



## SPATIO-TEMPORAL VARIATION OF THREE SPECIES OF TANAIDACEANS (CRUSTACEA: PERACARIDA) IN THE MANDINGA LAGOON SYSTEM, VERACRUZ, MEXICO IN THE PERIOD 2008-2015

## VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE TRES ESPECIES DE TANAIDÁCEOS (CRUSTACEA: PERACARIDA) EN EL SISTEMA LAGUNAR DE MANDINGA, VERACRUZ, MÉXICO EN EL PERIODO 2008-2015

Asela del Carmen Rodríguez-Varela<sup>1</sup>✉, Omar Alfredo Barreto-Segura<sup>2</sup> y Horacio Vázquez-López<sup>3</sup>

Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Laboratorio de  
Oceanografía Costera

<sup>1</sup>✉ [asela@unam.mx](mailto:asela@unam.mx), <sup>2</sup>[omarbarreto23@hotmail.com](mailto:omarbarreto23@hotmail.com), <sup>3</sup>[hvazquez@unam.mx](mailto:hvazquez@unam.mx)  
Corresponding author/autor de correspondencia ✉

### ABSTRACT

The increasing anthropogenic development of the Veracruz Metropolitan Area demands the updating and monitoring of the region's biodiversity, particularly on the spatial-temporal dynamics of those potential indicator groups of any disturbance. We present the first study on the Tanaidaceans of the Lagunar System of Mandinga, Veracruz, Mexico. Seven collections were made on submerged vegetation and sediments in dry season from 2008 to 2015 and one in the rainy season of the first year. Organisms were collected with a dredger and a Renfro-like net on submerged vegetation. One species from the suborder Apsudomorpha, *Discapseudes (Discapseudes) mexicanus* Gutu, 2006 and two from the suborder Tanaidomorpha, *Chondrochelia dubia* (Krøyer, 1842) and *Hargeria rapax* (Harger, 1879). The former recorded the highest distribution and abundance during the study period, confirming that *D. mexicanus* is a tanaidacean characteristic of the coastal systems of the Gulf of Mexico and it is associated with environments with high organic content in the sediments, while the other species were collected with lower abundances. In general, the downward trend in its abundance is noticeable over time, a fact that can be attributed to the constant modifications and alterations that SLM has undergone throughout the study period.

**Key words:** estuary; hábitat; invertebrates; sediments; tanaidaceans.

## RESUMEN

El creciente desarrollo antrópico de la zona metropolitana de Veracruz demanda la actualización y seguimiento de la biodiversidad de la región, particularmente sobre la dinámica espacio-temporal de aquellos grupos potencialmente indicadores de cualquier perturbación. Por lo cual se presenta el primer estudio sobre los tanaidáceos del Sistema Lagunar de Mandinga, Veracruz, México. Se realizaron siete recolectas sobre la vegetación sumergida en temporada de secas de 2008 a 2015 y una en la lluviosa del primer año. Los organismos se recolectaron con una draga y una red tipo Renfro sobre vegetación sumergida. Se identificó una especie del suborden Apsudomorpha *Discapseudes (Discapseudes) mexicanus* Gutu, 2006 y dos de Tanaidomorpha *Chondrochelia dubia* (Krøyer, 1842) y *Hargeria rapax* (Harger, 1879). La primera registró la mayor distribución y abundancia en el periodo de estudio, confirmándose que *D. mexicanus* es un tanaidáceo característico de los sistemas costeros del golfo de México y que está asociado a ambientes con alto contenido orgánico en los sedimentos, mientras que la abundancia de las otras dos especies fue menor. De manera general la tendencia a la baja en su abundancia es notoria con el paso del tiempo, hecho que pudiera atribuirse a las constantes modificaciones y alteraciones que ha sufrido el SLM a lo largo del periodo de estudio.

**Palabras clave:** estuario; hábitat; invertebrados; sedimentos; tanaidáceos.

## INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras y los estuarios son ecosistemas que destacan por su importancia económica y ecológica. Su alta productividad primaria permite a estos ecosistemas ser un lugar de crianza, reproducción y resguardo de muchos organismos acuáticos de valor comercial, permitiendo así concentrar un gran espectro de la biodiversidad (Lara-Domínguez et al., 2011). Son fundamentales en el mantenimiento de las cadenas tróficas marino-costeras, ya que muchas especies de crustáceos, peces y moluscos dependen de ellos en alguna o varias etapas de su ciclo de vida (Dawes, 1986; Kathiresan y Bingham, 2001; Cedeño et al., 2010).

El golfo de México es conocido como un gran ecosistema marino con mezcla de características ecológicas de ambientes templados y tropicales, con grandes escurrimientos de aguas continentales que llegan a la zona costera a través de los ríos y que permiten la formación de importantes humedales costeros. Esta variedad de ambientes del golfo es evidente en el litoral veracruzano que suma cerca de 745 km (29.3% de la costa mexicana del golfo) y aproximadamente 116,600 ha de zonas estuarinas, donde se mezclan las aguas de ríos con las del mar, como en las lagunas costeras de Tamiahua, La Mancha, Mandinga o Alvarado (Ortiz-Lozano et al., 2010; Lara-Domínguez et al., 2011).

El Sistema Lagunar de Mandinga (SLM) se ubica diez kilómetros al sur de la zona portuaria de Veracruz, que es una zona de las más importantes del golfo de México por su comunicación con los principales centros de producción y consumo del país (SCT, 2015).

Ante el desarrollo antrópico en la región es conveniente evaluar los posibles impactos negativos que inciden sobre los ecosistemas costeros, y que traen como consecuencia inevitable la pérdida de la biodiversidad. Su estimación se fundamenta en conocer su condición previa y después de la perturbación. En este sentido los estudios que denotan la variación espacio-temporal de las comunidades biológicas adquieren relevancia, no sólo para el conocimiento de la biodiversidad de la zona, sino que estos representan la línea base para la detección de los posibles impactos ambientales (Morris y Therivel, 2009; Sánchez-Gil et al., 2019; Vega-Cendejas, 2019).

Las comunidades bentónicas se han contemplado como excelentes indicadores en el monitoreo de los ambientes marinos costeros y estuarinos (Borja et al., 2000; Warwick et al., 2002), incluso se han diseñado protocolos específicos para la evaluación de la contaminación por efluentes domésticos (Muniz et al., 2013).

La formulación de estos índices puede estar basada en datos estimativos de diversidad (índices de Margalef, Pielou, Shannon-Wiener, etc.) en grupos ecológicos (AMBI, BENTIX, BOPA) o grupos tróficos (ITI). En general dichos índices utilizan la abundancia, riqueza de especies y en algunos, los datos de biomasa son indispensables. Cualquiera que sea el caso, su aplicación requiere de un conocimiento avanzado de la sistemática, ecología y de la historia de vida de los organismos bentónicos (Warwick y Clarke, 1993, 1994; Pinto et al., 2009; Pelletier et al., 2010; Muniz et al., 2013).

Dicha comunidad tiende a formar asociaciones a menudo diversas y abundantes, por lo que existen múltiples clasificaciones para agruparla y facilitar su estudio (Carrasco, 2004; Pech y Ardisson, 2010). Particularmente los grupos endobénticos comprenden formas muy modificadas, generalmente pequeñas, alargadas y afinadas, adaptadas para vivir entre los granos del sedimento. No obstante, sean ellos endobénticos o epibénticos han sido tradicionalmente considerados el componente más indicado para la evaluación de la calidad ambiental en el entorno marino. Debido a su movilidad relativamente baja como es el caso de los tanaidáceos, que debido a la ausencia de una etapa de dispersión obligada tienden a formar numerosas poblaciones locales (Blazewicz-Paszkowycz et al., 2012).

Los tanaidáceos viven asociados al fondo y cuentan con numerosas adaptaciones que les han permitido colonizar diferentes sustratos. Se han recolectado en todos los ambientes bentónicos marinos y en cualquier profundidad, aunque unos pocos habitan en aguas salobres (Brusca y Brusca, 2005; Blazewicz-Paszkowycz et al., 2012). De las 1489 especies de tanaidáceos conocidas a nivel mundial, distribuidas en 40 familias y 316 géneros (Anderson, 2020), se tiene registro de aproximadamente 87 para el golfo de México; 23 de estas corresponden a la parte sureste (Abarca-Ávila et al., 2019) y al menos 30 se han recolectado en la parte central (Winfield et al., 2013).

No se han realizado estudios enfocados específicamente a los tanaidáceos en el SLM, sin embargo, se han reportado algunas especies de estos en regiones adyacentes y en diferentes tipos de ecosistemas marinos (Barreto-Segura, 2019). Los estudios que involucran a los tanaidáceos en el golfo de México se han realizado en: (1) fondos del mar profundo, a través de múltiples campañas oceanográficas (Meyer y Heard 1989; Pequegnat et al., 1990; Larsen, 2001; Hernández-Robles, 2002; Larsen, 2003a, 2005; Hernández-Robles y Escobar-Briones, 2008; Escobar-Briones y Jiménez Guadarrama, 2010), (2) en sistemas arrecifales (Winfield et al., 2007a, 2010, 2013, Hermoso-Salazar y Arvizu-Coyotzi, 2015; Monroy-Velázquez et al., 2017; Winfield et al., 2017; Cházaro-Olvera et al., 2018) y (3) en los ambientes costeros y sublitorales (Winfield, 1987; Fernández-Buces, 1989; Rakocinski et al., 1991; Winfield y Franco, 1992; Rakocinski et al., 1997; Escobar-Briones et al., 1999; Rabalais et al., 1999; Winfield et al., 2001; Raz-Guzmán y Corona, 2003; Escobar-Briones, 2004; García-Madrigal et al., 2005; Winfield et al., 2007b; Hendrickx e Ibarra, 2008; Barba et al., 2010; Magaña-Guzmán, 2013; Ortega-Vidales, 2013; Abarca-Ávila et al., 2019; Arvizu-Coyotzi, 2019). Debido a lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue describir la variación espacio-temporal de tanaidáceos capturados en el SLM.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El SLM se encuentra en el municipio de Alvarado, Veracruz, México, entre los 19°00' y 19°06' Norte y 96°02' y 96°06' Oeste, con una orientación norte-sur. La costa cercana adopta una

dirección noroeste-sureste, que conforma la punta de Antón Lizardo y colinda al norte con el municipio Boca del Río y al suroeste con Medellín de Bravo. Tiene una longitud aproximada de 20 km y está compuesta por seis cuerpos de agua interconectados: Estero del Conchal (ECH), laguna La Larga (LL), Estero de Horcones (EH), laguna La Redonda (LR), Estero de Mandinga (EM) y laguna de Mandinga (LM) (Fig. 1) (Contreras-Espinosa, 2006; INEGI, 2019; Rodríguez-Varela et al., 2019). Presenta un clima subhúmedo con un régimen pluvial o lluvioso de verano (julio a octubre), una temporada de secas (marzo a junio) y una temporada de nortes (noviembre a febrero) (García, 2004).

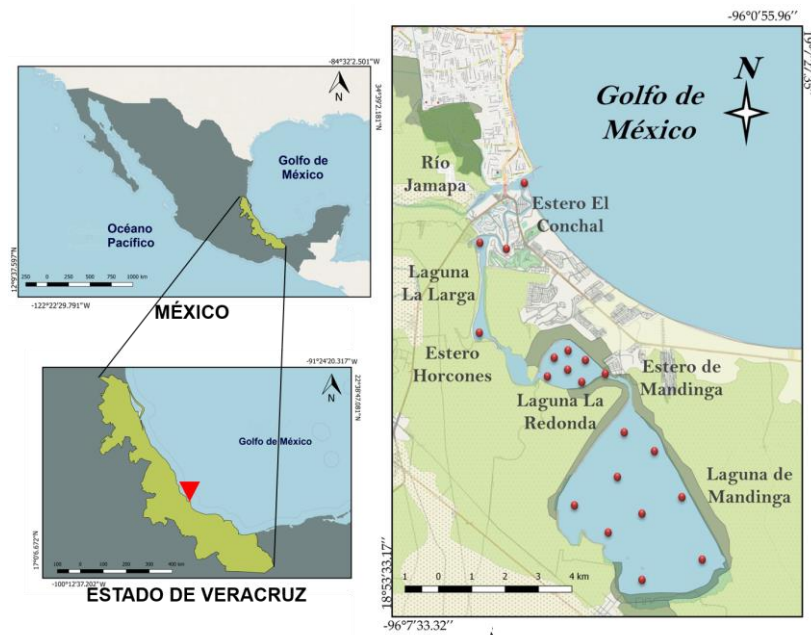


Fig. 1. Localización del SLM y sitios de muestreo.  
Fig. 1. Location of MLS and sampling stations.

Se llevaron a cabo siete muestreos durante la época de secas de 2008 a 2015 y uno en temporada lluviosa de 2008. Se realizaron recolectas en sitios definidos por un muestreo sistemático estratificado en cada uno de estos (Fig. 1). En cada sitio se registraron las variables hidrometeorológicas convencionales (temperatura ambiental, velocidad y dirección de las corrientes, temperatura del agua, salinidad, oxígeno disuelto, pH, productividad, etc.) y se obtuvieron muestras de sedimento usando un nucleador universal WaterMark de 6.8 cm x 7.1 x 120 cm (Poppe et al. 2000; Zaixso, 2002; TEM, 2016). Las muestras fueron colocadas en frascos de plástico rotulados y en laboratorio fueron secadas y tamizadas.

Se determinó la cantidad de carbono orgánico total (COT) (expresado en porcentaje) por medio de la técnica de oxidación crómica de Walkley y Black. Para los análisis granulométricos del sedimento, se utilizó un granulómetro Ro-Tap, siguiendo el método de separación por agitación continua en una columna de tamices a través de los cuales se separó cada fracción de sedimento de acuerdo con el tamaño de la partícula, de acuerdo con la clasificación de Wentworth. Los resultados se expresaron en gramos de sedimento seco (Wentworth 1936; Poppe et al. 2000; Muñoz-Iniestra et al. 2011).

Para la recolecta del componente endobéntico se utilizó una draga AMS para aguas poco profundas con capacidad de 2.36 L y un área efectiva de muestreo de 36 pulgadas cuadradas (Zaixso, 2002; TEM, 2016). Los organismos fueron lavados y separados con un tamiz, pinceles y

pinzas entomológicas. El componente epibéntico se colectó con una red tipo Renfro de 10 cm x 140 cm con una abertura de malla de 700 µm. Todos los organismos se fijaron con formol al 10%.

