


Tolerancia máxima a la salinidad del gasterópodo *Pyrgophorus platyrachis* (Littorinimorpha: Cochliopidae) de la Laguna Las Peonías, Sistema de Maracaibo, Venezuela

Mario L. Nava Ferrer ^{1‡} | Cesar López² | Dayrana C. Mora Hernández² | Guillermo Pares² | José M. Manzano Marcano² | Moisés S. Macías Serpa² | Roxana Sánchez²

¹Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Acuáticos, Departamento de Biología, Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela.

²Licenciatura en Biología, División de Estudios Básicos Sectoriales, Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela.

Correspondencia

Mario L. Nava Ferrer, Laboratorio de Sistemática de Invertebrados Acuáticos, Departamento de Biología, Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela.
Email: mariolesternava@gmail.com

Afiliación actual

[‡]Grupo de Investigación BIEMARC, Universidad de la Guajira, Colombia.

Financiamiento

N/A

Editor Académico

Héctor J. Severeyn

RESUMEN

La distribución y dinámica poblacional del gasterópodo *Pyrgophorus platyrachis* (una especie ampliamente distribuida en el Sistema de Maracaibo) podría verse afectada por las variaciones en las concentraciones de salinidad en futuros escenarios de cambio climático global, como consecuencia de los aumentos del nivel del mar. Por ello, en el presente estudio se determinó, bajo condiciones controladas de laboratorio, la tolerancia máxima a los cambios de salinidad de los individuos de *P. platyrachis* procedentes de la Laguna Las Peonías (Estado Zulia-Venezuela). Se realizaron dos experimentos a fin de determinar la mortalidad y la actividad de los caracoles: en el primero de ellos se aumentó progresivamente la salinidad (3 ± 2 UPS [Unidades Prácticas de Salinidad]) cada 48 h por 46 días continuos; mientras que en el segundo experimento se analizó el efecto de los cambios bruscos en tres concentraciones salinas (14, 28 y 56 UPS) en un período de 72 h. Para ambos experimentos se utilizó un tratamiento control con una concentración de 7 UPS. Se observó una clara tendencia a la disminución de la actividad de los organismos a mayores niveles de concentraciones salinas. Los resultados mostraron que los individuos de *P. platyrachis* de la Laguna Las Peonías, son capaces de tolerar un aumento progresivo de salinidad, con una Concentración Letal (LC_{50}) a 88 UPS, mientras que para los aumentos bruscos de salinidad la LC_{50} fue estimada a 42 UPS.

PALABRAS CLAVE

Ambientes estuarinos, concentración letal, factores limitantes, toxicidad

Cómo citar este artículo: Nava Ferrer ML, López C, Mora Hernández DC, Pares G, Manzano Marcano JM, Macías Serpa MS & Sánchez R. 2018. Tolerancia máxima a la salinidad del gasterópodo *Pyrgophorus platyrachis* (Littorinimorpha: Cochliopidae) de la Laguna Las Peonías, Sistema de Maracaibo, Venezuela. *Ecotrópicos* 30: e0004

Las condiciones que inhiben el crecimiento o establecimiento de una población en un área determinada son una de las principales fuerzas adaptativas en la evolución de las especies (Begon *et al.*, 2006). El intervalo entre la carencia y la presencia en exceso de un factor o recurso, es lo que representa la tolerancia de la especie a condiciones particulares, en las cuales el organismo es capaz de colonizar o utilizar ese recurso con éxito. Los organismos al encontrarse fuera de sus límites de tolerancia, no son capaces de mantener un normal funcionamiento fisiológico —ni un éxito reproductivo— por lo cual la muerte es la consecuencia siguiente a dichas condiciones (Odum & Barrett, 2006). Por ello, es de vital importancia conocer los factores limitantes de la presencia y crecimiento de los diferentes organismos, para así lograr entender la ecología y dinámica poblacional de cualquier especie (Begon *et al.*, 2006; Odum & Barrett, 2006).

