



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**  
**UNIDAD ACADÉMICA DE SISTEMAS ARRECIFALES**  
**BIOLOGÍA MARINA**

**La comunidad de crustáceos decápodos asociados a pastizales marinos en Puerto Morelos, Quintana Roo, luego de 25 años de cambios ambientales**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**PRESENTA:**

**ULISES LEONARDO SERGIO HERNÁNDEZ ISUNZA**

**TUTORA: DRA. PATRICIA DOLORES BRIONES FOURZÁN [ICMyL/UASA]**

**COMITÉ TUTOR:**

**DR. MICHEL E. HENDRICKX RENERS [ICMyL]**  
**DRA. BRIGITTA INE VAN TUSSENBROEK [ICMyL]**  
**DR. ADOLFO GRACIA GASCA [ICMyL]**  
**DR. SERGIO CHAZARO OLVERA [ICMyL]**

**MÉXICO, D.F., JUNIO 2022**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

### **Agradecimientos:**

**Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, de la Universidad Nacional Autónoma de México. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico otorgado con la beca no. 762759 para estudios de maestría. A la unidad académica de sistemas arrecifales por los servicios y recursos prestados.**

**Esta Tesis se realizó gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM, Proyecto IN205921. Agradeciendo a la DGAPA-UNAM por la beca otorgada para la obtención del grado a través de este mismo proyecto.**

**A mi directora de tesis y tutora, la Dra. Patricia Dolores Briones Fourzán y a los integrantes de mi comité tutorial; Dr. Michel E. Hendrickx Reners, Dra. Brigitta Ine van Tussenbroek, Dr. Adolfo Gracia Gasca, Dr. Sergio Cházaro Olvera; quienes hicieron posible este trabajo, por sus indicaciones, el inmenso apoyo, el conocimiento, las correcciones y su tiempo.**

**Al Dr. Enrique Lozano Álvarez por toda la ayuda, a los técnicos del laboratorio de crustáceos, M. en C. Cecilia Barradas Ortiz y M. en C. Fernando Negrete Soto, por su apoyo en todos los aspectos del trabajo. A los M. en C. Edgar Escalante Mancera, Miguel Ángel Gómez Reali y José Antonio López-Portillo Hurtado, osé Antonio Quintero Pérez, a la Lic. En C.A. y D.S. Fernanda Tonalli Ramírez Aguilera por su ayuda en el trabajo de campo y al Biól. Alan Javier Ramírez Menéndez por su ayuda en la separación de muestras.**

**Para toda mi familia, Papás, Hermanas. Gracias por el inmenso apoyo, los amo, para mis sobrinos, aunque sólo se dediquen a comer dulces y molestar a la gente, a mis tías y primos.**

**Para mis amigos cercanos, ustedes saben quiénes son, siempre serán los mejores, sigamos escribiendo nuestras historias.**

**Para ti mi amor, gracias por todo, si llegas a leer esto te mando todos los besos, guapa...  .**

**Para mis compañeros que me ayudaron en este trabajo, gracias por todo, si las circunstancias lo permiten, estaremos platicando las experiencias de la pandemia, los mejores deseos en sus proyectos tanto personales como académicos, cumplan todos sus logros.**

**Una dedicatoria especial para la pareja Magaña-Gallegos y Chang-Rivas, los mejores deseos es su nueva etapa de vida.**

## Índice

<b>Resumen .....</b>	<b>6</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>7</b>
<b>Introducción .....</b>	<b>8</b>
<b>Antecedentes .....</b>	<b>12</b>
<b>Justificación .....</b>	<b>15</b>
<b>Pregunta de investigación e Hipótesis .....</b>	<b>16</b>
<b>Objetivos .....</b>	<b>17</b>
<b>Area de estudio .....</b>	<b>18</b>
<b>Material y Métodos .....</b>	<b>20</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>25</b>
<b>Discusión de resultados .....</b>	<b>42</b>
<b>Conclusiones .....</b>	<b>49</b>
<b>Referencias .....</b>	<b>50</b>

## Índice de figuras y cuadros

<i>Figura 1.- Área de estudio</i> .....	(19)
<i>Tabla 1.- Número de individuos colectados durante los muestreos del año 2020</i> .....	(26)
<i>Figura 2.- Grafica de barras mostrando las 5 familias con una mayor abundancia durante las colectas del año 2020</i> .....	(27)
<i>Figura 3.- Grafica de barras mostrando las 5 familias con una menor abundancia durante las colectas del año 2020</i> .....	(28)
<i>Figura 4.- Diagrama de cajas que representa la riqueza de familias en las colectas del año 2020</i> .....	(29)
<i>Figura 5.- Diagrama de cajas que representa la abundancia de organismos en las colectas del año 2020</i> ..	(29)
<i>Figura 6.- Diagrama de cajas que representa los valores en el índice de diversidad de Shanon-Wiener en las colectas del año 2020.</i> .....	(30)
<i>Figura 7.- Diagrama de cajas que representa los valores en el índice de dominancia de Simpson en las colectas del año 2020</i> .....	(31)
<i>Figura 8.- Diagrama de cajas que representa los valores en el índice de equidad de Pielou en las colectas del año 2020.</i> .....	(31)
<i>Tabla 2.- Abundancia total de organismos colectados en los tres diferentes años de colecta (1995, 1998, 2020)</i> .....	(32)
<i>Tabla 3.- Resultados de la prueba ANOSIM</i> .....	(34)
<i>Figura 9.- A)Cluster jerarquico y B)Mapa nMDS</i> .....	(35)
<i>Figura 10.- Diagrama de cajas que representa los valores de riqueza en los tres años de colecta</i> .....	(37)
<i>Tabla 4.- Resultados del ANOVA bifactorial para la riqueza de familias</i> .....	(37)
<i>Figura 11.- Diagrama de cajas que representa los valores de abundancia de organismos en los tres años de colecta</i> .....	(38)
<i>Tabla 5.- Resultados del ANOVA bifactorial para la abundancia de organismos</i> .....	(38)
<i>Figura 12.- Diagrama de cajas que representa los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener en los tres años de colecta</i> .....	(39)
<i>Tabla 6.- Resultados del ANOVA bifactorial para el índice de diversidad de Shannon-Wiener</i> .....	(39)
<i>Figura 13.- Diagrama de cajas que representa los valores del índice de dominancia de Simpson en los tres años de colecta</i> .....	(40)
<i>Tabla 7.- Resultados del ANOVA bifactorial para el índice de dominancia de Simpson</i> .....	(40)
<i>Figura 14.- Diagrama de cajas que representa los valores del índice de equidad de Pielou en los tres años de colecta</i> .....	(41)
<i>Tabla 8.- Resultados del ANOVA bifactorial para el índice de equidad de Pielou</i> .....	(41)

---

## Resumen

*Durante la temporada invernal de 2020 se realizaron colectas de la epifauna asociada a las praderas marinas en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo, con el fin de comparar la comunidad de crustáceos decápodos actual con la registrada 25 años atrás, en verano de 1995 e invierno de 1998. Para ello, se realizaron muestreos diurnos y nocturnos en cinco sitios con la misma ubicación que en los estudios previos, usando el mismo muestreador (red epibéntica con malla de 1 mm), para que los resultados fueran comparables. Los crustáceos decápodos se identificaron hasta el nivel taxonómico de familia. En total se identificaron 46,529 organismos repartidos en 20 familias, de las cuales las 5 con mayor abundancia fueron: Diogenidae, Hippolytidae, Paguridae, Palemonidae y Thoridae. Se obtuvieron los índices ecológicos de riqueza (de familias), abundancia, diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), equidad de Pielou ( $J'$ ) y dominancia de Simpson ( $D$ ), para los muestreos diurnos y nocturnos por separado, y se compararon con los obtenidos en 1995 y 1998 por medio de análisis de varianza bifactoriales. La riqueza varió significativamente entre años, siendo menor en 2020 que en los otros años, pero no entre horarios, mientras que la abundancia varió entre años, siendo mayor en 2020 y entre horarios, siendo mayor en las noches. No hubo efectos significativos del año ni del horario en los índices  $H'$ ,  $J'$  y  $D$ . La composición de la comunidad se comparó entre años y horarios de muestreo, por medio de análisis multivariados: escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), análisis de similitudes (ANOSIM) y porcentaje de similitudes (SIMPER). A pesar de la sobreposición de las comunidades en el mapa nMDS, el ANOSIM arrojó un valor de  $R = 0.54$ , lo que sugiere diferencias significativas en la composición de la comunidad. El SIMPER indicó una similitud del 60% entre todas las muestras, con una tendencia a separar las diurnas de las nocturnas en 1995 y 1998, pero no en 2020. En particular, la familia Diogenidae, constituida por especies básicamente detritívoras, mostró un aumento sustancial en abundancia de individuos entre 1995 y 2020. Los resultados sugieren que los cambios ambientales que ha sufrido la laguna arrecifal a lo largo de 25 años debido al enorme crecimiento en la población humana, el desarrollo costero y la actividad turística, aunado a fenómenos de gran impacto como las afluencias masivas de sargazo a partir de 2014, estén afectando la comunidad de decápodos asociados a las praderas marinas.*

## Abstract

*The seagrass-associated epifauna was sampled in the Puerto Morelos reef lagoon during the winter of 2020, with the aim of comparing the current crustacean community with that recorded 25 ago, in the summer of 1995 and winter of 1998. Diurnal and nocturnal samples were taken in the same five sites as in the previous study, using the same sampler (epibenthic sled with a 1 mm mesh), to obtain comparable results. Decapod crustaceans were identified to the taxonomic level of family. In total, 46,529 individuals belonging to 20 families were identified. The five more abundant families were Diogenidae, Hippolytidae, Paguridae, Palemonidae and Thoridae. Five ecological indices were separately obtained for diurnal and nocturnal samples: (family) richness, abundance, Shannon-Wiener diversity ( $H'$ ), Pielou's evenness ( $J'$ ), and Simpson's dominance ( $D$ ), and were compared with those obtained in 1995 and 1998 with bifactorial analyses of variance. Richness varied significantly with year, with the lowest value in 2020, but not with time of day. Abundance varied with year, being higher in 2020, and with time of day, being higher for night samples. There were no significant effects of year or time of day for  $H'$ ,  $J'$ , and  $D$ . The community composition was compared among years with multivariate analyses: non-metric multidimensional scaling (nMDS), analysis of similarities (ANOSIM) and similarity percentages (SIMPER). Despite much overlap of communities in the nMDS map, the ANOSIM yielded an  $R$  value of 0.54, indicating significant differences in the community composition. SIMPER yielded a similarity of 60% among all samples, with a tendency to separate diurnal from nocturnal samples in 1995 and 1998, but not in 2020. In particular, the abundance of the family Diogenidae, consisting of mainly detritivore species, substantially increased between 1995 and 2020. These results suggest that the environmental changes undergone by the reef lagoon over 25 years due to the large increases in human population, coastal development, and touristic activities, in conjunction with phenomena of great impact such as the massive influxes of sargassum occurring since 2014, are affecting the seagrass-associated decapod communities.*



## Introducción

---

En años recientes se ha observado un sinnúmero de cambios ambientales globales, perceptibles a simple vista y que señalan al ser humano como una de las causas principales de estos fenómenos negativos. Una de las alteraciones más evidentes ocurre en zonas costeras, donde se ha observado un aumento importante en los índices de población humana, lo que conlleva un incremento en la demanda de servicios y requerimientos de espacios necesarios para el sustento y las necesidades de la población local. A este acelerado crecimiento, no sólo demográfico sino de construcciones e infraestructuras para solventar diversas actividades económicas, turísticas o sociales, que causan una transformación en el uso de suelo de regiones o territorios aledaños a la línea de costa, se le denomina “desarrollo costero” (Muñoz-Sevilla, 2019).

La sección del territorio mexicano que entra en contacto con el mar Caribe pertenece al estado de Quintana Roo, el cual ha sufrido este fenómeno a causa de la intensa actividad turística, recibiendo la visita de hasta 10 millones de turistas anualmente, En este estado, se ha registrado un aumento en el crecimiento demográfico local que va desde 88,000 habitantes en el año 1985 hasta 1.58 millones en el año 2020 (Suchley y Álvarez-Filip, 2018; INEGI, 2020). Este aumento en los niveles de la población ha provocado que el desarrollo costero explosivo aumente considerablemente los niveles de nutrientes (eutrofización) y de sedimentación en la zona costera (van Tussenbroek 2011; Baker et al., 2013; Arias-González et al., 2017).