Los tanaidáceos se identificaron con el uso de claves específicas e ilustraciones de Larsen (2003b) y Winfield et al. (2014). El nombre científico y válido para los taxones colectados fue establecido con base en WoRMS Editorial Board (2020). Se determinó la abundancia por especie (número de organismos y peso) utilizando una báscula digital y se almacenaron en frascos rotulados con alcohol al 70%.

La caracterización espacial de las variables fue representada con isolíneas empleando el método de interpolación geostatística de Kriging mediante el programa Surfer V. 8. (Golden Software, 2002) y representadas gráficamente con QGIS 2.18.13.

## RESULTADOS

Se identificó una especie del suborden Apseudomorpha, familia Parapseudidae, *Discapseudes mexicanus* Gutu, 2006 y dos del suborden Tanaidomorpha, familia Leptocheliidae, *Chondrochelia dubia* (Krøyer, 1842) y *Hargeria rapax* (Harger, 1879). En la figura 2 se observan imágenes de organismos pertenecientes a la colecta de 2015 y donde se detallan algunas características morfológicas diacríticas para cada especie: machos de *D. mexicanus* y *H. rapax* con sus primeros pares de apéndices bien desarrollados y la presencia de ojos compuestos en esta última especie (Figs. 2A y 2C), así como el detalle en las antenas de *C. dubia*, característico de la familia Leptocheliidae (Fig. 2B).



Fig. 2. Especímenes de tanaidáceos recolectadas. A. Plano lateral de *D. mexicanus*, B. vista dorsal de *C. dubia* y C. plano lateral de *H. rapax*.

Fig. 2. Specimens of tannins collected. A. Side plan of *D. mexicanus*, B. dorsal view of *C. dubia* and C. side plane of *H. rapax*.

### *Discapseudes (Discapseudes) mexicanus*

En temporada de secas de 2008 la densidad relativa fue 19.76% y la biomasa de 19.0%, en temporada de lluvias del mismo año se registró una densidad relativa de 16.79% y biomasa de 18.45%. En 2009 la densidad relativa fue 9.56% y la biomasa de 8.34%. En 2010 se registró una densidad y biomasa relativas menores a 0.10%, siendo este el año con menor abundancia. En 2011 se registró una densidad relativa de 3.22% y la biomasa fue de 6.57%. En 2012 se registró una densidad relativa de 20.78% y biomasa de 15.65%. En 2013 se registró una densidad relativa de 10.03% y biomasa de 12.76%. En 2015, el muestreo se realizó únicamente en LM debido a las condiciones climáticas, no obstante, la especie se recolectó prácticamente en toda la laguna con densidad relativa de 19.82% y biomasa de 19.15% (Figs. 3 y 4).

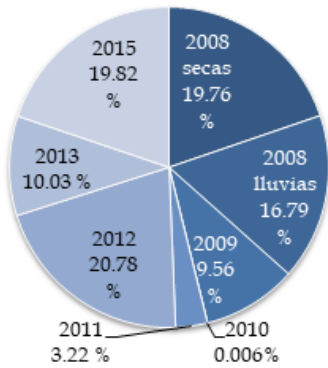


Fig. 3. Densidad relativa por año de *D. mexicanus* en el SLM.

Fig. 3. Relative density per year of *D. mexicanus* in the MLS

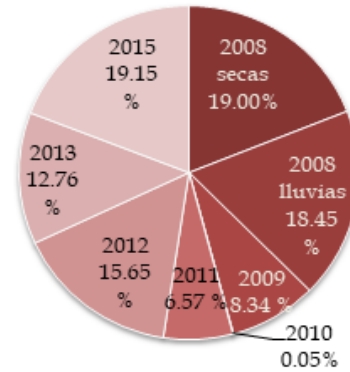


Fig. 4. Biomasa relativa por año de *D. mexicanus* en el SLM.

Fig. 4. Relative biomass per year of *D. mexicanus* in the MLS.

En las figuras 5 y 6 se presenta la densidad (ind/100m<sup>2</sup>) y la biomasa (g/100m<sup>2</sup>) recolectadas en cada año de muestreo.

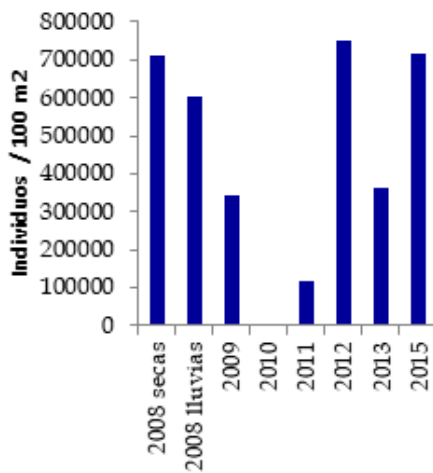


Fig. 5. Cambios temporales en la densidad de *D. mexicanus* en el SLM.

Fig. 5. Temporary changes in the density of *D. mexicanus* in the MLS.

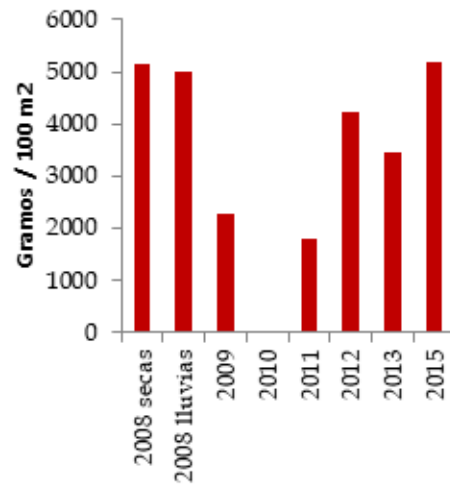


Fig. 6. Cambios temporales en la biomasa de *D. mexicanus* en el SLM.

Fig. 6. Temporary changes in the biomass of *D. mexicanus* in the MLS.

En las figuras 7 y 8 se presentan la distribución espacial de la densidad y biomasa de *D. mexicanus* en el SLM a lo largo del periodo de estudio.

La densidad en secas 2008 osciló entre 2152.77 y 133,472.25 ind/100 m<sup>2</sup>. Las zonas con menores registros se ubicaron al norte de LR y al suroeste de LM, mientras que los mayores, se ubicaron noreste de LR y al centro y sureste de LM (Fig. 7A). Las cantidades de biomasa oscilaron entre 5.03 g/100 m<sup>2</sup> al norte de LL y 1076.38 g/100 m<sup>2</sup> centro de LM (Fig. 8A).

En lluvias de 2008 se registró una densidad entre 4305.55 y 129,166.70 ind/100 m<sup>2</sup>. Las zonas con los menores registros se ubicaron al norte de LL y al norte y sur de LM y las de mayor densidad se ubicaron al suroeste de LR y noroeste y noreste de LM (Fig. 7B). La biomasa varió entre 44.21 g/100 m<sup>2</sup> al sur de LL y 947.69 g/100 m<sup>2</sup> al noroeste de LR (Fig. 8B).

En secas de 2009 se registró una densidad entre 2152.77 y 64,073.03 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al centro de LR y la de mayor cantidad se ubicó al sureste y oeste de LM (Fig. 7C). La biomasa osciló entre 17.22 g/100 m<sup>2</sup> al centro de LR y 541.63 g/100 m<sup>2</sup> al este de LM (Fig. 8C).

En secas de 2010 se registró una densidad entre 8.33 y 93.33 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona con el registro más bajo se ubicó al norte LR y la más densa, al oeste de LM (Fig. 7D). La biomasa osciló entre 0.15 g/100 m<sup>2</sup> al oeste de LM y 13.10 g/100 m<sup>2</sup> al norte de LR (Fig. 8D).

En secas de 2011 se registró una densidad entre 3.33 y 38,750.01 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al sur y este de LM y la de mayor cantidad se ubicó al centro de LR y norte de LM (Fig. 7E). La biomasa varió entre 0.01 g/100 m<sup>2</sup> al este de LM y 1334.72 g/100 m<sup>2</sup> al oeste de la misma laguna (Fig. 8E).

En secas de 2012 se registró una densidad entre 1.66 y 413,333.44 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona con el registro más bajo se ubicó al este de LR, mientras que la más densa se ubicó al sureste de LM (Fig. 7F). La biomasa osciló entre 0.01 g/100 m<sup>2</sup> al este de LR y 2583.33 g/100 m<sup>2</sup> al sureste de LM (Fig. 8F).

En secas de 2013 se registró una densidad entre 12,916.67 y 185,138.94 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al este de LM y la de mayor cantidad se ubicó al norte de LR (Fig. 7G). La biomasa osciló entre 90.41 g/100 m<sup>2</sup> al centro de LM y 1287.36 g/100 m<sup>2</sup> al norte y oeste de LR (Fig. 8G).

En secas de 2015 se registró una densidad entre 4305.55 y 180,833.38 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al norte y oeste de LM y la de mayor cantidad se ubicó al este y oeste de la misma laguna y al sureste de LR (Fig. 7H). La biomasa osciló entre 25.83 g/100 m<sup>2</sup> en la parte norte, oeste y sur de LM y 1339.02 g/100 m<sup>2</sup> en la parte este y oeste de LM y sur de LR (Fig. 8H).

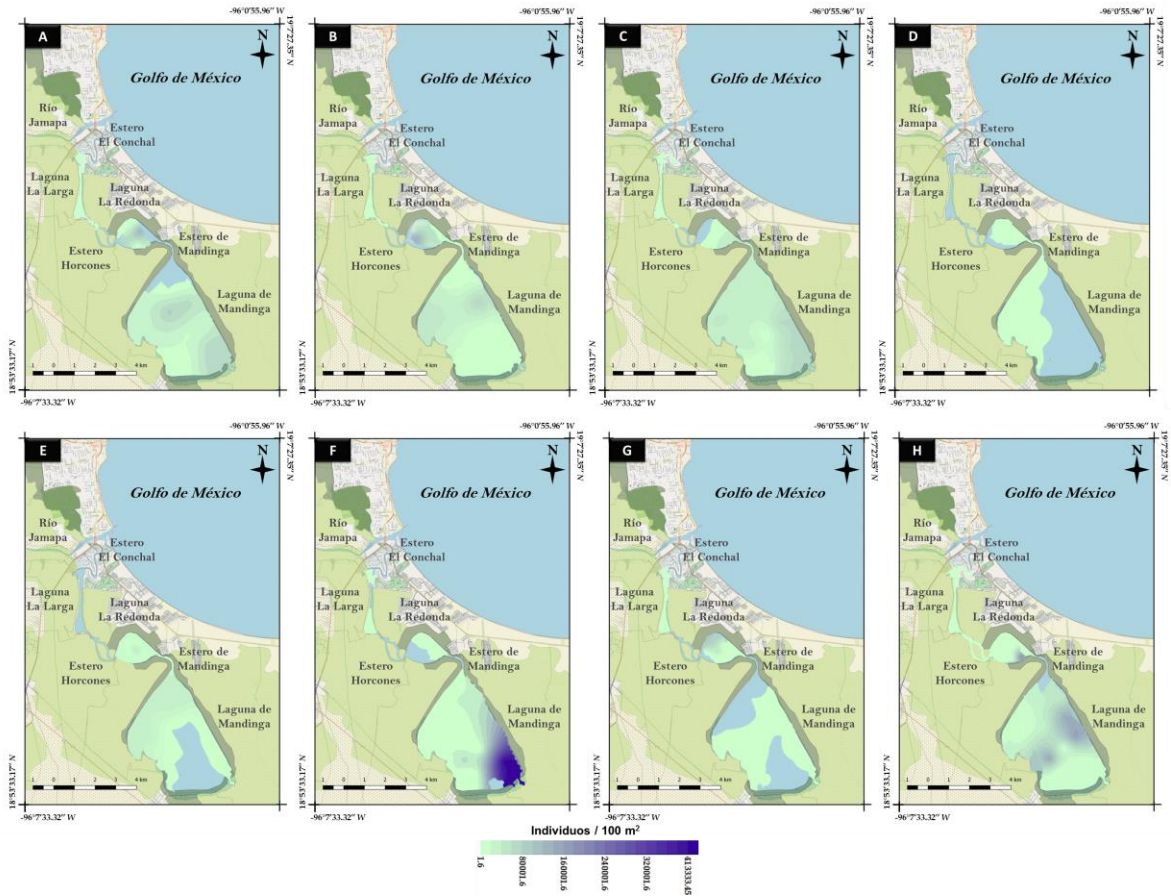


Fig. 7. Variación espacio-temporal de la densidad de *D. mexicanus* en el SLM durante el periodo de estudio. A secas 2008, B lluvias 2008, C secas 2009, D secas 2010, E secas 2011, F secas 2012, G secas 2013, H secas 2015.

Fig. 7. Space-time variation in the density of *D. mexicanus* in the SLM during the study period. A dry 2008, B rainy 2008, C dry 2009, D dry 2010, E dry 2011, F dry 2012, G dry 2013, H dry 2015.