En particular, la salinidad se considera una variable abiótica de suma importancia por estar entre las principales condiciones ambientales que limitan a las especies acuáticas, en especial aquellas de ambientes estuarinos (Rodríguez, 2000). Un aumento de la salinidad influye directamente en la distribución, la abundancia y la persistencia de los organismos (Williams, 1987). Es por ello que comúnmente se pueden encontrar distintas especies, incluso de un mismo género, con diferentes ámbitos de tolerancia a esta variable (Randall *et al.*, 1989). En el caso de los sistemas estuarinos, la variación espacio-temporal de la salinidad es considerada como uno de los principales factores característicos de este tipo de ecosistema (Bianchi, 2007). La mezcla salina en estuarios indudablemente ocasiona efectos directos en las dinámicas de respuestas de los organismos asociados a ellos (Heino *et al.*, 2009). En este sentido, el estudio de los límites de tolerancia a la salinidad de las especies en ecosistemas estuarinos contribuiría al entendimiento y la predicción de los estados de vulnerabilidad de estas especies respecto al estrés ambiental (Kuo & Sanford, 2009; Miranda *et al.*, 2010; Albarrán *et al.*, 2017).

El Sistema de Maracaibo (SM), localizado en el estado Zulia al noroccidente de Venezuela (Fig 1), funciona ecológicamente como un estuario (Rodríguez, 2000) y se caracteriza por presentar un conjunto de lagunas costeras, donde la influencia salina puede variar significativamente a lo largo de su superficie (Medina & Barboza, 2006). De hecho, la salinidad dentro de este sistema es altamente influyente en la distribu-

ción de las especies de invertebrados, siendo los gasterópodos (Animalia: Mollusca) uno de los grupos taxonómicos de invertebrados más diversos dentro del sistema (Rodríguez & Morales, 2000; Severejn & Rodríguez, 2000; Barrios-Garrido *et al.*, 2016). Además, es importante destacar que dentro de este sistema ocurre una ligera intrusión salina interdiaria de origen antrópico, producto del dragado para el canal de navegación (Rodríguez, 2000). Esta condición, aunada al potencial efecto del cambio climático global en los niveles del mar, podría producir una mayor salinización en el sistema (Bonte & Zwolsman, 2010) y, en consecuencia, alterar los patrones de crecimiento y el establecimiento de las poblaciones, donde solo organismos eurihalinos (es decir, capaces de soportar amplios ámbitos de salinidad) podrán potencialmente soportar estas nuevas condiciones hipotéticas (Griffith, 2017).

Dentro del SM, el gasterópodo *Pyrgophorus platyrachis* (F.G. Thompson, 1968) destaca por ser una de las especies de hábitos herbívoros-detritívoros de más amplia distribución dentro del sistema (Bass, 2003; Nava *et al.*, 2011). En las últimas décadas su estudio se ha enfocado principalmente en aspectos taxonómicos y de características del hábitat (Thompson, 2004), así como de algunos factores ecológicos con implicaciones evolutivas (Nava *et al.*, 2011; Nava & Severejn, 2011) y de su presencia a nivel exótico en determinadas localidades fuera del continente americano (Hui Ng *et al.*, 2016). Evidentemente, existen aún vacíos de información acerca de las potenciales implicaciones de los aspectos fisiológicos (ej. límites de tolerancia) de esta especie en los factores ecológicos asociados a su distribución poblacional. De hecho, si bien existen varios estudios enfocados en el caracol invasor *Potamopyrgus antipodarum* (Völker *et al.*, 2014; Alonso & Valle-Torres, 2018), es importante destacar la escasa información en la literatura científica a este respecto, tanto para el género *Pyrgophorus* como para los grupos taxonómicamente emparentados (Albarrán *et al.*, 2017).

