinidad en las lagunas salobres producto del aumento de la frecuencia e intensidad de tormentas severas sobre los territorios de Chiapas y Tabasco.

Por lo anterior, estudios sobre la tolerancia de factores como la temperatura y salinidad en organismos acuáticos son necesarios para poder predecir en un futuro su influencia en la riqueza, abundancia y distribución de especies, poblaciones y comunidades de organismos acuáticos (Kinne, 1971; Albarrán et al., 2017).

La presente tesis tiene la finalidad de agrupar los estudios de ecotoxicología en moluscos utilizando las variables de temperatura y salinidad, investigando la temperatura preferencial, los rangos de tolerancia, determinando la concentración letal media  $CL_{50}$  y  $CL_{90}$ , así como la influencia de la temperatura sobre el crecimiento, reproducción y sobrevivencia en especies de moluscos nativos y no nativos mediante bioensayos de laboratorio.

El documento está conformado por el capítulo I, que es un artículo aceptado y publicado con fecha de Recibido: 08 de diciembre de 2016 y Aceptado: 27 de marzo de 2017, en la revista Hidrobiológica 2017, 27 (2): 145-151. Y por un segundo Capítulo: un artículo enviado a la revista Hidrobiológica, con fecha de recibido 13 de noviembre de 2017.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Estudios de termotolerancia en moluscos

La temperatura es un factor que limita la distribución, abundancia y el nivel de actividad en organismos poiquiloterms (Prosser & Heath, 1991). Se han realizado distintos estudios de termotolerancia en moluscos, principalmente marinos. Leighton et al. (1981) trabajó con organismos juveniles de *Haliotis fulgens* en California EUA y la describe como una especie tropical, con un intervalo óptimo entre 22°C y 28°C y una temperatura letal media a 48 h de 31.5°C. González-Avilés & Shepherd (1996) encontraron para poblaciones de Isla Cedros B.C.S, un mayor crecimiento en temperaturas entre los 20°C y 23°C.

En Israel McBride et al. (2001), evaluaron el potencial de crecimiento a diferentes temperaturas en almejas y abulones; mencionando que las temperaturas preferidas oscilan entre 20°C y 22°C, coincidiendo con los anteriores autores. Díaz et al. (2006), trabajaron con organismos juveniles de *Haliotis* de la zona de Eréndira en Ensenada B.C., encontrando una preferencia térmica y temperatura óptima de crecimiento en 25.4°C y 24.6°C respectivamente y una temperatura crítica máxima de 33.6°C.

García et al. (2007) determinaron la supervivencia, crecimiento y composición de tejidos en *Haliotis fulgens* a diferentes temperaturas provenientes de la zona de Eréndira B.C.S. y de la Península de Yucatán y observaron signos de estrés. Alteraciones en sus ritmos fisiológicos y retraso en la reproducción.

Velasco-Echavarría (2014), trabajó con juveniles de abulón azul (*H. fulgens*) provenientes de Bahía Tortugas B.C.S. y evaluó el potencial de crecimiento a diferentes temperaturas. Esta autora encontró la temperatura óptima de crecimiento a 23°C y una temperatura máxima de 33°C.

Algunos estudios sobre gasterópodos dulceacuícolas presentan un auge en los años 70's con Burky et al. (1972) el cual realizó un experimento con *Pomacea insularum*, indicando un límite de tolerancia entre 20 y 30°C, bajo condiciones de

laboratorio en el laboratorio de la Universidad de Texas en Arlington, determinando una temperatura preferida de 25°C. Así como la especie de *Pomacea urceus* con una temperatura máxima de 40°C y 25°C como temperatura preferencial. De igual forma Beames & Lindeberg (1977) realizaron un estudio sobre la tolerancia térmica en el caracol pulmonado *Physa anatina* que es una especie templada norteamericana, presentando un límite térmico crónico de 41°-43°C

Ross & Ultsch (1980) en el laboratorio de Tuscaloosa, Alabama. Determinaron la termotolerancia del caracol dulceacuícola *Goniobasis cahawbensis* y *Goniobasis carinifera*, indicando que son especies que toleran un rango entre 10 y 24°C, con una preferencia de temperatura de 17°C. Beames & Lindeberg (1977) con *Physa anatina* determinaron el límite térmico entre 41°- 43°C. *Lymnaea peregra*, con 40°C máxima y 17°C mínima (Skoog, 1976). En la india, Tanveer (1992) trabajo con *Lymnaea acuminata*, *Indoplanorbis exustus* y *Physa acuta* determinando que estas tres especies son capaces de tolerar una temperatura de 37.5°C a 45.4°C respectivamente.

Chianotis et al. (1980) & Appleton et al. (2009) mencionan que el gasterópodo invasor *Tarebia granifera* entre sus preferencias ambientales, están las temperaturas mayores a 24°C.

Goldfish (2007) menciona que *Pomacea flagellata*, es muy tolerante a cambios bruscos de temperatura, arriba de 32°C son mortales y sobrevivirían unos 10 a 15 días, a 0°C dos días máximo, a -3°C no más de seis horas. Las temperaturas arriba de 40 °C mueren entre una y cuatro horas. La temperatura ideal para ésta especie, es de 24 a 28°C a mayor calor habrá más actividad en el caracol y su vida sexual se despertará, y a menor temperatura caerán en un letargo; se alimentará menos y consecuentemente defecará menos.

## 2.2 Estudios de salinidad en moluscos

La salinidad es un factor principal que influye en la distribución, abundancia y desarrollo de los organismos acuáticos (Remane & Schlieper, 1971), incluyendo moluscos marinos, salobres y dulceacuícolas. Algunos estudios han determinado la tolerancia a la salinidad con gasterópodos planctónicos *Creseis acicula* y *Limacina trochiformisen* en la zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) sobre el territorio ecuatoriano, estableciendo un rango de tolerancia entre 31.9‰ a 34.9 ‰ para *C. acicula* y 31.6‰ a 34.8‰ para *L. trochiformisen* (Cruz, 2012).

Berger & Gorbushin (2001) estudiaron dos especies de gasterópodos *Hydrobia ulvae* y *H. ventrosa* recolectados en la bahía de Kandalakshskii en Rusia, indicando que son especies bastante resistentes a bajas salinidades (6-10‰) y altas (35-45‰).

Jacobsen & Forbes (1997) realizaron un estudio con gasterópodos dulceacuícolas del género *Pomacea*. Indicando que *P. insularum* presenta una tolerancia a la salinidad alrededor de 3 y 5 ‰, y para *P. bridgesi* en un rango de 0-6.8 ‰, ambas especies presentaron una óptima sobrevivencia de 90% en 28 días de exposición, sobrepasando el 6.8 ‰ la sobrevivencia declina en un 50%. Estos autores determinan a estas dos especies como eurihalinos limnobiontes. Un estudio similar se realizó con *Physa acuta* indicando tolerancia a la salinidad de 9.04 ‰ durante 72 horas, pero al incrementar la salinidad a 13.62 ‰ y 18.21 ‰ a 25°C, se presentó una mortalidad del 100% (Ashir et al., 1988).

Jordan & Deaton (1999) demostraron que el prosobranquio dulceacuícola *Pomacea bridgesi*, presenta una sobrevivencia >80% cuando se expone a salinidades con un rango desde 0-6.8‰ durante 14 días y un 100% de mortalidad en una salinidad de 13.6‰ en 3 días. Otro prosobranquio gasterópodo dulceacuícola *Bithynia tentaculata*, presentó una sobrevivencia del 36% cuando se expuso a una salinidad de 8‰ por 4 días (Klekowski, 1961).

En otro estudio que se realizó con el gasterópodo hidróbido *Potamopyrgus antipodarum*, indican que esta especie tolera altas salinidades entre 0 - 15‰

(Jacobsen & Forbes, 1997), siendo hasta el 5‰ donde no se afectó su reproducción, alimentación y crecimiento.

Las tolerancias de temperatura y salinidad en especies de moluscos dulceacuícolas nativos y no nativos, colectados en el Río Rin, fueron determinadas encontrando que para las especies nativas, la tolerancia máxima a la salinidad varía de 0.5 a 19.0‰ y para las no nativas de 1.0 a 28.0‰ (Verbrugge et al., 2012).

### **2.3 Efectos fisiológicos en moluscos a cambios de temperatura y salinidad**

Las respuestas de los organismos por efecto de la temperatura y salinidad, así como de otros factores, pueden ser observadas en el crecimiento, reproducción, sobrevivencia, metabolismo, alimentación y excreción (Bacho, 2007). Es bien conocida la capacidad de los bivalvos para sobrevivir en la zona intermareal, donde están sujetos a frecuentes periodos de desecación, cambios de salinidad, temperatura y fuertes cargas de sedimentos.

Cuando cualquiera de estos factores se vuelve intolerante, los bivalvos y algunos gasterópodos lo sobrellevan cerrando sus valvas y/o opérculo, modificando su proceso respiratorio con un incremento del ácido láctico en la hemolinfa y modificando la acidez del líquido intervalvar (Galtsoff, 1964). Un proceso fisiológico similar ha demostrado Suresh & Mohandas (1987 en Lewis, 1990), como respuesta a la reducción en las tasas de filtración por exceso de sedimentos salinos en el ambiente, asociado a una disminución en la tasa de captación de oxígeno. Tal tasa de filtración está asociada a una menor actividad ciliar en respuesta al incremento en los niveles de contaminantes y salinidad (Almeida et al. 2003).

Binelli et al. (2001) & Almeida et al. (2003) evaluaron las respuestas de cambios fisiológicos inducidos por los cambios de temperatura en *Dreissena polymorpha* a temperaturas de 26 y 28°C, indicando que se presenta un adelanto en el desove (Binelli et al., 2001) así como la modificación en los niveles de serotonina y dopamina que tienen un efecto sobre el tono muscular y el ciclo reproductor.

Los mejillones *Dreissena polymorpha* y *Mytilus edulis* se liberan de su biso (filamentos que los ayudan a fijarse al sustrato) cuando se ven sometidos a cambios de temperatura y salinidad, permitiendo ser arrastrados por las corrientes (Gundacker, 1994; Almeida et al., 2003) al igual que algunos bivalvos de la zona litoral que aprovechan las corrientes y el oleaje para reubicarse (Van Eps, 1982). Asimismo, es bien conocida su capacidad de aislarse por varias horas con el cierre hermético de las valvas, cuando las condiciones ambientales se vuelven adversas, habiéndose demostrado este comportamiento tanto ante el estímulo de factores naturales como antropogénicos (Loosanoff & Tommers, 1948; Galtsoff, 1964).

Almeida et al. (2003) registran cambios en los niveles de serotonina tanto en la glándula digestiva como en el tejido muscular del mejillón *Perna perna* expuestos a temperaturas mayores de 28 y 30°C, produciendo contracción del músculo aductor, en *Anodonta cygnea* en la formación del periostraco, en tanto que la serotonina induce la relajación muscular en mejillones, y tiene además una función regulatoria en el ciclo reproductor.

Suresh & Mohandas (1987 en Lewis, 1990) proponen los cambios de ácido láctico en la hemolinfa de los bivalvos como indicador de la respuesta de los organismos a presiones ambientales. La presencia de salinidades entre 20 y 35 ppm por 36 horas, induce el incremento de poros en la membrana subcelular del tracto digestivo, lo que se interpreta como una reacción al estrés (Knigge et al., 2002).

Los mecanismos de protección a cambios ambientales, no sólo actúan en el nivel interno celular y subcelular; Tournie & Mednaoui (1986 en Lewis, 1990) encontraron que el gasterópodo *Hydrobia ulvae* produce y libera al medio agentes quelantes que pueden regular la disponibilidad local a cambios en las salinidades del medio en el que habita y *Mytilus sp* presenta una disminución en la capacidad de filtración, que da como resultado reducción en el potencial de crecimiento (Widdows et al., 1996).



En general la temperatura y salinidad modifican la tasa metabólica, acelerando las reacciones enzimáticas, lo cual repercute directamente en el consumo de oxígeno y en los requerimientos energéticos para la realización de las diferentes actividades como el crecimiento y la reproducción (Gallardo-Pineda et al., 2015). Cuando las tasas metabólicas son altas el costo energético aumenta correlacionándose con un mayor movimiento de la especie, crecimiento rápido y un comienzo más temprano o tardío de la reproducción (Boratynski & Koteja, 2010; Burton et al., 2011; Pettersen et al., 2016).

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1 Objetivo general

Determinar la preferencia y rangos de tolerancia a la temperatura y salinidad de gasterópodos nativos e introducidos en el estado de Tabasco, bajo condiciones de laboratorio.

#### 3.2 Objetivos Específicos

- Determinar la concentración letal media  $CL_{50}$  y  $CL_{90}$  a la salinidad de *A. clenchi*, *P. coronatus*, *M. impluviata*, *P. flagellata*, *T. granifera* y *M. tuberculata*.
- Determinar el efecto de la temperatura sobre el crecimiento, reproducción y sobrevivencia de *P. coronatus* y *T. granifera*.

#### 4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albarrán M. N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez & C. Z. Pacheco Figueroa. 2017. Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27 (2): 145-151.
- Alba T. J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, España. 2: 203-213.
- Almeida E., A. Bairy, D. Madeiros & P. Di Mascio. 2003. Effects of trace metal and exposure to air on serotonin and dopamine levels in tissues of the mussel *Perna perna*. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1485–1490.
- Álvarez R. 2014. Las especies exóticas invasoras en la legislación española. *Revista ambiental*, 109-112.
- Arias G. S., L. J. Rangel Ruiz, A. J. Gamboa, L. O. Ortiz, M. M. García & J. A. Arévalo de la Cruz. 2010. Macroinvertebrados acuáticos en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Libro: Perspectivas en Malacología Mexicana 219 p.
- Ashir A. M., S. N. Mahmoud, A. S. 1998. Salinity tolerance in the freshwater snail *Physa acuta*. *Journal of Biological Sciences* 19: 901-910.
- Bacho S. 2007. Efectos de la turbidez sobre el crecimiento de tres especies de moluscos con perspectiva de utilizarlas en el tratamiento de efluentes camaroneros. *Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas*.
- Baddii Z., C. Garza & F. Landero. 2005. Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos asociados. *Cultura Científica y Tecnológica* 2(6): 4-20.
- Beames C. G. & D. R. Lindeberg. 1977. Temperature adaptations in the snail *Physa anatinae*. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* 48: 12-14.

- Baqueiro C. E., L. Borabe, G. Islas & J. N. Rodríguez. 2007. Los moluscos y la contaminación. Una revisión. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 1-7.
- Bayne B. 1976. Marine mussels: their ecology and physiology. Cambridge University Press 505 p.
- Berger V. Y. & A. M. Gorbushin. 2001. Tolerance and Resistance in Gastropod Mollusks *Hydrobia ulvae* and *H. ventrosa* from the White Sea to Abiotic Environmental Factors. *Russian Journal of Marine Biology* 27 (5): 314–319.
- Bernabé G. 1991. Acuicultura. Vol1. Ediciones Omega, España. 478 p.
- Binelli A. R., G. Bacchetta, G. Vailati, S. Galassi & A. Provini. 2001. DDT contamination in Lake Maggiore and effects on *Zebra mussel* spawning. *Chemosphere* 45: 409-415.
- Boratynski Z. & P. Koteja. 2010. Sexual and natural selection on body mass and metabolic rates in free-living bank voles. *Functional ecology* 24: 1252-1261.
- Burky A. J., J. Pacheco & J. Perera. 1972. Temperature, water and respiratory regimes of an amphibious snail, *Pomacea urceus* (Müller), from the Venezuelan savannah. *Biological Bulletin* 143: 304-316.
- Burton T., S. Killen, J. Armstrong & N. Metcalfe. 2011. What causes intraspecific variation in resting metabolic rate and what are its ecological consequences? *Proceedings Biological Sciences* 268 (1724): 3465-3473.
- Cerón O., R. Moctezuma, M. Ángeles, S. Montufar & E. León. 2015. Efecto interactivo del alimento y la calidad de agua en el crecimiento y sobrevivencia de postlarvas de acocil de río *Cambarellus montezumae*. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86: 131-142.
- Chaniotis B. N., J. M. Butler, F. F. Ferguson & W. R. Jobin. 1980. Bionomics of *Tarebia granifera* (Gastropoda: Thiaridae) in Puerto Rico and Asian vector of *paragonimiasis westermani*. *Caribbean Journal of Science* 16: 81-89.