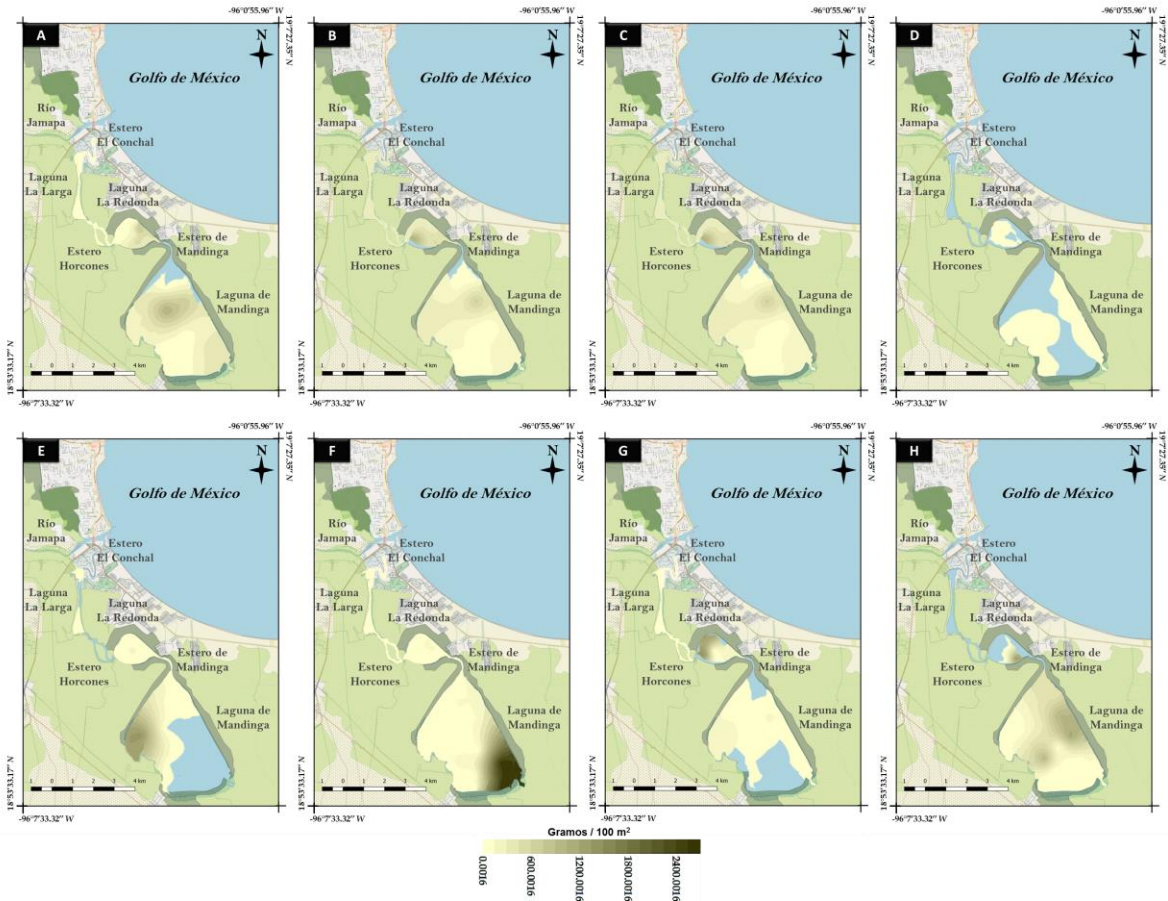


Fig. 8. Variación espacio-temporal de la biomasa de *D. mexicanus* en el SLM durante el periodo de estudio. A secas 2008, B lluvias 2008, C secas 2009, D secas 2010, E secas 2011, F secas 2012, G secas 2013, H secas 2015.  
 Fig. 8. Space-time variation of *D. mexicanus* biomass in MLS during the study period. A dry 2008, B rainy 2008, C dry 2009, D dry 2010, E dry 2011, F dry 2012, G dry 2013, H dry 2015.

En la figura 9 se presenta la información de las regiones de mayor captura por cada año de muestreo y características promedio de las principales variables hidrológicas donde fue recolectada la especie en el SLM.

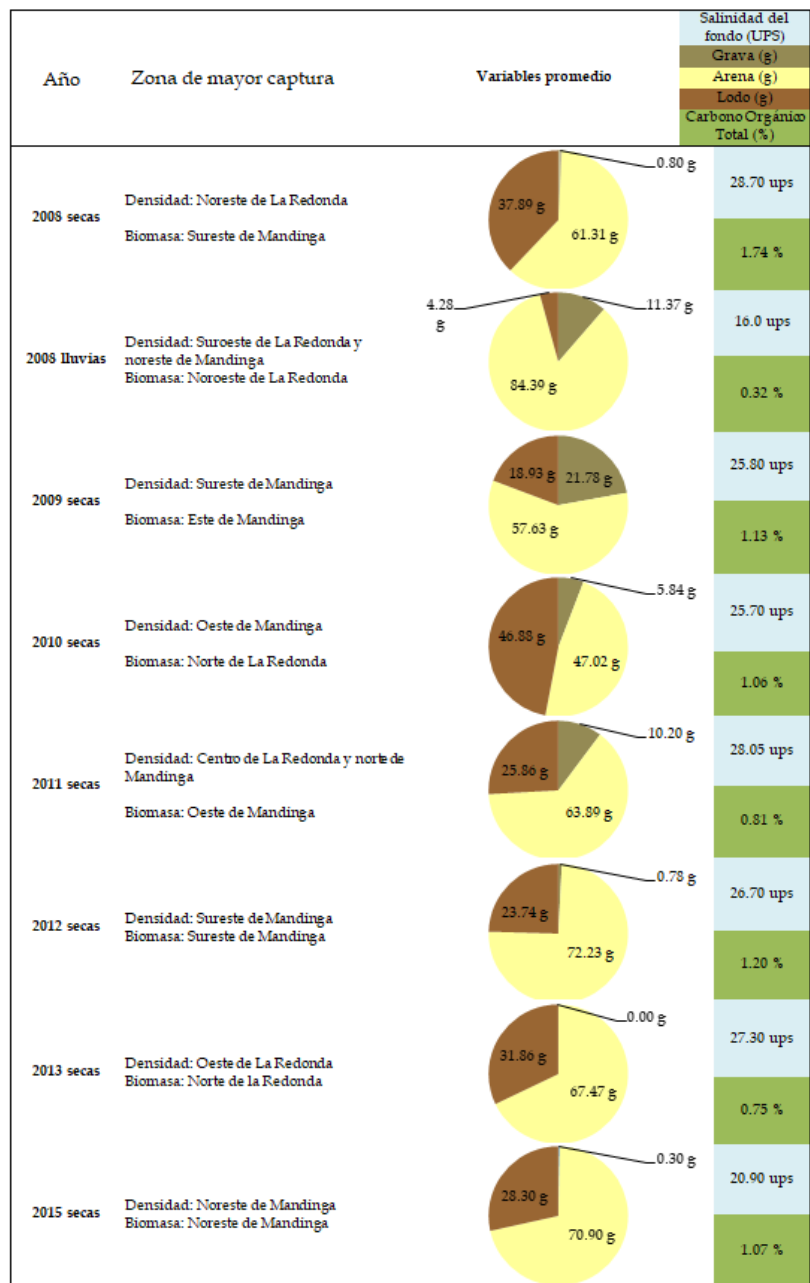


Fig. 9. Zonas de mayor captura y características generales del hábitat de *D. mexicanus*.  
 Fig. 9. Areas of greater collection and general characteristics of the habitat of *D. mexicanus*.

***Chondrochelia dubia***

En temporada de secas de 2008 se registró una densidad relativa de 22.63% y la biomasa de 17.57%, en temporada de lluvias del mismo año se registró una densidad relativa de 20.51% y biomasa de 18.01%. En 2009 la densidad relativa fue de 10.57% y la biomasa de 6.72%. En 2010 no se colectó la especie. En 2011 se registró una densidad relativa de 3.80% y la biomasa fue de 4.35%. En 2012 se registró una densidad relativa de 2.40% y biomasa de 1.35%. En 2013 se registró una

densidad relativa de 39.34% y biomasa de 51.50%. En 2015 el muestreo se realizó únicamente en la LM debido a las condiciones climáticas; se registró una densidad relativa de 0.70% y biomasa de 0.29% (Figs. 10 y 11).

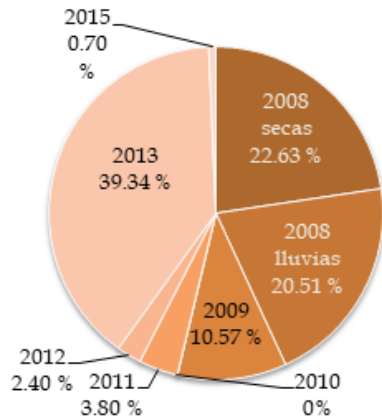


Fig. 10. Densidad relativa por año de *C. dubia* en el SLM.

Fig. 10. Relative density per year of *C. dubia* in the MLS.

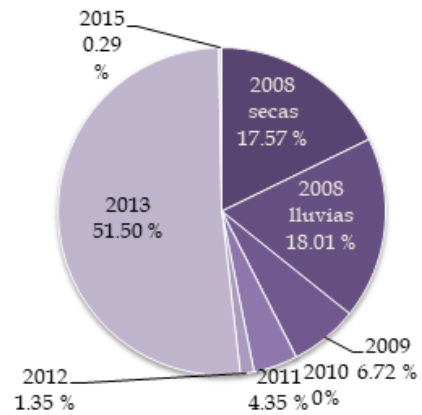


Fig. 11. Biomasa relativa por año de *C. dubia* en el SLM.

Fig. 11. Relative biomass per year of *C. dubia* in the MLS.

En las figuras 12 y 13 se presenta la densidad (ind/100m<sup>2</sup>) y la biomasa (g/100m<sup>2</sup>) recolectadas en cada año de muestreo.

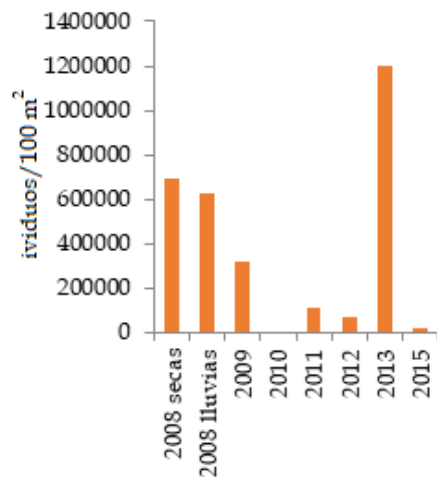


Fig. 12. Cambios temporales en la densidad promedio de *C. dubia* en el SLM.

Fig. 12. Temporary changes in the average density of *C. dubia* in the MLS.

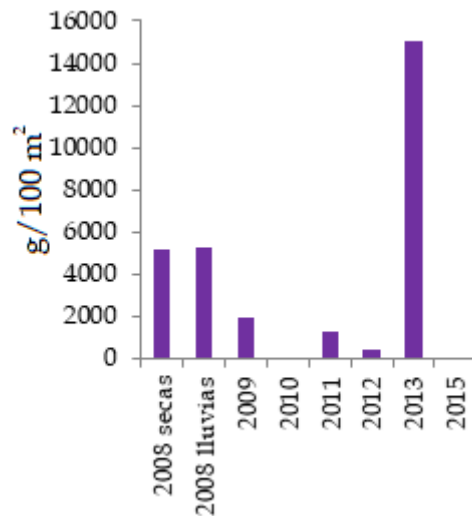


Fig. 13 Cambios temporales en la biomasa promedio de *C. dubia* en el SLM.

Fig. 13. Temporary changes in the average biomass of *C. dubia* in the MLS.

En secas de 2008 la densidad osciló entre 4305.55 y 310,000.08 ind/100 m<sup>2</sup>. Las zonas con menores registros se ubicaron al oeste de LR y al norte y suroeste de LM, mientras que los valores mayores, se ubicaron al centro de LL, al noreste de LR y este de LM (Fig. 14A). Las cantidades de biomasa oscilaron entre 4.73 g/100 m<sup>2</sup> al sur de LM y 1898.75g/100 m<sup>2</sup> al noreste y sur de LR (Fig. 15A).

En lluvias de 2008 se registró una densidad entre 2152.77 y 146,388.92 ind/100 m<sup>2</sup>. Las zonas con menores registros se ubicaron al norte de LL y al sur de LM y las de mayor densidad se ubicaron al norte y sur de LR (Fig. 14B). La biomasa varió entre 21.52 g/100 m<sup>2</sup> al sur de Mandinga y 1506.94 g/100 m<sup>2</sup> al norte y sur de LR (Fig. 15B).

En secas de 2009 se registró una densidad entre 2870.37 y 68,888.90 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al norte, este y oeste de LR y al sur de LM y la de mayor cantidad se ubicó al sur de LL y norte, este y oeste de LM (Fig. 14C). La biomasa osciló entre 2.87 g/100 m<sup>2</sup> al sur de LR y 520.39 g/100 m<sup>2</sup> al este de LM (Fig. 15C).

En secas 2010 no se recolectó la especie. En secas 2011 se registró una densidad entre 2.22 y 43,055.56 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó en la LM y la de mayor cantidad se ubicó al norte, oeste y sureste de LR (Fig. 14E). La biomasa varió entre 0.001 g/100 m<sup>2</sup> en la LM y 882.63 g/100 m<sup>2</sup> al sureste de LR (Fig. 15E).

En secas 2012 se registró una densidad entre 1.66 y 73,194.46 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona con el registro más bajo se ubicó en la LM, mientras que la más densa se ubicó al sur de LR (Fig. 14F). La biomasa osciló entre 0.001 g/100 m<sup>2</sup> al norte de LM y 396.11/100 m<sup>2</sup> al sur de LR (Fig. 15F).

En secas de 2013 se registró una densidad entre 8611.11 y 284,166.74 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al sur de LR y la mayor cantidad se ubicó al norte de LR y este y oeste de LM (Fig. 14G). La biomasa osciló entre 129.16 g/100 m<sup>2</sup> al sur de LR y 5382.07 g/100 m<sup>2</sup> al oeste y este de LM y norte de LR (Fig. 15G).

En secas de 2015 se registró una densidad entre 6.66 y 12,923.33/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al este de LM y la de mayor cantidad se ubicó al oeste de la misma laguna (Fig. 14H). La biomasa osciló entre 0.06 g/100 m<sup>2</sup> al este de LM y 51.68 g/100 m<sup>2</sup> al oeste de la misma laguna (Fig. 15H).

En las figuras 14 y 15 se presentan la distribución espacial de la densidad y biomasa de *C. dubia* en el SLM a lo largo del periodo de estudio.