En este sentido, y con la finalidad de contribuir al conocimiento fisiológico y ecológico de las especies de invertebrados acuáticos del SM, en la presente investigación se determinaron, bajo condiciones controladas de laboratorio, los valores de tolerancia máxima del gasterópodo *P. platyrachis* a partir de individuos provenientes de la Laguna Las Peonías (localizada a 10° 43' 10" – 10° 45' 50" N y 71° 35' 2" – 71° 32' 50" O; Fig. 1). Este tipo de información permite incrementar el

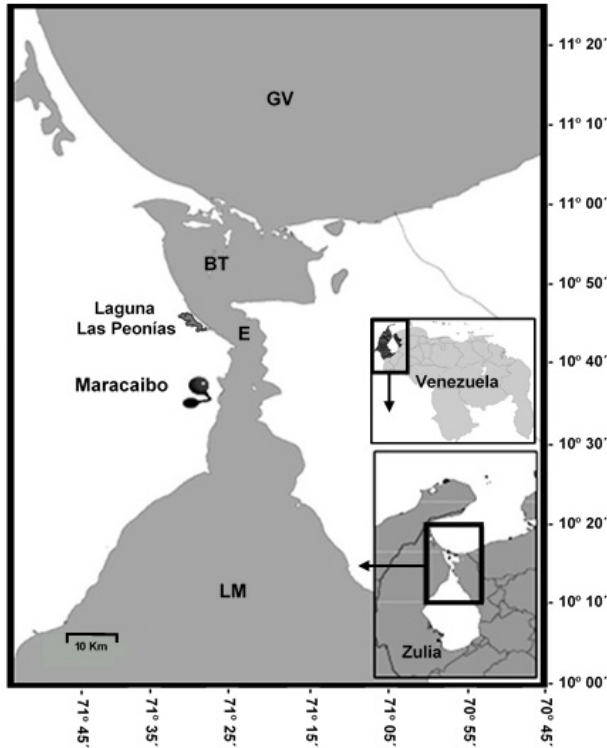


FIGURA 1 Localización geográfica relativa del Sistema de Maracaibo (SM), Estado Zulia, Venezuela. Acrónimos en la figura corresponde a: GV= Golfo de Venezuela; BT= Bahía El Tablazo; E= Estrecho de Maracaibo; LM= Lago de Maracaibo.

conocimiento de las capacidades de adaptación en esta especie respecto al estrés ambiental, especialmente considerando los posibles efectos en un futuro escenario hipotético de mayor salinidad, como un factor determinante en la distribución de la especie dentro del sistema. Los individuos de *P. platyrachis* fueron colectados en asociación a la macroalga *Chara* sp. y en condiciones de salinidad de 7 UPS (Unidades Prácticas de Salinidad); siendo trasladados al Laboratorio de Ecología General de la Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia, en la ciudad de Maracaibo, Venezuela. Todos los individuos de *P. platyrachis* fueron aclimatados a la temperatura ambiental del laboratorio (22–28 °C), se mantuvieron en agua del medio de colecta filtrada (con papel de filtro marca Double Rings #102) y con fragmentos de *Chara* sp. que sirvieron de soporte alimenticio y de oxigenación (USEPA, 2002). Subsecuentemente, se realizaron dos experimentos para la determinación

del límite máximo de tolerancia a la salinidad de los gasterópodos. El primer experimento consistió en un aumento gradual (3 ± 2 UPS) de la concentración salina cada 48 h, durante 46 días. Por su parte, en el segundo experimento se utilizaron tres concentraciones artificiales de salinidad con el fin de evaluar el efecto de los aumentos bruscos (es decir, toxicidad aguda) de la salinidad (USEPA, 2002) en un lapso de 72 h. Para ambos casos las soluciones salinas fueron preparadas con sal marina marca Instant Ocean®.

Para el desarrollo del primer experimento se colocaron, por triplicado, diez individuos adultos ($\geq 1,5$ mm de longitud) de *P. platyrachis* en un envase plástico transparente (de 150 ml de capacidad) con 60 ml de agua del medio filtrada a 7 UPS. Para el segundo experimento se colocaron, igualmente por triplicado, ocho caracoles en envases plásticos de las mismas características anteriormente descritas, pero utilizando

esta vez tres concentraciones como punto de inicio: 14, 28 y 56 UPS. Para ambos experimentos se utilizó un tratamiento control que se mantuvo a la salinidad del medio natural de colecta (7 UPS). Los valores de salinidad de todos los medios fueron verificados utilizando un salinómetro refractómetro (marca Vee Gee modelo STX-3). Todos los envases se colocaron bajo las condiciones de laboratorio, con fotoperíodo natural (ventana del laboratorio), con un fragmento de *Chara* sp. de aproximadamente 2 cm (como fuente de alimento y oxigenación) el cual fue cambiado al menos una vez por semana.