Dentro del mar Caribe, uno de los ecosistemas marinos con mayor susceptibilidad a sufrir alteraciones por el impacto del desarrollo costero es la pradera marina, ya que es un ambiente de alta complejidad biológica que se desarrolla principalmente en lagunas arrecifales o bahías someras. (Duffy, 2006; van Tussenbroek, 2011). La pradera marina que se encuentra a lo largo del litoral del mar Caribe se caracteriza principalmente por la presencia de tres especies de pastos marinos: *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*, además de una amplia gama de especies de macroalgas bénticas (van Tussenbroek, 2011). La eutrofización causada por el desarrollo costero y la contaminación antrópica altera los niveles de oxígeno disuelto y las concentraciones de nutrientes, dando lugar a un aumento considerable en las cantidades de nitrógeno y fósforo presentes en el sistema, ocasionando que las algas rizofíticas y epífitas de rápido crecimiento predominen, expresando un recambio de especies vegetales (van Tussenbroek, 2011).

A partir del año 2014, el Caribe mexicano ha sufrido las afluencias masivas de macroalgas flotantes del género *Sargassum*, que, al llegar a la costa, quedan varadas y entran en proceso de descomposición, causando un fenómeno al que se le llama “marea marrón de Sargazo” por el color que confiere al agua. Este fenómeno ha ocasionado una reducción de la penetración de luz solar y de la concentración de oxígeno disuelto, al tiempo que predominan las reacciones de descomposición por vías hipóxicas o anóxicas saturando aún más los niveles de nutrientes. Estas condiciones aumentan la mortalidad de los pastos y favorecen aún más su reemplazo por algas rizofíticas de rápido crecimiento (van Tussenbroek et al., 2017), sin mencionar que pueden causar una mortalidad de

carácter masivo en la fauna asociada a estas praderas marinas (Rodríguez-Martínez et al. 2019).

El reemplazo en la comunidad vegetal también ocasiona pérdidas en la complejidad estructural de las praderas marinas, teniendo repercusiones en los diferentes grupos de fauna asociada, ya que la cobertura y densidad vegetal presentan una correlación positiva con los niveles de abundancia y diversidad de diferentes grupos faunísticos que habitan en la vegetación de las praderas (McCloskey y Unsworth, 2015; Ruesink et al., 2019). Además de esta fauna residente, los pastizales marinos proveen de refugio y alimento a las fases juveniles de diversas especies de peces e invertebrados que migran a otros hábitats al alcanzar la madurez sexual (Jackson et al., 2001; Herzka y Dunton, 1998; Duffy, 2006).

Uno de los grupos de invertebrados de mayor abundancia dentro las praderas marinas es el de los crustáceos decápodos, que son los organismos mejor conocidos como cangrejos, cangrejos ermitaños, camarones, langostas y langostinos. Estos crustáceos se caracterizan por poseer ocho pares de apéndices torácicos. Los tres primeros pares constituyen los maxilípedos asociados con la cavidad bucal, los cuales sirven para manipular el alimento y crear corrientes de agua que bañan las cámaras branquiales, mientras que los cinco pares de apéndices restantes, que reciben el nombre de pereiópodos, presentan funciones de prehensión o de locomoción (de ahí el nombre de “decápodos”). En algunas especies, uno o más de los pereiópodos del primer al tercer par pueden estar quelados o subquelados (Álvarez et al., 2014).

Debido al amplio intervalo de tamaños que presentan, los decápodos ocupan una gran variedad de nichos ecológicos (Heck, 1979; Glynn y Enochs, 2011) También han sido capaces de adaptarse a una gran cantidad de ambientes marinos, terrestres, dulceacuícolas, y hasta subterráneos (Mejía-Ortiz, 2008). En particular, las poblaciones de decápodos que se encuentran en las praderas marinas presentan una gran cantidad de individuos, sirviendo como un importante eslabón dentro de las redes tróficas locales (Briones-Fourzán et al. 2003). Se ha observado que la abundancia y la mortalidad de los decápodos se encuentran relacionadas con la densidad de los pastos marinos (Loneragan et al., 2001; Pérez-Castañeda y Defeo, 2005) y tomando en consideración la disponibilidad y el consumo de alimento, así como su influencia en la captación y la traslocación de energía dentro de un sistema determinado, se piensa que los cambios en la abundancia y la riqueza de especies en las comunidades de crustáceos decápodos asociados a las praderas marinas, pueden ser utilizados como indicadores medioambientales para determinar el grado de alteración en el que se encuentran estos ecosistemas (Blanco-Martínez et al., 2020; Lloret et al., 2014).

---

### Antecedentes

---

Existen revisiones acerca de los crustáceos decápodos que habitan el Caribe mexicano, siendo este uno de los grupos que recibe una mayor atención en comparación con otros ordenes de la clase de los malacostracos debido a su importancia biológica y económica (Villalobos y Álvarez, 2002). Sin embargo, la mayoría de los estudios anteriores brindan listas de especies con algunas breves notas ecológicas (p. ej. Markham et al., 1990; Briones-Fourzán & Lozano-Álvarez, 2002), o bien, solamente abordan la descripción de algún taxón en particular dentro del grupo (p. ej., Chace, 1972; Román-Contreras & Martínez-Mayén 2009, 2010; Briones-Fourzán et al. 2012).

El antecedente directo de este trabajo es un estudio realizado en el Laboratorio de Ecología de Crustáceos de la Unidad Académica de Sistemas Arrecifales (UASA) del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM durante el verano de 1995 y el invierno de 1998. En dicho estudio, se analizó la biodiversidad de crustáceos y de otros invertebrados asociados a los pastizales marinos que se encuentran en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo, reportando la presencia de 119 especies de decápodos (Estrada-Olivo, 1999; Monroy-Velázquez, 2000; Briones-Fourzán & Lozano-Álvarez, 2001; Briones-Fourzán et al., 2003). Los infraórdenes que presentaron una mayor diversidad fueron Brachyura y Caridea; mientras que los que mostraron una mayor abundancia fueron Caridea y Anomura. Las tres especies que registraron una mayor abundancia fueron *Latreutes fucorum*, *Cuapetes americanus* y *Thor manningi*, todas pertenecientes al orden Caridea (Monroy-Velázquez, 2000).

Los análisis de biodiversidad que se llevaron a cabo en los trabajos anteriormente mencionados revelaron que no hubo diferencias significativas en la composición de las comunidades de decápodos entre las dos zonas de laguna muestreadas (la zona media de la laguna y la zona cercana al arrecife coralino), por lo que los cinco sitios son considerados como réplicas de muestreo. Tampoco hubo diferencias significativas entre las dos estaciones del año (invierno vs verano), pero sí se reportaron diferencias entre el día y la noche, con un aumento significativo en el número de especies y de individuos durante el horario nocturno (Briones-Fourzán et al., 2020).

Estos registros son importantes ya que fueron realizados en años cuando la laguna arrecifal aún se consideraba prístina (van Tussenbroek, 2011) y la comunidad de macrofitas acuáticas era dominada por *T. testudinum* seguida de *S. filiforme*, es decir antes del desarrollo costero explosivo en Puerto Morelos y del inicio de la llegada masiva del sargazo flotante a la región (van Tussenbroek et al., 2014). Por ello, constituyen una valiosa línea de investigación para la evaluación del posible impacto ocasionado por el desarrollo costero en las comunidades de decápodos asociados a estos ambientes marinos.

Además, en investigaciones recientes llevadas a cabo dentro de la misma laguna arrecifal de Puerto Morelos, también se analizó la macrofauna móvil asociada con el sargazo flotante, donde se reportó la presencia de 32 taxones distribuidos en ocho phyla: el 48% de los organismos recolectados correspondieron a artrópodos, 41% a anélidos, 15% a moluscos y el resto a peces (Monroy-Velázquez et al. 2019). Solo 19 taxones fueron identificados hasta el nivel de especie, todas reconocidas como asociadas al sargazo

pelágico. Sin embargo, 10 especies fueron consideradas como nuevos registros dentro del área, lo que sugiere un riesgo potencial de cambio en la estructura de las comunidades faunísticas asociadas a las praderas marinas en el área (Monroy-Velázquez et al. 2019).

El presente trabajo busca llevar a cabo un análisis de la comunidad de crustáceos decápodos asociados a los pastizales marinos, tomando en cuenta los mismos sitios de muestreo que fueron investigados durante los años 1995 y 1998 dentro de la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo (Estrada-Olivo, 1999; Monroy-Velázquez, 2000; Briones-Fourzán & Lozano-Álvarez, 2001; Briones-Fourzán et al., 2003). Con ello, se pretende determinar si dichas comunidades han sufrido alteraciones después de 25 años debido a cambios ambientales graduales relacionados con un aumento considerable del desarrollo a lo largo de toda la línea de costa y un aumento sustancial en la población humana. Las comparaciones se llevaron a cabo tomando en cuenta el nivel taxonómico de familia, ya que otros estudios han demostrado que este nivel es suficiente para realizar estudios de monitoreo y caracterización de comunidades en lagunas costeras tropicales (Terlizzi et al., 2003; Méndez y Ferrando, 2015), pero particularmente si se cuenta con estudios previos de referencia hasta el nivel taxonómico de especie (Olsgard y Somerfeld 2000), como es el caso de esta laguna arrecifal (ver Monroy-Velázquez 2000, Briones-Fourzán et al. 2020).

---

### *Justificación*

---

Un cambio en las comunidades faunísticas de decápodos puede ser tomado como un bioindicador para determinar si se presentan alteraciones o perturbaciones ambientales, y puede ayudar a identificar las causas y conocer el grado de degradación ambiental para crear estrategias de recuperación y conservación del hábitat (Krebs, 2014; Hidalgo, 2015).

Durante las últimas décadas, el desarrollo costero a lo largo del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos ha aumentado de manera desmedida lo que, aunado a otros fenómenos como las afluencias masivas de sargazo a la región a partir de 2014, han provocado cambios en las características de las aguas costeras y ecosistemas adyacentes, como las praderas marinas. Sin embargo, se desconoce el grado de alteración en las comunidades de invertebrados asociados a dichas praderas; por eso, es importante comparar la comunidad de crustáceos decápodos asociados a pastizales marinos en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, antes y después de estos cambios ambientales mediante el uso de diferentes índices y análisis ecológicos.



---

### *Pregunta de investigación*

---

Antes del año 2000, el estado de la laguna arrecifal de Puerto Morelos era considerado como prístino. Actualmente, en el año 2021, después de la construcción de numerosos desarrollos turísticos en las playas de Puerto Morelos, Quintana Roo, y del concomitante aumento en la población local, así como de las afluencias masivas de sargazo flotante a la costa a partir de 2014, se pretende contestar la siguiente pregunta:

¿Se ha visto afectada la estructura de comunidades de crustáceos decápodos asociados a las praderas marinas luego de 25 años de cambios ambientales en la zona costera de Puerto Morelos?

---

### *Hipótesis*

---

Si los cambios en las condiciones ambientales en la zona costera de Puerto Morelos a lo largo de los últimos 25 años han provocado que los pastizales marinos de la laguna arrecifal pierdan sus características originales, entonces se espera encontrar diferencias en la comunidad de decápodos asociados a estos pastizales con respecto a los registrados de los años 1995-98.

---

## *Objetivos*

---

### General:

- Determinar si la diversidad y composición de la comunidad de crustáceos decápodos asociados a los pastizales marinos en la laguna arrecifal de Puerto Morelos ha sufrido cambios sustanciales desde el estudio base realizado durante los años 1995-98.

### Particulares:

- Caracterizar hasta el nivel taxonómico de familia la comunidad actual de crustáceos decápodos asociados a las praderas marinas que se encuentran en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Quintana Roo.
- Comparar la composición y diversos índices ecológicos (riqueza específica, abundancia, diversidad, equitatividad y dominancia) de la comunidad de crustáceos en muestreos diurnos y nocturnos realizados en invierno de 2020 con respecto a los muestreos realizados en 1995-98.

---

### Área de estudio

---

El estudio se realizó en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, que forma parte del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo (PNAPM, Caribe mexicano), al noreste de la península de Yucatán. El arrecife de Puerto Morelos consiste en una serie de estructuras de arrecife coralino con una orientación ligeramente diagonal a la costa, formando una laguna arrecifal estrecha y somera entre la línea de costa y el arrecife, con un ancho aproximado de ~500 a 2000 m y una profundidad igual o menor a 5 m.