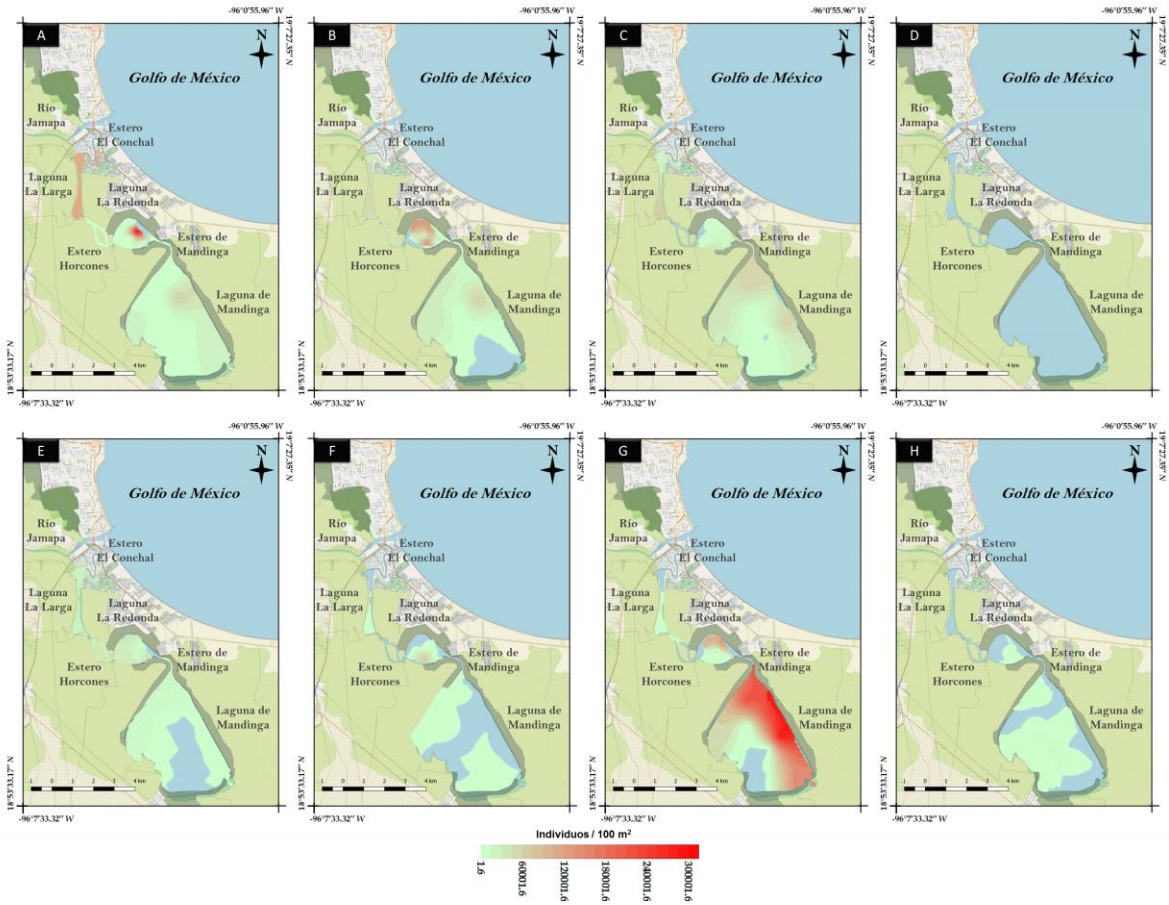


Fig. 14. Variación espacio-temporal de la densidad de *C. dubia* en el SLM durante el periodo de estudio. A secas 2008, B lluvias 2008, C secas 2009, D secas 2010, E secas 2011, F secas 2012, G secas 2013, H secas 2015.  
 Fig. 14. Space-time variation in *C. dubia* density in MLS during the study period. A dry 2008, B rainy 2008, C dry 2009, D dry 2010, E dry 2011, F dry 2012, G dry 2013, H dry 2015.

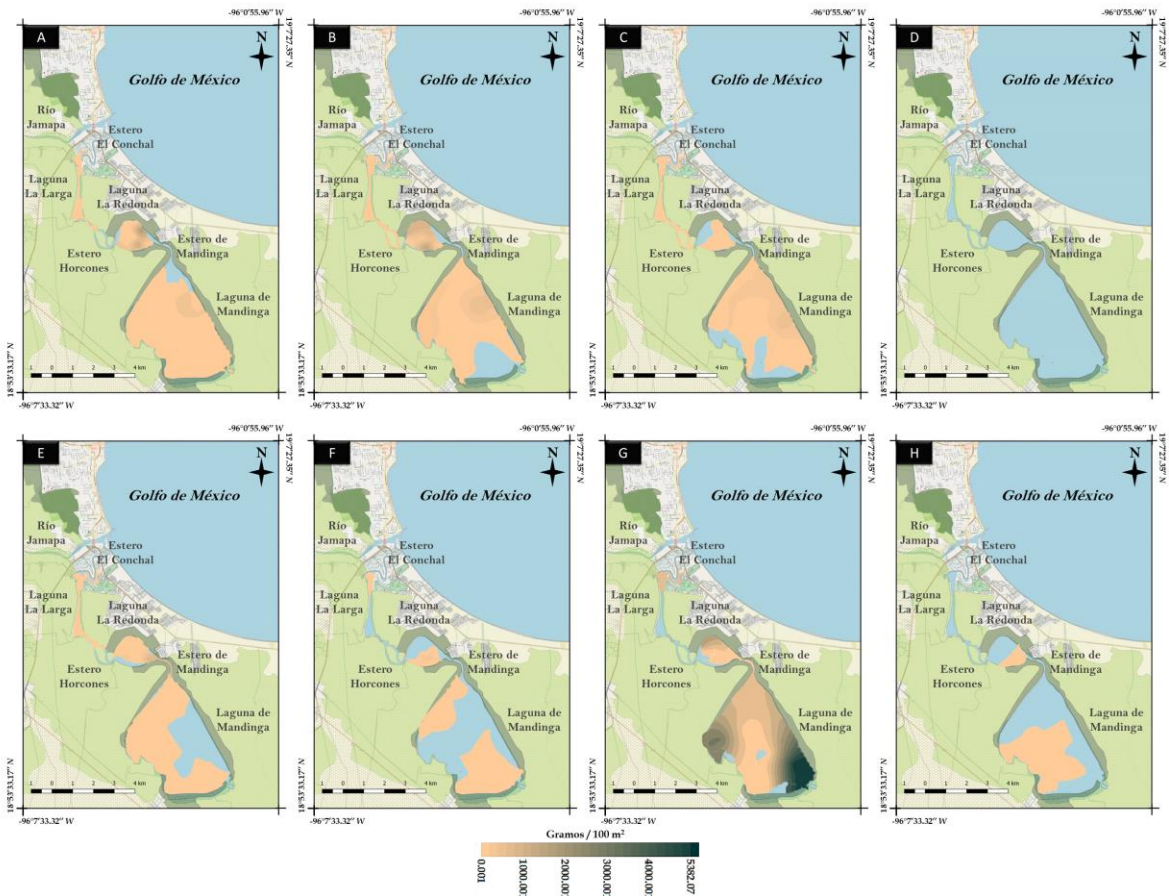


Fig. 15. Variación espacio-temporal de la biomasa de *C. dubia* en el SLM durante el periodo de estudio. A secas 2008, B lluvias 2008, C secas 2009, D secas 2010, E secas 2011, F secas 2012, G secas 2013, H secas 2015.  
 Fig. 15. Space-time variation of *C. dubia* biomass in MLS during the study period. A dry 2008, B rainy 2008, C dry 2009, D dry 2010, E dry 2011, F dry 2012, G dry 2013, H dry 2015.

En la figura 16 se presenta la información de las regiones de mayor captura por cada año de muestreo y características promedio de las principales variables hidrológicas donde fue recolectada la especie en el SLM.



Fig. 16. Zonas de mayor captura y características generales del hábitat de *C. dubia*.  
Fig. 16. Areas of greater collection and general characteristics of the habitat of *C. dubia*.

### *Hargeria rapax*

En temporada de secas de 2008 se registró una densidad relativa de 18.79% y biomasa de 10.99%, en temporada de lluvias del mismo año se registró una densidad relativa de 31.06% y biomasa de 46.71%. En 2009 la densidad relativa fue de 3.54% y la biomasa de 3.95%. En 2010 la densidad relativa fue de 0.004% y la biomasa de 0.003%. En 2011 se registró una densidad relativa de 1.63% y la biomasa fue de 0.15%. En 2012 se registró una densidad relativa de 26.15% y biomasa de 13.68%. En 2013 se registró una densidad relativa de 18.80% y biomasa de 24.49%. En 2015, el

muestreo se realizó únicamente en LM debido a las condiciones climáticas, y se registró densidad relativa de 0.002% y biomasa de 0.0004% (Figs. 17 y 18).

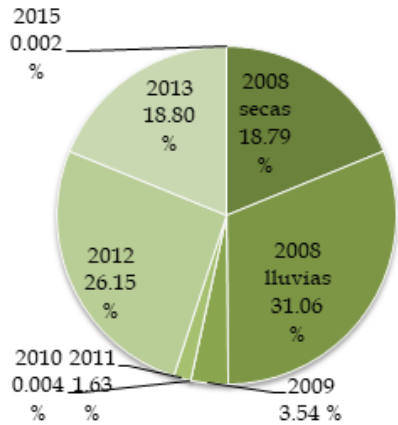


Fig. 17. Densidad relativa por año de *H. rapax* en el SLM.  
 Fig. 17. Relative density per year of *H. rapax* in the SLM.

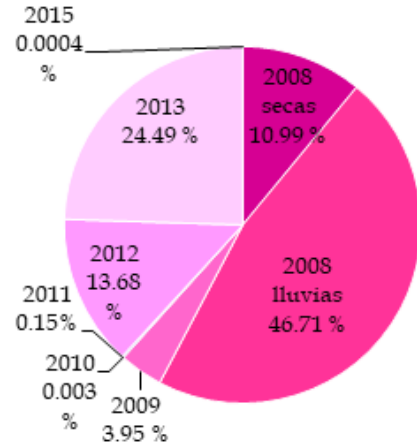


Fig. 18. Biomasa relativa por año de *H. rapax* en el SLM.  
 Fig. 18. Relative biomass per year of *H. rapax* in the SLM.

En las figuras 19 y 20 se presenta la densidad (ind/100m<sup>2</sup>) y la biomasa (g/100m<sup>2</sup>) recolectadas en cada año de muestreo.

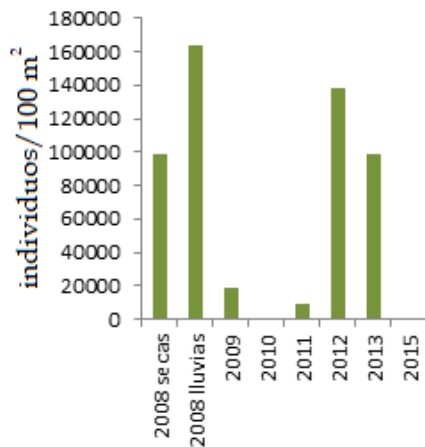


Fig. 19. Cambios temporales en la densidad promedio de *C. dubia* en el SLM.  
 Fig. 19. Temporary changes in the average density of *C. dubia* in the SLM.

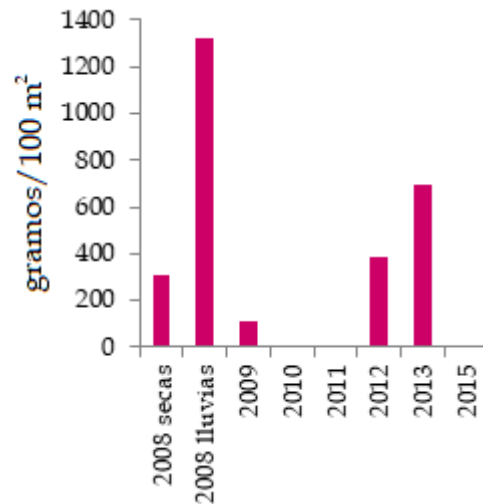


Fig. 20. Cambios temporales en la biomasa promedio de *C. dubia* en el SLM.  
 Fig. 20. Temporary changes in the average biomass of *C. dubia* in the SLM.



En las figuras 21 y 22 se presentan la distribución espacial de la densidad y biomasa de *C. dubia* en el SLM a lo largo del periodo de estudio.

En secas de 2008 la densidad osciló entre 8.33 y 64,583.35 ind/100 m<sup>2</sup>. Las zonas con menores registros se ubicaron al sureste y suroeste de LM, los registros mayores se ubicaron al centro de LR (Fig. 21A). Las cantidades de biomasa oscilaron entre 0.017 g/100 m<sup>2</sup> al suroeste de LM y 155.0 g/100 m<sup>2</sup> al centro de LR (Fig. 22A).

En lluvias de 2008 se registró una densidad entre 9.14 y 81,805.57 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona con las menores cantidades se ubicó al suroeste de LM y la mayor densidad se ubicó al norte, noroeste y centro de LR (Fig. 21B). La biomasa varió entre 0.015 g/100 m<sup>2</sup> al suroeste de LM y 686.71 g/100 m<sup>2</sup> al norte, noroeste y centro de LR (Fig. 22B).

En secas de 2009 se registró una densidad entre 1.58 y 8611.11 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al sureste de LM y la mayor cantidad se ubicó al sur de LL y sureste de LR (Fig. 21C). La biomasa osciló entre 0.015 g/100 m<sup>2</sup> al sureste de LM y 51.66 g/100 m<sup>2</sup> al sureste de LL (Fig. 22C).

En secas de 2010, se colectó únicamente al oeste de LR, con densidad de 22.66 ind/100 m<sup>2</sup> y biomasa de 0.083 51.66 g/100 m<sup>2</sup> (Figs. 21D y 22D).

En secas de 2011 se registró una densidad entre 5.55 y 8611.11 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al este de LM y la mayor cantidad se ubicó al sureste de LR (Fig. 21E). La biomasa varió entre 0.001 g/100 m<sup>2</sup> al este de LM y 4.30 g/100 m<sup>2</sup> al sureste de LR (Fig. 22E).

En secas 2012 se registró una densidad entre 1.66 y 90,416.69 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona con el registro más bajo se ubicó al sureste de LM, mientras que la más densa se ubicó al norte de LR (Fig. 21F). La biomasa osciló entre 0.001 g/100 m<sup>2</sup> al sureste de LM y 215.27/100 m<sup>2</sup> al norte de LR (Fig. 22F).

En secas de 2013 se registró una densidad entre 3.33 y 51,666.68 ind/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al este de LM y la mayor cantidad se ubicó al norte de LR y centro de LM (Fig. 21G). La biomasa osciló entre 0.003 g/100 m<sup>2</sup> al este y norte de LM y 387.52 g/100 m<sup>2</sup> al norte de LR (Fig. 22G).

En secas de 2015 se registró una densidad entre 1.66 y 5.00/100 m<sup>2</sup>. La zona menos densa se ubicó al este de LM y la de mayor cantidad se ubicó al oeste de la misma laguna (Fig. 21H). La biomasa osciló entre 0.001 g/100 m<sup>2</sup> al este de LM y 0.005 g/100 m<sup>2</sup> al oeste de la misma laguna (Fig. 22H).