Para todos los casos analizados se calculó la mortalidad de individuos, considerando como muertos a todos aquellos que no presentaron movimiento alguno bajo estímulos mecánicos (ej. toque con pinzas o movimiento de la concha) o con conchas vacías (Albarrán *et al.*, 2017). Así mismo, se determinó la actividad de los caracoles, clasificando como “activos” aquellos organismos que estaban en movimiento o alimentándose, y como “inactivos” a los que se observaron sin movimiento alguno (incluyendo a los organismos fuera de la concha, sin movilidad, flotando o dentro de la concha). Adicionalmente, se registró, como evidencia de actividad reproductiva, la presencia de individuos jóvenes nacidos en los envases. Las observaciones de mortalidad y actividad se realizaron cada 48 h hasta observar el 100% de mortalidad en el caso del primer experimento, y cada 24 h durante los tres días de duración del experimento 2.

Pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1953) fueron utilizadas para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos para los valores de mortalidad y actividad de los caracoles. Adicionalmente, la concentración letal (LC_{50}) en la que se observa una mortalidad del 50% de la población, fue determinada mediante un análisis de regresión simple ajustado al modelo: $\sqrt{YX^2}$ (STATGRAPHICS®, 2007) considerando los datos de observación del experimento 1, y mediante una extrapolación gráfica para los valores obtenidos en el experimento 2 (USEPA, 2002). Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el programa Statgraphics Centurión XVI versión 16.2.04 (STATGRAPHICS®, 2010), con un nivel de significancia del 95%.

Se observó, para el experimento enfocado en el aumento gradual de la concentración salina, una diferencia significativa ($H = 13,89; p < 0,001$) entre los valores de mortalidad obtenidos durante el desarrollo del experimento en comparación al tratamiento control. En la figura 2a se observa que las

primeras mortalidades de los individuos fueron registradas a partir de los 18 días (con concentración de 33 UPS), con una mortalidad total a los 46 días (con concentración de 100 UPS). No obstante, es importante observar que para el tratamiento control se registró una mortalidad promedio de 18,8 a partir del día 40 de estudio. La LC_{50} en estas condiciones de tratamiento fue estimada a los 88 UPS ($r = 0,97; R^2 = 95,5; p < 0,01$). Se evidenció una disminución progresiva de la actividad de los caracoles a mayor duración de tiempo en el experimento. Si bien en el tratamiento control más del 50% de los individuos mostraron actividad durante todo el periodo de estudio, durante el aumento progresivo de la concentración de salinidad se observó una mayor fluctuación de la actividad (Fig. 2b), con valores significativamente más bajos ($H = 16; p < 0,001$). Adicionalmente, se observó la presencia de individuos jóvenes (vivos y activos) a partir de los 22 días de estudio (coincidente con una salinidad de 41 UPS), presentando actividad incluso a los 40 días (correspondiente a salinidades de 85 UPS) de observación en el estudio.

Para el caso de los cambios bruscos de salinidad en el experimento 2, se observó una mortalidad nula en las concentraciones de 7, 14 y 28 UPS durante las 72 h de observación, mientras que a concentraciones de 56 UPS la mortalidad fue del 100% en tan solo 24 h (Tabla 1). De acuerdo al método de extrapolación gráfica de valores la LC_{50} para este caso fue estimada a 42 UPS. De acuerdo a la prueba Kruskal-Wallis estas diferencias fueron significativas ($H = 11; p = 0,012$) entre la concentración de 56 UPS y el resto de los tratamientos evaluados. A pesar de no observar diferencias significativas ($H = 23; p = 0,37$) entre la actividad registrada para los organismos durante las 72 h de estudio, los resultados muestran una clara tendencia a la disminución en la actividad a medida que aumenta la salinidad en el medio. De hecho, para los tratamientos de 7, 14 y 28 UPS, la actividad se mantuvo en más del 50% de los organismos (Tabla 1).