- Chávez V., D. Enríquez & A. Aldana. 2017. Efecto de la temperatura y la acidificación en larvas de *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae). *Revista de Biología Tropical* 65 (2): 505-515.
- Conti M. & G. Cecchetti. 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research* 93: 99-112.
- Cortés G. D. & O. Torres. 2014. Comunidades de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la isla de Providencia, Mar Caribe Colombiano. *Revista Intropica* 9: 9-22.
- Cruz M. 2012. Preferencia y rangos de tolerancia a la temperatura y salinidad de los pterópodos y heterópodos frente a la costa ecuatoriana. *Acta Oceanográfica Del Pacífico* 17 (1) 93-125.
- Denley E. 1979. Experiments on factors influencing the settlement survival and growth of two species of barnacles in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 13: 111-158.
- Díaz F. & L. Buckle. 1993. Thermoregulatory behavior of *Macrobrachium rosenbergii* (Crustacea: Palaemonidae). *Journal of Tropical Ecology* 34: 199-203.
- Díaz F., A. Re, Z. Medina, G. Re, G. Valdez & F. Valenzuela. 2006. Thermal preference and tolerance of Green abalone *Haliotis fulgens* (Philippi, 1845) and pink abalone *Haliotis corrugata* (Gray, 1828). *Aquaculture Research* 37: 877-884.
- Doty S. 1957. Rocky intertidal surfaces. E. W. Hedgth (ed). *Treatise on Marine Ecology and Paleocology. Geological Society of America* 67: 535-545.
- Eckert R., D. Randall & G. Augustines. 1989. Fisiología Animal. Mecanismos y Adaptaciones. Interamericana McGraw-Hill. 650 p.
- Fry F. 1947. Effects of the environment on animal activity. University of Toronto Studies Biology Series Publications 55: 1-62.

- García E., M. Montes & G. González. 2007. Effect of temperature and photoperiod on the growth, feed consumption, and biochemical content of juveniles Green abalone *Haliotis fulgens*, feed on balanced diet. *Aquaculture*. 262: 129-141.
- Gallardo P. Y. S. M. Rodríguez, O. C. Carmona & G. A. Blancas. 2015. Efecto de la temperatura sobre el crecimiento, supervivencia y reproducción de juveniles de *Cambarellus patzcuarensis*. *Revista AquaTIC* 42: 17-27.
- Galtsoff P. 1964. The American oyster *Crassostrea virginica* Gmelin. US Department of the Interior. *Fishery Bulletin* 64: 1-480.
- Garrity S. & H. Levings. 1981. A predator-prey interaction between two physically and biologically constrained tropical rocky shore gastropods: direct and community effects. *Ecological Monographs* 51: 267-286.
- Goldfish. 2007. (en línea). Consultado 14 abril 2011. Disponible en: [http://www.elgoldfish.com/articulos/caracol\\_manzana.html](http://www.elgoldfish.com/articulos/caracol_manzana.html)
- González A. J. & S. A. Shepherd. 1996. Growth and survival of the blue abalone *Haliotis fulgens* in barrels at Cedros Island, Baja California Sur, with a review of abalone barrel culture. *Aquaculture* 140, 169-176.
- Green R. H., S. M. Singh, B. Hikcs & J. M. McCuaig. 1983. An Artic intertidal population of *Macoma balthica* (Mollusca, Pelecypoda): Genotypic and phenotypic components of population structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40(9): 1360-1371.
- Gundacker C. 1994. Tissue-specific heavy metal (Cd, Pb, Cu, Zn) deposition in a natural population of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pallas. *Chemosphere* 38: 3339-3356.
- Hellawell J. 1986. Biological indicators of fresh water pollution and environmental management. *Elsevier Applied Science Publishing*. 546 p.

- Hickey D. A. & A. C. Singer. 2004. Genomic and proteomic adaptations to growth at high temperature. *Genome Biology* 5(10): 117.
- 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.
- Jordan P. J. & L. E. Deaton. 1999. Osmotic regulation and salinity tolerance in the freshwater snail *Pomacea bridgesi* and the freshwater clam *Lampsilis teres*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 122: 199-205.
- Kerambrun P. 1988. Adaptation a la temperature: Aspects physiologiques et genetiques. *Oceanis* 14: 565-578.
- Kinne O. 1971. *Marine Ecology*. Volumen 1 Part. 2. London: Wiley. Intersciencie, 1774 p.
- Knigge T., N. Mann, Z. Parveen, C. Perry, M. Gernhofer, R. Tribskorn, H. R. Kohler & M. Connock. 2002. Mannosomes: a molluscan intracellular tubular membrane system related to heavy metal stress? *Comparative Biochemistry and Physiology* 131: 259–269.
- Kelsch S. W. & W. H. Neill. 1990. Temperature preference versus acclimation in fishes: Selection for changing metabolic optima. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 601-610.
- Klekowski R. Z. 1961. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) and other snails in diluted sea-water and during the following desiccation. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 9: 383-405.
- Lewis A. G. 1990. The biological importance of copper. A literature review. Final report INCA project No. 223. <http://scirus.landingzone.nl/other/?q=Type%20your%20own%20search%20here>

- Lagos M. E., C. R. White & D. J. Marshall. 2017. Do invasive species live faster? Mass-specific metabolic rate depends on growth form and invasion status. *Functional Ecology* 31(11): 2080-2086.
- Leighton D. I. M. J. Byhower, J. C. Kelly, C. N. Hooker & D. E. Morse. 1981. Acceleration of development and growth in young green abalone (*Haliotis fulgens*) using warmed effluent seawater. *Journal World Mariculture Society* 12(1): 170-180.
- Loosanoff V. & F. Tommers. 1948. Effect of suspended silt and other substances on rate of feeding of oysters. *Science* 107: 69-70.
- McBride S., E. Rotem, D. Ben & M. Shpigel. 2001. Seasonal energetics of *Haliotis fulgens* (Philippi) and *Haliotis tuberculata* (L.). *Journal of Shellfish Research* 20(2): 659-665.
- Mesas A. & E. Tarifeño. 2015. Upper lethal temperatures for the mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819) in central coast of Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research* 43 (3): 473-483.
- Naranjo G. E. & M. C. Olivera. 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 337-345 p.
- Navarro J. M. & C. M. González. 1998. Physiological responses of the Chilean scallop *Argopecten purpuratus* to decreasing salinities. *Aquaculture* 167: 315-327.
- 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.



- Pettersen A., C. White & D. Marshall. 2016. Metabolic rate covaries with fitness and the pace of the life history in the field. *Proceedings of the Royal Society of London. Biological Sciences* 283 p.
- Prosser C. L. & D. O. Nelson. 1981. The role of nervous system in temperature adaptation of poikilotherms. *Annual Review of Physiology* 43: 281-300.
- Prosser C. L. & J. E. Heath. 1991. Temperature. En: Environmental and metabolic animal physiology, 4<sup>a</sup> ed. (Prosser, C.L. Ed.) Wiley-Liss. 109-165 p.
- Quinn J. M., G. L. Steele, C. W. Hickey & M. L. Vickers. 1994. Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream Invertebrates species. *Journal of Marine and Freshwater Research* 28(4): 391-397.
- Remane A. & C. Schlieper. 1971. *Biology of Brackish Water*. John Wiley and Sons, New York. 372 p.
- Reynolds W. W. & M. E. Casterlin. 1979. Thermoregulatory behavior of the pink shrimp *Penaeus duorarum* Burkenroad. *Hydrobiologia* 67(2): 179-182.
- Rodríguez R., N. Lazareno, L. Espinosa & F. Vega. 2012. Temperatura óptima y preferencia térmica del camarón de río *Macrobrachium tenellum* en la Costa Tropical del Pacífico Mexicano. *Boletim do Instituto de Pesca* 38(2): 121-130.
- Rosenberg D. & V. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, USA. 488 p.
- Ross M. J., G. R. Ultsch. 1980. Temperature and substrate influences on habitat selection in two Pleurocerid snails (*Goniobasis*). *American Midland Naturalist* 103: 209–217.
- Singnoret B. G., A. N. Maeda, T. G. Reynoso, E. G. Soto, P. S. Monsalvo & G. M. Valle. 1996. Salinity tolerance of the catarina scallop *Argopecten ventricosus-circularis* (Sowerby II, 1842). *Journal of Shellfish Research* 15(3): 623-626.

- Shpigel M., B. J. Barber & R. Mann. 1992. Effects of elevated temperature on growth, gametogenesis, physiology, and biochemical composition in diploid and triploid Pacific oysters: *Crassostrea gigas* Thunberg. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 15-25.
- Sokolova I. M. & H. O. Portner. 2001. Physiological adaptations to high intertidal life involve improved water conservation abilities and metabolic rate depression in *Littorina saxatilis*. *Marine Ecology Progress* 224: 171–86.
- Sokolova I. M., M. Frederich, R. Bagwe, G. Lannig & A. Sukhotin. 2012. Energy homeostasis as an integrative tool for assessing limits of environmental stress tolerance in aquatic invertebrates. *Marine Environmental Research* 79:1-15.
- Skoog G. 1976. Effects of acclimatization and physiological state on the tolerance to high temperatures and reactions to desiccation of *Theodoxus fluviatilis* and *Lymnaea peregra*. *Oikos* 27: 50-56.
- Tanveer A. 1992. Response to temperature and heat tolerance of some snails. Bangladesh. *Journal of Zoology* 20: 257-268.
- Torrente R. C., O. C. Trinidad, M. M. Castillo & E. Barba. 2016. Diversidad de macroinvertebrados en respuesta a cambios del uso de suelo en ríos de Tabasco, México. 3er Congreso Latinoamericano de Macroinvertebrados de Agua Dulce.
- Uribe E. B. 2015. El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Unión Europea - Programa EUROCLIMA (CEC/14/001). Santiago de Chile. 86 p. [http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/39855/S1501295\\_en.pdf;jsessionid=75E80796B72F38040C9C4972EBECDB1A?sequence=1](http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/39855/S1501295_en.pdf;jsessionid=75E80796B72F38040C9C4972EBECDB1A?sequence=1)
- Van E. G. 1982. Increase in surf clam populations after hypoxic water conditions off Little Egg inlet, New Jersey. *Journal of Shellfish Research* 2: 59 - 64.

- Velasco E. H. 2014. Marco ambiental y capacidad de recuperación ante estrés térmico del abulón azul (*Haliotis fulgens*, Philippi 1845) provenientes de la zona de Bahía Tortugas, B.C.S. Tesis de Maestría. CIBNOR. 56 p.
- Verbrugge L., A. Schipper, M. Huijbregts, G. Van del Velde & R. Lauven. 2012. Sensitivity of native and non-native mollusc species to changing river water temperature and salinity. *Biological Invasions* 14: 1187-1199.
- Widdows J., C. Nasci & V. U. Fossato. 1996. Effects of pollution on the scope for growth of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Venice lagoon, Italy. *Marine Environmental Research* 43:69–79.
- Zhao D. P. & P. S. Feng. 2015. Temperature increase impacts personality traits in aquatic non-native species: Implications for biological invasion under climate change. *Current Zoology* 61, 966-971.
- Zapata E. 2014. Anoxia Tolerance and Antioxidant Defences in the Green-Lipped Mussel *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) Under Acute Cadmium Exposure. *Latin American Journal of Aquatic Research* 42 (3): 514-522.

## CAPITULO I

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

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

Natalia Celia Albarrán Méizer, Luis José Rangel Ruíz, Lilia María Gama Campillo y Eduardo Moguel-Ordoñez. Juan de Dios Valdez Leal, Coral Javel Pacheco Figueroa.

Laboratorio de Malacología, División Académica de Ciencias Biológicas. UJAT. km 0.5. Carretera Villahermosa - Cárdenas, Villahermosa Tabasco, México. C.P. 94250. Tel. and Fax (993) 354-43-08.

Autor designado para la correspondencia: Luis José Rangel Ruiz

[ljrangel@msn.com](mailto:ljrangel@msn.com)

### **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 de Tabasco, determinando su CL<sub>50</sub> y CL<sub>90</sub>, y TL<sub>50</sub> y TL<sub>90</sub>. **Métodos.** Para determinar la CL<sub>50</sub>, CL<sub>90</sub> y rangos de tolerancia aguda a la salinidad de cuatro gasterópodos nativos y dos introducidos se probaron concentraciones de salinidad de 0 a 15 g/L. Se utilizaron tres réplicas y un testigo para cada concentración 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 con el menor rango de tolerancia fueron *Aroapyrgus clenchi*  $\leq 0.30$  g/L, *Pyrgophorus coronatus*  $\leq 1.00$  g/L y las de mayor

para *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata*  $\leq 5$  y *Mexinauta impluviata*  $\leq 6$  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 significativas con *Mexinauta impluviata* y *Pomacea flagellata*, pero si todas estas con *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, quienes presentaron una tolerancia menor a la salinidad.

**Palabras clave:** Gasterópodos, salinidad, Tabasco, tolerancia.

### ABSTRACT

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

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

## INTRODUCCIÓN

Los moluscos dulceacuícolas, integrados por bivalvos y gasterópodos, son grupos muy 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 (Olabarría *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). Siendo el aumento de la salinidad en los ecosistemas continentales, uno de los factores que influye en la distribución, la abundancia y el desarrollo de los organismos, distintas especies del mismo género pueden llegar a tolerar rangos de tolerancia a la salinidad de forma diferente (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 los mismos y en poco tiempo sobreviene la muerte (Fry, 1947). El método para la determinación del 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 es 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 & Schalie, 1937) y dos introducidos *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) y *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) de Tabasco (Contreras-Arquieta, 1995; Rangel-Ruiz y Gamboa-Aguilar, 2001; Cruz-Ascencio *et al.*, 2003; Albarran-Melze, *et al.*, 2009) en condiciones de laboratorio, determinando su CL<sub>50</sub> y CL<sub>90</sub>, y TL<sub>50</sub> y TL<sub>90</sub> para conocer la capacidad de adaptación de estas especies a un ambiente salino, producido por el incremento en el nivel del mar e 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 para *Pomacea flagellata* la colecta fue manual. Las seis especies de gasterópodos se recolectaron en las lagunas Guanal, San Isidro, Viento, Larga y Tintal en el municipio de Centla, en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco (Tabla 1). En estos cuerpos de agua la salinidad media anual es: Guanal de 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).

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 Guanal	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"

Para contar con un número suficiente de caracoles para los bioensayos se desarrollaron cultivos en tinas de 1 m<sup>3</sup> al aire libre, con agua declorinada, con 50 caracoles en promedio por especie para cada una. Durante este periodo no se llevó a cabo recambio de agua, solo se recuperaron los niveles en las tinas y se mantuvieron las temperaturas del medio. La aireación fue continua, se mantuvieron refugios como troncos y lirio acuático, 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, considerando 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 ± DE. Todas las medidas se dan en milímetros (mm).

Para determinar la concentración letal media CL<sub>50</sub> y la CL<sub>90</sub> (concentraciones en las cuales se producen el 50 y 90% de mortalidad de la población expuesta) con un nivel de confiabilidad del 95%, y establecer los rangos de tolerancia aguda a la salinidad, primero se realizó una prueba exploratoria para conocer un rango



preliminar aproximado, en la cual se preparó un amplio intervalo de concentraciones de salinidad de 0 a 15 g/L. Con base 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 para cada concentración. Todas ellas con tres réplicas cada una.

Los bioensayos se realizaron en recipientes de plástico circulares y transparentes de un litro de capacidad. Los parámetros fisicoquímicos promedio para todos los bioensayos fueron: Temperatura 25.0 °C, pH 6.9 y Oxígeno disuelto 4.2 mg/L. Para 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 (esta sal presenta proporciones iónicas similares al agua de mar). Los recipientes de plástico, probetas, vasos de precipitado utilizados en la preparación de las soluciones y pruebas fueron lavados de acuerdo a la técnica propuesta por Sobrino y Pica (2008).

Para establecer las diferencias significativas entre las concentraciones y entre las repeticiones se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis y la prueba de Rangos Múltiples, utilizando el programa estadístico de Statgraphics Centurión XV. Para la determinación de la CL<sub>50</sub> y CL<sub>90</sub> se utilizó una regresión Probit-Log, con el programa \IBM\SPSS\Statistics© Versión 20 (Segnini & Chung, 1989; Azuaje & Chung, 1993; Chung, 1994). El tiempo letal TL<sub>50</sub> y TL<sub>90</sub> para cada

concentración se consideró como el tiempo que tarda en morir el 50 y 90 % de los caracoles expuestos.

## RESULTADOS

Para los bioensayos en total se utilizaron 2,340 organismos: de *Pyrgophorus coronatus* 320 org con un LC de (2.0 - 5.3)  $3.3 \pm 0.9$  mm; Para *Aroapyrgus clenchi* 380 org con un LC de (1.5 - 3.1)  $2.3 \pm 0.4$  mm; para *Pomacea flagellata* 320 con un LC de (23.6 - 49.9)  $38.1 \pm 6.9$  mm; para *Melanoides tuberculata* 500 org con un LC de (17.4 - 21.8)  $19.6 \pm 1.2$  mm; para *Tarebia granifera* 500 org con un LC de (16.2 - 24.0)  $20.2 \pm 1.9$  mm; y para *Mexinauta impluviata* 320 con un LC de (10.2 - 22.0)  $13.9 \pm 2.2$  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 concentraciones 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<sub>50</sub> de cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó en las concentraciones de 3 y 4 g/L en un TL<sub>90</sub> a las tres y dos horas; y el 100% de mortalidad se alcanzó sólo en la concentración de 3 g/L a las cinco horas. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ( $p \leq 0.05$ ), ni entre las concentraciones que superaron el 50% de mortalidad ( $p = 0.19$ ). Para esta especie la CL<sub>50</sub> obtenida por el análisis Probit-Log fue de 2.52 g/L y la CL<sub>90</sub> de 4.63 g/L (Fig. 1a).