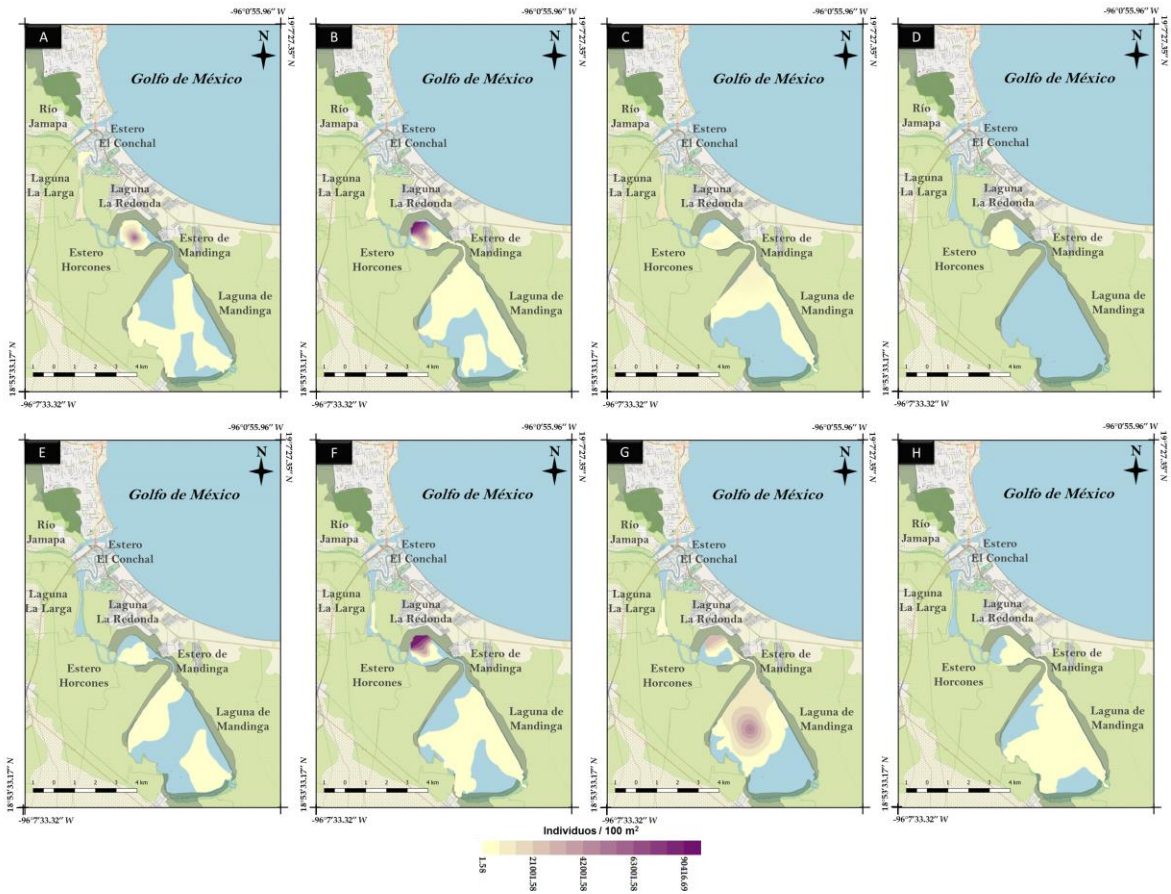


Fig. 21. Variación espacio-temporal de la densidad de *H. rapax* en el SLM durante el periodo de estudio. A secas 2008, B lluvias 2008, C secas 2009, D secas 2010, E secas 2011, F secas 2012, G secas 2013, H secas 2015.  
 Fig. 21. Space-time variation in *H. rapax* density in MLS during the study period. A dry 2008, B rainy 2008, C dry 2009, D dry 2010, E dry 2011, F dry 2012, G dry 2013, H dry 2015.

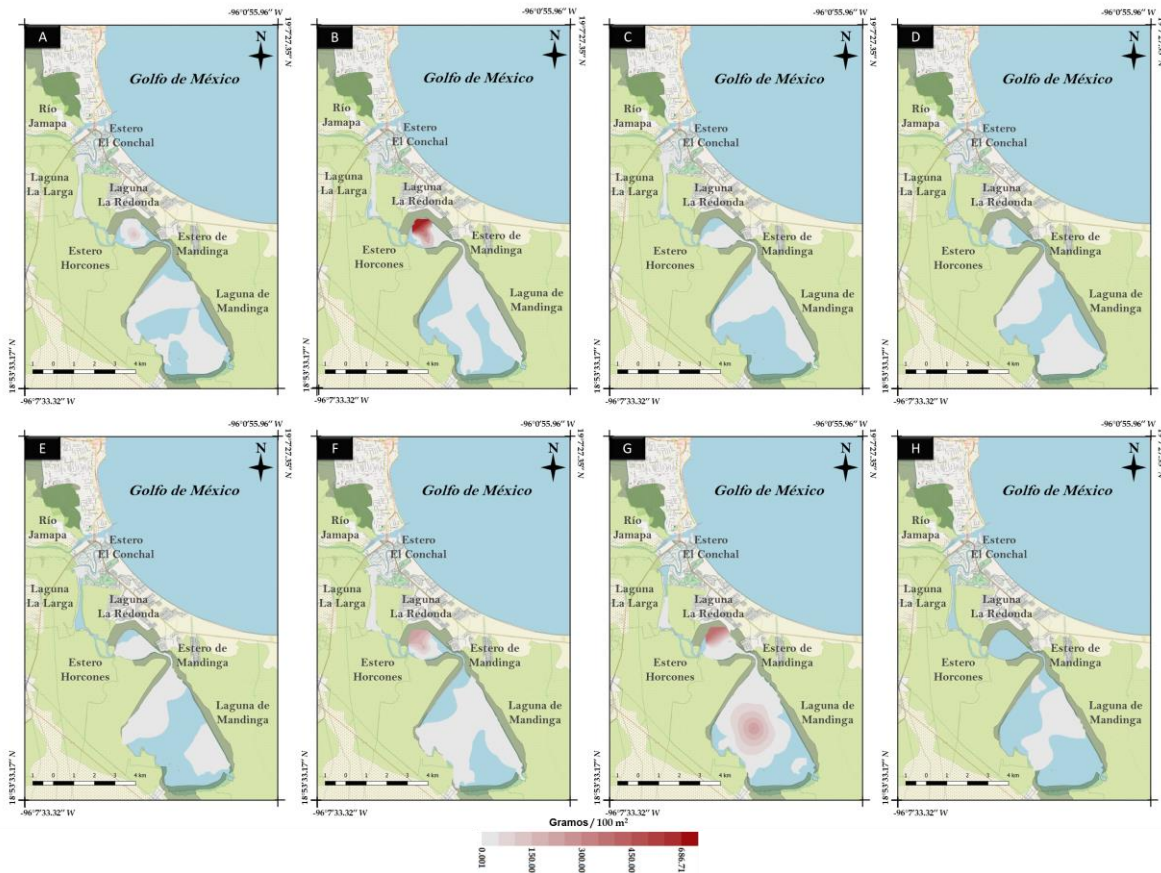


Fig. 22. Variación espacio-temporal de la biomasa de *H. rapax* en el SLM durante el periodo de estudio. A secas 2008, B lluvias 2008, C secas 2009, D secas 2010, E secas 2011, F secas 2012, G secas 2013, H secas 2015.  
 Fig. 22. Space-time variation of *H. rapax* biomass in MLS during the study period. A dry 2008, B rainy 2008, C dry 2009, D dry 2010, E dry 2011, F dry 2012, G dry 2013, H dry 2015.

En la figura 23 se presenta la información de las regiones de mayor captura por cada año de muestreo y características promedio de las principales variables hidrológicas donde fue recolectada la especie en el SLM.

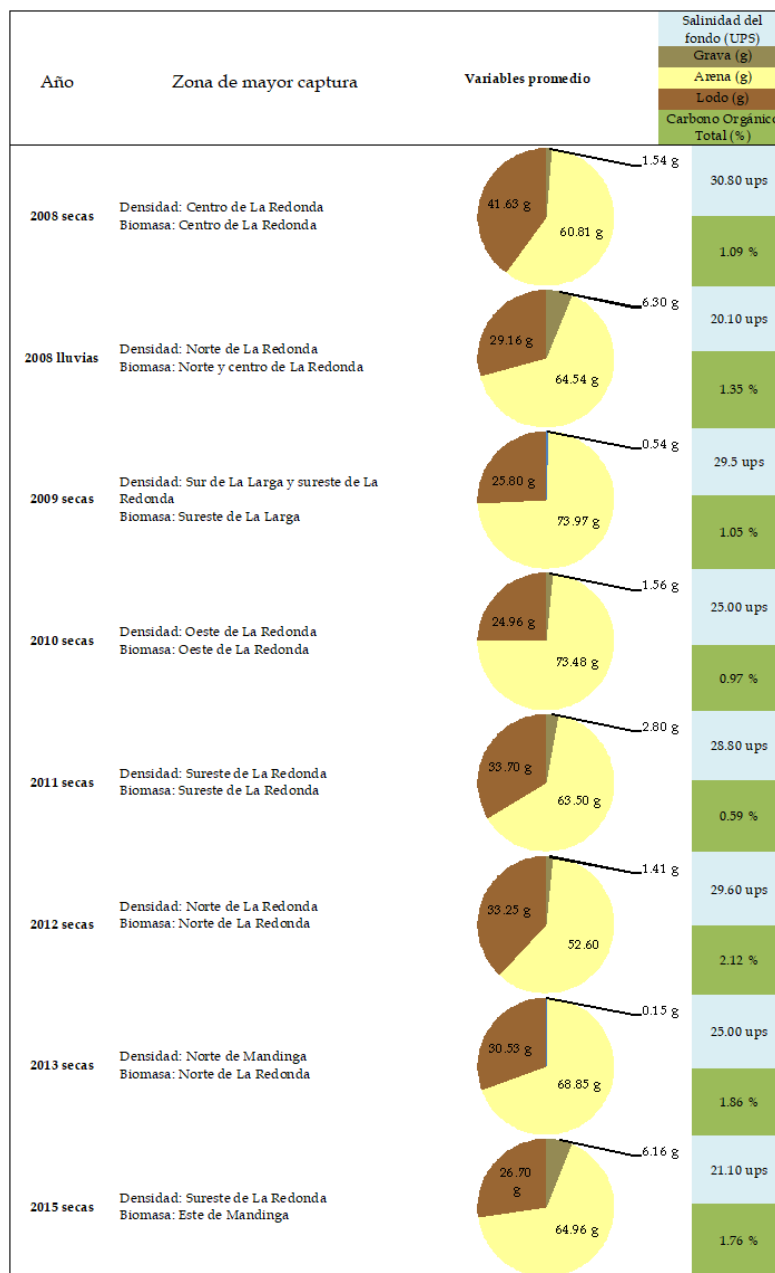


Fig. 23. Zonas de mayor captura y características generales del hábitat de *H. rapax*.  
Fig. 23. Areas of greater collection and general characteristics of the habitat of *H. rapax*.

## DISCUSIÓN

Hasta el momento no se han realizado estudios enfocados a los tanaidáceos en el SLM y de manera general, se ha determinado que la información acerca de los peracáridos en los sistemas costeros de Veracruz es dispersa y discontinua. La mayoría de los trabajos modernos están enfocados a poblaciones específicas y la diversidad de estos grupos varía considerablemente de un sistema a otro.

Las investigaciones de tanaidáceos y los demás grupos de crustáceos peracaridos en las costas mexicanas son esporádicas, debido a la falta de taxónomos especializados en los diferentes grupos y la elevada dificultad para diferenciar algunas especies, considerando los problemas taxonómicos que generan la presencia de ciclos de desarrollo complejos y sus tallas pequeñas (Larsen, 2001; Suárez-Morales et al., 2004; García-Madrigal 2007; Ortega-Vidales, 2013; García-Madrigal et al., 2014). Esto representa el primer reto al analizar la distribución geográfica de dichos grupos.

Los tanaidáceos de los diferentes subórdenes conocidos poseen estilos de vida característicos en cada grupo, de ahí que se diferencian funcionalmente a niveles taxonómicos inferiores. Incluso, se ha demostrado que algunos grupos exhiben considerables diferencias intraespecíficas (Larsen, 2001; García-Madrigal, 2007). El grupo del suborden Tanaidomorpha, que de manera general son tubícolas, son un buen ejemplo (Sieg, 1983) y de manera particular, los de las superfamilias Tanaoidea y Paratanoidea, de las cuales, se sabe están asociados con praderas de algas y con los sedimentos respectivamente (Blazewicz-Paszkowycz et al., 2012).

Por otro lado, las especies de las familias Apeudidae y Metapeudidae del suborden Apeudomorpha generalmente habitan en arrecifes coralinos (Gutu y Sieg, 1999), o bien, suelen ser excavadoras (Sieg, 1983). Cabe señalar la importancia de su distribución batimétrica; mientras que la mayoría de las especies conocidas son marinas y se han reportado en profundidades mayores a 300 m, unas pocas habitan en ambientes estuarinos (Delille et al., 1985).

Es tal su distribución que en estos ecosistemas es común encontrar individuos pertenecientes a las familias Leptocheliidae, Kaliapseudidae, Nototanaidae, Parapeudidae, Tanaidae y Apeudidae (Heard y Anderson, 2009), Escobar-Briones (2004) indica que esta última es considerada como un grupo euribático, ya que incluye algunas especies distribuidas desde la zona litoral y costera, hasta las planicies abisales (6000 m).

Lo anterior, se ve reflejado en el presente estudio, ya que se registró una especie de la familia Parapeudidae (*D. mexicanus*) y dos pertenecientes a Leptocheliidae (*C. dubia* y *H. rapax*), lo que resulta relevante considerando que las regiones poco profundas figuran como las zonas de mayor diversificación de las familias pertenecientes al suborden Apeudomorpha y algunas familias de Tanaidomorpha, incluidas las familias Parapeudidae y Leptocheliidae, respectivamente (Blazewicz-Paszkowycz et al., 2012), que como se mencionó anteriormente, fueron registradas en la presente investigación. Los mismos autores concluyen que este último grupo ha experimentado la mayor evolución, diversificación y adaptación. Rara vez extienden su distribución a profundidades mayores a 200 m y se sabe que algunos de los taxones de aguas profundas están recolonizando aguas poco profundas, incluyendo estuarios y manglares en regiones tropicales.