Los resultados obtenidos muestran evidencias al respecto de que *P. platyrachis* es un organismo capaz de tolerar elevadas concentraciones de salinidad, incluso superiores a las de agua de mar. De hecho, el caracol *P. platyrachis* es considerado una especie de agua dulce con presencia en aguas salobres (Thompson, 2004; MolluscaBase, 2018). Si bien, esta especie ha sido previamente reportada en la zona estuarina de baja salinidad dentro del SM (Nava *et al.*, 2011), en el presente estudio se evidencia su amplio ámbito de tolerancia a esta variable, incluso

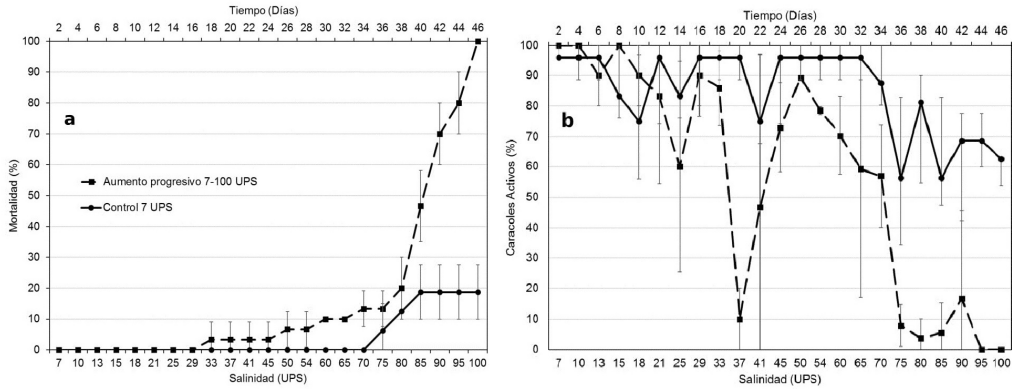


FIGURA 2 Valores porcentuales (%) de mortalidad (a) y actividad (b) registrados para los individuos de *Pyrgophorus platyrachis*, procedentes de la Laguna Las Peonías del Sistema de Maracaibo, durante el experimento de aumento progresivo de salinidad (de 7 a 100 UPS). Las barras de líneas indican la desviación estándar calculada para cada caso.

para los casos de cambios bruscos o repentinos de salinidad hasta con supervivencia del 100% de los organismos durante un período de 72 h en niveles de 28 UPS. Esta especie ha sido reportada en otras áreas estuarinas como el Delta del Río Ranchería (Caribe colombiano), donde se registran salinidades entre 0 y 46 UPS que fluctúan paulatinamente durante el año (Molina *et al.*, 2017). Además, si bien los valores de LC_{50} obtenidos tienden a ser mucho mayor a los reportados por Albarrán *et al.* (2017) para la especie *P. coronatus* (LC_{50} de 2,52 UPS) en lagunas de Tabasco (México), estos resultados son congruentes a los reportados para especies como *P. antipodarum* (LC_{50} de 38 UPS) en el estuario del Río Columbia, Estados Unidos (Hoy *et al.*, 2012) y para ejemplares de *Tarebia granifera* (LC_{50} de 30 UPS) procedentes de bahías en Sudáfrica (Miranda *et al.*, 2010).

Esta clara diferenciación entre las concentraciones letales de las especies sugiere que la procedencia de los organismos debe ser un factor importante a considerar para el desarrollo de estudios de biomonitorio utilizando índices bióticos con familias de invertebrados acuáticos; pues dentro de una misma especie y/o género existen diferentes niveles de adaptación en las poblaciones locales (Baqueiro-Cárdenas *et al.*, 2007; Flowers, 2009; Springer, 2010). Por ello, considerando la amplia variabilidad ambiental existente a lo largo de las áreas de distribución de la especie *P. platyrachis*, resulta importante establecer comparaciones de los límites de tolerancia del caracol entre diferentes localidades de muestreo. Esta información per-

mitiría establecer las relaciones existentes entre las variaciones morfológicas y fisiológicas con la capacidad adaptativa de la especie ante ambientes perturbados (Jacobsen & Forbes, 1997; Baqueiro-Cárdenas *et al.*, 2007; Nava & Severeyn, 2011). Esto representa un punto importante de discusión considerando el conocimiento existente sobre el potencial daño ambiental que conllevan los aumentos de salinidad en sistemas dulciacuícolas y para las especies que en ellos habitan (Williams, 1987; Heino *et al.*, 2009).