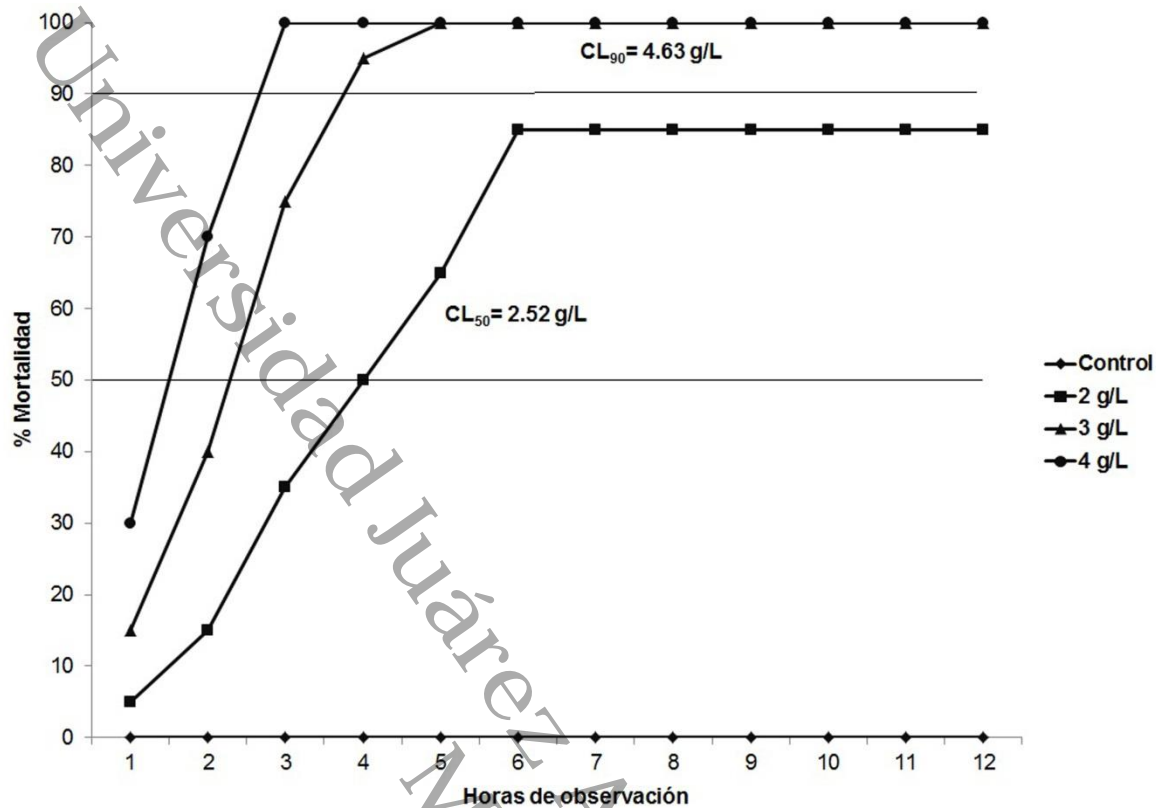


Figura 1a. Tolerancia a la salinidad de *P. coronatus* en condiciones de laboratorio.

***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* las concentraciones 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<sub>50</sub> 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<sub>90</sub> 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 concentraciones que superaron el 50% de mortalidad ( $p = 0.82$ ). Para esta especie la CL<sub>50</sub> obtenida por el análisis Probit-Log fue de 0.35 g/L y la CL<sub>90</sub> de 0.57 g/L (Fig. 1b).

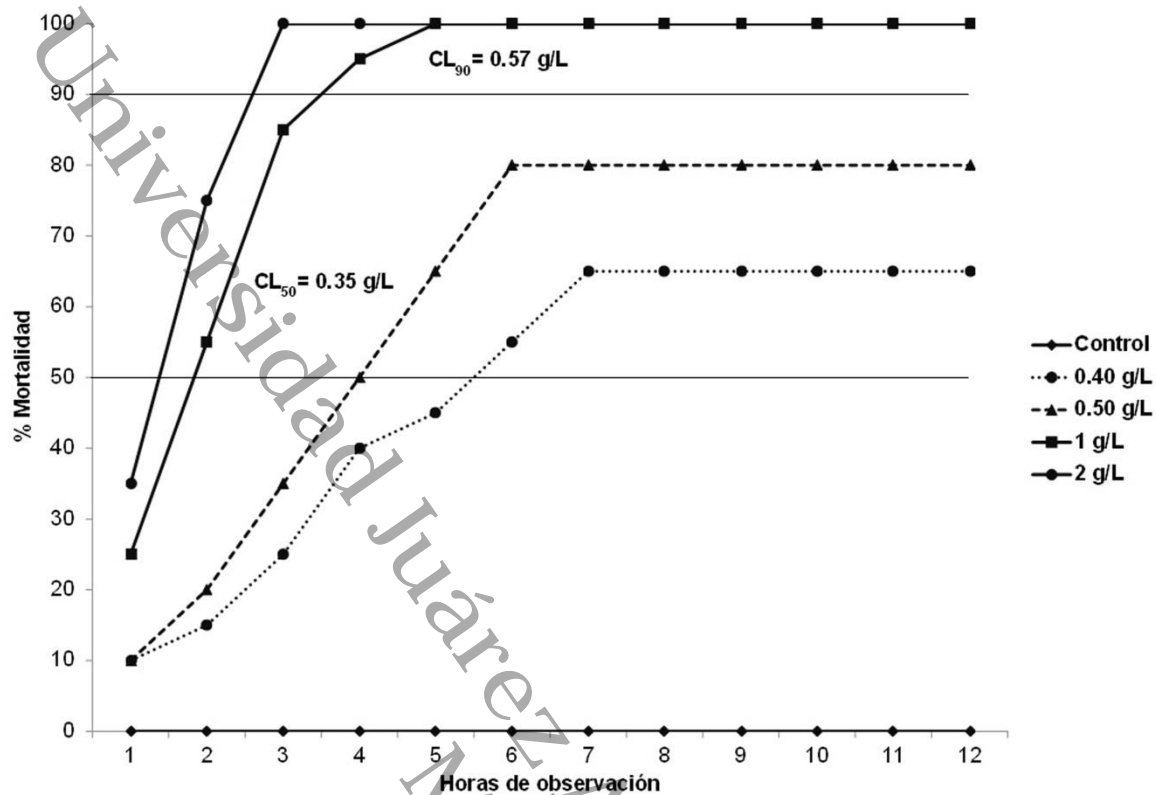


Figura 1b. Tolerancia a la salinidad de *A. clenchi* en condiciones de laboratorio.

***Pomacea flagellata*.** Se probaron cinco concentraciones salinas (5.0, 6.0, 7.0, 8.0 y 9.0 g/L) para *P. flagellata* la concentración 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<sub>50</sub> de siete, cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó solo en las concentraciones de 9.0 g/L en un TL<sub>90</sub> de cuatro horas; el 100% de mortalidad se alcanzó solo 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 concentraciones que superaron el 50% de mortalidad ( $p = 1.00$ ). Para esta especie la CL<sub>50</sub> obtenida por el análisis Probit-Log fue de 6.00 g/L y la CL<sub>90</sub> de 7.79 g/L (Fig. 1c).

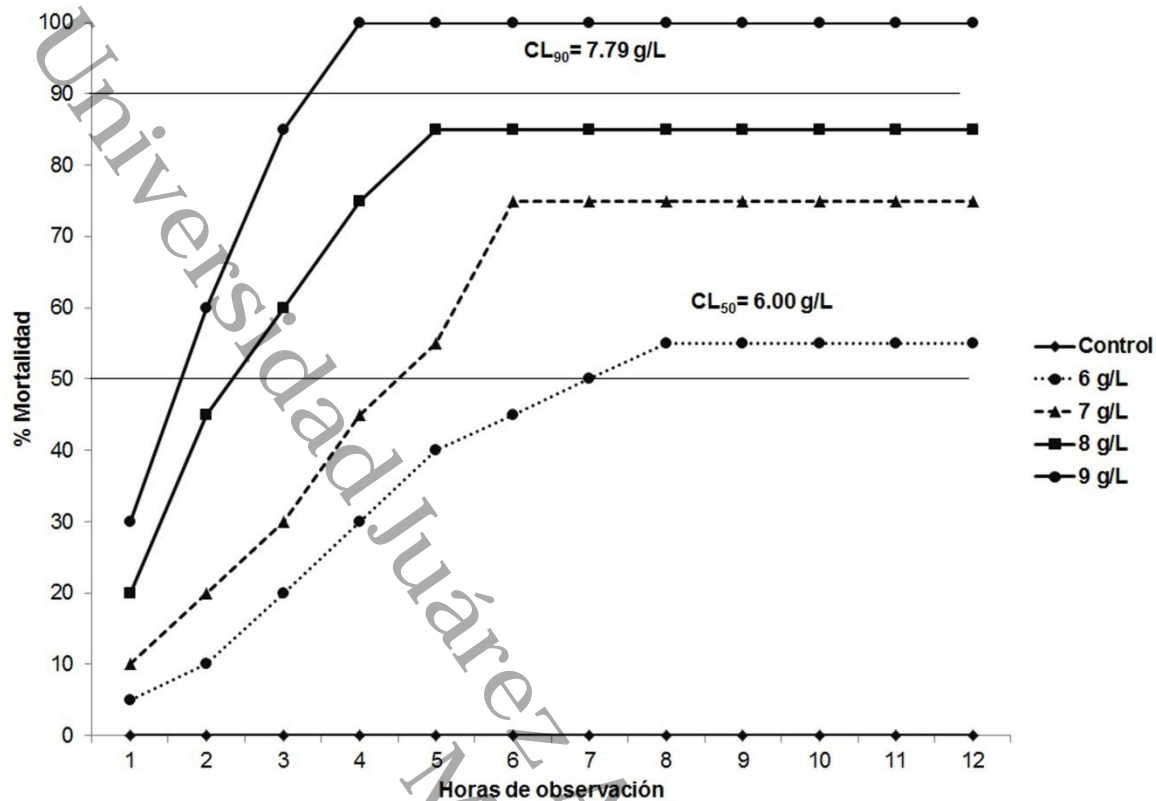


Figura 1c. Tolerancia a la salinidad de *P. flagellata* en condiciones de laboratorio.

***Tarebia granifera*.** De las ocho concentraciones salinas (1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0 y 8.0 g/L) utilizadas para *T. granifera* las concentraciones 1.0, 2.0, 3.0, 4.0 g/L no presentaron mortalidad; tres superaron el 50% de mortalidad (6.0, 7.0 y 8.0 g/L) en un TL<sub>50</sub> de cinco, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó en las concentraciones de 7.0 y 8.0 g/L en un TL<sub>90</sub> de cuatro y tres horas; y el 100% de mortalidad lo alcanzaron estas mismas concentraciones a las cuatro y tres horas. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ( $p \leq 0.05$ ), pero si entre las concentraciones que superaron el 50% de mortalidad ( $p = 0.01$ ), presentándose 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<sub>50</sub> obtenida por el análisis Probit-Log fue de 5.35 g/L y la CL<sub>90</sub> de 6.94 g/L (Fig. 1d).

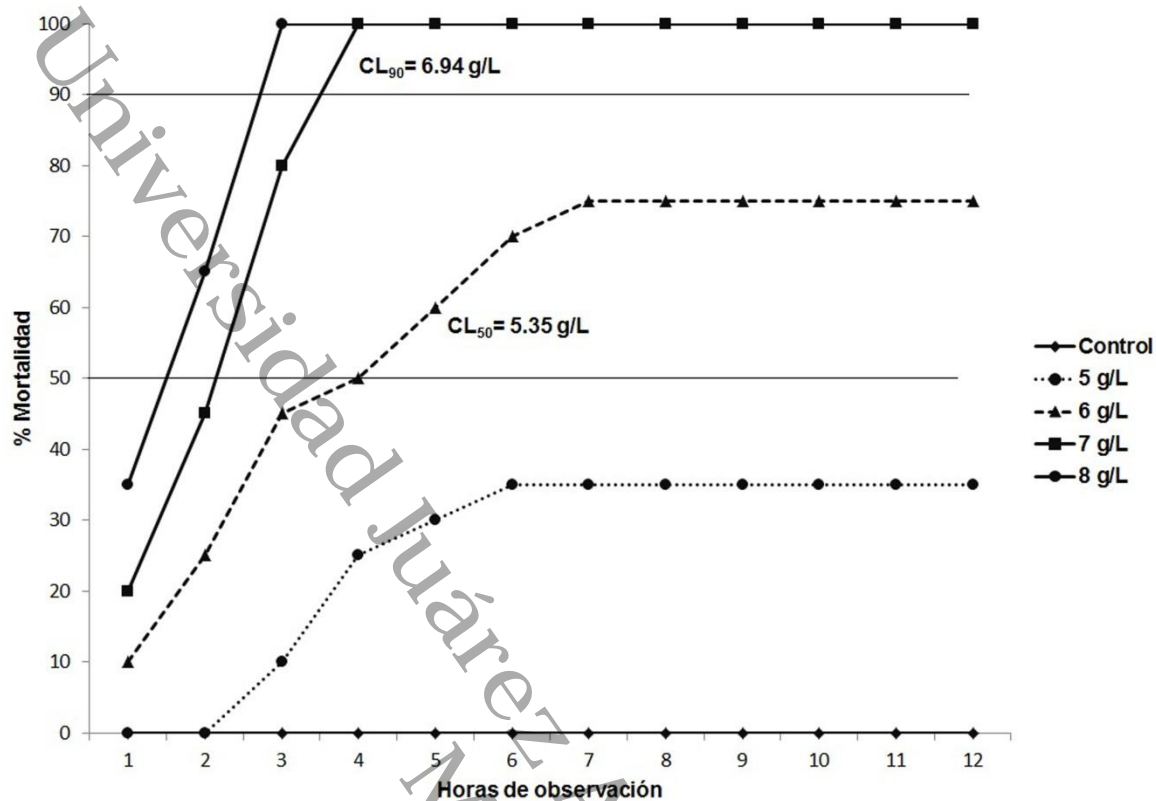


Figura 1d. Tolerancia a la salinidad de *T. granifera* en condiciones de laboratorio.

**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<sub>50</sub> de seis, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó solo en la concentración de 8 g/L en un TL<sub>90</sub> de tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en la misma concentración a las tres horas. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ( $p \leq 0.05$ ), pero si entre las concentraciones que superaron el 50% de mortalidad ( $p = 0.01$ ), presentándose 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<sub>50</sub> obtenida por el análisis Probit-Log fue de 4.55 g/L y la CL<sub>90</sub> de 6.94 g/L (Fig. 1e).

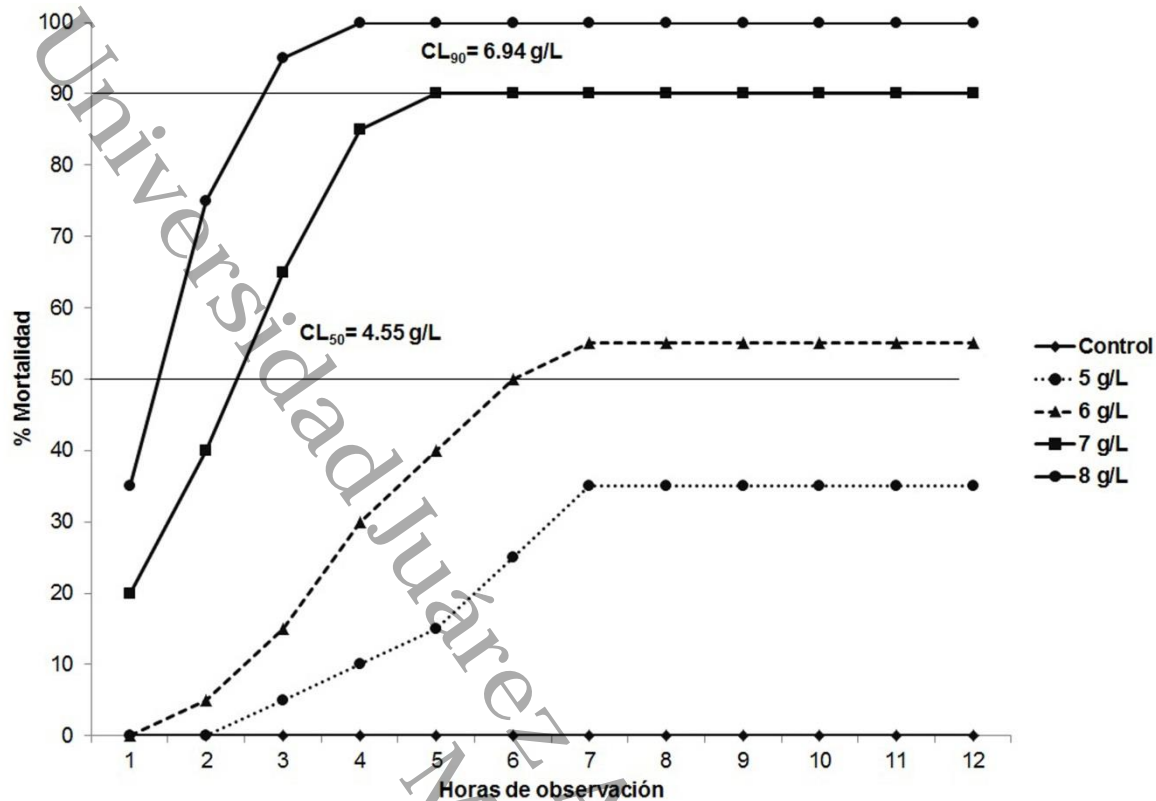


Figura 1e. Tolerancia a la salinidad de *M. tuberculata* en condiciones de laboratorio.