Debido a que los arrecifes reducen la intensidad del oleaje, en la laguna dominan los sedimentos blandos donde se desarrollan los complejos de praderas marinas conformadas por las especies de pastos *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*, cohabitando con una gran variedad de macroalgas bénticas (Rodríguez-Martínez et al., 2010; van Tussenbroek, 2011). Se seleccionaron cinco sitios de muestreo dentro de la laguna, los cuales corresponden a los mismos sitios de muestreo del estudio desarrollado en los años 1995-98, los cuales fueron repartidos en áreas de mayor y menor densidad de pastos, zona media de la laguna y la zona posterior del arrecife respectivamente (Monroy-Velázquez, 2000; Briones-Fourzán y Lozano-Álvarez, 2001). Anteriormente, en los análisis realizados con los resultados de 1995-98 (Estrada-Olivo, 1999; Monroy-Velázquez, 2000) no se encontró un efecto significativo de la zona lagunar sobre la composición de la comunidad de decápodos o sus índices ecológicos, por lo que los cinco sitios se consideraron como réplicas para los fines de caracterización de la

comunidad de decápodos asociados a las praderas marinas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos (Briones-Fourzán et al. 2020) (Fig. 1).

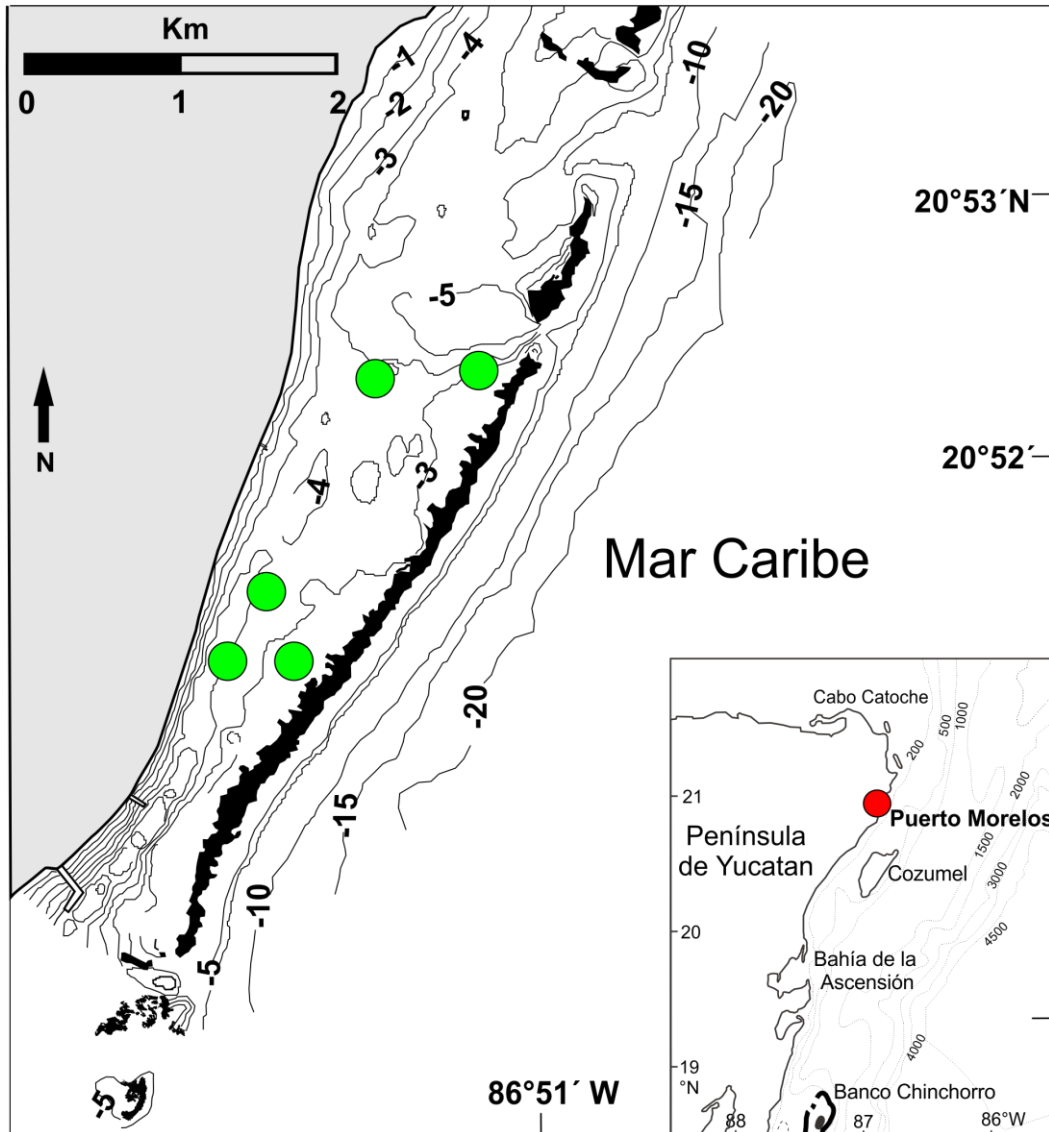


Figura 1.- Área de estudio. Laguna arrecifal de Puerto Morelos, delimitada a la izquierda por la línea de costa y a la derecha por el arrecife coralino. Los círculos verdes indican los sitios de muestreo. Las isóbatas están en metros. El recuadro muestra la ubicación de Puerto Morelos en el Caribe mexicano (Elaboró: Cecilia Barradas Ortiz).

Trabajo de campo:

Con fines comparativos, los muestreos se hicieron bajo el mismo procedimiento y con la misma red epibéntica usada en los estudios de 1995-98, la cual está diseñada para realizar un barrido por encima de la vegetación sin dañarla, logrando así la captura de la fauna que se encuentre a su paso. La estructura de la red es de metal rígido y cuenta con una boca de 0.57 m de ancho × 0.25 m de alto, una longitud total de 1.2 m y una apertura de malla de 1 mm. La red fue jalada por medio de una embarcación pequeña a una velocidad aproximada de 1 m/s, siendo supervisada por un buzo para anticipar posibles atascos y colisiones con formaciones rocosas y evitar daños en las estructuras biogénicas (p.ej., cabezas de coral, octocorales y esponjas) (Estrada-Olivo, 1999; Monroy-Velázquez, 2000; Briones-Fourzán et al., 2020).

En cada sitio de muestreo se realizaron 10 arrastres diurnos y 10 nocturnos con una duración aproximada de 1 min y abarcando una distancia aproximada de 100 m por cada arrastre. Los muestreos se llevaron a cabo durante la temporada invernal del año 2020, durante el periodo del 20 de febrero al 20 de marzo. Todo el material biológico de cada arrastre fue colocado en bolsas plásticas y transportado en una hielera al laboratorio donde se preservó en congelación a una temperatura de -20° C.

### Trabajo de laboratorio:

Posterior a la descongelación del material biológico, se separó manualmente todo el material capturado por la red, examinando rocas y corales sueltos para lograr la colecta de los organismos resguardados en oquedades. El material vegetal presente en cada muestra también se examinó con ayuda de pinzas y lentes de aumento para obtener la mayor cantidad de invertebrados posible. Se separaron todos los organismos pertenecientes al orden Decapoda y se clasificaron inicialmente en morfotipos representativos, tales como langostas, camarones, cangrejos y cangrejos ermitaños.

Con ayuda de claves taxonómicas especializadas (p.ej. Rathbun, 1925, 1930; Provenzano, 1959; Chace, 1972; Williams, 1984; Wagner, 1990), catálogos y descripciones de crustáceos (p. ej., Felder, 1973; Abele y Kim, 1986; Hernández-Aguilera et al., 1996; Ng et al., 2008; McLaughlin et al., 2010; de Grave et al., 2011; Diez-García et al., 2015; Carmona-Suárez et al., 2016), los organismos recolectados fueron identificados hasta el nivel taxonómico de familia, utilizando la nomenclatura aceptada actualmente de acuerdo con el registro mundial de especies marinas (WoRMS, 2020).

### Análisis de datos (*Muestreos en 2020*):

Con la cantidad total de organismos y familias encontradas se registró la abundancia correspondiente a cada sitio y horario de muestreo (diurno vs nocturno) y se creó una matriz de datos con la que se determinó:

- La riqueza ( $S = \text{número de familias}$ ) .

- La abundancia ( $N = \text{número de individuos}$ ).

- El Índice de diversidad de Shannon-Wiener  $H' = - \sum_{i=1}^S p_i (\ln p_i)$ , donde:

$p_i =$  abundancia relativa de individuos con respecto a cada familia

- El índice de equidad de Pielou ( $J' = \frac{H'}{H'_{Max}}$ ), donde:  $H'_{Max} = \ln(S)$

- El índice de dominancia de Simpson ( $D' = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$ ), donde  $N =$  número total de organismos registrados,  $n =$  número de organismos por especie

Todos estos índices se estimaron para cada uno de los sitios y horarios de muestreo, con base en el nivel taxonómico de familia (Clarke y Warwick, 1998; Chao et al., 2020).

#### Comparación con los muestreos entre los diferentes años

Para comparar los datos registrados en función de los tres diferentes años (2020, 1998, 1995) y los dos horarios de captura (día, noche) se llevó a cabo el siguiente procedimiento:

1.- Preparación de los datos: Todos los datos de abundancia obtenidos fueron transformados a su valor en raíz cuarta ( $\sqrt[4]{x}$ ), con el fin de reducir la influencia de las especies más abundantes y mitigar o disminuir el sesgo que se presente en los análisis matemáticos.

2.- Obtener con los datos transformados una matriz de disimilitud de Bray Curtis

$$[(d)]_{jk} = \frac{\sum_i |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_i (x_{ij} + x_{ik})}$$
, construir un gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) y obtener un perfil de similitud (SIMPROF) por medio de un clúster.

El índice de Bray Curtis se caracteriza por ser del tipo rango-orden semimétrico y calcula las distancias que existen entre cada conjunto de datos. Con estas distancias se construyó un gráfico nMDS, que es el método de ordenación sin restricciones más usado para ecología de comunidades, con el objeto de visualizar las diferencias existentes en la composición de la comunidad total entre el día y la noche y entre años (1995, 1998 y 2020). Los resultados del gráfico nMDS se verificaron con los de un análisis de conglomerados con SIMPROF, que prueba la hipótesis nula de que el conjunto de muestras no contiene una estructura multivariada que pueda ser examinada (Clarke et al., 2008), en especial cuando los valores del estrés en el nMDS son moderadamente altos, entre 0.1 y 0.2 (Clarke y Gorley, 2006).

3.- Hacer un análisis de similitud (ANOSIM) y un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER): Por medio del ANOSIM se determinó la significancia de las diferencias encontradas en la comunidad de decápodos entre años y entre los muestreos diurnos y nocturnos. Este análisis proporciona un valor del estadístico "R" el cual indica el grado de diferencia que hay entre las muestras, así como un valor de  $p$  para evaluar la significancia de dicha diferencia. Los valores de R cercanos a 0 indican poca diferencia, mientras que los valores cercanos a 1 indican grandes diferencias en la composición de la comunidad (Clarke y Warwick, 2001). Finalmente, para identificar los taxones responsables de dichas



diferencias se utilizó un SIMPER (Clarke y Warwick, 2001; Clarke y Gorley, 2015; Davies et al., 2019). Los análisis se hicieron con el software R y la paquetería “vegan” (Oksanen et al., 2020), y con el software PRIMER v6.1.9 (PRIMER-E Ltd.) (Clarke y Warwick 2001).

4.- Comparar los índices ecológicos de la comunidad registrada por medio de análisis de varianza (ANOVA). Cada uno de los índices ecológicos S, N, H', J' y D se sometió a un análisis de varianza bifactorial considerando como factores el año (1995, 1998, 2020) y el horario de muestreo (día y noche).

### **Muestreo de invierno de 2020**

Clasificación de organismos: En las muestras recolectadas en invierno del año 2020 se contabilizaron 46,529 organismos pertenecientes a 20 familias del orden Decapoda. De estos, 702 organismos pertenecieron al suborden Dendrobranchiata, los que a su vez se subdividieron en 375 individuos clasificados en la familia Sicyoniidae y 327 en la familia Penaeidae. Los decápodos restantes (45,784) correspondieron al suborden Pleocyemata, abarcando cuatro infraórdenes y registrando un total de 19 familias de acuerdo con la base de datos WoRMS (2020); Achelata: nueve organismos, Anomura: 25,325, Brachyura: 955 y Caridea: 19,542.