Con base en estos resultados *P. platyrachis* puede ser considerada como una especie eurihalina con una alta capacidad osmótica (Griffith, 2017) y alto potencial adaptativo ante futuras elevaciones del nivel del mar y concentraciones de salinidad. Evidentemente, los reportes de *P. platyrachis* dentro del SM en zonas de lagunas costeras como Capitán Chico y la Laguna de Sinamaica (Nava *et al.*, 2011), así como en el manglar de Punta de Palma —cuyos valores de salinidad intersticial promedio ascienden hasta 26 UPS (*Obs. pers.*)— confirman esta idea de altos ámbitos de tolerancia a la salinidad para la especie. Adicionalmente, la actividad reproductiva observada durante los aumentos progresivos de salinidad evidencian la necesidad de investigar la capacidad de los individuos jóvenes para tolerar este factor, así como sus efectos sub-letales (ej. reproducción y tasa de alimentación) en los organismos adultos. En este sentido, la evidente disminución de la actividad de los individuos, es producto del aumento de las concentraciones de salinidad, un signo de estrés osmótico el cual es un fenómeno inherente

TABLA 1 Valores promedios de mortalidad y actividad de individuos de *Pyrgophorus platyrachis*, procedente de la Laguna Las Peonías del Sistema de Maracaibo, durante el experimento para la evaluación del efecto de los cambios bruscos de salinidad.

Nivel Salinidad (UPS)	Tiempo (horas)	Mortalidad (%)*	Actividad (%)*
7 (Control)	72	0 a	95,8 ± 17,21 a
14	72	0 a	83,3 ± 19,1 a
28	72	0 a	66,6 ± 28,9 a
56	24	100 b	—

*Letras diferentes (a, b) en una misma columna indica diferencias significativas entre los grupos analizados

a cada especie (Muraeva *et al.*, 2016) —tal como fue reportado para *T. granifera* (Miranda *et al.*, 2010)— que requiere ser estudiado para entender por qué, a pesar de tolerar altas salinidades, la distribución de *P. platyrachis* está limitada únicamente a zonas salobres y de agua dulce en el planeta.

Interesantemente, para la presente fecha aún no se ha registrado la presencia de *P. platyrachis* en determinadas áreas dentro del SM, como la Ciénaga de Los Olivitos, cuyas salinidades promedio máximas se encuentran entre 65 y 85 UPS (Esté & Casler, 2000; Esté *et al.*, 2012). En este sentido, parece plausible considerar la existencia de otros factores mucho más limitantes (ej. granulometría, temperaturas, tipo de sustrato, etc.) en la distribución de esta especie dentro del sistema. Por ello, es importante continuar el desarrollo de este tipo de estudios, considerando el efecto aislado y sinérgico de otras variables (incluyendo valores de oxígeno, pH, temperatura, etc.) que bien podrían explicar las limitaciones en la distribución de esta especie de caracol, e incluso de otras especies de invertebrados que pudieran ser menos tolerantes a los cambios bruscos y/o paulatinos de salinidad.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los estudiantes del curso de Ecología General (Periodo II-2017) de la Licenciatura en Biología, de La Universidad del Zulia, por la ayuda en el desarrollo de las actividades de campo y laboratorio que permitieron la ejecución de esta investigación. Igualmente agradecemos a la administración del Parque Metropolitano Las Peonías, por abrir sus puertas para el desarrollo de las actividades académicas que originaron el presente trabajo. Un especial agradecimiento al Editor Académico

Asociado y a los tres revisores anónimos por sus valiosos y enriquecedores comentarios sobre el manuscrito.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores no declararon ningún conflicto de interés para la realización y publicación de este trabajo.