***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<sub>50</sub> de seis, tres y dos horas respectivamente; el 90% de mortalidad se presentó a 9.0 g/L en un TL<sub>90</sub> de tres horas; el 100% de mortalidad se alcanzó en la misma concentración a las cuatro horas. No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de cada concentración ( $p \leq 0.05$ ), pero sí entre las concentraciones que superaron el 50% de mortalidad ( $p = 0.01$ ), presentándose las diferencias entre la concentración de 9 g/L con las de 6 y 7 g/L. Para esta especie la CL<sub>50</sub> obtenida por el análisis Probit-Log fue de 6.54 g/L y la CL<sub>90</sub> de 8.23 g/L (Fig. 1f).

## DISCUSIÓN

La salinidad junto a 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), se considera que fuera de estos límites 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 incremento del nivel del mar con el consecuente aumento de la salinidad en ríos y humedales (Verbrugge *et al.*, 2012), hace 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 y/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*  $\leq$  0.30 g/L, *Pyrgophorus coronatus*  $\leq$  1.00 g/L y las de mayor concentración para *Pomacea flagellata*, *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata*  $\leq$  5 y *Mexinauta impluviata*  $\leq$  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 fueron: *Mexinauta impluviata* > *Pomacea flagellata* > *Tarebia granifera* > *Melanoides tuberculata* > *Pyrgophorus coronatus* > *Aroapyrgus clenchi*.

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 el rendimiento es biológicamente 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 para estas seis especies de gasterópodos es válida, resulta difícil contrastarla con otros trabajos que se hayan realizado con otros tipos de sales como el NaCl o sales de mar artificial como Ocean Nature (Radke *et al.*, 2002; Zalizniak *et al.*, 2006; Kefford *et al.*, 2007), con sistemas de prueba diferentes, como sistemas de flujo constante o con 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<sub>50</sub> (*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 a la concentración salina 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 si todas estas con las dos especies de hidróbidos *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, quienes presentan una tolerancia menor a la salinidad. Los resultados anteriores confirman la no existencia de diferencias significativas entre especies nativas y no nativas, comportamiento similar al registrado para moluscos colectados en el Rio Rin, para las especies nativas, la tolerancia máxima a la salinidad vario de 0.5 a 19.0‰ y

para las no nativas de 1.0 a 28.0‰. La tolerancia media a la salinidad máxima entre las especies nativas y no nativas no presento diferencias significativas (Verbrugge *et al.*, 2012).

Bolaji *et al.* (2011) mencionan que en la exposición a la salinidad de *Melanoides tuberculatus* a una CL<sub>50</sub> (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 a la salinidad que no es más de 25 ‰., valor muy superior al registrado en este trabajo.

A los Thiáridos *Melanoides tuberculata* y *Tarebia granifera*, se les ha encontrado desde zonas estuarinas, manglares, ríos, lagunas dulceacuícolas, hasta desagües contaminados. Demostrando 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*. Además, pueden afectar a las especies 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, entre estos podemos considerar 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* quienes habitan cuerpos de agua dulce y solo por periodos de tiempo mucho 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 altas salinidades 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 éste trabajo pero en sólo 9.0 g/L y en tan solo 3 horas.

Se observa que los caracoles pueden adaptarse a cambios de salinidad cuando estas se dan con incrementos paulatinos y hasta cierta concentración (Miranda *et al.*, 2010). Sin embargo, son muy susceptibles a cambios bruscos de salinidad como los presentados en este trabajo.

Los estudios sobre el efecto del cambio climático sobre los macroinvertebrados y entre ellos los moluscos 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, con 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 salinización 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 nos permitan tomar decisiones oportunas para 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

- Albarran-Melze, N. C., L. J. Rangel-Ruiz & J. Gamboa Aguilar. 2009. Distribución y abundancia de *Melanoides 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. Edokpayi, O. B. Samuel, R. O. Akinnigbagbe & A. A. Ajulo. 2011. Morphological characteristics and salinity tolerance of *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774). *World Journal of Biological Research* 4 (2): 1-11.
- Burgmer, T., H. Hillebrand & M. Pfenniger. 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 *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) to salinity variations. *Malacología* 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* (*Melanoides tuberculata*, Muller, 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* (*Melanoides*) *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 *Potamopygus jenkinsi* (Smith) (Prosobranchiata) in different temperatures and salinities. *Verhandlungen Internatnationale 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. Interscience 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. *Hidrobiológicas* 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 delticas: 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/32812431/TOLERANCE-RANGELIMITING-FACTORSENVIRONMENTAL> (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.

México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

## CAPITULO II

**Influencia de la Temperatura sobre el Crecimiento, Supervivencia y Reproducción de *Pyrgophorus coronatus* (Pfeiffer, 1849) y *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822).**

**Influence of Temperature on Growth, Survival, and Reproduction of *Pyrgophorus coronatus* (Pfeiffer, 1849) and *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822).**

Titulo resumido: **Influencia de la Temperatura en gasterópodos dulceacuícolas**

Short title: **Influence of Temperature on Freshwater Gastropods**

Natalia Celia Albarrán Méizer, Luis José Rangel Ruíz, Lilia María Gama Campillo, y Coral Jazvel Pacheco Figueroa

Laboratorio de Malacología, División Académica de Ciencias Biológicas. UJAT. km 0.5. Carretera Villahermosa - Cárdenas, Villahermosa Tabasco, México. C.P. 94250. Tel. and Fax (993) 354-43-08.

Autor designado para la correspondencia: Luis José Rangel Ruiz

[ljrangel@msn.com](mailto:ljrangel@msn.com)

### RESUMEN

**Antecedentes:** Las respuestas por cambios en la temperatura en los invertebrados acuáticos, pueden ser observadas en el crecimiento, reproducción y supervivencia. La temperatura es un factor que limita la distribución, abundancia y el nivel de actividad en organismos poiquilotermos y es conocida su influencia en la reproducción con sus efectos en la maduración de gametos, desove y desarrollo embrionario. **Objetivo:** Evaluar la influencia de la temperatura en el crecimiento, supervivencia y reproducción de un gasterópodo nativo (*Pyrgophorus coronatus*) y uno introducido (*Tarebia granifera*) en el estado de Tabasco, bajo condiciones controladas de laboratorio. **Métodos:** Se evaluó el efecto de los caracoles a tres temperaturas: para *P. coronatus* con 25 °C, 28 °C y 31 °C; y para *T. granifera* a 23

°C, 27 °C y 31 °C, con tres replicas cada una. Se evaluó el crecimiento, midiendo semanalmente el largo de la concha (LC); la sobrevivencia contando los individuos vivos y la reproducción mediante el número de crías de cada tratamiento.

**Resultados:** La temperatura no presento diferencias significativas para el crecimiento en las dos especies estudiadas; la mayor sobrevivencia para se presentó en bajas temperaturas, para *P. coronatus* a 25 °C y en *T. granifera* aumentó a 23 °C; en la reproducción temperaturas superiores de 25 °C inhiben la reproducción para *P. coronatus* y a 23 °C la disminuyen para *T. granifera*.

**Conclusiones:** Incrementos de temperatura superiores a 25 °C disminuye el crecimiento y sobrevivencia e inhibe la reproducción de *P. coronatus*; para *T. granifera* también disminuye la sobrevivencia y reproducción pero con el crecimiento no presenta efecto alguno.

**Palabras clave:** Gasterópodos, temperatura, crecimiento, sobrevivencia, reproducción.

#### ABSTRACT

**Background:** Aquatic invertebrates' response to temperature changes may be observed in growth, reproduction, and survival. Temperature is a factor that limits distribution, abundance, and activity in poikilothermic organisms; its influence on gamete maturation, spawning and embryonic development is well known.

**Objective:** Assess temperature influence on growth, survival, and reproduction of a native (*Pyrgophorus coronatus*) and an introduced (*Tarebia granifera*) gastropod, under controlled laboratory conditions. **Methods:** *P. coronatus* individuals were treated with 25°C, 28°C, and 31°C; while *T. granifera* were treated with 23°C, 27°C, and 31°C, all with three replicas. Growth was assessed by measuring shell length (SL) weekly; survival by counting live individuals and reproduction by offspring number in each treatment. **Results:** There were no significant differences in both species' growth; *P. coronatus* survival was higher with at 25°C and at 23°C for *T. granifera*; reproduction is inhibited at temperatures higher than 25°C in *P. coronatus* and at 23 ° C they decrease it for *T. granifera*. **Conclusions:** Temperature higher than 25°C reduces growth and survival and inhibits

reproduction in *P. coronatus*; it also reduces survival and reproduction in *T. granifera* but has no effect on growth.

**Key words:** Gastropods, temperature, growth, survival, reproduction.

## INTRODUCCIÓN

Los macroinvertebrados y entre ellos los moluscos de aguas continentales, constituidos por gasterópodos y bivalvos, comprenden un grupo de amplia diversidad. Son organismos que pueden observarse a simple vista. Estos viven sobre el fondo de ríos y lagos, enterrados en el fango o arena, o adheridos a troncos, vegetación sumergida y rocas (Baddi *et al.*, 2005; Arias *et al.*, 2010; Naranjo-García & Olivera-Carrasco, 2014; Torrente *et al.*, 2016).

Estos organismos presentan adaptaciones evolutivas a las condiciones ambientales y tienen límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos valores de tolerancia varían, se pueden encontrar organismos “sensibles” que no soportan las nuevas condiciones impuestas, comportándose como “intolerantes”, otros pueden ser “tolerantes” ya que no se ven afectados por estos cambios (De la Lanza-Espino *et al.*, 2011; Alcocer *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2015; Huarachi *et al.*, 2016).

Existen especies sumamente especializadas, así como especies oportunistas, lo que se manifiesta en diferentes respuestas a las modificaciones del hábitat y la contaminación (Álvarez, 2015). Las respuestas a la contaminación y cambios en las variables ambientales como la temperatura y cambios hidrológicos, pueden advertirse tanto en individuos como en poblaciones y pueden ser manifestación de modificaciones en comportamiento, fisiología, reproducción o simple tolerancia o intolerancia a las nuevas condiciones impuestas (Baqueiro *et al.*, 2007; Uribe, 2015).

La temperatura es un factor que limita la distribución, abundancia y el nivel de actividad en organismos poiquilotermos. Puede afectar directa e indirectamente la supervivencia de larvas, juveniles y adultos, y es conocida su influencia en la

reproducción con sus efectos en la maduración de gametos, desove y desarrollo embrionario (Mesas & Tarifeño, 2015; Chávez *et al.*, 2017).

El aumento de la temperatura del agua conlleva a un aumento en el metabolismo de los organismos acuáticos (Zapata, 2014; Cerón *et al.*, 2015). Además las temperaturas que se encuentran fuera del óptimo térmico, afectan las funciones biológicas de los organismos retardándolos o inhibiéndolos, debido a que algunos procesos como el metabolismo de rutina, el trabajo cardiaco, la reproducción y el crecimiento tienen un óptimo de temperatura funcional (Rodríguez *et al.*, 2012).

Las respuestas de los organismos por efecto de la temperatura, así como de otros factores, pueden ser observadas en el crecimiento, reproducción, sobrevivencia, metabolismo, alimentación y excreción (Bacho, 2007).

La temperatura también modifica la tasa metabólica, acelerando las reacciones enzimáticas, lo cual repercute directamente en el consumo de oxígeno y en los requerimientos energéticos para la realización de las diferentes actividades como el crecimiento y la reproducción (Gallardo-Pineda *et al.*, 2015). Cuando las tasas metabólicas son altas el costo energético aumenta correlacionándose con un mayor movimiento de la especie, crecimiento rápido y un comienzo más temprano de la reproducción (Boratynski & Koteja, 2010; Burton *et al.*, 2011; Pettersen *et al.*, 2016).

En el estado de Tabasco, México *Pyrgophorus coronatus* y *Tarebia granifera* son dos especies de las mejor distribuidas y abundantes, la primera es una especie nativa (Mellado *et al.*, 2015) y la segunda introducida (Rangel-Ruiz *et al.*, 2011).

Considerando que la temperatura es un factor limitante en el crecimiento, sobrevivencia y reproducción de organismos acuáticos es necesario determinar cómo serán afectados por cambios en la temperatura producto del cambio climático global, así como determinar las tolerancias entre especies nativas e introducidas.

El objetivo principal de este trabajo es evaluar la influencia de la temperatura como un factor limitante en el crecimiento, sobrevivencia y reproducción de un gasterópodo nativo *Pyrgophorus coronatus* y uno introducido *Tarebia granifera* en el estado de Tabasco, bajo condiciones controladas de laboratorio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de *Pyrgophorus coronatus* fueron tomadas del lavado y tamizado de raíces de lirio acuático (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms 1883) y para *Tarebia granifera* se utilizó una draga tipo Van Veen (Mellado-Hernández *et al.*, 2015). Estas especies fueron recolectadas en las lagunas Guanal (18°17'28.58" N y 92°26'48.78" O), San Isidro (18°24'07.12" N y 92°28'32.39" O) y Viento (18°13'31.41" N y 92°38'53.82" O) en el municipio de Centla, en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC). En los cuerpos lagunares se registraron temperaturas de 27 °C a 29 °C a 1 m de profundidad tomadas mediante el método de Macossay *et al.*, (2011).

Para contar con un número suficiente de caracoles para los bioensayos se desarrollaron cultivos en tinas de 1 m<sup>3</sup> al aire libre, con agua de clorinada y alimentándolos con perifiton adherido a pequeñas ramas y como complemento alimento para peces en pequeñas concentraciones.

Todos los gasterópodos fueron medidos, considerando el largo de la concha (LC), en los resultados se presenta el promedio con su desviación estándar (Prom ± DE). Las medidas se dan en milímetros (mm).

Los bioensayos se realizaron para cada especie introduciendo 25 organismos en acuarios de 10 L de 35 x 18 x 20 cm (largo, ancho y altura). Cada acuario contenía un termómetro de mercurio de 100 °C con una precisión de 0.1 °C y un calentador de 25 watts con un termostato (± 0.5 °C) para regular la temperatura deseada. La alimentación fue la misma que utilizada en los cultivos, y el agua de los recipientes se cambió cada semana manteniendo la temperatura deseada.

El efecto de la temperatura sobre el crecimiento, sobrevivencia y reproducción, se evaluó sobre la respuesta de los caracoles a tres temperaturas: El diseño experimental consistió para *P. coronatus* a 25 °C, 28 °C y 31 °C; y para *T. granifera* 23 °C, 27 °C y 31 °C máxima, todas ellas con tres replicas cada una. Estas temperaturas se establecieron de acuerdo a la temperatura preferencial de las dos especies, en experimentos previos de temperatura (no publicados).

Para estimar la sobrevivencia se contaron los individuos vivos de cada tratamiento utilizando la fórmula propuesta por Rodríguez-Aguilera & García-Araya (2010):

$$\% \text{Sobrevivencia} = (N \text{ fin} - N \text{ inicio}) / N \text{ inicio} * 100$$

Dónde: %Sobrevivencia = porcentaje de sobrevivencia de los caracoles; N fin = número final de los caracoles vivos; y N inicio = número inicial de los caracoles al inicio del experimento.

Semanalmente se midió la longitud total de la concha (LT) y se graficó para obtener la curva de crecimiento para cada especie. Para la reproducción se llevó a cabo un conteo total de crías cada semana, durante 77 días para *P. coronatus* y 91 días para *T. granifera*, tiempos que corresponden al tiempo máximo de sobrevivencia.

Los recipientes de plástico, probetas, vasos de precipitado utilizados en la preparación de las soluciones y pruebas, fueron lavados de acuerdo a la técnica propuesta por Sobrino y Pica (2008).

Para establecer las diferencias significativas entre las repeticiones y tratamientos, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis y la prueba de Rangos Múltiples, utilizando el programa estadístico de Statgraphics Centurión XV.

## RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados de los bioensayos realizados sobre *Tarebia granifera* y *Pyrgophorus coronatus* expuestos a tres temperaturas para determinar su crecimiento, sobrevivencia y reproducción.