El infraorden Anomura presentó la mayor abundancia en comparación con todos los grupos, registrando tres familias: Calcinidae con 59 organismos, Diogenidae con 17,819 y Paguridae con 7,446.

En el infraorden Brachyura, que fue el grupo de mayor diversidad, se registraron ocho familias: Calappidae con 22 individuos, Dromiidae con 13, Epialtidae con 104, Leucosiidae con tres, Majidae con uno, Mithracidae con 685, Panopeidae con 51 y Portunidae con 72.

Dentro del infraorden Caridea se registraron seis familias; Alpheidae con 472 organismos, Hyppolytidae con 11,985, Lysmatidae con dos, Palaemonidae con 2,663,

Processidae con 973 y Thoridae con 3,449. Finalmente, del infraorden Achelata solamente se registró la familia Palinuridae, con un total de nueve individuos.

*Tabla 1. Distribución de mayor a menor del número de individuos registrados en cada familia durante las colectas de invierno de 2020 en los muestreos diurnos (día) y nocturnos (noche) en el total de los 5 sitios de muestreo.*

<b>Familia</b>	<b>Día</b>	<b>Noche</b>	<b>Total</b>
Hippolytidae	6520	5465	11985
Diogenidae	4473	13346	17819
Paguridae	1735	5711	7446
Palaemonidae	1116	1547	2663
Thoridae	1040	2409	3449
Mithracidae	299	386	685
Processidae	74	899	973
Alpheidae	74	398	472
Portunidae	30	42	72
Epialtidae	28	75	103
Panopeidae	26	25	51
Calcinidae	25	34	59
Sicyoniidae	21	354	375
Penaeidae	21	306	327
Calappidae	11	11	22
Dromiidae	8	5	13
Palinuridae	4	5	9
Leucosiidae	1	2	3
Lysmatidae	0	2	2
Majidae	0	1	1
<b>Total</b>	<b>15506</b>	<b>31023</b>	<b>46529</b>

La abundancia global (suma de los cinco sitios) por familia se muestra en la Tabla 1. En general, la abundancia de individuos fue mayor en la noche que en el día en todas las familias excepto Hippolytidae, que fue mayor en horarios diurnos, y en las familias Panopeidae, Calappidae, Dromiidae y Palinuridae, que tuvieron valores muy similares, aunque comparativamente bajos con las otras familias, entre el día y la noche.

Durante los muestreos del año 2020, las cinco familias que registraron una mayor abundancia de organismos fueron: Diogenidae, Hippolytidae, Paguridae, Palaemonidae y Thoridae (Fig. 2) mientras que las cinco familias con menor abundancia fueron: Dromiidae, Leucosidae, Lysmatidae, Majidae y Palinuridae (Fig. 3).

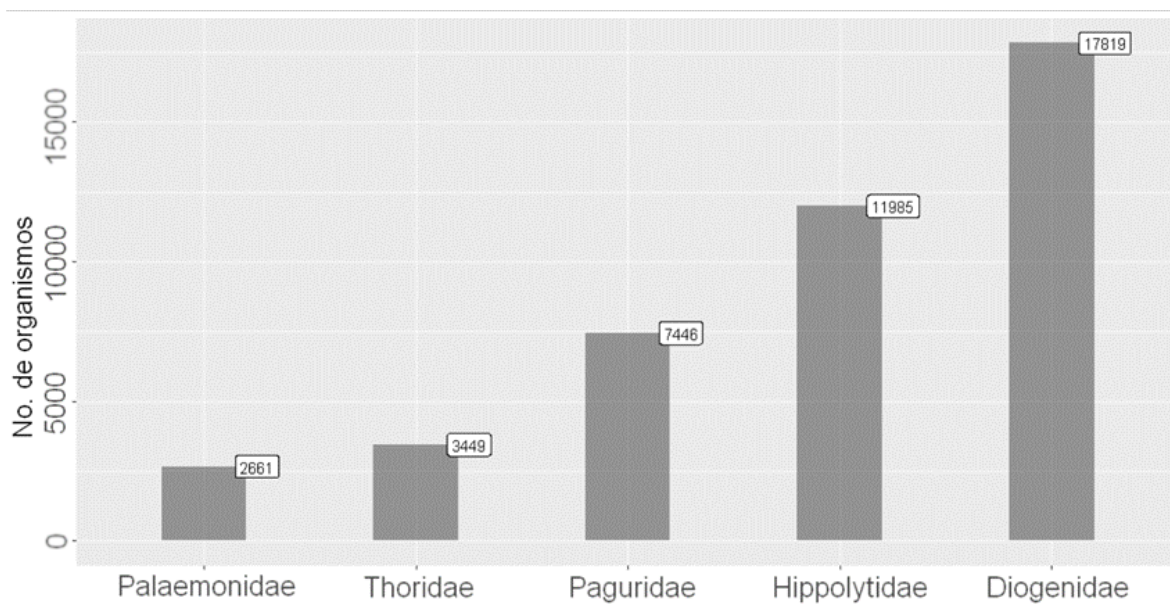


Figura 2.- Grafico de barras mostrando las 5 familias con mayor número de individuos en el total de muestras.

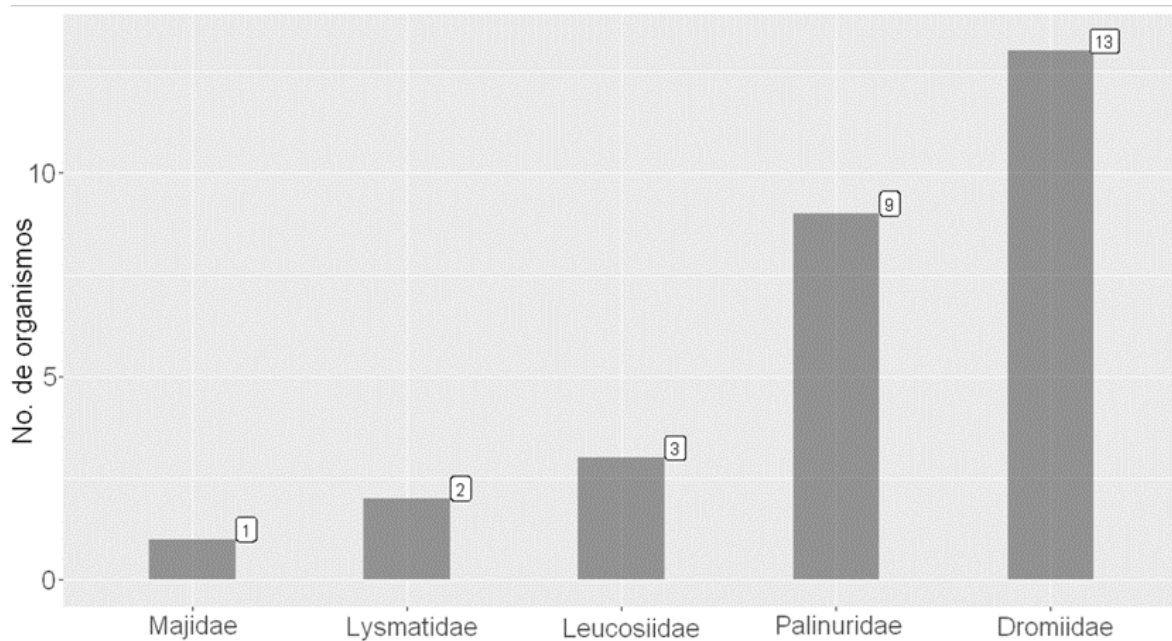


Figura 3.- Grafico de barras mostrando las 5 familias con menor número de individuos en el total de muestras.

#### Índices de diversidad

Con fines descriptivos, los índices de diversidad se calcularon para cada horario de captura (día y noche), así como para cada uno de los cinco sitios. En la riqueza específica no se observaron grandes variaciones; sin embargo, en las colectas nocturnas se registró la presencia de un mayor número de familias en comparación con las colectas diurnas. En promedio, fueron contabilizadas nueve familias por arrastre, teniendo como cifra máxima 16 familias (Figura 4).

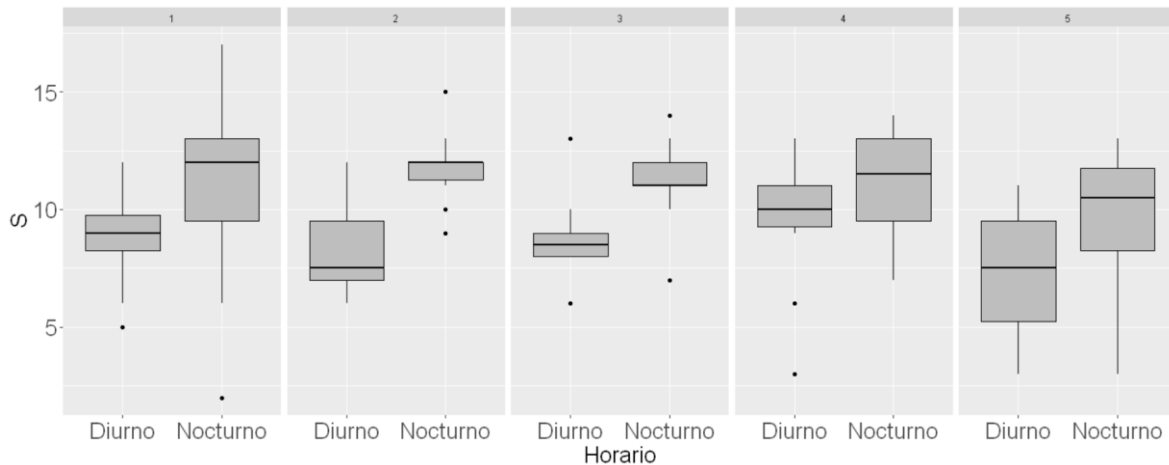


Figura 4.- Diagrama de cajas. Riqueza (número de familias) en las muestras nocturnas y diurnas en cada uno de los sitios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores aberrantes (N = 10 arrastres por sitio).

En la abundancia de individuos se encontró una mayor cantidad de organismos en todos los sitios durante el horario nocturno en comparación con los valores obtenidos durante el horario diurno. Se registró un valor máximo de 1812 organismos y un promedio estimado de 465 organismos por sitio (Figura 5).

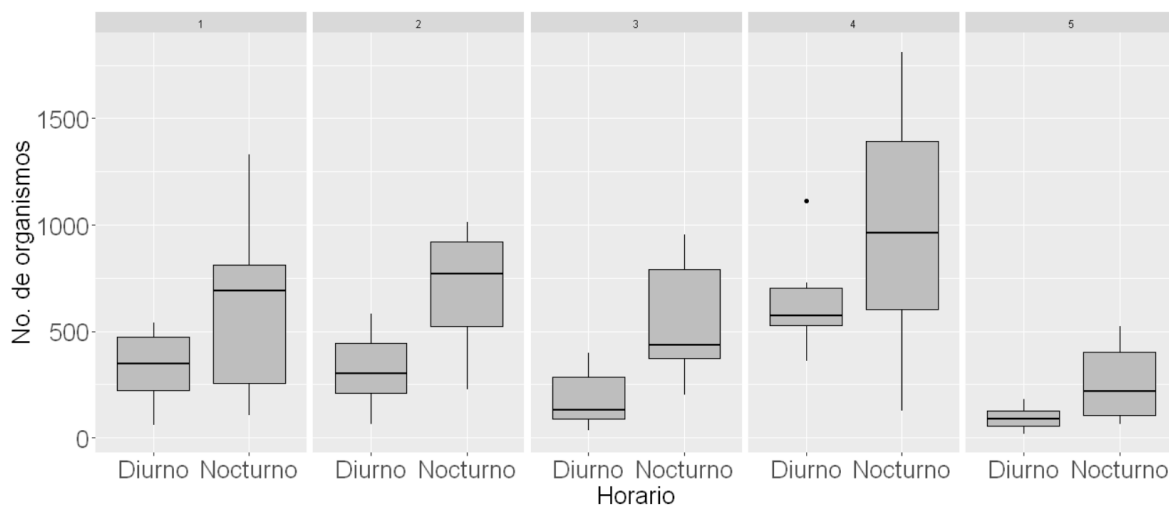


Figura 5.- Diagrama de cajas. Abundancia (número de individuos) en las muestras nocturnas (panel izquierdo) y diurnas (panel derecho) en cada uno de los sitios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 10 arrastres por sitio).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener presentó un valor máximo estimado de 1.943 y un valor promedio de 1.377, señalando que la diversidad de familias presentes dentro de la laguna es alta; sin embargo, en el sitio cuatro se observó el valor mínimo para este índice (Figura 6). El índice de dominancia de Simpson resultó en valores altos para todos los sitios de muestreo a excepción del sitio cuatro, que presentó los valores mínimos, indicando una mayor diversidad o heterogeneidad de familias para este sitio; se calculó en promedio un valor de 0.643 y un valor máximo de 0.835 (Figura 7). Finalmente, para el índice de equidad de Pielou también se obtuvieron los valores mínimos en el sitio 4, revelando que hay una equidad de familias baja para este sitio, para todas las réplicas se estimó un promedio de 0.452 y un valor máximo de 0.638 (Figura 8).