ABSTRACT

Maximum salinity tolerance of the gastropod *Pyrgophorus platyrachis* (Littorinimorpha: Cochliopidae) at Peonias Lagoon, Maracaibo System, Venezuela. The distribution and population dynamics of the *Pyrgophorus platyrachis* (a widely distributed species in the Maracaibo System) could be affected by changes in salinity concentrations in future global change scenarios, as consequence of sea level increases. Therefore, we aimed to determine, in laboratory conditions, the maximum tolerance to salinity changes that individuals of *P. platyrachis* from the Las Peonias Lagoon (Zulia state-Venezuela) can endure. In order to calculate the mortality and activity of the snail individuals, two experiments were carried out: in the first one, the salinity was progressively increased (3 ± 2 PSU [Practical Salinity Unit]) every 48 h during 46 days; while in the second experiment, we studied the effect of sudden changes of salt concentrations (14, 28, and 56 PSU) during 72 h. For both experiments, we used a control treatment at concentration 7 PSU. We observed a clear tendency to decrease the activity of organisms at higher salt concentration values. The results showed that *P. platyrachis* individuals originally from

the Peonias Lagoon are capable to tolerate a progressive salinity increase, with a Lethal Concentration (LC₅₀) at 88 PSU; while for sudden increases in salinity the LC₅₀ was estimated at 42 PSU.

KEYWORDS: Estuarine environments, lethal concentration, limiting factors, toxicity.

REFERENCIAS

- Albarrán N, Rangel L, Gama L, Arévalo de la Cruz J, Moguel-Ordoñez E & Pacheco C. 2017. Tolerancia a la salinidad aguda de gasterópodos dulceacuicolas nativos e introducidos en Tabasco, México. *Hidrobiológica* 27: 145–151.
- Alonso A & Valle-Torres G. 2018. Feeding behavior of an aquatic snail as a simple endpoint to assess the exposure to cadmium. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 100: 82–88.
- Baqueiro-Cárdenas ER, Borabe L, G GIC & Rodríguez-Navarro J. 2007. Los moluscos y la contaminación. Una revisión. *Revista mexicana de Biodiversidad* 78: 1–7.
- Barrios-Garrido H, Petit-Rodríguez M, Vera F, Montiel-Villalobos M, Moran L & Wildermann N. 2016. Riqueza y distribución de corales pétreos en la costa noroccidental del Golfo de Venezuela. *Ciencia* 24: 128–139.
- Bass D. 2003. A survey of freshwater macroinvertebrates in Tobago. *Living World, Journal of the Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club* 2003: 64–69.
- Begon M, Townsend C & Harper J. 2006. *Ecology: from individual to Ecosystems*. Blackwell publishing, Oxford, UK.
- Bianchi T. 2007. *Biogeochemistry of Estuaries*. Oxford University Press, New York, USA.
- Bonte J & Zwolsman J. 2010. Climate change induced salinization of artificial lakes in the Netherlands and consequences for drinking water production. *Water research* 44: 4411–4424.
- Esté E & Casler C. 2000. Abundance of Benthic Macroinvertebrates in Caribbean Flamingo Feeding Areas at Los Olivitos Wildlife Refuge, Western Venezuela. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology* 23: 87–94.
- Esté E, Casler C, Reyes J, Nava M, Carruyo J, Flores A & Pardo C. 2012. Abundancia Del Flamenco Caribeño (*Phoenicopterus ruber*) y su relación con las fuentes de alimento, en la ciénaga de Los Olivitos, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 46: 211–332.
- Flowers RW. 2009. A new species of *Thraulodes* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae, Atalophlebiinae) from a highly altered river in western Ecuador. *Zootaxa* 2052: 55–61.
- Griffith M. 2017. Toxicological perspective on the osmoregulation and ionoregulation physiology of major ions by freshwater animals: Teleost fish, Crustacea, aquatic insects, and Mollusca. *Environmental toxicology and chemistry* 36: 576–600.
- Heino J, Raimo V & Heikki T. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* 84: 39–54.
- Hoy M, Boese BL, Taylor L, Reusser D & Rodríguez R. 2012. Salinity adaptation of the invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in the Columbia River estuary (Pacific Northwest, USA): physiological and molecular studies. *Aquatic Ecology* 46: 249–260.
- Hui Ng T, Huan Liew J, Zong J & Yeo D. 2016. First record of the cryptic invader *Pyrgophorus platyrachis* Thompson, 1968 (Gastropoda: Truncatelloidea: Cochliopidae) outside the Americas. *BioInvasions Records* 5: 75–80.
- Jacobsen R & Forbes VE. 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.
- Kruskal W & Wallis W. 1953. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47: 583–621.
- Kuo E & Sanford E. 2009. Geographic variation in the upper thermal limits of an intertidal snail: implications for climate envelope models. *Marine Ecology Progress Series* 388: 137–146.
- Medina E & Barboza F. 2006. Lagunas costeras del Lago de Maracaibo: distribución, estatus y perspectivas de conservación. *Ecotrópicos* 19: 128–139.
- Miranda N, Perissinotto R & Appleton C. 2010. Salinity and temperature tolerance of the invasive freshwater gastropod *Tarebia granifera*. *South African Journal of Science* 106: 1–7.
- Molina G, Jiménez I & Nava M. 2017. Taxocenosis mollusca-crustacea en raíces de *Rhizophora mangle*, Delta del Río Ranchería - La Guajira, Colombia. *Revista Intropica* 18: 87–100.
- MolluscaBase. 2018. World Register of Marine Species: *Pyrgophorus platyrachis* F.G. Thompson, 1968. Disponible en: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=419610>. (Consultado el 30 de Noviembre de 2018).