## a) Crecimiento

### *Pyrgophorus coronatus*

Para *P. coronatus* la LT inicial fue de 1 mm para los tres tratamientos, y sobrevivieron solo hasta los 77 días. El LC promedio final a 25 °C fue de  $3.42 \pm 0.69$ ; para 28 °C de  $2.98 \pm 0.28$  y para 31 °C de  $2.30 \pm 0.27$  (Figura 1). El crecimiento de *P. coronatus* fue continuo hasta los 35 días para las temperaturas de 28 °C y 31 °C y hasta los 49 días para la temperatura de 25 °C, después de estos tiempos disminuye el crecimiento o dejan de crecer.

No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones ( $P \geq 0.05$ ) ni entre los tratamientos ( $P = 0.065$ ) de las tres temperaturas.

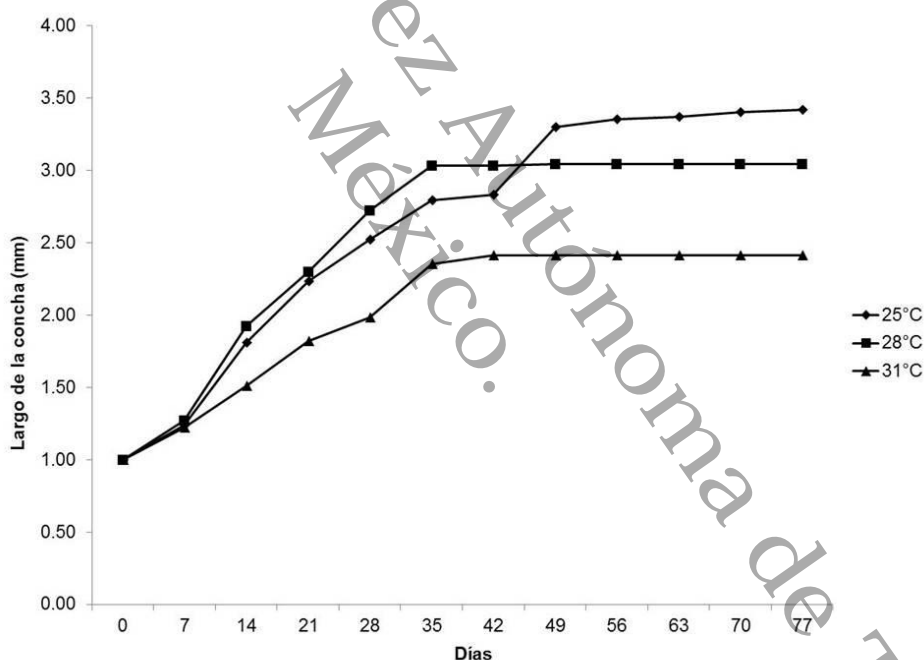


Figura 1. Crecimiento de *P. coronatus* expuesto a tres temperaturas, en condiciones de laboratorio.

### *Tarebia granifera*.

El LC inicial para *T. granifera* fue de 2 mm y el LC promedio final a los 91 días fue: para el tratamiento a 23 °C de  $11.81 \pm 0.47$ , para 27 °C de  $12.26 \pm 0.28$  y para 31 °C

de  $11.47 \pm 0.63$  (Figura 2). No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones ( $P \geq 0.05$ ) ni entre los tratamientos ( $P = 0.905$ ) de las tres temperaturas.

Para *T. granifera* el crecimiento fue continuo hasta los 84 días para las tres temperaturas, a partir de este tiempo dejaron de crecer.

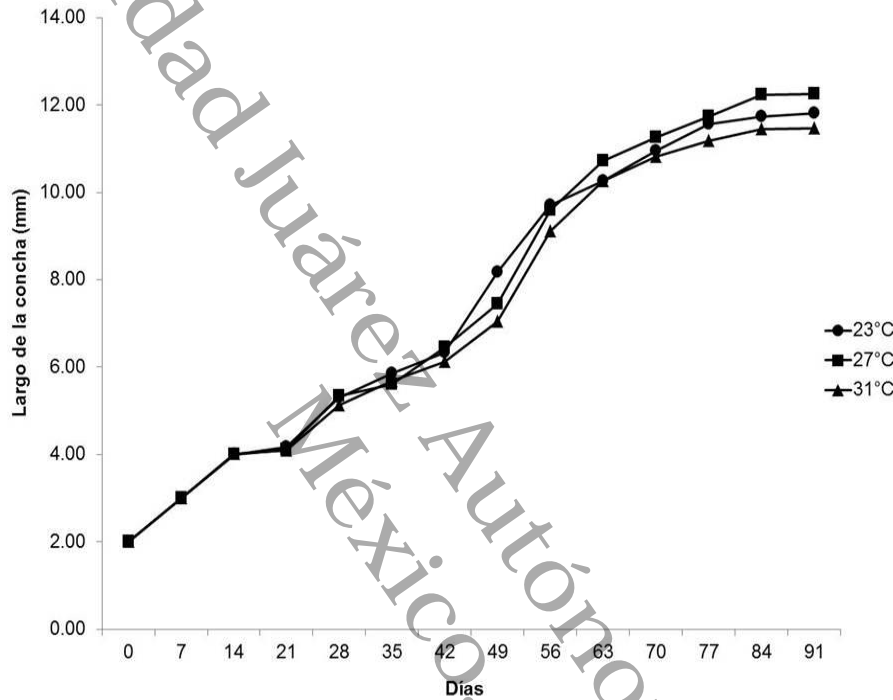


Figura 2. Crecimiento de *T. granifera* expuestos a tres temperaturas, en condiciones de laboratorio.

## b) Supervivencia

### *Pyrgophorus coronatus*

Para *P. coronatus* el 100% de los caracoles murieron a los 78 días en todos los tratamientos. La mayor supervivencia se presentó en la temperatura de 25 °C de los 0 a los 63 días con el 100%, posteriormente disminuye. La supervivencia final a los 77 días fue del 95.00% a 25 °C, 83.33% a 28 °C y 26.67% a 31 °C (Figura 3). No se presentaron diferencias significativas entre las repeticiones de las tres

temperaturas ( $P \geq 0.05$ ), pero si entre los tratamientos ( $P \leq 0.000$ ), siendo la temperatura de 31 °C diferente a las otras dos, presentando una menor sobrevivencia.

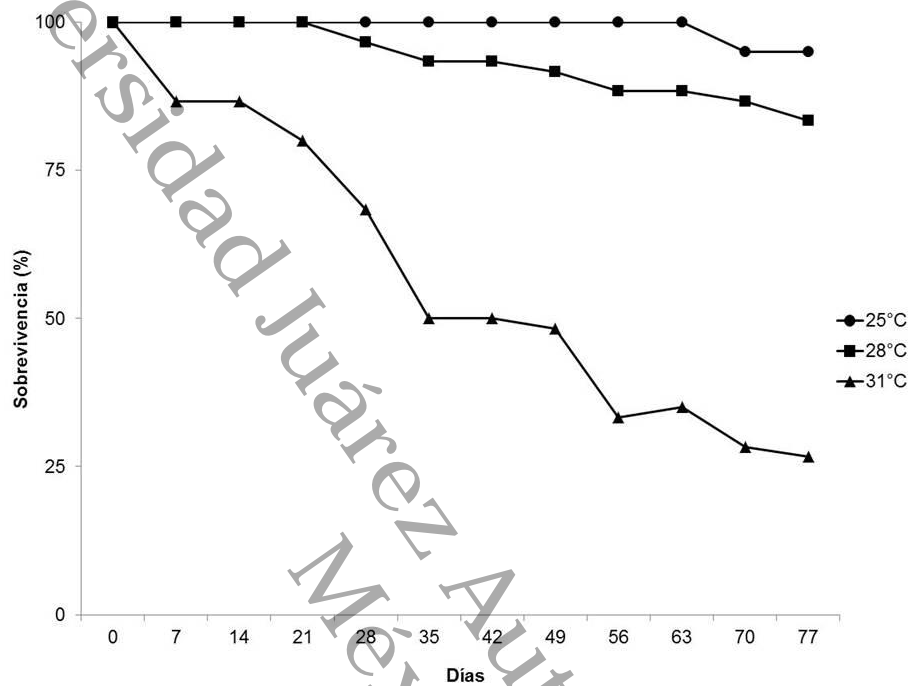


Figura 3. Sobrevivencia de *P. coronatus* expuestos a tres temperaturas, en condiciones de laboratorio.

### ***Tarebia granifera***

Para *T. granifera* la mayor sobrevivencia se presentó en la temperatura de 23 °C con el 100% hasta los 77 días. La sobrevivencia final a los 91 días fue del 95.00% a 23 °C, 71.67% a 31 °C con y 27 °C con 68.33% (Figura 4). *T. granifera* no presento diferencias significativas entre las repeticiones ( $P \geq 0.05$ ) pero si entre tratamientos ( $P = 0.000$ ), siendo la temperatura de 23° C diferente a las otras dos.

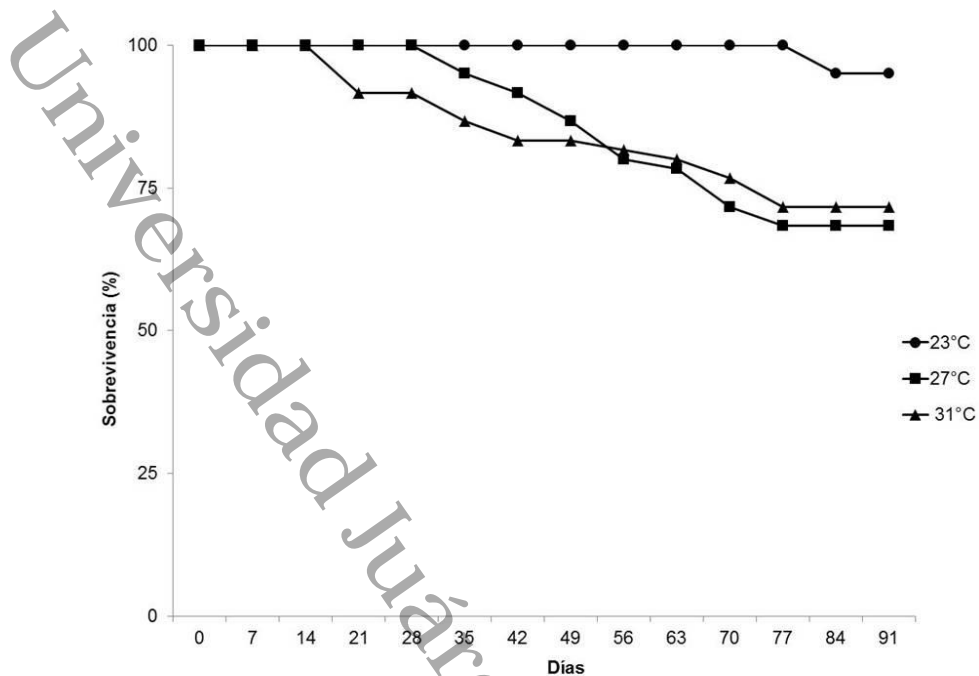


Figura 4. Sobrevivencia de *T. granifera* expuestos a tres temperaturas, en condiciones de laboratorio.

### c) Reproducción

#### *Pyrgophorus coronatus*

La reproducción de *P. coronatus* solo se presentó para el tratamiento de 25 °C a partir de los 49 días hasta los 77 días, con un total de 102 crías (Figura 5). El máximo número de crías se presentó a los 49 días (26 organismos), disminuyendo paulatinamente hasta los 77 días (16 organismos), posterior a esta fecha todos los caracoles murieron.

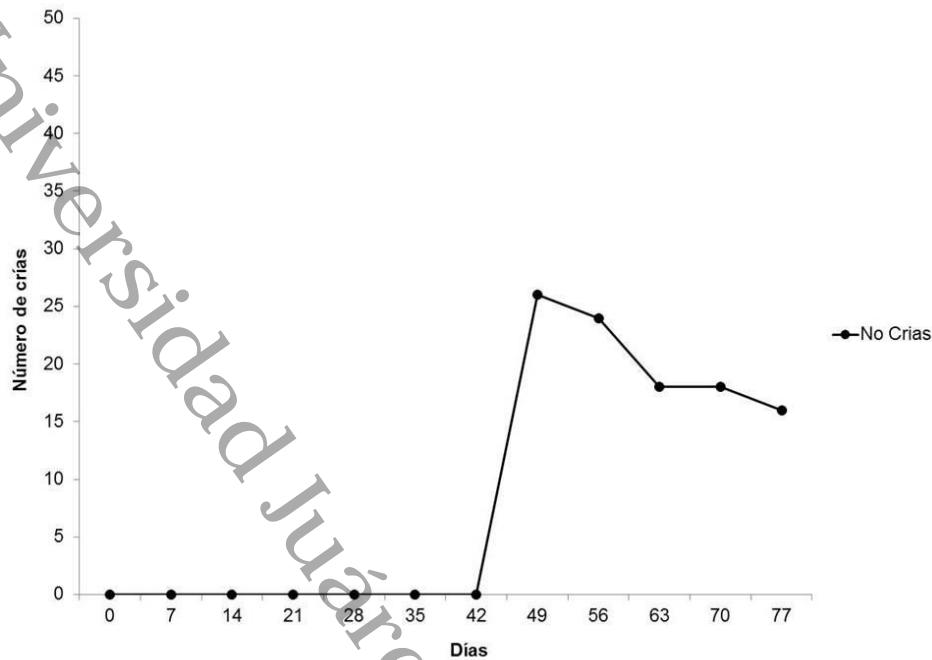


Figura 5. Reproducción de *P. coronatus* expuestos a 25° C, en condiciones de laboratorio.

### ***Tarebia granifera***

Para las tres temperaturas (23, 27 y 31 °C) la reproducción se inició a los 42 días de nacidos, con una LC promedio de 6.31 mm en los tres tratamientos experimentales. El número total de crías para el tratamiento de 23 °C fue de 397, para 27 °C de 218 y para 31 °C de 230. Presentándose en total 845 crías para los tres tratamientos experimentales.

Para el tratamiento de 23 °C se presentaron dos picos máximos de crías, el primero a los 49 días en caracoles con un LC promedio de 8.18 mm con 54 crías y el segundo a los 70 días con un LC promedio de 10.95 mm con 53 crías; para el tratamiento de 27 °C a los 42 días en caracoles con LC promedio de 6.45 mm con 43 crías, a partir de esta fecha la reproducción disminuyó hasta los 91 días; y para 31 °C se presenta el primer máximo a los 42 días en caracoles con un LC promedio de 6.13 mm con 28 crías y el segundo a los 84 días con un LC promedio de 11.45 mm con 34 crías (Figura 6). No se presentaron diferencias significativas

en el número de crías por repetición en los tres tratamientos ( $P \geq 0.05$ ) pero si entre los tratamientos ( $P = 0.000$ ), siendo la temperatura de 23° C diferente a las otras dos, con un mayor número de crías.

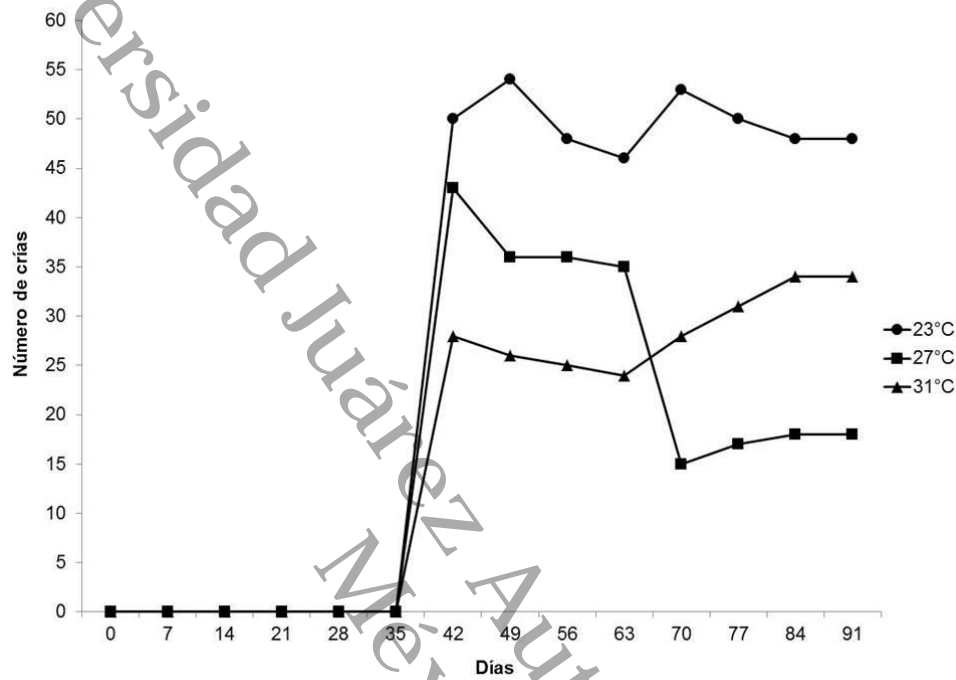


Figura 6. Reproducción de *T. granifera* expuestos a tres temperaturas, en condiciones de laboratorio.