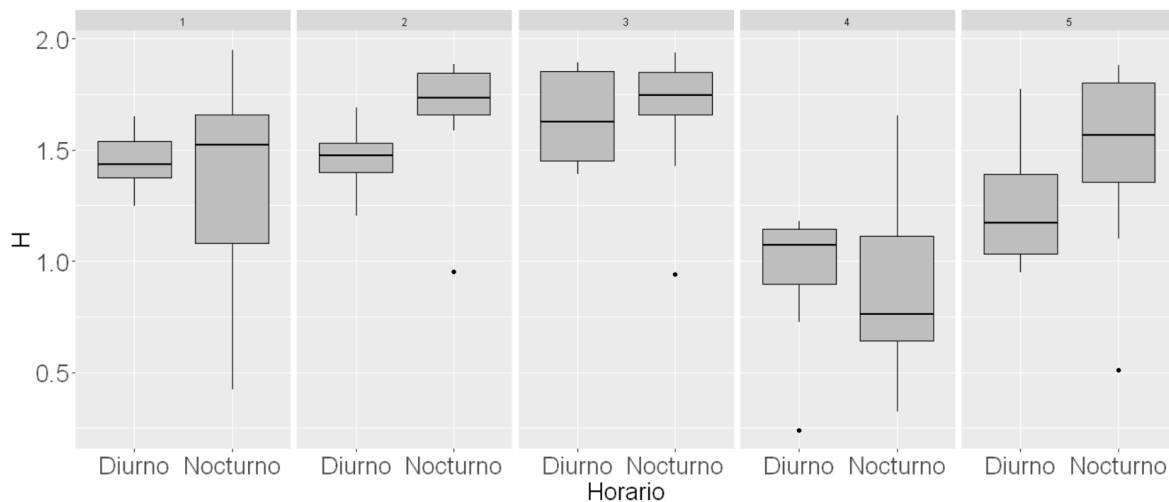


Figura 6.- Diagrama de cajas. Valores del índice de Shannon-Wiener en las muestras nocturnas y diurnas en cada uno de los sitios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 10 arrastres por sitio).

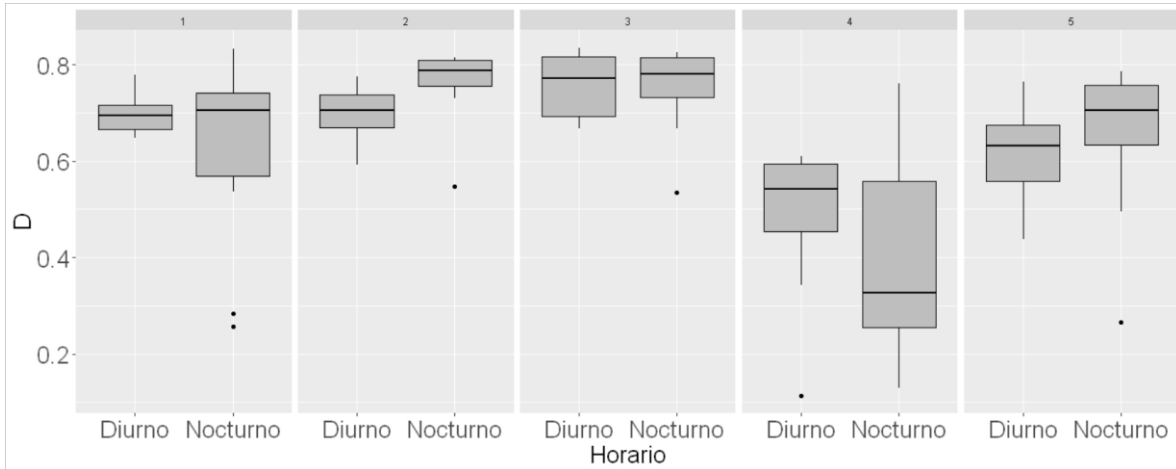


Figura 7.- Diagrama de cajas. Valores del índice de dominancia de Simpson en las muestras nocturnas y diurnas en cada uno de los sitios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 10 arrastres por sitio).

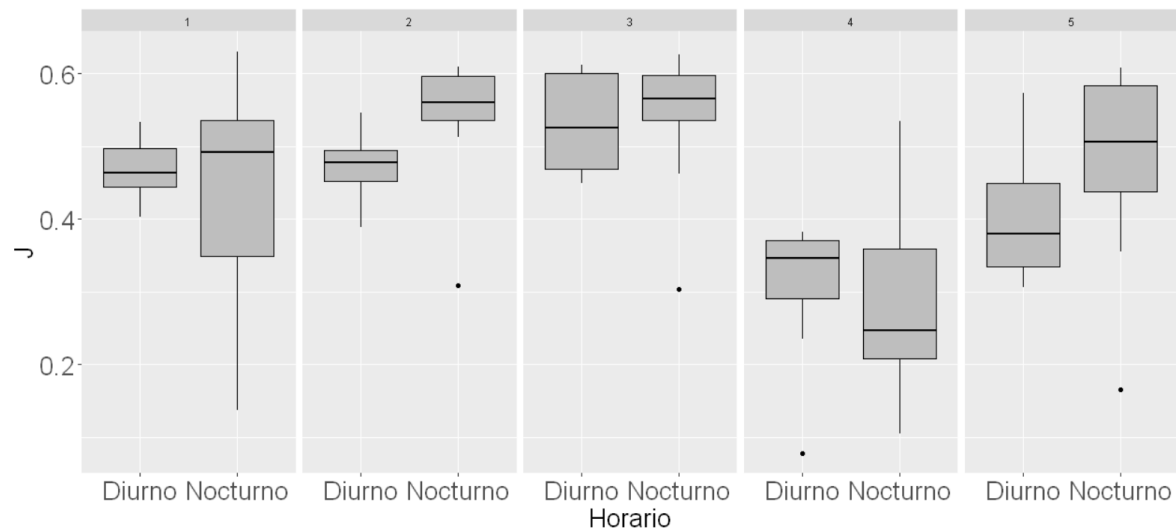


Figura 8.- Diagrama de cajas. Valores del índice de equidad de Pielou en las muestras nocturnas y diurnas en cada uno de los sitios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 10 arrastres por sitio).



## Análisis comparativos

En la Tabla 2 se presenta la abundancia total de cada familia, en conjunto para los 5 sitios de muestreo, durante los años 2020, 1998 y 1995. Se aprecia un menor número de familias (20) y un mayor número de individuos capturados (46,529) durante el año 2020 que en comparación con los años anteriores. En 1998 se obtuvo el mayor número de familias (29) pero el menor número de individuos (20,631), mientras que en el año 1995 se registró un valor intermedio tanto en el número de familias (25) como en el de individuos (32,575).

*Tabla 2.- Abundancia total (Número de individuos) de familias de decápodos asociados a pastizales marinos en la laguna arrecifal de Puerto Morelos registradas en invierno de 2020, ordenadas de mayor a menor abundancia. Con fines comparativos se muestran también los datos correspondientes a invierno de 1998 y verano de 1995.*

<b>Familia</b>	<b>Invierno 2020</b>	<b>Invierno 1998</b>	<b>Verano 1995</b>
<i>Diogenidae</i>	17819	4105	742
<i>Hippolytidae</i>	11985	4442	8562
<i>Paguridae</i>	7446	3729	7267
<i>Thoridae</i>	3449	2016	6429
<i>Palaemonidae</i>	2663	2411	6445
<i>Processidae</i>	973	771	1134
<i>Mithracidae</i>	685	417	459
<i>Alpheidae</i>	472	1135	936
<i>Sicyoniidae</i>	375	755	178
<i>Penaeidae</i>	327	228	65
<i>Epiplatidae</i>	103	108	41
<i>Portunidae</i>	72	211	109
<i>Panopeidae</i>	51	60	90
<i>Calappidae</i>	22	16	1
<i>Calcinidae</i>	59	107	14
<i>Dromiidae</i>	13	6	4
<i>Palinuridae</i>	9	51	25
<i>Leucosiidae</i>	3	0	1
<i>Lysmatidae</i>	2	1	0
<i>Majidae</i>	1	6	5
<i>Disciidae</i>	0	0	1
<i>Euryplacidae</i>	0	3	0
<i>Grapsidae</i>	0	1	0
<i>Inachidae</i>	0	33	19

<i>Inachoididae</i>	0	1	0
<i>Pilumnidae</i>	0	1	2
<i>Porcellanidae</i>	0	5	3
<i>Pseudorhombilidae</i>	0	7	14
<i>Stenopodidae</i>	0	1	0
<i>Upogebiidae</i>	0	1	0
<i>Xanthidae</i>	0	3	29
<b>TOTAL</b>	<b>46529</b>	<b>20631</b>	<b>32575</b>

### Composición de la comunidad

El mapa nMDS calculó un valor de estrés relativamente alto (0.14) (Fig. 10), por lo que los resultados derivados de este mapa fueron rectificadas con los de un análisis clúster por medio del análisis SIMPROF (Clarke y Warwick, 2001) (Fig. 9-A). El mapa nMDS final, muestra que hay una similitud del 40% en todos los sitios de colecta, formando un grupo único e independiente del año y la hora de muestreo. A una similitud del 60% se separan dos grupos, ambos corresponden a muestreos diurnos, pero realizados en años diferentes, uno de 1995 y otro de 1998, mientras tanto los puntos restantes forman un segundo grupo, que se subdivide en tres al aumentar el nivel de similitud al 70%. Uno de estos tres grupos contiene prácticamente todos los muestreos nocturnos de los 3 años (menos uno de 1995) y cuatro muestreos diurnos de 2020, mientras que los muestreos diurnos de 1995 y 1998 muestran una mayor dispersión entre los grupos en comparación con los sitios que corresponden al año 2020 (Fig. 9-B).

Estos resultados fueron confirmados por un ANOSIM, que proporcionó un valor global de  $R = 0.54$  y un valor  $p = 0.001$ . En las pruebas pareadas (Tabla 3) en donde se comparó la comunidad de decápodos entre los muestreos diurnos y nocturnos en un mismo año, el valor más alto de  $R$  correspondió a 1995 (0.840) y el más bajo (sugiriendo mayor similitud) a 2020 (0.508). En las pruebas comparando solo los muestreos diurnos entre pares de años, el valor de  $R$  más alto (sugiriendo menos similitud) fue el de 1995Diurno vs 2020Diurno (0.600), y el más bajo el de

1995Diurno vs 1998Diurno (0.224). En las pruebas comparando solo los muestreos nocturnos entre pares de años, el valor de R más alto fue también el de 1995Nocturno vs 2020Nocturno (0.608) y el más bajo el de 1995Nocturno vs 1998Nocturno (0.156). En conjunto, estos resultados sugieren, por un lado, que la comunidad ha venido cambiando gradualmente de 1995 a 2020, y por otro, que los muestreos diurnos y nocturnos fueron más parecidos en 2020 que en 1995 y 1998.