- Muraeva OA, Maltseva AL, Mikhailova NA & Granovitch AI. 2016.** Mechanisms of adaption to salinity stress in marine gastropods *Littorina saxatilis*: a proteomic analysis. *Cell and Tissue Biology* **10**: 160–169.
- Nava M, Machado N & Severeyn H. 2011.** Distribución y taxonomía de *Pyrgophorus platyrachis* (Caenogastropoda: Hydrobiidae), en el Sistema de Maracaibo, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* **59**: 1165–1172.
- Nava M & Severeyn H. 2011.** Variaciones morfológicas en la concha del gasterópodo *Pyrgophorus platyrachis* como posible respuesta a factores Físico-Químicos en el Sistema de Maracaibo, Venezuela. *Ecotrópicos* **24**: 145–163.
- Odum E & Barrett G. 2006.** *Fundamentos de ecología*. Thomson Learning, México DF, México.
- Randall D, Burggren W & French K. 1989.** *Eckert. Fisiología Animal: Mecanismos y adaptaciones*. Segunda Edición. McGraw-Hill Interamericana, Madrid, España.
- Rodríguez G. 2000.** *El Sistema de Maracaibo*. Segunda Edición. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC), Caracas, Venezuela.
- Rodríguez G & Morales F. 2000.** Las comunidades bentónicas del Sistema de Maracaibo. En: **Rodríguez G** (Ed.) *El Sistema de Maracaibo*, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC), Caracas, Venezuela, pp. 75–85.
- Severeyn H & Rodríguez G. 2000.** La fauna estuarina: Invertebrados. En: **Rodríguez G** (Ed.) *El Sistema de Maracaibo*, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC), Caracas, Venezuela, pp. 199–224.
- Springer M. 2010.** Capítulo 3. Biomonitorio acuático. *Revista de Biología Tropical* **58**: 53–59.
- STATGRAPHICS®. 2007.** *Regresión Simple*. StatPoint Technologies, Inc, Virginia, USA.
- STATGRAPHICS®. 2010.** *Statgraphics Centurion XVI manual de usuario*. StatPoint Technologies, Inc, Virginia, USA.
- Thompson F. 2004.** *Freshwater snails of Florida. A manual for identification*. Third Edition. University of Florida, Gainesville, Florida, USA.
- USEPA. 2002.** *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. Fifth Edition. United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- Völker C, Gräf T, Schneider I, Oetken M & Oehlmann J. 2014.** Combined effects of silver nanoparticles and 17 α -ethinylestradiol on the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. *Environmental Science and Pollution Research* **21**: 82–88.
- Williams W. 1987.** Salinization of Rivers and Streams: An Important Environmental Hazard. *Ambio* **16**: 180–185.