## DISCUSIÓN

La temperatura es un factor ambiental importante que influye en todas las funciones vitales de un organismo a través de cambios en las tasas de procesos bioquímicos y fisiológicos y en la estabilidad de las biomoléculas. Actuando sobre el metabolismo, el trabajo cardíaco, la reproducción y el crecimiento, ya sea acelerando estos procesos biológicos, retardándolos o inhibiéndolos (Sokolova *et al.*, 2001; Rodríguez *et al.*, 2012; Múgica *et al.*, 2014).

El aumento de la temperatura es un factor que incrementa el crecimiento de los organismos acuáticos, siempre y cuando no sobrepase su temperatura óptima, pasada la cual su crecimiento desciende precipitadamente, resultando

mortalmente adversas a temperaturas altas (Rodríguez-Aguilera & García-Araya, 2010). Este comportamiento se observó para *P. coronatus* quien en los tratamientos con mayor temperatura presentó el menor crecimiento. Sin embargo en *T. granifera* no se presentaron diferencias significativas entre las tres temperaturas, demostrando como especie invasora una mayor tolerancia a incrementos de temperatura.

En condiciones naturales *P. coronatus* presentan una concha pequeña, con un mínimo de 1 mm de longitud (Naranjo & Meza, 2000) y un máximo de 5.4 mm (Nava *et al.*, 2011), en este trabajo la LC mínima coincidió y la máxima (4.49 mm) fue menor.

Para *T. granifera* el largo máximo de la concha es muy variable y depende de las condiciones ambientales del cuerpo de agua en donde habite: Appleton & Nadasan (2002) registraron una talla máxima de 12 mm en un embalse con agua clara, alcalina y baja conductividad, y en otro cuadrante de ese mismo embalse registran una talla máxima de 22.0 mm cerca de la entrada de una tubería que suministra agua a una fábrica de papel al noreste en KwaZulu, Sudáfrica.

Un factor que contribuye al éxito de una especie invasora es la tasa metabólica, que integra los costos asociados con una serie de funciones orgánicas, incluyendo el mantenimiento de la homeostasis, la alimentación y digestión, el crecimiento y la reproducción (Lagos *et al.*, 2017a). Por lo tanto, la tasa metabólica es un componente probable de diferencias en la historia de vida entre especies invasoras y nativas. Por lo tanto el crecimiento de *T. granifera* tuvo un gasto energético menor; al permanecer en ciertos límites de rangos de tolerancia a la temperatura, que le permitió seguir creciendo en talla, reproducirse y sobrevivir.

Se ha observado en adultos (12.5 mm) de longitud en *T. granifera* que puede tolerar una tolerancia aguda de temperaturas entre 0 °C y 47.5 °C, con una sobrevivencia superior al 75%, en un tiempo de exposición máximo de 32 h, sin determinar su efecto en el crecimiento, sobrevivencia y reproducción (Miranda *et al.*, 2010). Como puede observarse la temperatura es un factor limitante para

mantener la estabilidad bioquímica de los organismos, necesaria para un óptimo desarrollo en cuanto a la reproducción, viabilidad, crecimiento y supervivencia (Gallardo-Pineda et al., 2015).

El mayor efecto de la temperatura para *P. coronatus*, se presentó en la reproducción ya que temperaturas superiores a 25 °C inhibió la reproducción en esta especie. En *T. granifera* el mayor número de crías se presentó en la temperatura más baja (25 °C), disminuyendo a menos de la mitad a temperaturas superiores (27 °C y 31 °C). Este comportamiento es similar al registrado por Appleton et al. (2009) quien menciona que en Sudáfrica *T. granifera* a temperaturas altas (verano) disminuye su población, alcanzando las mayores densidades en noviembre (finales de otoño) cuando las temperaturas alcanzan su mínimo.

Las características reproductivas de esta especie invasora, facilita su dispersión y éxito reproductivo, Appleton & Nadasan (2002) estimaron el inicio de la madurez entre los 10 y 12 mm y señalan que datos no publicados siguieren los 8 mm. Abbott (1952) estimó la madurez sexual entre 5.5 y 8.0 mm en diferentes estaciones de un río en Florida. En el lago Hanabanilla, Cuba, *T. granifera* alcanza la madurez en un año, con una talla de 18 mm (Gutiérrez et al., 1995). Chaniotis et al. (1980) dieron una estimación de 6.0-7.0 mm de una cohorte de caracoles criados en laboratorio en Puerto Rico. Y este trabajo la primera liberación de crías se presentó en caracoles de tallas similares, con una longitud promedio de la concha entre 6.13 a 6.45 mm. Las diferencias en tiempos y tallas para la primera liberación de crías podría deberse a características poblacionales o factores ambientales.

El tiempo de la estimación de la edad de la primera reproducción varía entre 3.2 a 4.8 meses en condiciones de laboratorio (Chaniotis et al., 1980) o aproximadamente en cinco meses en condiciones naturales (Appleton et al., 2009), en los tres tratamientos (23°C, 27°C y 31°C) de esta investigación se presentó precozmente a los 42 días de nacidos.



Los invertebrados acuáticos, son organismos poiquiloterms que no pueden regular su temperatura interna, por lo cual, esta es igual a la del medio ambiente, esta característica puede afectar a los invertebrados sensibles por cambios de temperatura (Rodríguez-Aguilera & García-Araya, 2010), este efecto se observó en *P. coronatus* a quien altas temperaturas afectó su fisiología reproductiva disminuyendo la producción de crías.

El gasto energético y la poca tolerancia a cambios en la temperatura que presentan las especies nativas como *P. coronatus* y de pequeño tamaño, probablemente son las causantes del bajo crecimiento, reproducción y sobrevivencia del organismo (Thompson, 2004; Nava *et al.*, 2011; Lagos *et al.*, 2017b).

*Tarebia granifera* por su mayor tamaño y características de especie invasora, logra tolerar mayor temperatura y adaptarse a cambios graduales en el ambiente (Lagos *et al.*, 2017b). Esta especie con un incremento moderado de temperatura, su tasa metabólica aumenta asociándose con un crecimiento más rápido y un comienzo más temprano de la reproducción (Pettersen *et al.*, 2016). Sin embargo pasando este límite termorregulador ya no puede manejarlo, e inicia una disminución en sus actividades reproductivas y/o fisiológicas.

Las especies invasoras son capaces de mantener mayores tasas metabólicas con limitación baja de oxígeno o alteraciones fisicoquímicas que las especies nativas (Zhao & Feng, 2015; Lagos *et al.*, 2017b). Cuando las tasas metabólicas son altas el costo energético aumenta correlacionándose con un mayor movimiento de la especie, crecimiento rápido y un comienzo más temprano de la reproducción, además de un consumo elevado de oxígeno disuelto y excreción de amonio (Shpigel *et al.*, 1992; Boratynski & Koteja 2010; Burton *et al.*, 2011, Pettersen *et al.*, 2016). Y cuando se presenta una tasa metabólica baja, los organismos requieren de la depresión o disminución de energía para asegurar la supervivencia, principalmente en invertebrados (Sokolova *et al.*, 2012).

*Tarebia granifera* comparte características comunes a otras especies invasoras que lo convierten en un organismo exitoso, en relación con las especies nativas, por lo general las especies invasoras tienen un crecimiento rápido, se reproducen pronto y por lo tanto tienen tiempos generacionales más cortos (Van Kleunen *et al.*, 2010; Matzek, 2012; Lejeune *et al.*, 2014). Si los nuevos factores ambientales le son favorables, se manifiestan características innatas que le permiten sobrevivir en un nuevo ambiente, generalmente expresando su máximo potencial reproductivo y en poco tiempo produce poblaciones grandes que compiten con las poblaciones nativas (Barban *et al.*, 2016; Jones *et al.*, 2017). *T. granifera* es una especie ovovivípara, partenogenética, de desarrollo rápido y madurez precoz características que son clave para su éxito como invasor (Appleton *et al.*, 2009; Rangel *et al.*, 2011).

En el planeta las temperaturas de la superficie del mar y cuerpos de agua dulce han aumentado y se prevé que continúen aumentando en los próximos años debido al calentamiento global. El hábitat dulceacuícola suele presentar mayores variaciones, debido a la estratificación de los lagos o por su localización latitudinal (Maitland, 1990; Jobling, 1995; Gómez *et al.*, 2014; Bashevkin & Pechenik, 2015), por lo que los efectos de la temperatura serán más drásticos. Por lo anterior estudios sobre la tolerancia de factores como la temperatura y salinidad en organismos acuáticos son necesarios para poder predecir en un futuro su influencia en la riqueza, abundancia y distribución de especies, poblaciones y comunidades de organismos acuáticos (Kinne, 1971; Albarrán *et al.*, 2017).

### **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

- Abbott R. T. 1952. A study of an intermediate snail host (*Thiara granifera*) of the oriental lung fluke (*Paragonimus*). *Proceedings of the United State National Museum, Washington* 102: 71-116.
- Albarrán M. N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez y C. Z. Pacheco Figueroa. 2017. Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27 (2): 145-151.
- Arias G. S., R. L. J. Rangel, Gamboa, A.J., Ortiz, L.O., García, M.M. & Arévalo de la Cruz, J.A. 2010. Macroinvertebrados acuáticos en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Libro: Perspectivas en Malacología Mexicana. 219 p.
- Alcocer J., M. Merino-Ibarra, E. Escobar-Briones. 2015. Tendencias de investigación en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., *Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México*. ISBN 978-607-02-7199-1.
- Álvarez R. M. 2014. Las especies exóticas invasoras en la legislación española. *Revista ambiental* 109-112.
- Appleton C. C. & D. S. Nadasan. 2002. First report of *Tarebia granifera* (Lamarck, 1816) (Gastropoda: Thiaridae) from África. *J. Moll. Science*. 68: 399-402. DOI:<https://doi.org/10.1093/mollus/68.4.399>
- Appleton C. C., A. T. Forbes & N.T. Demetriades. 2009. The occurrence bionomics and potential impacts of the invasive freshwater snail *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Thiaridae) in South Africa. *Zool. Med. Leiden* 83 (4), 9.

- Bacho S. N. 2007. Efectos de la turbidez sobre el crecimiento de tres especies de moluscos con perspectiva de utilizarlas en el tratamiento de efluentes camaroneros. *Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas*.
- Baddi Z. M., C. R. Garza, A. V. Garza & F. J. Landero. 2005. Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos asociados. *Cultura Científica y Tecnológica* 2(6): 4-20.
- Baqueiro C. E., L. Borabe, G. I. Goldaracena & J. N. Rodríguez. 2007. Los moluscos y la contaminación. Una revisión. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 1S-7S.
- Barban A. L., C. Carrico Da Silva, A. D. Trapero & B. Reyes. 2016. Moluscos dulceacuícolas asociados a las raíces de *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), en la represa Chalons, Santiago de Cuba. *Revista Cubana de Zoología* 502: 1-11.
- Bashevkin S. M. & J. A. Pechenik. 2015. The interactive influence of temperature and salinity on larval and juvenile growth in the gastropod *Crepidula fornicata* (L.). 470: 78–91. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.05.004>
- Boratynski Z. & P. Koteja. 2010. Sexual and natural selection on body mass and metabolic rates in free-living bank voles. *Functional ecology* 24: 1252-1261. DOI:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01764.x>
- Burton T. S. S. Killen, J. D. Armstrong & N. B. Metcalfe. 2011. What causes intraspecific variation in resting metabolic rate and what are its ecological consequences? DOI:<https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1778>
- Castro M.G., M. J. Castro, D. M. Monroy, C. J. Ocampo, C. L. Cruz & T. J. Ramírez. 2015. Los macro invertebrados como indicadores biológicos de la calidad del agua del río Actopan, Veracruz, México. *Revista Digital del Departamento El Hombre y su Ambiente* 2 (9): 12-19.

- Cerón O., R. Moctezuma, M. Ángeles, S. Montufar & E. León, 2015. Efecto interactivo del alimento y la calidad de agua en el crecimiento y sobrevivencia de postlarvas de acocil de río *Cambarellus montezumae*. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86: 131-142. DOI:<https://doi.org/10.7550/rmb.48502>
- Chaniotis B. N. J. M. Butler, F. F. Ferguson & W. R. Jobin. 1980. Bionomics of *Tarebia granifera* (Gastropoda: Thiaridae) in Puerto Rico, an Asian vector of *paragonimiasis westermani*. *Caribbean Journal of Science* 16: 81-89.
- Chávez V. J., D. M. Enríquez & D. A. Aldana. 2017. Efecto de la temperatura y la acidificación en larvas de *Strombus gigas* (Mesogastropoda: Strombidae) *Revista de Biología Tropical* 65 (2): 505-515. DOI:<https://doi.org/10.15517/rbt.v65i2.25504>
- De la Lanza, E. G., P. S. Hernández & J. P. Carbajal. 2011. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdés Editores, México, D. F. 643 p.
- Gallardo P. Y., M. S. Rodríguez, C. O. Carmona & G. A. Blancas. 2015. Efecto de la temperatura sobre el crecimiento, supervivencia y reproducción de juveniles de *Cambarellus patzcuarensis*. *Revista AquaTIC* 42: 17-27.
- Gómez M. J., A. G. Blancas, C. E. Constanzo & S. A. Cervantes. 2014. Análisis de la calidad de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. UNAM, FES Zaragoza.
- Gutiérrez A. A., P. G. Perera, C. M. Yong, L. J. R. Ferrer & N. J. Sánchez. 1995. Distribución y posible competencia entre *Melanooides tuberculata* y *Tarebia granifera* (Prosobranchia: Thiaridae) en el lago Hanabanilla, Cuba. *Revista Cubana de Medicina Tropical* 47(2): 93-99.
- Huarachi P. E., B. J. Meza, M. R. Maquera, L. J. Crispín, C. Y. Aguilar & V. L. Mamani, 2016. Evaluación de la calidad de agua del río Coata (zona media), mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como

- bioindicadores aplicando el método BMWP (Biological Monitoring Working Party). <https://es.slideshare.net/jesusmezabetancur/evaluacion-de-calidad-de-agua-del-rio-coata-mediante-ma>
- Jobling M. 1995. *Environmental Biology of Fishes*. Edit. Chapman and Hall, London, 1a. Edic. 455 p. DOI:<https://doi.org/10.1017/S0025315400029313>
- Jones R. W, J. M. Hill, J. A. Coetzee, T. S. Avery, O. L. F. Weyl & M. P. Hill. 2017. The abundance of an invasive freshwater snail *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) in the Nseleni River, South Africa, *African Journal of Aquatic Science* 42(1): 75-81.
- Kinne O. 1971. *Marine Ecology*. Volumen 1 Part. 2. London: Wiley. *Intersciencie*. 1774 p. DOI:<https://doi.org/10.1002/iroh.19730580116>
- Lagos M. E., D. R. Barneche, C. R. White & D. J. Marshall. 2017a. Do low oxygen environments facilitate marine invasions? Relative tolerance of native and invasive species to low oxygen conditions. *Global Change Biology*. In press. DOI:<https://doi.org/10.1111/gcb.13668>
- Lagos M. E., C. R. White & D. J. Marshall. 2017 b. Do invasive species live faster? Mass-specific metabolic rate depends on growth form and invasion status. *Functional Ecology*. In press. DOI:<https://doi.org/10.1111/1365-2435.12913>
- Lejeusne C., O. Latchere, N. Petit, C. Rico & A. J. Green. 2014. Do invaders always perform better? Comparing the response of native and invasive shrimps to temperature and salinity gradients in southwest Spain. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 136: 102-111.
- Macossay C., A. Sánchez, A. J. Florido, R. Huidobro & H. U. Montalvo. 2011. Historical and Environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of Pantanos de Centla, Southern Gulf of Mexico. *Acta Ichthyologica et piscatorial* 41(3): 229-245.