*Tabla 3.- Resultados de las pruebas pareadas de análisis de similitudes (ANOSIM) de la comunidad de decápodos asociados a pastizales marinos en la laguna arrecifal de Puerto Morelos. Las muestras se tomaron en cinco sitios en horario diurno y en horario nocturno en verano de 1995, invierno de 1998 e invierno de 2020.*

<b>Grupos</b>	<b>Valor de R</b>	<b>Valor de p</b>
1995 Diurno vs 1995 Nocturno	0.840	0.008
1998 Diurno vs 1998 Nocturno	0.608	0.008
2020 Diurno vs 2020 Nocturno	0.508	0.008
1995 Diurno vs 1998 Diurno	0.224	0.032
1998 Diurno vs 2020 Diurno	0.320	0.016
1995 Diurno vs 2020 Diurno	0.600	0.008
1995 Nocturno vs 1998 Nocturno	0.156	0.127
1998 Nocturno vs 2020 Nocturno	0.448	0.024
1995 Nocturno vs 2020 Nocturno	0.608	0.008

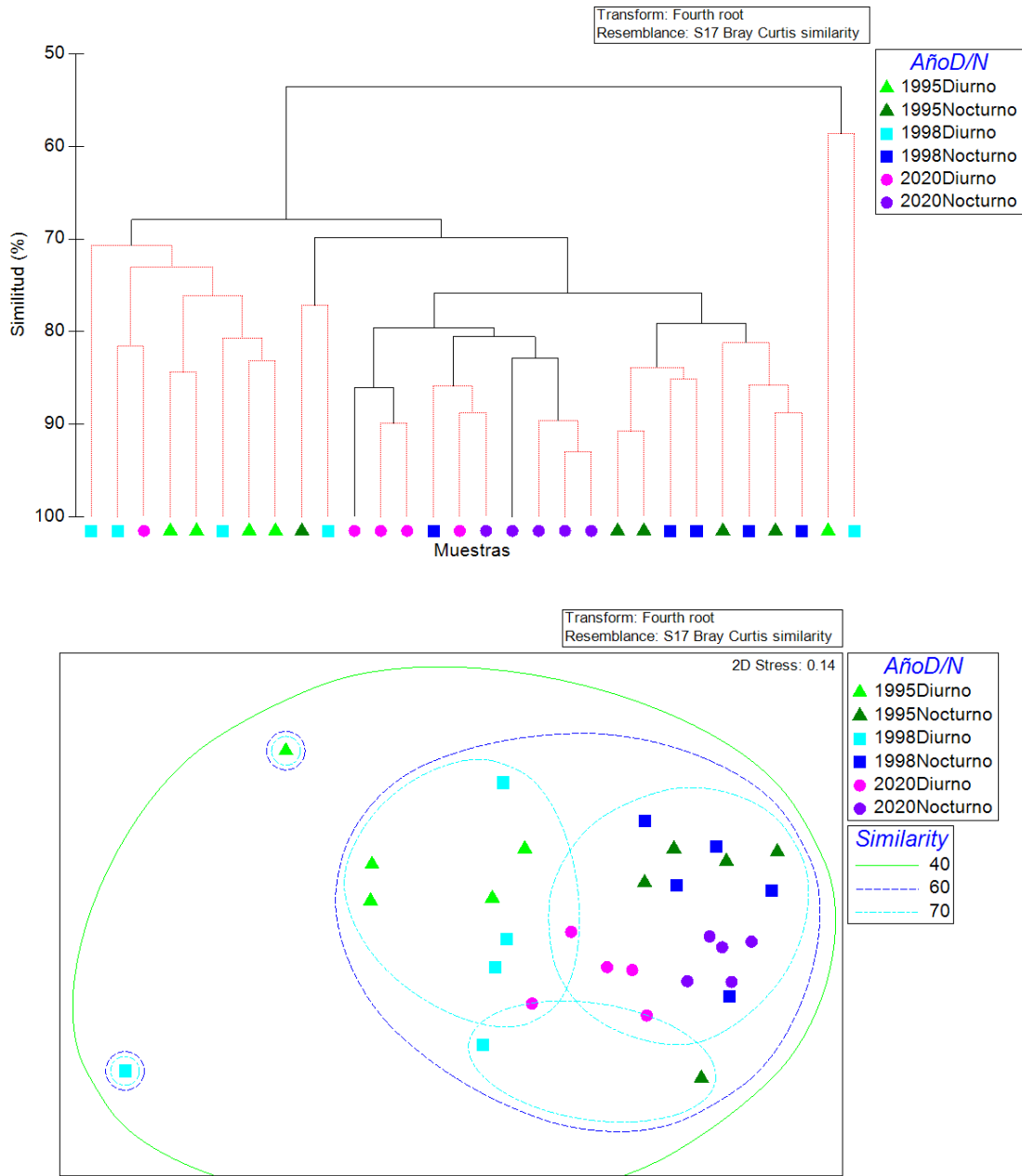


Fig. 9. Estructura de la comunidad de decápodos (considerando el nivel taxonómico de familias) asociados a pastizales marinos en la laguna arrecifal de Puerto Morelos. Las muestras se tomaron en cinco sitios en horario diurno y en horario nocturno en verano de 1995, invierno de 1998 e invierno de 2020. A) Cluster jerárquico y B) mapa nMDS (escalamiento dimensional no-métrico) señalando grupos de muestras dentro de contornos de 40% (línea verde), 60% (línea azul oscura interrumpida) y 70% de similitud (línea azul clara), calculados por la secuencia de pruebas de perfil de similitud (SIMPROF) en dendrogramas de A. Los análisis se hicieron usando similitud de Bray-Curtis en datos transformados a raíz cuarta.

Los resultados del SIMPER (Apéndice 1) mostraron una elevada similitud media entre sitios tanto en muestreos diurnos como nocturnos de cada uno de los tres años considerados en el análisis, con los valores más altos en el año 2020 (Diurno: 81.7%; Nocturno: 85.4%) que en 1995 (Diurno: 74.7%; Nocturno: 79.4%) y 1998 (Diurno: 67.7%; Nocturno: 79.2%). En todos los años, entre 10 y 14 familias fueron responsables de una similitud acumulada de 90% entre muestreos diurnos o nocturnos. Entre estas familias sobresalen Hippolytidae, Paguridae y Palaemonidae en 1995 y 1998 (Apéndice 1A–D), mientras que Diogenidae se suma a estas familias en 2020 (Apéndice 1E–F). Al comparar los muestreos diurnos vs los nocturnos dentro de cada año, la disimilitud media fue de 37.6% en 1995 y 36.5% en 1998, pero solo de 21.3% en el año 2020 (Apéndice 1G–I). Es decir, durante el año 2020 la comunidad presentó una mayor semejanza entre el día y la noche que en los años 1995 y 1998, lo cual es consistente con los resultados del ANOSIM. Las tres familias que más contribuyeron a la disimilitud entre muestras diurnas y nocturnas fueron Thoridae, Processidae y Paguridae en 1995, Alpheidae, Diogenidae y Processidae en 1998, y Diogenidae, Sicyonidae y Processidae en 2020. En todos los casos, estas familias fueron más abundantes en la noche que en el día.

Al comparar los muestreos diurnos entre pares de años y los muestreos nocturnos entre pares de años, la disimilitud siempre fue más alta en los diurnos (30.1–31.6%) (Apéndice 1J–L) que en los nocturnos (21.6–23.0%) (Apéndice 1M–O). En todas las comparaciones en el año 2020, la familia Diogenidae fue la que más contribuyó a la disimilitud por haber sido mucho más abundante en 2020 que en los otros años, tanto de día como de noche.

### Índices ecológicos

En los análisis de varianza bifactoriales (ANOVA) se tomaron en cuenta como factores los años (2020, 2018, 2015) y el periodo de colecta (día, noche); así como la interacción existente

entre ambos. En la riqueza “S” se encontró que sólo se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los horarios de colecta (Tabla 4, Fig12).

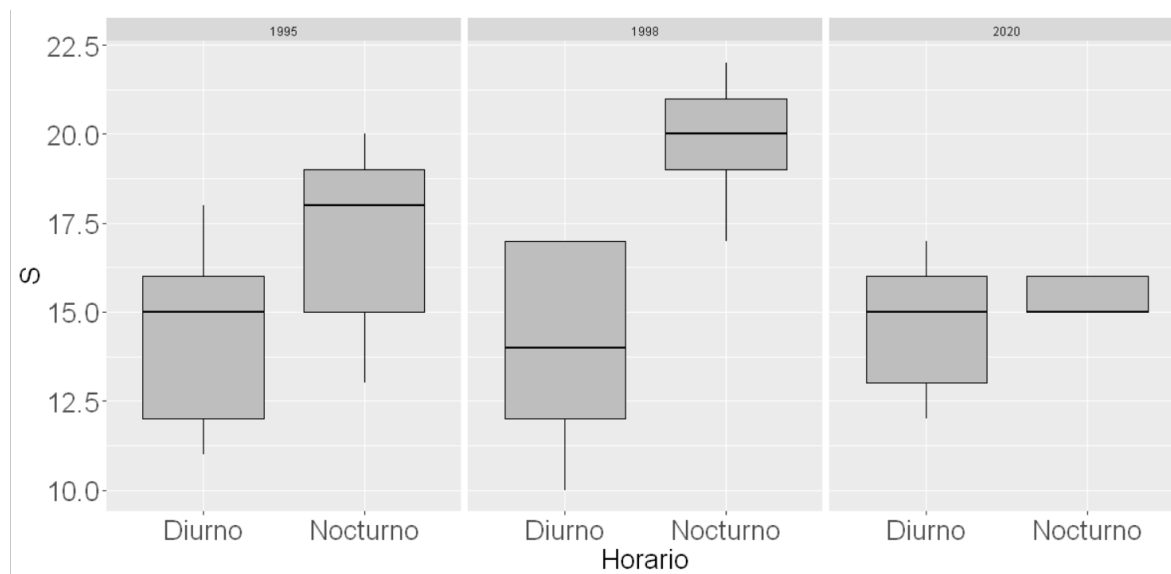


Figura 10.-Diagrama de cajas. Valores de la riqueza específica de familias en los años 1995 (panel izquierdo), 1998 (panel intermedio) y 2020 (panel derecho) en cada uno de los horarios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 5 sitios por horario).

Tabla 4.- ANOVA bifactorial para comparar la riqueza de familias de crustáceos decápodos entre horarios (día vs noche) y años de muestreo (2020, 1998, 1995) en praderas marinas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos (N = 25 sitios)

-Riqueza	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	p
Horario	1	70.53	70.53	12.231	0.0018
Años	2	18.47	9.23	1.601	0.2225
Horario*Años	2	32.07	16.03	2.780	0.0820
Residuales	24	138.40	5.77		

En la abundancia de organismos se encontraron diferencias estadísticas tanto en los años cómo en los horarios de colecta (Tabla 5, Fig.13)

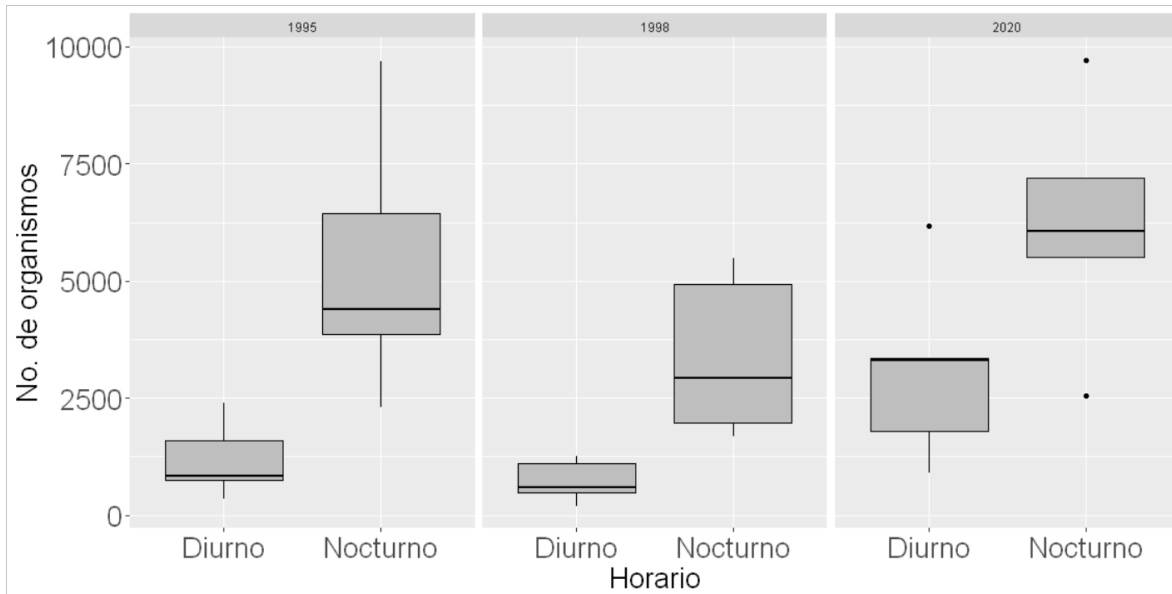


Figura 11.- Diagrama de cajas. Valores de la abundancia de organismos en los años 1995 (panel izquierdo), 1998 (panel intermedio) y 2020 (panel derecho) en cada uno de los horarios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 5 estaciones por horario).