#### ***Discapseudes (Discapseudes) mexicanus***

De las tres especies colectadas durante el estudio, *D. mexicanus* es la mejor representada, al colectarse con abundancias relativamente altas en todos los años de muestreo y casi en la totalidad del sistema. Se distribuyó ampliamente en el SLM en los primeros dos muestreos de 2008 y presentó abundancias relativamente altas de 19.76 y 19.0% de densidad y 16.79 y 18.45% de biomasa en temporadas de secas y lluvias respectivamente.

Se observa un decremento en su extensión territorial con el paso del tiempo, así como en su abundancia; en 2009 se colectó en zonas más restringidas y con una abundancia relativa menor a la del año anterior (9.56 y 8.34% de densidad y biomasa, respectivamente). En 2010, su distribución y

abundancia disminuyó notablemente, con respecto a los años anteriores, registrando una densidad y biomasa relativas menores a 0.10%, siendo este el año con menos abundancia. En 2011 la especie mostró una distribución limitada y se colectó con una abundancia relativamente mayor al año anterior pero no significativa (densidad y biomasa relativas de 3.22 y 6.57%, respectivamente).

En los años siguientes la especie se colectó en zonas específicas, con abundancias relativamente altas. En 2012, su distribución se mantuvo limitada y se registró un aumento considerable en su abundancia, si se compara con el año anterior, con una densidad y biomasa relativas de 20.78 y 15.65%, siendo el año más abundante y en 2013, esta disminuyó, registrando 10.03 y 12.76% de densidad y biomasa, respectivamente.

Cabe mencionar que en 2015 el muestreo se realizó únicamente en la laguna de Mandinga, debido a las condiciones climáticas, sin embargo, la especie se colectó en prácticamente toda la laguna y con un notable incremento en su abundancia (19.82 y 19.15% de densidad y biomasa, respectivamente).

La especie ha sido reportada en otros sistemas lagunares-estuarinos, Winfield (1987) y Winfield y Franco (1992) indican que la distribución y abundancia de esta especie en la laguna de Sontecomapan, Veracruz, están determinadas principalmente por el contenido orgánico en los sedimentos y el oxígeno disuelto en el fondo; también mencionan que la especie muestra preferencia por los granos finos (limo-arenoso, arena-fina-limosa y areno-arcillosa) y es tolerante a intervalos amplios de salinidad. Magaña-Guzmán (2013) realizó un estudio poblacional de la especie en la misma laguna, de forma similar concluye que se trata de una especie eurihalina y que los patrones espacio-temporales de la densidad no muestran una correlación con los parámetros fisicoquímicos medidos en el agua, mencionan que dicha variación mostró estar en función del contenido orgánico en los sedimentos y a la depredación ejercida sobre la especie.

Fernández-Buces (1989) registró abundancias relativamente altas de *D. mexicanus* en el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz, por lo que cataloga a esta especie como un componente elemental en la alimentación de los peces del sistema. Winfield et al., (2001, 2007b) reportan a la especie en el mismo sistema lagunar, asociada a praderas de vegetación sumergida (*Rupia maritima*). Escobar-Briones (2004) menciona que *D. mexicanus* elabora tubos sobre las praderas de dicho pasto sumergido. La especie también fue registrada por Barba et al. (2010) en humedales de Tabasco, México como la especie dominante con más del 60% de abundancia relativa.

En el presente trabajo también se colectó a *D. mexicanus* en el componente epibéntico (sobre la vegetación sumergida), no obstante, las mayores abundancias fueron registradas en el componente endobéntico, pues se sabe que dicha especie presenta hábitos detritívoros y se ha especializado en cavar tubos y madrigueras en sedimentos blandos con alto contenido orgánico (Heard y Anderson, 2009).

Esta investigación y con lo expuesto hasta aquí confirma que *D. mexicanus* es un tanaidáceo característico de los ambientes costeros del golfo de México a un intervalo de profundidad de 0.1 a 5 m (Winfield, 1987; Escobar-Briones et al., 1999; Escobar-Briones, 2004; Heard y Anderson, 2009; Thiel e Hinojosa, 2009).

### ***Chondrochelia dubia***

Esta especie se ubicó en el segundo lugar respecto a las abundancias totales registradas en el periodo de estudio y abarcó distintas zonas del SLM. Sin embargo, del mismo modo que *D.*

*mexicanus*, se observa un decremento en la abundancia de la especie a través del tiempo, recolectándose cada vez en zonas más restringidas.

En los muestreos de 2008, se registraron abundancias relativamente elevadas, con 22.63% y 17.57% de densidad y biomasa respectivamente en la temporada seca y 20.51% y 18.01 en la temporada lluviosa. A partir de 2009, disminuyó notablemente con 10.57% y 6.72% de densidad y biomasa respectivamente.

En 2010 no se capturaron organismos de la especie. Esto se puede atribuir a que sus poblaciones disminuyeron drásticamente en este año, puesto que en los muestreos posteriores se colectó nuevamente, aunque con abundancias menores. En 2011 se registró una densidad y biomasa relativas de 3.80% y 4.35% y en 2012 con 2.40% y 1.35%, respectivamente. En 2013 la abundancia incrementó significativamente registrándose una densidad relativa de 39.34% y biomasa de 51.50%. En 2015 esta disminuyó drásticamente con 0.70% y 0.29% de densidad y biomasa respectivamente.

Esta especie presenta la distribución geográfica más extensa: ha sido recolectada prácticamente en todas las zonas del golfo de México (García-Madrigal et al., 2005; Cházaro-Olvera et al., 2018), no solo en ambientes lagunares-costeros sino también en la plataforma continental interior y exterior en un intervalo batial de hasta 200 m de profundidad y en arrecifes coralinos, sobre diversos tipos de hábitat como sustratos finos, sobre praderas de vegetación sumergida y como epibionte de diversos grupos de invertebrados sésiles y sus esqueletos calcáreos.

En ambientes lagunares-estuarinos se tienen los registros de *C. dubia* (antes *Leptochelia savigni*) sobre praderas de vegetación sumergida (*R. maritima*), en Alvarado, Veracruz y los registros de García-Madrigal et al. (2005), quienes recolectaron a dicha especie en al menos 10 tipos de sustratos distintos, destacando macroalgas y pastos sumergidos, raíces de manglares, sobre rocas y en sedimentos predominantemente arenosos. En el mismo sistema lagunar, Winfield et al. (2007b), evidencian que la variación en su abundancia está en función de la salinidad y la cobertura de praderas de vegetación sumergida (*R. maritima*), siguiendo el mismo patrón espacio-temporal.

En un periodo de muestreo de 2016 a 2017 Arvizu-Coyotzi (2019) reporta a *C. dubia* sobre sustratos arenosos y rocosos en diversas localidades del litoral de la zona metropolitana de Veracruz, principalmente en playas arenosas, entre otras incluyendo el estero el Conchal.

Winfield et al. (2013), colectaron a la misma especie principalmente en fondos blandos, pastos marinos y macroalgas, así como en rocas coralinas y esponjas en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). En el mismo sistema arrecifal, Cházaro-Olvera et al. (2018), mencionan que *C. dubia* es el tanaidáceo más abundante. Los mismos autores reportan el mismo patrón en el Área Natural Protegida Tuxtla-Lobos y en el Sistema Arrecifal Bajos de Sisal. De manera similar, Winfield et al. (2017), registraron a dicha especie con una abundancia relativamente elevada en el Parque Nacional Arrecife Puerto Morelos (PNAPM) en un intervalo batimétrico entre 2 y 15 m. Las mayores abundancias se colectaron sobre rocas coralinas, en macroalgas y en menor medida sobre sustratos blandos. Por su parte Monroy-Velázquez et al. (2017), recolectaron a dicha especie como una especie dominante en el mismo sistema arrecifal, hasta los 20 m de profundidad.

### ***Hargeria rapax***

Esta especie presentó las menores abundancias registradas con respecto al resto de las especies. *H. rapax* tiene un patrón espacio-temporal semejante al de *C. dubia*, mostrando un decremento notable hasta 2010 con un posterior aumento pero no significativo y se distribuye en pequeños parches a lo largo del estudio.

En la temporada seca de 2008 se registró una densidad y biomasa de 18.70% y 10.99% y en la temporada lluviosa se registró un aumento considerable a 31.06% y 46.71%, siendo este el muestreo más abundante. En los siguientes tres años la abundancia disminuyó considerablemente con 3.54% y 3.95% de densidad y biomasa en 2009; 0.004% y 0.003% en 2010; y 1.63% y 0.15% en 2011.

En el muestreo de 2012 se observa un incremento notable en la abundancia con 26.15% y 13.68% de densidad y biomasa respectivamente; en 2013 se mantuvo relativamente alta con 18.80% y 24.49%. En 2015 disminuyó considerablemente con 0.002% y 0.0004% de densidad y biomasa respectivamente, no obstante, en este año solo se muestreó la laguna de Mandinga debido a las condiciones climáticas presentes en 2011.

A diferencia de la mayoría de los tanaidáceos que ocurren principalmente en hábitats marinos, *H. rapax*, es una especie eurihalina (Boesch y Diaz, 1974), se ha colectado en una gran variedad de tipos de hábitats, incluidos los lechos de pastos marinos submareales y estuarinos. Kneib (1992), indica que *H. rapax* es una especie tubícola frecuente en conjuntos de macrofauna bentónica de ambientes estuarinos poco profundos a lo largo de las costas del Atlántico y del golfo de Estados Unidos desde Massachusetts hasta Texas.

En los ambientes costeros de la región se tienen los registros de *H. rapax* (antes *Leptochelia rapax*), asociada a praderas de vegetación sumergida (*R. marítima*), en el SLA. De manera similar Escobar-Briones (2004) cataloga a la especie como característica de diferentes zonas costeras del golfo de México, incluyendo las lagunas de Alvarado y Términos, mientras que García-Madrigal et al. (2005), la registraron en diversos ambientes someros marinos a lo largo de la costa del Caribe Mexicano, sobre sedimentos arenosos y al menos ocho tipos de sustrato distintos de origen biogénico, incluyendo macroalgas y raíces de manglares. Por su parte Morelos-Villegas et al. (2018), la registraron en la laguna costera de Celestún, Yucatán.

Abarca-Ávila et al. (2019), reportan la distribución de los tanaidáceos en la zona sublitoral de la península de Yucatán; dichos autores, recolectaron a *H. rapax* en sedimentos arenosos con praderas de vegetación sumergida y a profundidades entre 0.8 y 1.70 m. De manera similar la especie fue registrada por Barba et al. (2010) en humedales de Tabasco como una especie oportunista.

*Hargeria rapax* es un tanaidáceo tubícola que se alimenta principalmente de diatomeas y partículas orgánicas finas (Heard 1982; Modlin y Harris, 1989) y a su vez es consumida por una variedad de depredadores incluidas muchas especies que utilizan hábitats de marismas como zonas de reclutamiento.

Winfield et al. (2013), colectaron esta especie sobre fondos blandos, pastos marinos, macroalgas, así como en rocas coralinas y esponjas en el PNSAV, en el mismo sistema arrecifal, Cházaro-Olvera et al. (2018), la catalogan como una especie dominante. Por otro lado, Monroy-Velázquez et al. (2017), la recolectaron en el PNAPM hasta los seis metros de profundidad. Lo anterior concuerda con Heard y Anderson (2009), quienes indican que esta especie se distribuye ampliamente el golfo de México, en profundidades de hasta 20 m y sobre sustratos variados, principalmente sobre sedimentos finos y praderas de vegetación sumergida. Kneib (1992) considera la importancia potencial de varios factores (particularmente la depredación) para determinar los patrones de distribución y abundancia de *H. rapax*.

Las especies *C. dubia* y *H. rapax* colectadas en la presente investigación pertenecen a la familia Leptocheliidae, la cual se sabe que muestra una gran diversidad de especies en hábitats



litorales a infralitorales y algunas son ocasionales colonizadoras de aguas profundas. Alguna vez se mencionó que Leptocheliidae incluía algunas especies cosmopolitas, sin embargo, recientemente se ha demostrado que comprende numerosas especies que muestran un alto grado de especiación alopátrica y especificidad de nicho. La mayoría son litorales y muchas se extienden a unos 50 m de profundidad y unas pocas a 100 m (Blazewicz-Paszkowycz et al., 2012).

El hecho de incluir algunos aspectos taxonómicos, patrones biogeográficos y características específicas sobre el hábitat de los tanaidáceos a escalas mayores coadyuva a comprender mejor la diversidad local del grupo y su relación con el espacio a través del tiempo. De esta perspectiva deriva la importancia de analizar la conectividad entre los distintos tipos de ecosistemas donde se tienen registros y evaluar las condiciones del hábitat en donde son recolectados, así como la biología de las especies, particularmente sus medios de dispersión que les posibilitan colonizarlos y los intervalos de las principales variables ambientales que determinan su establecimiento.

La abundancia de los tanaidáceos es una evidencia fuerte de su importancia ecológica, sin embargo, en diversos estudios (Larsen, 2001; Escobar-Briones, 2004) solo se han registrado la presencia o ausencia de las especies en un intervalo de tiempo. No obstante en los ambientes costeros en donde predominan sedimentos finos y fangosos es común encontrar densidades elevadas de estos grupos bentónicos, ya que el tamaño de grano es un factor determinante para estas comunidades que viven asociadas al fondo, y de ello depende el espacio disponible para habitar y en consecuencia, otras variables ecológicas son afectadas, por ejemplo la capacidad para retener materia orgánica o circular agua hacia capas más profundas del sedimento (Giere, 2009; Carrasco, 2004).

Estas variables han mostrado estar correlacionadas con los patrones de distribución de algunas especies de tanaidáceos en lagunas costeras (Winfield, 1987; Winfield y Franco, 1992; Magaña-Guzmán, 2013). Cabe destacar que algunos grupos cavan tubos y madrigueras en el fondo, donde las larvas se desarrollan en el marsupio de la madre hasta llegar a la etapa juvenil, en la cual salen y las hembras construyen un tubo nuevo en las inmediaciones. Esta ventaja reproductiva aunada a que no tienen una fase de dispersión obligada en su ciclo de vida (como en la mayoría de los grupos macrobentónicos) se traduce en una distribución en parches con densidades elevadas (Dojiri y Sieg, 1997; Escobar-Briones, 2004; Blazewicz-Paszkowycz et al., 2012).

En la presente investigación las tres especies recolectadas a lo largo del periodo de estudio mostraron una variación espacial a manera de "parches". Se confirmó que *D. mexicanus* es una especie principalmente del componente endobéntico en el cual se registraron las mayores abundancias asociadas a los sedimentos finos, con predominancia de arenas y lodos con alto contenido orgánico. De manera semejante se ha reportado en otros sistemas lagunares estuarinos de la región (Winfield, 1987; Fernández-Buces, 1989; Winfield y Franco, 1992; Magaña-Guzmán, 2013).