- Maitland P. 1990. Biology of fresh waters. Edit. Chapman and Hall, 2a. edic. 276 p. DOI:<https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0501-9>
- Matzek V. 2012. Trait Values, Not Trait Plasticity, Best Explain Invasive Species' Performance in a Changing Environment. *PLoS ONE* 7(10): e48821. DOI:10.1371/journal.pone.0048821
- 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. *Hidrobiológicas* 25(2): 239-247.
- Mesas A. A. & E. Tarifeño 2015. Upper lethal temperatures for the mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819), in central coast of Chile. *Journal of Aquatic Research* 43 (3): 473-483.
- Miranda N. A. F., R. Perissinotto & Appleton C. C. 2010. Salinity and temperature tolerance of the invasive freshwater gastropod *Tarebia granifera*. *South African Journal of Science*. 106(3/4): 1-7.
- Música M., I. M. Sokolova, U. Izagirre & I. Marigómez. 2015. Season-dependent effects of elevated temperature on stress biomarkers, energy metabolism and gamete development in mussels. *Marine Environmental Research* DOI:<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.10.005>
- Naranjo-García, E. & G. Meza Meneses. 2000. Moluscos, p. 309-404. In: De la Lanza Espino G., Hernández Pulido S. y Carbajal Pérez J.L. (eds.) Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdéz de C.V. México, D.F. 633 p.
- Naranjo-García, E. y M.T. Olivera-Carrasco. 2014. Moluscos dulceacuícolas introducidos e invasores, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), Especies

- acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 337-345 p.
- Nava M., H. Severeyn & N. Machado. 2011. Distribución y taxonomía de *Pyrgophorus platyrachis* (Caenogastropoda: Hydrobiidae), en el Sistema de Maracaibo, Venezuela. *Revista de Biología. Tropical* 59 (3): 1165-1172.
- Pettersen A. K., C. R. White & D. J. Marshall. 2016. Metabolic rate covaries with fitness and the pace of the life history in the field. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 283.
- Rangel-Ruiz L. J., J. Gamboa Aguilar, M. García Morales & O. M. Ortiz Lezama. 2011. *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) en la región hidrológica Grijalva-Usumacinta en Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 27(1): 103-114. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2011.271737>
- Rodríguez R. F., M. Lazareño, L. D. Espinosa & F. V. Vega. 2012. Temperatura óptima y preferencia térmica del camarón de río *Macrobrachium tenellum* en la costa tropical del pacífico mexicano. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo* 38(2): 121-130.
- Rodríguez-Aguilera A y García-Araya A. 2010. Efecto de la Temperatura sobre el Crecimiento y Supervivencia del Camarón de Río Del Sur (*Samastacus spinifrons*, Phillipi: 1992) en su etapa Joven. *Revista AquaTIC*, 32: 7-21.
- 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. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología 414 p.
- Sokolova I. M. & H. O. Portner. 2001. Physiological adaptations to high intertidal life involve improved water conservation abilities and metabolic rate depression in *Littorina saxatilis*. *Marine Ecology Progress* 224: 171-86. DOI:<https://doi.org/10.3354/meps224171>



- Sokolova I M., M. Frederich, R. Bagwe, G. Lannig & A. A. Sukhotin. 2012. Energy homeostasis as an integrative tool for assessing limits of environmental stress tolerance in aquatic invertebrates. *Marine Environmental Research* 79: 1-15. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.04.003>
- Shpigel M., B. J. Barber & R. Mann. 1992. Effects of elevated temperature on growth, gametogenesis, physiology, and biochemical composition in diploid and triploid Pacific oysters: *Crassostrea gigas* Thunberg. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 15-25.
- Thompson F. G. 2004. Freshwater snails of Florida. A manual for identification. University of Florida, Gainesville, Florida, EEUU.
- Torrente R. C., C. O. Trinidad, M. M. Castillo & E. Barba. 2016. Diversidad de macroinvertebrados en respuesta a cambios del uso de suelo en ríos de Tabasco, México. 3er Congreso Latinoamericano de Macroinvertebrados de Agua Dulce.
- Uribe E. B. 2015. El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Van Kleunen M., W. Dawson, D. Schlaepfer J. M. Jeschke & M. Fischer 2010. Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology Letters* 13: 947-958. DOI:<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01503.x>
- Zhao D. P. & P. S. Feng. 2015. Temperature increase impacts personality traits in aquatic non-native species: Implications for biological invasion under climate change. *Current Zoology* 61: 966-971.
- Zapata E. A. 2014. Anoxia Tolerance and Antioxidant Defences in the Green-lipped Mussel *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) Under Acute Cadmium Exposure. *Latin American Journal of Aquatic Research* 42(3): 514-522.

## CAPITULO III

### DISCUSIÓN GENERAL

Los moluscos se encuentran expuestos a cambios ambientales por períodos variables de tiempo, durante estos lapsos, los organismos están sujetos a condiciones extremas no favorables que generan en ellos un importante factor de estrés, disminuyendo su metabolismo, su actividad de filtración y por ende su crecimiento. Invierten mucha energía para tolerar estos cambios, requieren y necesitan hacer ajustes fisiológicos que les permitan vivir bajo estas condiciones (Jacobsen & Forbes 1997; Morillo & Belandria, 2006). Existen algunos estudios detallados sobre la tolerancia a la salinidad de los gasterópodos de agua dulce (Klekowski, 1961; Remane & Schlieper, 1971; Ashir et al., 1988; Jordan & Deaton, 1999; Jacobsen & Forbes, 1997; Costil et al., 2001). Y otros sobre la temperatura que influye en importantes funciones biológicas como la respiración, la reproducción y crecimiento (Naranjo & Meza, 2000; Brown, 2001; Sokolova et al., 2001; Rodríguez et al., 2012; Múgica et al., 2014), además de su preferencia y rangos de tolerancia (Chianotis et al., 1980; Appleton et al., 2009; Miranda et al., 2010; Goldfish, 2007; Cortés & Ospina, 2014).

Los moluscos que habitan las regiones climáticas templadas, tienden a ser euritérmicos (es decir, toleran un amplio rango de temperatura) ya que están expuestos a una amplia gama de temperaturas en comparación con los moluscos tropicales y subtropicales, que tienden a ser estenotérmicos, (toleran un estrecho rango de tolerancia a la temperatura) están caracterizados por una menor tolerancia a las bajas temperaturas que especies templadas (Segal, 1961). En nuestro estudio se trabajó con caracoles tropicales de las subclases Prosobranchia y Pulmonata. La mayoría de los caracoles prosobranquios de agua dulce, poseen una o dos branquias o ctenidios, localizados dentro de la cavidad del manto, tienden a habitar áreas más profundas como lagos y ríos que están sujetos a condiciones estacionales menos extremas como la variación de temperatura, en comparación con los hábitats de aguas poco profundas preferidos

por los caracoles pulmonados en los cuales la branquia desapareció y la cavidad del manto se transformó en un pulmón para el intercambio de gases (McMahon, 1983).

Por lo tanto, la mayoría de los prosobranquios de agua dulce tienen rangos más estrechos de tolerancia a la temperatura, que los pulmonados de agua dulce (Brown, 2001) ya que generalmente no están sujetos a grandes variaciones en la temperatura del hábitat. Sin embargo, algunas especies de prosobranquios, como los caracoles del género *Pomacea*, tienden a habitar zonas de agua dulce poco profundas tales como arroyos en movimiento lento, canales, pantanos y marismas (Perera & Walls, 1996; Miyahara et al., 1986). La temperatura es uno de los factores abióticos más importantes en un entorno de agua dulce y muchos caracoles prosobranquios y pulmonados muestran distintas preferencias de temperatura, la tolerancia a las temperaturas extremas puede presentarse intra e interespecíficamente (Ross & Ultsch, 1980; van der Schalie & Getz, 1963).

Por ello, para hacer frente al estrés fisiológico inducido por las fluctuaciones de temperatura; deben poder aclimatarse o tolerar tales condiciones (Aldridge, 1983). Y como los moluscos no tienen la capacidad de regular la temperatura de su cuerpo, la mayor parte de la compensación requerida para hacer frente al cambio de la temperatura ambiental es por medio de la aclimatación (Segal, 1961). La aclimatación es un tipo de adaptación de la capacidad a la temperatura, mediante el cual un organismo puede compensar activamente sus límites de tolerancia de temperatura con respecto a las fluctuaciones intermedias a largo plazo en la temperatura ambiental permitiendo tolerar temperaturas extremas estacionales (McMahon, 1983; Precht et al., 1973).

Entonces para poder caracterizar un organismo desde el punto de vista fisiológico, es necesario conocer primero su preferencia térmica, dada la influencia preponderante de la temperatura en el metabolismo y el crecimiento (Díaz & Buckle, 1993) ya que han desarrollado respuestas adaptativas a las variaciones de

los factores ambientales que les permiten desempeñar fisiológicamente de manera normal fuera de los límites óptimos de dichos factores. Además el comportamiento termorregulador que tienen los organismos, se define como la capacidad para preferir, evitar, tolerar y resistir un intervalo de temperatura. Y si se define el preferendum térmico como la respuesta específica de una especie, cuando es colocada en un gradiente de temperatura, está fijada genotípicamente, pero puede variar por la influencia de factores ambientales no térmicos (Fry, 1947; Reynolds & Casterlin, 1979; Kerambrun, 1988). La temperatura preferida representa el intervalo térmico en el cual los procesos que controlan la actividad de los organismos son efectivos y su eficiencia se incrementa y se optimiza (Kelsch & Neill, 1990). Kelsch & Neill (1990) & Kelsch (1996) han demostrado que los organismos acuáticos, seleccionan temperaturas en proporción a la cantidad de energía metabólica disponible, que puede ser canalizada para crecimiento, actividad, reproducción y otras funciones fisiológicas.

De las seis especies de caracoles estudiadas en esta investigación, cinco presentaron una preferencia térmica de 25°C, excepto el caracol invasor *Tarebia granifera* con 23°C. Siendo *Aroapyrgus clenchi* y *Pyrgophorus coronatus* quienes presentaron un estrecho rango de tolerancia de temperatura; al ser especies de talla pequeña, distribución restringida y una reducida capacidad de dispersión, les convierte en especies muy sensibles para adaptarse a cualquier cambio ambiental y son considerados buenos indicadores de la calidad del agua (Thompson, 1968). Además *P. coronatus* a altas temperaturas, presentó un bajo crecimiento y reproducción. Esta restringida tolerancia y baja reproducción, se atribuye a que son organismos poiquiloterms que no pueden regular su temperatura interna, por lo cual, esta es igual a la del medio ambiente, esta característica puede afectar a los invertebrados sensibles por cambios de temperatura (Rodríguez-Aguilera & García-Araya, 2010), altas temperaturas afectan la fisiología reproductiva disminuyendo la producción de crías.

Los caracoles *Pomacea flagellata* y *Mexinauta impluviata* obtuvieron un mayor rango de tolerancia a la temperatura, siendo menos estrictos que los hidróbidos *A. clenchi* y *P. coronatus*. De acuerdo con Goldfish (2007) *P. flagellata*, es muy tolerante a los cambios bruscos de temperatura, sin embargo, arriba de 32°C son mortales y sobrevivirían de 10 a 15 días, a 0°C dos días máximo, a -3°C no más de 6 horas. Las temperaturas arriba de 40 °C mueren entre 1 y 4 horas; donde la temperatura ideal para ésta especie, es de 24 a 28°C a mayor calor habrá más actividad en el caracol y su vida sexual se despertará, y a menor temperatura caerán en un letargo; se alimentará menos y consecuentemente defecará menos. Ochoa & García (2012) menciona que los ampuláridos como *P. flagellata* presenta un comportamiento poblacional bastante adaptativo, soporta amplios rangos de contaminación y variables ambientales; estrategias de rutas de diseminación y pueden sobrevivir meses de sequía al excavar más profundo en el lodo y cerrando el opérculo; para emerger de nuevo después de nuevas inundaciones. Estas adaptaciones fisiológicas le facilitan una buena respiración y humedad a mayores temperaturas.

De acuerdo a Tanveer (1992) el caracol *Physa acuta* tiene una preferencia de 25°C y una máxima entre 31 y 45.4°C al ser un caracol pulmonado como *M. impluviata*, son especies que toleran altas temperaturas debido a que habitan en estanques lenticos y poco profundos, además de marismas (McMahon, 1983) la temperatura del agua alcanzan niveles mucho más altos, que en hábitats loticos donde el agua es más profunda a lo que se restringen muchas especies de prosobranchios de agua dulce (Aldridge, 1983; Brown 2001). Esto no aplica *A. clenchi* y *P. coronatus*, pues son caracoles que habitan a no menos de 1 m de profundidad en las raíces de la vegetación flotante como el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) donde la temperatura es alta. Pero al ser como ya se ha mencionado caracoles sensibles, que dependen de la estacionalidad (Rodríguez-Aguilera & García-Araya, 2010) llegan a gastar energía y la poca tolerancia a cambios en la temperatura que presentan las especies nativas de pequeño tamaño, probablemente son las causantes del bajo crecimiento, reproducción y

sobrevivencia del organismo (Thompson, 2004; Nava et al., 2011; Lagos et al., 2017).

Las especies invasoras *Tarebia granifera* y *Melanooides tuberculata* presentaron la mayor amplitud de rango de tolerancia, al ser especies que se les ha encontrado desde zonas estuarinas, manglares, ríos, lagunas dulceacuícolas, hasta desagües contaminados, demostrando su amplia radiación adaptativa. Un estudio de Chianotis et al. (1980) & Appleton et al. (2009) indican que *T. granifera* entre sus preferencias ambientales están las temperaturas mayores a 24°C, además que esta especie tuvo un gasto energético menor al permanecer en ciertos límites de rangos de tolerancia a la temperatura, que le permitió seguir creciendo en talla, reproducirse y sobrevivir. Las especies invasoras son capaces de mantener mayores tasas metabólicas con limitación baja de oxígeno o alteraciones fisicoquímicas que las especies nativas (Zhao & Feng, 2015; Lagos et al., 2017b).

Cuando las tasas metabólicas son altas, el costo energético aumenta correlacionándose con un mayor movimiento de la especie, crecimiento rápido y un comienzo más temprano de la reproducción, además de un consumo elevado de oxígeno disuelto y excreción de amonio (Shpigel et al., 1992; Boratynski & Koteja, 2010; Burton et al., 2011, Pettersen et al., 2016). Y cuando se presenta una tasa metabólica baja, los organismos requieren de la depresión o disminución de energía para asegurar la supervivencia, principalmente en invertebrados (Sokolova et al., 2012). Este conflicto de la demanda de energía, se da entre la capacidad de adaptación térmica y la actividad reproductiva, esto conduce a la cuestión de si en los moluscos termotolerantes se suprime la actividad reproductiva (Li et al., 2006), cuando se expone a estímulos estresantes, los animales suelen desviar los recursos bioenergéticos de las funciones no esenciales (por ejemplo, la reproducción) y reorientarlos para combatir, adaptar y superar el estímulo estresante (Lacoste et al., 2001).

Es importante la frecuente asociación entre *T. granifera* y *M. tuberculata* especies que tienen el mismo hábitat, que explotan los mismos recursos y quienes establecen una competencia entre sus poblaciones, resultando la mayoría de las veces favorecida *T. granifera*. Esta especie es altamente competitiva, puede llegar incluso a desplazar especies endémicas de los sitios en donde ha sido introducida, y además es un hospedero intermediario potencial de parásitos del hombre y peces de importancia comercial (Rangel et al., 2011).

Con respecto a la salinidad, existen umbrales que caracterizan a un organismo en un cuerpo de agua, en general, se considera que el agua dulce es  $\leq 0.5$  ‰ con agua salobre que oscila entre 0.5-30 ‰. Las especies de agua dulce generalmente se dividen en dos grupos con respecto a la tolerancia a la salinidad: Limnobionte estenohalino 0-0.5 ‰ y limnobionte eurihalino 0.5-8 ‰ (Remane & Schlieper, 1971), además de limnobionte eurihalino, dividido en tres grupos: los de 1er grado toleran 0.5-3 ‰, los del 2 ° grado, toleran 3-8 ‰ y los del 3 ° grado toleran  $> 8$  ‰. Algunos estudios que han determinado la tolerancia a la salinidad en gasterópodos dulceacuícolas (Jacobsen & Forbes, 1997; Jordan & Deaton, 1999; Berger & Gorbushin, 2001; Cowie, 2002; Albarran et al., 2017).

Se observa que los caracoles pueden adaptarse a cambios de salinidad cuando estas se dan con incrementos paulatinos y hasta cierta concentración (Miranda *et al.*, 2010). Sin embargo, son muy susceptibles a cambios bruscos de salinidad (Albarrán et al., 2017). Por lo tanto todos los organismos que se encuentran en ambientes de agua dulce deben enfrentarse a dos problemas que vienen de la mano: el agua que tiende a fluir hacia el interior del cuerpo y los solutos a ser perdidos, en los organismos osmoconformadores la concentración osmótica interna se asemeja a la del medio externo (Mantel & Farmer, 1983; Willmer et al., 2000). Es decir, la osmoconformación resulta aparentemente de una regulación intracelular, donde hay un flujo de agua en ambas direcciones y donde los aminoácidos libres juegan un papel como solutos (Singnoret-Brailovsky et al., 1996). El flujo de agua en los tejidos de los moluscos durante la

osmoconformación, produce fluctuaciones en el volumen corporal, dando la apariencia de que el organismo regula voluntariamente su volumen corporal como un mecanismo para sobrevivir; lo que es un hecho, es que las fluctuaciones en el volumen corporal reflejan la interrupción de un balance estable de entrada y salida de agua del cuerpo (Kinne, 1967).

De las seis especies de gasterópodos estudiados en este trabajo, al igual que muchos invertebrados acuáticos son consideradas osmoconformistas, entre estos podemos considerar 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* quienes habitan cuerpos de agua dulce y solo por periodos de tiempo mucho muy cortos logran penetrar a lagunas salobres en áreas de muy baja salinidad (Hill & Wyse, 2006; Wingard et al., 2008; Carvalho & Barros, 2015; Albarran et al., 2017). De igual forma se puede catalogar que 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 a la concentración salina fueron más bajos en los hidróbidos que en el resto de los gasterópodos, debido a su menor capacidad osmoreguladora y a la deshidratación celular (Hart et al., 1991).