Tabla 5.- ANOVA bifactorial para comparar la abundancia de crustáceos (N) entre horarios (día vs noche) y años de muestreo (2020, 1998, 1995) en praderas marinas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos (N = 5 sitios)

Abundancia	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	p
Horario	1	82061556	82061556	21.631	0.0001
Años	2	33602655	16801328	4.429	0.0231
Horario*Años	2	2916918	1458459	0.384	0.6850
Resid.	24	91050568	3793774		

Mientras tanto para los índices restantes H (Tabla 6, Fig.14), D (Tabla 7, Fig. 15) y J (Tabla 8, Fig. 16) no se presentaron diferencias significativas para ninguno de los factores contemplados (años, horario).

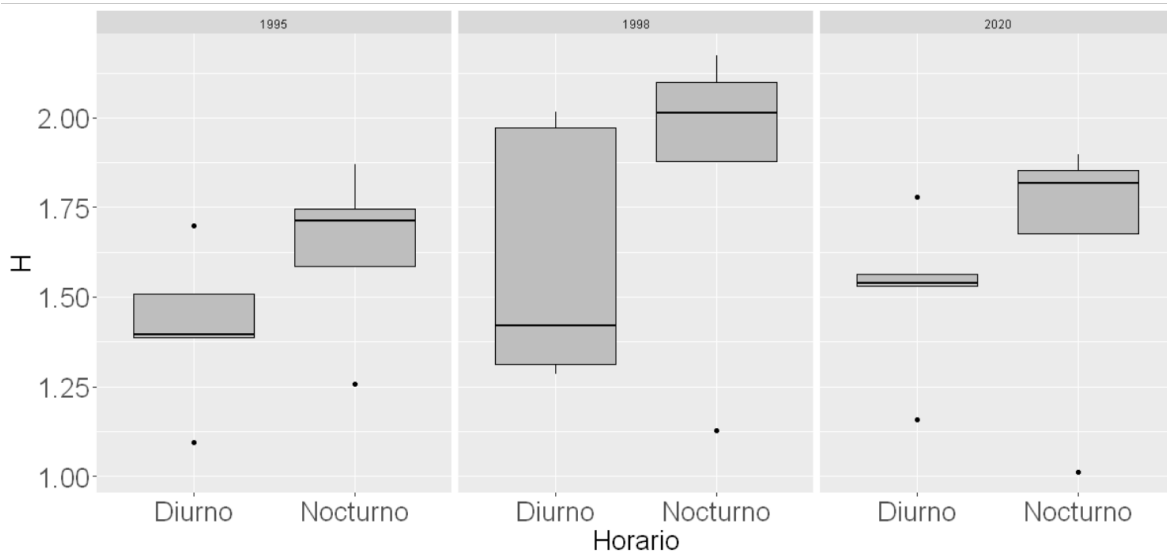


Figura 12.- Diagrama de cajas. Valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener en los años 1995 (panel izquierdo), 1998 (panel intermedio) y 2020 (panel derecho) en cada uno de los horarios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 5 estaciones por horario).

Tabla 6.- ANOVA bifactorial para comparar el índice de diversidad de Shannon-Wiener de crustáceos decápodos entre horarios (día vs noche) y años de muestreo (2020, 1998, 1995) en praderas marinas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos (N = 5 sitios).

Índice	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	p
Shannon					
Horario	1	0.3129	0.31291	3.135	0.0893
Años	2	0.2230	0.11149	1.117	0.3436
Horario*Años	2	0.0187	0.00936	0.094	0.9108
Residuales	24	2.3951	0.09980		



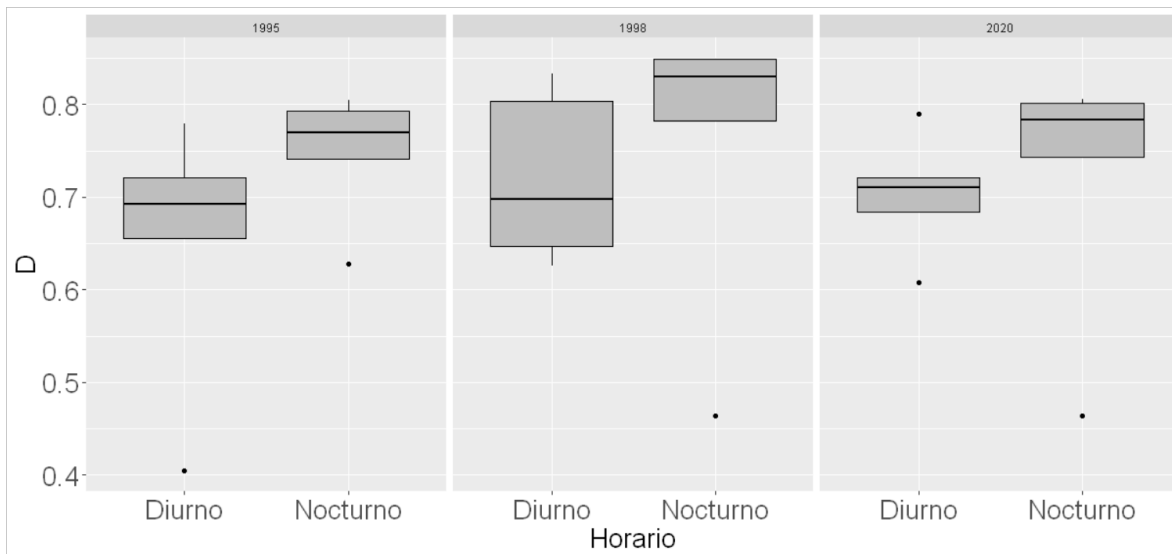


Figura 13.- Diagrama de cajas. Valores del índice de dominancia de Simpson en los años 1995 (panel izquierdo), 1998 (panel intermedio) y 2020 (panel derecho) en cada uno de los horarios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 5 estaciones por horario).

Tabla 7.- ANOVA bifactorial para el índice de dominancia de Simpson de crustáceos decápodos entre horarios (día vs noche) y años de muestreo (2020, 1998, 1995) en praderas marinas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos (N = 5 sitios).

Dominancia	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	p
Horario	1	0.0181	0.01805	1.241	0.276
Años	2	0.0080	0.00401	0.276	0.761
Horario*Años	2	0.0089	0.00443	0.305	0.740
Residuales	24	0.3491	0.01454		

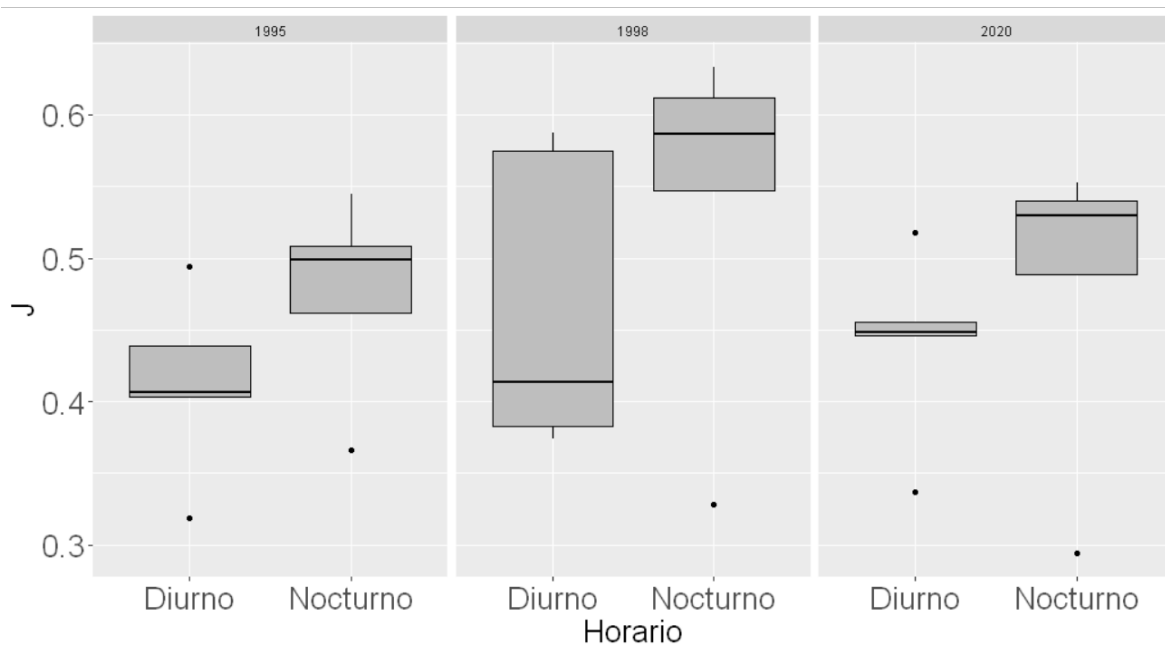


Figura 14.- Diagrama de cajas. Valores del índice de equidad de Pielou en los años 1995 (panel izquierdo), 1998 (panel intermedio) y 2020 (panel derecho) en cada uno de los horarios de colecta. Las cajas representan el cuartil 1° y 3°, la línea horizontal la mediana, y las barras los valores mínimos y máximos. Los puntos negros representan valores extremos (N = 5 estaciones por horario).

Tabla 8.- ANOVA bifactorial para comparar el índice de equidad de Pielou de crustáceos decápodos entre horarios (día vs noche) y años de muestreo (2020, 1998, 1995) en praderas marinas de la laguna arrecifal de Puerto Morelos (N = 5 sitios).

Equidad	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	P
Horario	1	0.0265	0.02653	3.135	0.0893
Años	2	0.0189	0.00945	1.117	0.3436
Horarios*Años	2	0.0015	0.00079	0.094	0.9108
Resid.	24	0.2031	0.00846		

---

## Discusión

---

En los muestreos de invierno del año 2020 se logró la identificación de 46,529 organismos repartidos en 20 familias dentro del orden Decapoda. Los valores obtenidos en la riqueza de familias y la abundancia de organismos señalan que la laguna arrecifal presenta altos niveles de diversidad. Esto puede reflejar su complejidad estructural, ya que las praderas marinas se consideran como zonas de alimentación y refugio para una gran variedad de organismos (Jackson et al. 2001), presentando además una gran capacidad para el secuestro de carbono orgánico (Macreadie et al., 2013).

La mayor cantidad de individuos recolectados corresponde a los horarios nocturnos. Uno de los factores a los que se le atribuye este fenómeno es la depredación, ya que esta presión de selección ocasiona que una gran variedad de organismos pertenecientes a eslabones intermedios dentro de las redes tróficas, como lo son los crustáceos asociados a estos pastizales marinos presenten tendencias a los hábitos nocturnos (Greening y Livingston, 1982). En un estudio sobre los camarones carideos asociados a praderas marinas en la isla de Cayo Cochino Menor, ubicada en Honduras y dentro del mar Caribe, De Grave et al. (2006) reportaron un ensamblaje de especies más diverso durante la noche, con una dominancia de la familia Processidae; sin embargo, la familia Hippolitidae, que es una de las familias con mayor abundancia y con una importante contribución a la disimilitud de los sitios de captura en Puerto Morelos, presentó una mayor abundancia durante el día. Estos registros concuerdan con lo encontrado en Honduras, donde también se registró una mayor abundancia de hipolítidos durante los horarios diurnos (De Grave et al. 2006). Algo similar encontró Bauer (1985a) en Puerto Rico, donde *Hippolyte obliquimanus* (reportado como *H. curacaoensis*) fue más abundante en muestreos diurnos que nocturnos en algunos sitios de colecta. Esto se debe a que los crustáceos que pertenecen a esta familia se

sujetan al filo de las hojas de los pastos marinos y gracias a su coloración característica son capaces de camuflarse, reduciendo su vulnerabilidad a los depredadores durante el día. En cambio, la mayoría de los otros decápodos ocupan la parte más baja de la vegetación o se entierran u ocultan en agujeros en el sedimento durante el día.