En contraste, la mayoría de los registros que se tienen de *C. dubia* y *H. rapax* indican que estas especies son mayormente afines a ecosistemas propiamente marinos y las mayores abundancias se han recolectado sobre sustratos duros y como epibiontes de otros invertebrados sésiles y en ocasiones sobre macroalgas, hecho que se atribuye a los tipos de muestreo efectuados, que por lo general son más específicos en estos estudios abarcando una gran diversidad de hábitats. Por otro lado los registros que se tienen sobre dichas especies en sistemas lagunares-estuarinos de la región indican las mayores abundancias de dichas especies sobre los estratos de vegetación acuática, incluyendo macroalgas y de manera particular sobre praderas de pastos sumergidos como *R. marítima* (Kneib, 1992; Escobar-Briones, 2004; García-Madrigal et al., 2005; Winfield et al., 2007b;

Raz-Guzmán y Corona, 2003; Winfield et al., 2013; Monroy-Velázquez et al., 2017; Winfield et al., 2017; Cházaro-Olvera et al., 2018; Morelos-Villegas et al., 2018; Abarca-Ávila et al., 2019).

A pesar de que estos organismos son dominantes en el componente endobéntico o epibéntico sobre la vegetación sumergida, son vulnerables a las afectaciones naturales o de origen antrópico.

Cuando los impactos son recurrentes o se presentan como fenómenos extraordinarios, se convierten en las principales causas de cambio en la biodiversidad costera. Si ocurre la pérdida de cobertura vegetal y hábitats esenciales, entonces se modifica temporal o permanentemente la disponibilidad de recursos alimentarios (Sepúlveda-Lozada, 2017), hecho que se observa en el presente estudio en el que es notoria la tendencia a disminuir de la abundancia de las tres especies registradas al menos hasta 2012 y su posterior aumento en los muestreos de 2013 y 2015.

Estos resultados toman relevancia si se toma en cuenta que a la par del periodo de estudio, el SLM ha sido sometido a importantes alteraciones y modificaciones antrópicas que probablemente han determinado cambios negativos en la diversidad, destacando el creciente desarrollo urbano en las inmediaciones del área de estudio y sobre todo el constante dragado en la parte norte de la laguna La Larga en los años 2010, 2015 y 2018 por lo menos, con la finalidad de reactivar la comunicación con el mar y propiciar un mejor reciclaje e intercambio de agua del mar y el sistema (Rodríguez-Varela et al., 2019).

Rodríguez-Varela et al., 2020 (en prensa), mencionan que los patrones de distribución de los sedimentos y su contenido orgánico ha variado considerablemente a través del tiempo en el SLM; al respecto Lithgow et al. (2019), establecen que el movimiento de maquinaria pesada o la instalación de dispositivos en el fondo causan la destrucción o fragmentación de hábitats y la resuspensión de sedimento y de materia orgánica que puede repercutir en la estabilidad de dichos ecosistemas al formar parte de las redes tróficas.

De manera similar se afectan variables importantes para la distribución de la vegetación acuática de modo que esta es eliminada o experimenta cambios en su composición y/o abundancia. Se ha demostrado que es común encontrar altas coberturas y biomásas en los sitios con altas concentraciones de materia orgánica, de origen natural o proveniente de las actividades humanas, como las descargas residuales; característica que les confiere la cualidad de ser indicadores de impacto en los ecosistemas costeros (Herrera-Silveira et al., 2010; Sotelo-Giner, 2019). Así mismo cuando los ambientes empiezan a antropizarse, las modificaciones realizadas en la composición de la biota no necesariamente responden de acuerdo con un patrón reconocido (Clarke y Warwick, 1994; Kaiser et al., 2005; Arvizu-Coyotzi, 2019).

Es importante mencionar que los tanaidáceos y de manera general los peracaridos, juegan un importante rol ecológico al estar involucrados en la conversión de energía hacia niveles tróficos superiores en los sistemas lagunares-estuarinos del golfo de México (Arceo-Carranza et al., 2019). Barreto-Segura (2019) afirma que son frecuentes en el contenido estomacal en poblaciones de peces en el SLM, varias de ellas de importancia comercial.

Esto último toma relevancia si se considera que los recursos alimenticios para niveles tróficos más altos pueden verse disminuidos si los ensamblajes bentónicos se empobrecen; esto podría reflejarse más en aquellas especies que se alimentan selectivamente de recursos bentónicos y que no presentan una plasticidad trófica que les permita cambiar su comportamiento alimenticio y optar por otras presas (Llansó et al., 1998).

Se puede concluir que el desconocimiento de la biodiversidad y su importancia en el mantenimiento de la estabilidad de los ecosistemas costeros van de la mano con el ininterrumpido desarrollo antropogénico en las inmediaciones del SLM y en general de la zona metropolitana de Veracruz. Es necesario incrementar el esfuerzo en evaluar los patrones de variación espaciotemporal de los grupos con potencial indicador de la salud de los ecosistemas lagunares-estuarinos y a su vez aplicar métodos analíticos lo suficientemente robustos que permitan integrar una gama de variables ecológicas más amplia con el fin de explicar la variación de dichas comunidades y correlacionarla con los cambios en las mismas a través del tiempo. Correlacionar dicha variación con los impactos generados en intervalos de tiempo específicos y particularmente analizar dicha variación en cada laguna que compone al SLM, porque cada laguna se comporta de manera particular respecto a las variables hidrológicas que se han registrado.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la jefatura de carrera de Biología, FES Iztacala, UNAM, por el apoyo logístico para la realización de los muestreos. Al Programa de Apoyo a Proyectos para la Innovación y Mejoramiento de la Enseñanza (PAPIME) proyecto EN203804 y al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera para Promover Grupos de Investigación (PAPCA) de la UNAM, por otorgar recursos económicos para la compra de equipo y material usados en la presente investigación y a los evaluadores anónimos por sus acertadas observaciones.

## REFERENCIAS

1. Abarca-Ávila M.M., Herrera-Dorantes M.T., Winfield I. y Ardisson P.L., 2019. Updated checklist and identification key of benthic tanaidaceans (Crustacea: Peracarida) of the sublittoral zone of northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Zootaxa*, 4711(1): 51-76. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4711.1.2>
2. Anderson G., 2020. *Tanaidacea-Forty years of scholarship* (Version 3.0, January 2020). Swansea, Massachusetts, USA, Aquila.
3. Arceo-Carranza D., Hernández-Mendoza L. y Chiappa-Carrara X., 2019. Análisis trófico de peces estuarinos en un manglar en restauración en el sureste mexicano. En: Molina-Moreira M. y Galvis-Cárdenas F. (Comps.), *Manglares de América*, pp. 55-65. Guayaquil, Ecuador, Universidad Espíritu Santo.
4. Arvizu-Coyotzi J.K., 2019. Caracterización macrobentónica de la zona litoral entre punta Gorda a Antón Lizardo, Veracruz (tesis de Maestría, ICMYP, Universidad Veracruzana, México).
5. Barba E., Juárez-Flores J. y Estrada-Loreto F., 2010. Distribución y abundancia de crustáceos en humedales de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 153-163. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.0.218>
6. Barreto-Segura O.A., 2019. Análisis ecológico de la comunidad zoobentónica del Sistema Lagunar de Mandinga, Veracruz, Mex. (tesis profesional, FESI, Universidad Nacional Autónoma de México).
7. Blazewicz-Paszkowycz M., Bamber R. y Anderson G., 2012. Diversity of Tanaidacea (Crustacea: Peracarida) in the world's oceans - How far have we come? *PLoS ONE*, 7(4): 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033068>

8. Boesch D.F. y Díaz R.J., 1974. New records of peracarid crustaceans from oligohaline waters of the Chesapeake Bay. *Chesapeake Science*, 15: 56-58. DOI: <https://doi.org/10.2307/1350962>
9. Borja A., Franco J. y Pérez V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos with European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8)
10. Brusca R.C. y Brusca G.J., 2005. *Invertebrados*. España, McGraw Hill Interamericana.
11. Carrasco F.D., 2004. Organismos del bentos marino sublitoral: Algunos aspectos sobre abundancia y distribución. En: Werlinger C., Alveal K. y Romo H. (Eds.), *Biología marina y oceanografía: conceptos y procesos*, pp. 315-145. Concepción, Gobierno de Chile, Consejo Nacional del Libro y la Lectura.
12. Cedeño J., Jiménez M.P., Pereda L. y Allen T., 2010. Abundancia y riqueza de moluscos y crustáceos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la laguna de Bocaripo, Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 58 (Suppl. 3): 213-226.
13. Cházaro-Olvera S., Winfield I., Abarca-Ávila M., Ortiz M. y Lozano-Aburto M., 2018. Coral reef tanaidacean assemblages along the SW and SE Gulf of Mexico: biodiversity, geographic distribution and community structure. *Journal of Natural History*, 52:(17-18), 1091-1113. DOI: <https://doi.org/10.1080/00222933.2018.1450905>
14. Clarke K.R. y Warwick R.M., 1994. Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine Biology*, 118: 167-176. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00699231>
15. Contreras-Espinosa F., 2006. Lagunas costeras de Veracruz. En: Moreno-Casasola P., Peresbarbosa E.R., Travieso-Bello A.C. (Eds.), *Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal*. Xalapa, Veracruz: Instituto de Ecología A.C., Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SEMARNAT).
16. Dawes C. 1986. *Botánica marina*. Limusa, México.
17. Delille D., Guidi L.D. y Soyer J., 1985. Nutrition of *Allotanaid hirsutus* (Crustacea, Tanaidacea) at Kerguelen Islands. En: Siegfried W.R., Condy P.R. y Laws R.M. (Eds.), *Antarctic nutrient cycles and food webs*, pp. 378-380. Berlín, Springer Verlag. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-82275-9\\_53](https://doi.org/10.1007/978-3-642-82275-9_53)
18. Dojiri M. y Sieg J., 1997. The Tanaidacea. 2: The Isopoda, Cumacea and Tanaidacea. En: Blake J.A. y Scott P.H. (Eds.), *Taxonomic atlas of the benthic fauna of the Santa Maria basin and Western Santa Barbara Channel*, pp. 181-268. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, California.
19. Escobar-Briones E., 2004. Grupos de Crustacea: Tanaidacea. En: Llorente B.J., Morrone J.J. y Vargas F.I. (Eds.), *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*, volumen IV, pp. 497-510. UNAM, Facultad de Ciencias, México.

20. Escobar-Briones E. y Jiménez-Guadarrama E.L., 2010. Macrocrustáceos (Peracarida, Decapoda) de los fondos carbonatados del sector occidental del banco Campeche en el Sur del Golfo de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 63-72. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.0.226>
21. Escobar-Briones E., Álvarez F., y Salgado-Maldonado G., 1999. *Discapseudes holthuisi* (Crustacea: Tanaidacea) as an intermediate host of *Caballerorhynchus lamothei* (Acanthocephala: Cavisomidae). *The Journal of Parasitology*, 85(1): 134. DOI: [10.2307/3285718](https://doi.org/10.2307/3285718)
22. Fernández-Buces M.N.O., 1989. Variación poblacional de *Discapseudes holthuisi* (Bacesco y Gutu, 1975) (Tanaidacea) en la laguna de Alvarado, Ver. (tesis profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México).
23. García E., 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. (Para adaptarlo a las condiciones de la república Mexicana). México, Instituto de Geografía, UNAM.
24. García Madrigal, M.S. 2007. Annotated checklist of the amphipods (Peracarida: Amphipoda) from the tropical eastern Pacific. En: Hendrickx M.E. (Ed.), *Contributions to the study of East Pacific Crustaceans*, pp. 63-195. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.
25. García-Madrigal M. S., Heard R.W. y Suárez-Morales E., 2005. Records of and observations on tanaidaceans (Peracarida) from shallow waters of the Caribbean coast of Mexico. *Crustaceana*, 77(10): 1153-1177. DOI: <https://doi.org/10.1163/1568540043166137>
26. García-Madrigal M. S., Villalobos-Hiriart J.L., Álvarez F. y Bastida-Zavala R., 2014. Estado del conocimiento de los crustáceos de México. *Ciencia y Mar*, 46: 43-62.
27. Giere O., 2009. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer, Berlin,
28. Golden Software., 2002. Surfer V. 8. <http://www.goldensoftware.com/products/surfer>. (accesado en junio 12, 2020).
29. Gutu M. y Sieg J., 1999. *Ordre tanaidacés (Tanaidacea Hansen, 1895)*. En: Forest J. (Ed.), *Traité de Zoologie: Anatomie, Systématique, Biologie*, pp. 353-389. Monaco, Musée Océanographique de Monaco.
30. Heard R.W., 1982. *Guide to common tidal marsh invertebrates of the Northeastern Gulf of Mexico*. Reinbold, Booneville, Mississippi.
31. Heard R.W. y Anderson G., 2009. *Tanaidacea (Crustacea) of the Gulf of Mexico*. En: Felder D.L. y Camp D.K. (Eds.), *Gulf of Mexico. Origin, waters, and biota. Volume 1: Biodiversity*, pp. 987-1000. Texas University Press, USA.
32. Hendrickx M. e Ibarra S., 2008. Presence of *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Crustacea: Tanaidacea: Tanaidae) in coastal lagoons of western Mexico. *Nauplius*, 16 (2): 79-82.