La tolerancia aguda a la salinidad entre especies introducidas como *Tarebia granifera* y *Melanoides tuberculata* no mostraron diferencias significativas con *Mexinauta impluviata* y *Pomacea flagellata*, pero si todas estas con dos especies de hidróbidos nativos *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*, quienes presentan una tolerancia menor a la salinidad (Albarran et al., 2017). Estos resultados confirman la no existencia de diferencias significativas entre especies nativas y no nativas, comportamiento similar al registrado para moluscos



colectados en el Río Rin, para las especies nativas, la tolerancia máxima a la salinidad vario de 0.5 a 19.0‰ y para las no nativas de 1.0 a 28.0‰. La tolerancia media a la salinidad máxima entre las especies nativas y no nativas no presento diferencias significativas (Verbrugge et al., 2012). A los caracoles invasores *Melanoides tuberculata* y *Tarebia granifera*, se les ha encontrado desde zonas estuarinas, manglares, ríos, lagunas dulceacuícolas, hasta desagües contaminados, demostrando su amplia capacidad adaptativa. El comportamiento que éstas presentan ante el cambio climático, es crucial para su sobrevivencia. Además, pueden afectar a las especies 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).

Es importante conocer el efecto que pueden tener los cambios ambientales sobre los organismos acuáticos, es especial con especies bentónicas, que en su mayoría son incapaces de desplazarse a gran velocidad, ni de moverse grandes distancias para evitar condiciones adversas y repentinas (Sokolova, 2001; Schmidt-Nielsen, 2001). Además el cambio climático podrá afectar las condiciones abióticas en los ecosistemas acuáticos, cambiando los regímenes de temperatura y salinidad del agua debido al ingreso de agua de mar y la evaporación (Verbrugge et al., 2012) y posteriormente a las invasiones biológicas, influyendo en la posibilidad del establecimiento de las no autóctonas (Rahel & Olden, 2008).

Los estudios sobre el efecto del cambio climático en los macroinvertebrados y entre ellos los moluscos 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, con 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 salinización de los cuerpos de agua cercanos a la costa por la intrusión salina que se genera.

La salinidad junto a 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), se considera que fuera de estos límites 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 incremento del nivel del mar con el consecuente aumento de la salinidad en ríos y humedales (Verbrugge et al., 2012), se hace necesario la aplicación de este trabajo en el conocer la tolerancia a la salinidad y temperatura de diversas especies de gasterópodos, con el propósito de predecir en un futuro los cambios en la distribución y estructura de sus poblaciones y/o comunidades. Debido al incremento de la salinidad y temperatura 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 nos permitan tomar decisiones oportunas para evitar daños a este grupo de moluscos.

Además para caracterizar una especie desde el punto de vista fisiológico es necesario conocer primero su preferencia y rangos de tolerancia en este caso térmica y salina, dada la influencia preponderante de estas variables en el metabolismo y el crecimiento. De igual forma, estos resultados servirán como base para estudios posteriores sobre moluscos dulceacuícolas en el estado de Tabasco, dado que los moluscos juegan un papel importante como bioindicadores para la contaminación y factores ambientales, que aparecen más a menudo en la utilización de programas de monitoreo global.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.  
México.

## 6. CONCLUSIONES

- De las seis especies de gasterópodos estudiados, se consideraron osmoconformistas eurihalinos con amplia preferencia dulceacuícola a *Melanoides tuberculata*, *Tarebia granifera*, *Pomacea flagellata* y *Mexinauta impluviata*, y osmoconformistas estenohalinos a *Pyrgophorus coronatus* y *Aroapyrgus clenchi*.
- Las especies de mayor a menor tolerancia en salinidad fueron: *M. impluviata* > *P. flagellata* > *T. granifera* > *M. tuberculata* > *P. coronatus* > *A. clenchi*.
- Para todas las especies se encontró una correlación inversa y significativa ( $p \leq 0.05$ ) entre la concentración salina y el tiempo letal, es decir que a mayor concentración el tiempo letal es menor, a partir de la CL<sub>50</sub>.
- La mortalidad de los caracoles fue producida por efecto de ósmosis por la deshidratación y salida de fluidos celulares provocada por salinidad.
- Los límites fisiológicos a la concentración salina fueron más bajos en los hidróbidos que en el resto de los gasterópodos, debido a su menor capacidad osmoreguladora y a la deshidratación celular.
- La tolerancia aguda a la salinidad entre las especies introducidas *T. granifera* y *M. tuberculata* no mostraron diferencias significativas con *M. impluviata* y *P. flagellata*, pero si todas estas con las dos especies de hidróbidos *P. coronatus* y *A. clenchi*, quienes presentaron una tolerancia menor a la salinidad.
- Cinco caracoles presentaron una preferencia térmica de 25°C, excepto el caracol invasor *T. granifera* con 23°C.
- Incrementos de temperatura superiores a 25 °C disminuye el crecimiento y sobrevivencia e inhibe la reproducción de *P. coronatus*; para *T. granifera* también disminuye la sobrevivencia y reproducción pero con el crecimiento no presenta efecto alguno.

## 7. RECOMENDACIONES

- Realizar nuevos bioensayos, sobre los efectos subletales en el crecimiento y reproducción ya que no fueron investigados; 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 el rendimiento es biológicamente maximizada y nuevos aumentos en la salinidad entonces resultan en una disminución del rendimiento biológico hasta la muerte.
- 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.
- Posteriormente, realizar análisis fisiológicos para caracterizar por completo este estudio y generar información básica sobre este grupo de invertebrados.

## 8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albarrán M. N. C., L. J. Rangel Ruiz, L. M. Gama Campillo, J. A. Arévalo de la Cruz, E. Moguel-Ordoñez y C. Z. Pacheco Figueroa. 2017. Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuícolas nativos e introducidos en Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27 (2): 145-151.
- Aldridge D. W. 1983. Physiological ecology of freshwater prosobranchs. Pages 329- 358 in, W.D. Russell-Hunter (ed.). *The Mollusca* Vol. 6, Ecology. Academic Press, New York.
- Appleton C. C., A. T. Forbes & N. T. Demetriades. 2009. The occurrence, bionomics and potential impacts of the invasive freshwater snail *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Thiaridae) in South Africa. *Zoologische Mededelingen* 83: 525–536.
- Ashir A. M., S. N. Mahmoud, A. S. Abdul-Razzak. 1988. Salinity tolerance in the freshwater snail *Physa acuta*. *Journal of Biological Sciences* 19: 901-910.
- Bhaskar R. & J. Pederson. 2003. Exotic species: an ecological roulette with nature. Coastal Resources Fact Sheet, MIT Sea Grant College Program, Cambridge.
- Berger V. Y. & A. M. Gorbushin. 2001. Tolerance and Resistance in Gastropod Mollusks *Hydrobia ulvae* and *H. ventrosa* from the White Sea to Abiotic Environmental Factors. *Russian Journal of Marine Biology* 27 (5): 314–319.
- Boratynski Z. & P. Koteja. 2010. Sexual and natural selection on body mass and metabolic rates in free-living bank voles. *Functional ecology* 24: 1252-1261.
- Brown K. M. 2001. Mollusca. Gastropoda. Pages 297-325 in, J. H. Thorp, A. P. Covich (eds.), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, New York.
- Burgmer T., H. Hillebrand & M. Pfenninger. 2007. Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* 151: 93–103.

- Burton T., S. Killen, J. Armstrong, N. Metcalfe. 2011. What causes intraspecific variation in resting metabolic rate and what are its ecological consequences? *Proceedings Biological Sciences* 268 (1724): 3465-3473.
- Carvalho da Silva E. & F. Barros. 2015. Sensibility of the invasive snail *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) to salinity variations. *Malacología* 58 (1-2): 365-369.
- Chanotis B. N., J. M. Butler, F. F. Ferguson & W. R. Jobin. 1980. Bionomics of *Tarebia granifera* (Gastropoda: Thiaridae) in Puerto Rico, an Asian vector of *paragonimiasis westermani*. *Caribbean Journal of Science* 16: 81-89.
- Costil K., G. B. J. Dussart, J. Daguzan. 2001. Biodiversity of aquatic gastropods in the Mont St-Michel basin (France) in relation to salinity and drying of habitats. *Biodiversity and Conservation* 10: 1-18.
- Cowie R. H. 2002. Apple snails (Ampullariidae) as agricultural pests: their biology, impacts and management. Pages 145-192, G. M. Barker (Ed.), *Molluscs as Crop Pests*. CABI International, Wallingford and New York. 145-192 p.
- Díaz F. & L. F. Buckle. 1993. Thermoregulatory behavior of *Macrobrachium rosenbergii* (Crustacea: Palaemonidae). *Journal of Tropical Ecology* 34: 199-203.
- Fry F. 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.

- Hill R. & G. Wyse. 2006. Fisiología Animal. Editorial Médica Panamericana 839 p.
- 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.
- 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.
- Jordan P. J. & L. E. Deaton. 1999. Osmotic regulation and salinity tolerance in the freshwater snail *Pomacea bridgesi* and the freshwater clam *Lampsilis teres*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 122: 199-205.
- Kelsch S. W. & W. H. Neill. 1990. Temperature preference versus acclimation in fishes: Selection for changing metabolic optima. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 601-610.
- Kelsch S. W. 1996. Temperature selection and performance by bluegills: Evidence for selection in response to available power. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 948-955.
- Kerambrun P. 1988. Adaptation a la temperature: Aspects physiologiques et genetiques. *Oceanis* 14: 565-578.
- Kinne O. 1967. Physiology of estuarine organisms with special reference to salinity and temperature: general aspects. *En: G.H. Lauff (ed.). Estuaries* American Association for the Advances of Science, Washington. 525-540 p.



- Klekowski R. Z. 1961. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) and other snails in diluted sea-water and during the following desiccation. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 9: 383-405.
- Lacoste A., F. Jalabert, S. K. Malham, A. Cueff & S. A. Poulet. 2001. Stress and stress-induced neuroendocrine changes increase the susceptibility of juvenile oyster (*Crassostrea gigas*) to *Vibrio splendidus*. *Applied and Environmental Microbiology* 67: 2304-2309.
- Lagos M. E., C. R. White & D. J. Marshall. 2017. Do invasive species live faster? Mass-specific metabolic rate depends on growth form and invasion status. *Functional Ecology*.
- Li Q., W. Liu, K. Shirasu, W. Chen, S. Jiang. 2006. Reproductive cycle and biochemical composition of the oyster *Crassostrea plicatula* Gmelin in an eastern coastal bay of China. *Aquaculture* 261:752-759.
- Mantel L. H. & L. L Farmer. 1983. Osmotic and Ionic Regulation. Pp. 53-161. En: L. Mantel (ed.).The Biology of Crustacea. Vol 5. *Internal anatomy and physiological regulation*. Academic Press, New York.
- McMahon R. F. 1983. Physiological ecology of freshwater pulmonates. In, W.D. Russell-Hunter (Ed.) *The Mollusca*, Volume 6, Ecology. Academic Press, London: 359-430.
- 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.
- Miyahara Y., Y Hirai & S. Oya. 1986. Oviposition and hatching rate of *Ampullarius insularis* (D' Orbigny) in Kyushu. *Proceedings of the Association for Plant Protection of Kyushu* 32: 96-100.
- Morillo N & J. C. Belandria. 2006. Utilización de moluscos bivalvos para el tratamiento de efluentes en granjas camaroneras.

- 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.
- Música M., I. M. Sokolova, U. Izagirre, I. Marigómez. 2014. Season-dependent effects of elevated temperature on stress biomarkers, energy metabolism and gamete development in mussels, *Marine Environmental Research* 103: 1-10
- Naranjo-García, E. & G. Meza Meneses. 2000. Moluscos, p. 309-404. In: De la Lanza Espino G., Hernández Pulido S. y Carbajal Pérez J.L. (eds.) Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdéz de C.V. México, D.F. 633 p.
- Naranjo-García, E., M. E. Diupotex-Chong & G. R. Familiar. 2005. *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Prosobranchia: Pachychilidae) en el Lago de Catemaco, Veracruz, México. VI *Congreso Latinoamericano de Malacología. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales*, 101.
- Nava M., H. Severeyn & N. Machado. 2011. Distribución y taxonomía de *Pyrgophorus platyrachis* (Caenogastropoda: Hydrobiidae), en el Sistema de Maracaibo, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 59(3): 1165-1172.
- Ochoa L. & J. García. 2012. Determinación de la actividad molusquicida de dos extractos vegetales sobre caracol manzana *Pomacea canaliculata* y su impacto en la diversidad de artrópodos. Guayaquil, Ecuador.
- 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 delticas: 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.*

Pettersen A., C. White & D. Marshall. 2016. Metabolic rate covaries with fitness and the pace of the life history in the field. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 283.

Perera G. & J. G. Walls. 1996. *Apple Snails in the Aquarium*. TFH Publications, Inc., Neptune City, New Jersey. 1211p.

Pointier J. P., S. Samadi, P. Jarne & B. Delay. 1998). Introduction and spread of *Thiara granifera* (Lamarck, 1822) in Martinique, French West Indies. *Biodiversity and Conservation* 7: 1277-1290.

Precht H., J. Christophersen, H. Hensel, W. Larcher. 1973. *Temperature and Life*. Springer-Verlag. Berlin and New York. 773 p.

Rahel F. & J. D. Olden. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* 22(3): 521- 533.

Rangel-Ruiz, L. J., J. Gamboa Aguilar, M. García Morales & O. M. Ortiz Lezama. 2011. *Tarebia granifera* (Lamarck, 1822) en la región hidrológica Grijalva-Usumacinta en Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 27(1): 103-114.

Remane A. & C. Schlieper. 1971. *Biology of Brackish Water*. John Wiley and Sons, New York. 372 p.

Reynolds W. W. & M. E. Casterlin. 1979. Thermoregulatory behavior of the pink shrimp *Penaeus duorarum* Burkenroad. *Hydrobiologia* Berlín, 67(2): 179-182.

Rodríguez-Aguilera A. & A. García-Araya. 2010. Efecto de la Temperatura sobre el Crecimiento y Sobrevivencia del Camarón de Río Del Sur (*Samastacus spinifrons*, Phillipi: 1992) en su etapa Joven. *Revista AquaTIC* 32: 7-21.

- Rodríguez R., M. Lazareno, L. Espinosa & F. Vega. 2012. Temperatura óptima y preferencia térmica del camarón de río *Macrobrachium tenellum* en la Costa Tropical del Pacífico Mexicano. *Boletim do Instituto de Pesca* 38(2): 121-130.
- Ross M. J. & G. R. Ultsch. 1980. Temperature and substrate influences on habitat selection in two Pleurocerid snails (*Goniobasis*). *American Midland Naturalist* 103: 209–217.
- Schmidt-Nielsen K. 2001. *Animal Physiology. Adaptation and environment*. 5th ed. Cambridge Univ. Press, New York.
- Segal. E. 1961. Acclimation in molluscs. *American Zoologist* 1: 235–244.
- Shpigel M., B.J. Barber & R. Mann. 1992. Effects of elevated temperature on growth, gametogenesis, physiology, and biochemical composition in diploid and triploid Pacific oysters: *Crassostrea gigas* Thunberg. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 15-25.
- Singnoret B. G., A. N. Maeda, T. G. Reynoso, E. G. Soto, P. S. Monsalvo & G. M. Valle. 1996. Salinity tolerance of the Catarina scallop *Argopecten ventricosus-circularis* (Sowerby II, 1842). *Journal of Shellfish Research* 15(3): 623-626.
- Sokolova I M. & H. O. Portner. 2001. Physiological adaptations to high intertidal life involve improved water conservation abilities and metabolic rate depression in *Littorina saxatilis*. *Marine Ecology Progress* 224:171–86.
- Sokolova I M., M. Frederich, R. Bagwe, G. Lannig & A. A. Sukhotin. 2012. Energy homeostasis as an integrative tool for assessing limits of environmental stress tolerance in aquatic invertebrates. *Marine Environmental Research* 79: 1-15.
- Thaman R. R. 2007. Tolerance range, limiting factors, environmental gradients and species abundance and absence. Disponible en línea en: <http://www.docstoc.com/docs/32812431/TOLERANCE-RANGELIMITING-FACTORS-ENVIRONMENTAL> (consultado en septiembre 11, 2016).

- Tanveer A. 1992. Response to temperature and heat tolerance of some snails. *Bangladesh Journal of Zoology* 20: 257–268.
- Thompson F. G. 2004. Freshwater snails of Florida. A manual for identification. University of Florida, Gainesville, Florida, EEUU.
- van der Schalie H. & L. L. Getz. 1963. Comparisons of temperature and moisture responses of the snail genera *Pomatiopsis* and *Oncomelania*. *Ecology* 44: 73–83
- 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.
- Williams W. D. 1987. Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard. *Ambio* 16: 180-185.
- Willmer P., G. Stone & I. Johnston. 2000. Environmental Physiology of Animals, *Blackwell Science*, Oxford, U.K. 644 p.
- 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).
- Zhao D. P. & P. S. Feng. 2015. Temperature increase impacts personality traits in aquatic non-native species: Implications for biological invasion under climate change. *Current Zoology* 61: 966-971.