33. Hermoso-Salazar M. y Arvizu-Coyotzi J.K., 2015. Crustáceos del Sistema Arrecifal Veracruzano. En: Granados-Barba A., Ortiz-Lozano L. D., Salas-Monreal D. y González-Gándara. (Eds.), Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México, pp. 47-72. Universidad Autónoma de Campeche, México,
34. Hernández-Robles D.R., 2002. Ecología de los tanaidáceos (Crustacea-Peracarida) del mar profundo en el sector occidental del Golfo de México (tesis de Maestría, ICMyL, Universidad Nacional Autónoma de México.
35. Hernández-Robles D. y Escobar-Briones E., 2008. Distribución de los tanaidáceos (Malacostraca: Peracarida) del mar profundo en el sector oeste del golfo de México. En: Álvarez-Noguera F. y Rodríguez-Almaraz G. (Eds.), Crustáceos de México: estado actual de su conocimiento, pp. 33-52. Universidad Autónoma de Nuevo León-CONABIO, Monterrey, México.
36. Herrera-Silveira J., Morales S. y Ramírez J., 2010. Plantas marinas. En: Durán R. y Méndez M. (Eds.), Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán, pp. 197-200. CONABIO, México.
37. Instituto Nacional de estadística y Geografía (INEGI), 2019. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (accesado en junio 23, 2020).
38. Kaiser M.J., Attrill M.J., Jennings S., Thomas D.N. y Barnes D.K., 2005. Marine ecology: processes, systems, and impacts. Oxford University Press, Oxford.
39. Kathiresan K. y Bingham L., 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 81-251. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(01\)40003-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(01)40003-4)
40. Kneib R.T., 1992. Population dynamics of the tanaid *Hargeria rapax* (Crustacea: Peracarida) in a tidal marsh. *Marine Biology*, 113(3): 437-445. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00349169>
41. Lara-Domínguez A.L., Contreras F.E., Castañeda-López O., Barba-Macías E. y Pérez-Hernández M.A., 2011. Lagunas costeras y estuarios. En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (Ed.), La biodiversidad en Veracruz: Estudio de estado, pp. 301-317. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México.
42. Larsen K., 2001. Morphological and molecular investigation of polymorphism and cryptic species in tanaid crustaceans: implications for tanaid systematics and biodiversity estimates. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 131: 353-379. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2001.tb02241.x>
43. Larsen K., 2003a. The tanaidacean fauna (Peracarida) from a deep-sea cold-seep in the Gulf of Mexico. *Journal of Crustacean Biology*, 23(4): 777-794. DOI: <https://doi.org/10.1651/C-2395>
44. Larsen K., 2003b. Proposed new standardized anatomical terminology for the Tanaidacea (Peracarida). *Journal of Crustacean Biology*, 23(3): 644-661. DOI: <https://doi.org/10.1651/C-2363>
45. Larsen K., 2005. Deep-Sea Tanaidacea (Peracarida) from the Gulf of Mexico. Brill, Leiden.

46. Lithgow D., Flores P., Mendoza G., Papiol V., Mendoza E. y Silva R., 2019. Integración de los dispositivos conversores de la energía marina a los ecosistemas costero-marinos en México. En: Rivera-Arriaga E., Sánchez-Gil P. y Gutiérrez J. (Eds.), Tópicos de agenda para la sostenibilidad de costas y mares mexicanos, pp. 241-254. Universidad Autónoma de Campeche, México.
47. Llansó R.J., Bell S. y Vose F., 1998. Food Habits of red drum and spotted seatrout in a restored mangrove impoundment. *Estuaries*, 21(2): 294-306. DOI: <https://doi.org/10.2307/1352476>
48. Magaña-Guzmán V., 2013. Estudio poblacional de *Discapseudes mexicanus* Gutu, 2006 (Crustacea: Peracarida: Tanaidacea) de la laguna de Sontecomapan, Veracruz (tesis profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México).
49. Meyer G., y Heard R.W., 1989. Tanaidacea (Crustacea: Peracarida) of the Gulf of Mexico. VII. *Atlantapseudes lindae*, n. sp. (Apseudidae) from the continental slope of the northern Gulf of Mexico. *Gulf Research Reports*, 8: 97-105. DOI: <https://doi.org/10.18785/grr.0802.02>
50. Modlin R.F. y Harris P.A., 1989. Observations on the natural history and experiments on the reproductive strategy of *Hargeria rapax* (Tanaidacea). *Journal of Crustacean Biology*, 9(4): 578-586. DOI: <https://doi.org/10.1163/193724089X00593>
51. Monroy-Velázquez L.V., Rodríguez-Martínez R.E. y Álvarez F., 2017. Taxonomic richness and abundance of cryptic peracarid crustaceans in the Puerto Morelos Reef National Park, Mexico. *PeerJ*, 5: e341. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.3411>
52. Morelos-Villegas A., Condal A.R. y Ardisson P.L., 2018. Spatial heterogeneity and seasonal structure of physical factors and benthic species in a tropical coastal lagoon, Celestun, Yucatan Peninsula. *Regional Studies on Marine Science*, 22: 136-146. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.06.008>
53. Morris P. y Therivel R., 2009. *Methods of environmental impact Assessment*. Routledge, London.
54. Muniz P., Lana P., Venturini, N., Elias R., Vallarino E., Bremec C., Martins C. y Sandrini-Neto L., 2013. *Manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos*. UdelaR, Motevideo, Uruguay.
55. Muñoz-Iniestra D.J., Mendoza-Cantú A., López-Galindo F., Soler-Aburto A. y Hernández-Moreno M.M., 2011. *Edafología. Manual de métodos de análisis de suelos*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, México.
56. Ortega-Vidales M., 2013. *Taxonomía y distribución ecológica de los crustáceos peracáridos de la Laguna Madre y regiones costeras adyacentes, Tamaulipas México* (tesis de maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León).
57. Ortiz-Lozano, L. P. Arceo-Briseño, A. Granados-Barba, D. Salas-Monreal y L. Jiménez-Badillo, 2010. Zona costera. En: Florescano, E. y Ortiz-Escamilla J. (Coords.), *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz*, pp. 123-146. Tomo I Patrimonio Natural. Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana. México.

58. Pech P.D. y Ardisson P.L., 2010. Comunidades acuáticas: Diversidad en el bentos marino-costero. En: Durán R. y Méndez M. (Eds.), Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán, pp. 144-46. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA, México.
59. Pelletier M.C., Gold A.J., Heltshe F.J. y Buffum H.W., 2010. A method to identify estuarine macroinvertebrate pollution indicator species in the Virginian Biogeographic Province. *Ecological Indicators*, 10: 1037-1048. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.005>
60. Pequegnat W.E., Gallaway B.J. y Pequegnat A.L., 1990. Aspects of the ecology of the deep-water fauna of the Gulf of Mexico. *American Zoology*, 30: 45-64. DOI: <https://doi.org/10.1093/icb/30.1.45>
61. Pinto R., Patrício J., Baeta A., Fath B.D., Neto J.M. y Marques J.C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, 9: 1-25. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.005>
62. Poppe L.J., Eliason A.H., Fredericks J.J., Rendigs R.R., Blackwood D., Polloni C.F., 2000. Grain-size analysis of marine sediments: methodology and data processing. U.S. Geological survey open-file report 00-358. <https://pubs.usgs.gov/of/2000/of00-358/text/chapter1.htm>. (accesado en julio 22, 2019).
63. QGIS Development Team. 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>. (accesado en junio 08, 2020).
64. Rabalais N.N., Carney R.S. y Escobar-Briones E.G., 1999. Overview of continental shelf benthic communities of the Gulf of Mexico. En: Kumpf H., Steidinger K., y Sherman K. (Eds.), *The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem*, pp. 171-195. Blackwell Science, Malden, USA.
65. Rakocinski C., Heard R.W., Simons T. y Gledhill D., 1991. Macroinvertebrate associations from beaches of selected barrier islands in the northern Gulf of Mexico: Important environmental relationships. *Bulletin of Marine Science*, 48(3): 689-701.
66. Rakocinski C.F., Brown S.S., Gaston G.R., Heard R.W. Walker W.W. y Summers J.K., 1997. Macrobenthic responses to natural and contaminant-related gradients in northern Gulf of Mexico estuaries. *Ecological Applications*, 7(4): 1278-1298. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1278:MRTNAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1278:MRTNAC]2.0.CO;2)
67. Raz-Guzman A. y Corona A. 2003. Seagrass biomass and faunal abundance in Laguna de Alvarado, Mexico. *Gulf of Mexico Science*, 21(1): 118-119.
68. Rodríguez-Varela A. del C., Barreto-Segura O.A. y Vázquez-López H., 2019. Diversidad de invertebrados bentónicos del Sistema Lagunar de Mandinga, Veracruz, México. *Novitates Caribaea*, 14: 128-146. DOI: <https://doi.org/10.33800/nc.v0i14.205>
69. Sánchez-Gil P., Day J.W. y Yáñez-Arancibia A., 2019. Eco-Diversidad: Enfoque ecosistémico costero marino. En: Rivera-Arriaga E., Sánchez-Gil P. y Gutiérrez J. (Eds.), *Tópicos de agenda para la sostenibilidad de costas y mares mexicanos*, pp. 1-22. Universidad Autónoma de Campeche, México.



70. Secretaría de Comunicación y Transporte (SCT), 2015. Segunda Reunión específica: Transporte y puertos. Tema: Puertos y APIs (Avances Puerto de Veracruz). 21-10-2015. <https://docplayer.es/25664100-Segunda-reunion-especifica-transporte-y-puertos-tema-puertos-y-apis-avances-puerto-de-veracruz.html> (accesado en junio 23, 2020).
71. Sepúlveda-Lozada A., 2017. Food web dynamics in coastal vegetated habitats of the southern Gulf of Mexico. Universität Bremen, Alemania.
72. Sieg J., 1983. Tanaidacea. En: Gruner H.E. y Holthuis L.B. (Eds.), *Crustaceorum catalogus*, par 6. The Hague, W. Junk Publishers.
73. Sotelo-Giner F., 2019. Pastos marinos. En: Rivera-Arriaga E., Sánchez-Gil P. y Gutiérrez J. (Eds.), *Tópicos de agenda para la sostenibilidad de costas y mares mexicanos*, pp. 87-100. Universidad Autónoma de Campeche, México.
74. Suárez-Morales E., Heard R.W., García-Madrigal M.S., Oliva-Rivera J.J. y Escobar-Briones E., 2004. Catálogo de los tanaidáceos (Crustacea: Peracarida) del Caribe Mexicano. CONACYT/ SEMARNAT/ El Colegio de la Frontera Sur, México.
75. The Environment Management (TEM), 2016 Equipos estandarizados para muestreos hidrobiológicos. <http://redsurbernet.com/brochure.pdf>. (accesado en diciembre 30, 2018).
76. Thiel M. e Hinojosa I., 2009. Peracarida: Anfípodos, isópodos, tanaidáceos y cumáceos. En: Hausserman V. y Forsterra G. (Eds.), *Marine benthic fauna of Chilean Patagonia. Illustrated identification guide*, pp. 671-738. Nature in Focus, Puerto Montt, Chile.
77. Vega-Cendejas M.E., 2019. Ecología funcional: Hacia la comprensión funcional de los ecosistemas y de su biodiversidad. En: Rivera-Arriaga E., Sánchez-Gil P. y Gutiérrez J. (Eds.), *Tópicos de agenda para la sostenibilidad de costas y mares mexicanos*, pp. 23-40. Universidad Autónoma de Campeche, México.
78. Warwick R.M. y Clarke K.R., 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172(1-2): 215-226. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(93\)90098-9](https://doi.org/10.1016/0022-0981(93)90098-9)
79. Warwick R.M. y Clarke K.R., 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118: 739-744. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00347523>
80. Warwick R.M., Ashman C.M., Brown A.R., Clarke K.R., Dowell B., Hart B., Lewis R.E., Shillabeer N., Somerfield P.J. y Tapp J.F., 2002. Inter-annual changes in the biodiversity y community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees estuary, UK, associated with local y regional environmental events. *Marine Ecology Progress Series*, 234: 1-13. DOI: [10.3354/meps234001](https://doi.org/10.3354/meps234001)
81. Wentworth C., 1936. The method of moments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 6(3): 158-195.
82. Winfield I.C., 1987. Abundancia, distribución y estacionalidad del orden Tanaidacea (Hansen, 1895) (Crustacea: Peracarida) de la laguna de Sontecomapan, Veracruz (tesis profesional., ENEPI, Universidad Nacional Autónoma de México).

83. Winfield A.I. y Franco J.L., 1992. Algunas consideraciones ecológicas de *Discapseudes holthuisi* (Bacescu & Gutu, 1975) (Orden: Tanaidacea). *Revista de Investigaciones Marinas*, 13: 254-274.
84. Winfield I., Abarca-Arenas L.G. y Cházaro-Olvera S., 2007a. Crustacean macrofoulers in the Veracruz coral reef system, SW Gulf of Mexico: checklist, spatial distribution and diversity. *Cahiers de Biologie Marine*, 48: 287-295.
85. Winfield I., Cházaro-Olvera S. y Álvarez F., 2007b. ¿Controla la biomasa de pastos marinos la densidad de los peracáridos (Crustacea: Peracarida) en lagunas tropicales? *Revista de Biología Tropical*, 55(1): 43-53. DOI: [10.15517/rbt.v55i1.6056](https://doi.org/10.15517/rbt.v55i1.6056)
86. Winfield I., Escobar-Briones E. y Álvarez F., 2001. Crustáceos peracáridos asociados a praderas de *Ruppia maritima* (Ruppiaceae) en la laguna de Alvarado, México. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 72(1): 29-41.
87. Winfield I., Abarca-Ávila M., Ortiz M. y Cházaro-Olvera S., 2014. Clave ilustrada de tanaidáceos (Crustacea, Peracarida) de la zona costera mexicana del Golfo de México. UNAM-FES Iztacala, México.
88. Winfield I., Abarca-Ávila M., Ortiz M. y Lozano-Aburto M.A., 2013. Tanaidáceos (Peracarida: Tanaidacea) del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: listado faunístico y registros nuevos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84: 471-479. DOI: <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.32499>
89. Winfield I., Abarca-Ávila M., Ortiz M., Cházaro-Olvera S. y Lozano-Aburto M.Á., 2017. Biodiversidad de los tanaidáceos (Crustacea: Peracarida: Tanaidacea) del Parque Nacional Arrecife Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88: 572-578. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.07.006>
90. Winfield I., Cházaro-Olvera S., Horta-Puga G., Lozano-Aburto M.Á. y Arenas-Fuentes V., 2010. Macrocrustáceos incrustantes en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: biodiversidad, abundancia y distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: S165-S175. DOI: [10.22201/ib.20078706e.2010.0.219](https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.0.219)
91. WORMS (World register of marine species), 2018. <http://www.marinespecies.org/> (accesado en julio 20, 2018).
92. Zaixso, H. E., 2002. Manual de campo para el muestreo del bentos. Versión 1.0. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Facultad de Humanidades y Ciencias Sociales, Comodoro Rivadavia, Argentina.

**BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología, se encuentra actualmente indexada en**



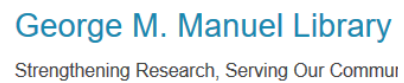


### Alojada en los repositorios



### En bases electrónicas de bibliotecas





### Y en buscadores académicos



Bibliometric Analysis using  
Publish or Perish: "Hands-On"