Los tres diferentes índices ecológicos compuestos (diversidad, equidad y dominancia) utilizados en este trabajo presentaron valores muy cercanos entre los diferentes sitios de colecta, aunque se puede observar una pequeña diferencia entre los sitios que se localizan en la laguna media con respecto a los del arrecife posterior, presentando estos últimos los valores más bajos. No obstante, los estudios que se hicieron anteriormente en Puerto Morelos no encuentran un efecto importante de la zona lagunar con respecto a la composición de la comunidad de invertebrados y en particular a la de decápodos en esta laguna arrecifal (Monroy-Velázquez 2000; Briones-Fourzán et al. 2003, 2020), por lo que los cinco sitios siguen considerándose como réplicas para estudios de tipo faunístico en esta zona (Briones-Fourzán et al. 2020).

Los análisis multivariados que permitieron ordenar la composición de la comunidad con respecto a los dos factores (años y periodo de muestreo) revelaron que en comparación con los años anteriores (1995 y 1998) hay un aumento entre la similitud de las muestras sugiriendo una reducción de familias recolectadas y una homogenización en la diversidad de la laguna en cuestión. Además, el análisis SIMPER registró que las familias que contribuyen más a la disimilitud entre los diferentes sitios fueron las que presentaron los mayores niveles en abundancia de individuos (Diogenidae e Hippolytidae). Finalmente, el resultado del ANOSIM indicó que había diferencias significativas entre la composición de la comunidad y los años de muestreo bajo la influencia de ambos horarios.

El número de familias encontrado (20) durante el periodo invernal del año 2020 fue menor en comparación con los estudios anteriores durante el invierno y el verano de los años 1998 y 1995, cuando se registró un total de 29 y 25 familias respectivamente. En los muestreos de 1995 las familias más abundantes, en orden decreciente, fueron Hippolytidae (26.3% del total de individuos), Paguridae (22.3%), Palaemonidae (19.8%) y Thoridae (19.7%), y en los de 1998, Hippolytidae (21.5%), Diogenidae (19.9%), Paguridae (18.1%) y Palaemonidae (11.7%). En cambio, en 2020 las familias más abundantes fueron Diogenidae (38.3%), Hippolytidae (25.8%), Paguridae (16%) y Thoridae (7.4%). Llama la atención el aumento en la abundancia relativa de cangrejos ermitaños de la familia Diogenidae en 2020, en particular en los muestreos nocturnos, en los que constituyeron la familia dominante. Estos resultados sugieren que en los últimos 25 años ha habido cambios cuantitativos en la fauna asociada a las praderas marinas del Caribe mexicano. Una de las posibles causas es el deterioro ambiental causado por el rápido desarrollo costero y el aumento de las actividades turísticas que ha ocurrido durante las últimas dos décadas en la zona costera del estado de Quintana Roo, lo que conlleva cambios ambientales graduales como la eutrofización y la sedimentación (van Tussenbroek 2011). Por otro lado, las arribazones masivas de sargazo, que han ocurrido a partir de 2014 en la región, también son determinantes al aumentar la eutrofización y producir bajos niveles de oxígeno disuelto (van Tussenbroek et al., 2017; Briones-Fourzán, 2020).

La eutrofización es un aumento en los nutrientes de un cuerpo de agua y es una alteración comúnmente causada por el desarrollo humano en ambientes costeros debido a la contaminación de las aguas con desechos orgánicos por descargas de aguas residuales y desechos de actividades turísticas, entre otras causas (Grall y Chauvaud, 2002). Puede provocar un cambio en las comunidades de crustáceos decápodos asociados a los ecosistemas costeros, incluyendo la exclusión de algunas especies asociadas a la vegetación béntica con nichos restringidos y el

aumento de otras que puedan aprovechar las nuevas condiciones (Giraldes et al., 2021). Por ejemplo, en Brasil, en áreas amenazadas por eutrofización se ha reportado un aumento en la abundancia de cangrejos del género *Mithraculus* debido a su gran potencial para limpiar y controlar la población de algas (Giraldes et al., 2021). En Puerto Morelos, las comparaciones de resultados entre los tres años de muestreo no muestran diferencias importantes en la abundancia relativa de decápodos herbívoros, tales como los cangrejos *Mithraculus*, taxón que pertenece a la familia Mithracidae. Esto podría deberse a que este tipo de cangrejos tienden a tener distribuciones irregulares y son capaces de desplazarse, mostrando afinidad por la vegetación de pastos marinos más densa, lo que favorece su establecimiento en ambientes costeros poco perturbados (King et al., 2005; Seitz et al., 2006; Lawless, 2008). Sin embargo, en zonas eutrofizadas se ha observado un aumento en la abundancia de cangrejos ermitaños de las familias Paguridae y Diogenidae, cuyos hábitos carroñeros y detritívoros les permite habitar en zonas con incremento en los niveles de nutrientes (Bauer 1985b; Ramsay et al., 1997). Estas observaciones son consistentes con lo encontrado dentro de la laguna arrecifal de Puerto Morelos, donde se registró un aumento considerable en la abundancia de cangrejos ermitaños de la familia Diogenidae entre 1995-98 y 2020. Aunque individuos de muchas especies de ermitaños pueden alimentarse de trozos macroscópicos de animales, tanto muertos como vivos, los detritos son su principal fuente de nutrientes (Hazlett, 1981). Cabe recalcar que los cambios graduales en la comunidad de pastos marinos son producidos por un incremento en la descarga de nutrientes que corresponden al ANP de Puerto Morelos (Rodríguez-Martínez et al., 2010).

El descenso en el número de familias que se registró durante el año 2020 podría ser un indicador de que las praderas marinas ubicadas en las inmediaciones de Puerto Morelos efectivamente han sufrido una pérdida en sus diferentes funciones ecológicas, por ejemplo, en la provisión de hábitat y consecuentemente de la diversidad. Esta respuesta podría estar relacionada

con el aumento de las actividades antrópicas, lo que sugiere que en los últimos 25 años efectivamente está ocurriendo un deterioro medioambiental por causa de dichas actividades (Suchley y Alvarez-Filip, 2018).

En años recientes, se han hecho diversos estudios que registran cambios progresivos de las redes tróficas dentro de ambientes marinos de carácter somero, provocados principalmente por la contaminación generada de manera antrópica y en donde se han registrado efectos de anoxia e hipoxia en la columna de agua, indicando que una gran variedad de decápodos es susceptible a este tipo de condiciones como lo reporta Schmidt et al. (2017). También hay estudios que reportan una disminución en la biodiversidad a causa de actividades humanas que, si bien no se orientan al mismo grupo taxonómico de los Decápodos, si son relevantes para explicar y comprender los procesos de cambio a los que están expuestas áreas amenazadas y de importancia ecológica. Uno de ellos se ubica en los manglares de las islas Vírgenes Británicas, en donde luego de 25 años se registró una disminución en la riqueza de la biodiversidad, especialmente en los géneros de peces, a su vez, se observó una mayor abundancia de individuos en los grupos restantes, sugiriendo que este efecto es provocado por la combinación de factores bióticos, impactos ambientales y efectos antrópicos (Kendall et al., 2021). El segundo, registrando una disminución sustancial de la biomasa y la densidad de moluscos en los fondos blandos del golfo de Batabanó, Cuba, luego de 35 años de deterioro ambiental causado principalmente por construcciones costeras y actividades de pesca (Lopeztegui-Castillo y Martínez-Coello, 2020).

El surgimiento de fenómenos de gran impacto como la llegada a gran escala del sargazo a las costas del Caribe mexicano durante la última década también podría estar jugando un papel importante en los cambios que están ocurriendo en las praderas marinas (van Tussenbroek et al. 2017). Si bien se ha sugerido que las arribazones de sargazo pueden no tener un efecto negativo para la fauna asociada a las praderas marinas, hay evidencia de que el sargazo flotante es el

hábitat de por lo menos 27 taxones de invertebrados, de los cuales cuatro pertenecen a las familias Disciadidae, Palaemonidae, Portunidae e Hippolytidae (Monroy-Velázquez et al., 2019), por lo que estas algas flotantes pueden ser un factor positivo para la distribución, abundancia y reproducción de estas familias. Por otro lado, se han registrado eventos de mortalidad masiva de animales tanto pelágicos como bénticos, incluyendo decápodos, en distintos lugares de la costa de Quintana Roo (Rodríguez-Martínez et al. 2019) y otros lugares del Caribe por los efectos locales de la marea marrón de sargazo (Cruz-Rivera et al., 2015).

Los dos factores contemplados, i.e., los tres diferentes años (1995, 1998 y 2020) de muestreo y los dos periodos (diurno y nocturno), no tuvieron efectos significativos en los índices ecológicos compuestos ( $H'$ ,  $D'$  y  $J'$ ), pero sí se expresó una disminución en la riqueza de familias y un aumento en la abundancia de individuos entre 1995 y 2020, así como un cambio en las familias dominantes. Por tanto, no se puede asegurar que la influencia de los cambios ambientales ocurridos en la laguna arrecifal sobre la fauna asociada a las praderas marinas sea nula. El enriquecimiento en los nutrientes, la biomasa vegetal de macroalgas de rápido crecimiento y el aumento en el aporte de sedimentos puede ya estar ocasionando cambios tempranos, como se ha reportado en otras localidades con características similares (Matheson et al., 1999; Blake et al., 2013).

Existen varias alternativas para el estudio ecológico de zonas que presentan alteraciones ambientales, como son los estudios orientados a especies raras o crípticas, que brindan información importante acerca de la dinámica de un determinado ambiente. Sin embargo, el presente estudio ha sido orientado a la comparación de las comunidades de decápodos que habitan dentro de la pradera marinas de la región por medio del uso de índices convencionales y la posible relación que guardan sus cambios con el desarrollo costero adyacente. Otros factores que no se contemplan dentro de este estudio pero que pueden tener una incidencia determinante en



el cambio de la comunidad faunística de los pastos marinos son los desastres naturales como los huracanes. Aún considerando que estos ecosistemas costeros presentan una resiliencia fuerte frente a estos fenómenos climatológicos (Graham y Nash, 2013), no se descarta, que la disminución de complejidad estructural de los arrecifes coralinos, ocasionada por el desarrollo costero, el aumento en la densidad de la población humana y las actividades turísticas en zonas costeras, reduzca su capacidad de protección contra el efecto de los huracanes, aumentando el impacto potencial y el tiempo de recuperación que se tiene en los pastizales marinos de la laguna y la fauna que se asocia a ella (Suchley y Álvarez-Filip, 2018) .

---

## Conclusiones

---

Se caracterizó la comunidad de crustáceos decápodos hasta el nivel taxonómico de familia en la laguna arrecifal de Puerto Morelos durante invierno de 2020, registrándose un aumento en la abundancia de organismos y un descenso en el número de familias con respecto a los años 1995 y 1998.

Se comprobó que hay diferencias significativas en la composición de la comunidad de decápodos asociados a praderas de pastos marinos en función de los horarios de colecta (Diurno y Nocturno).

Con respecto a la riqueza de familias, hubo diferencias significativas entre los horarios de colecta. Con respecto a la abundancia de organismos, se encontraron diferencias tanto entre los horarios como entre los 3 años de colecta.

Finalmente, los tres índices ecológicos compuestos ( $S'$ ,  $J'$  y  $D'$ ) no arrojaron diferencias significativas entre años ni entre horarios de muestreo, sin embargo, los análisis multivariados muestran cierta evidencia de cambios en la comunidad de crustáceos decápodos dentro de la laguna arrecifal de Puerto Morelos. Esto sugiere que el incremento en el desarrollo costero, los arribazones de sargazo flotante y el auge de la actividad turística, están ocasionando alteraciones ecológicas que a su vez están afectando a las comunidades biológicas en los sistemas costeros.

Se sugieren estudios posteriores, de carácter más exhaustivo, así como la implementación de acciones y estrategias para mitigar los fenómenos que causan un desequilibrio ambiental; y de esta manera disminuir el peligro y la explotación desmedida de los recursos naturales de la región.

---

## Referencias

---

- Abele L. G., Kim W. (1986). An illustrated guide to the marine decapod crustaceans of Florida, Dep. Env. Reg. Florida State University: Tallahassee, FL, USA.
- Álvarez F., Villalobos J. L., Hendrickx M., Escobar-Briones E., Rodríguez-Almaraz G., Campos E. (2014). Biodiversidad de crustáceos decápodos (Crustacea: Decapoda) en México. *Rev. Mex. Biodivers.* 85: S208-S219.
- Chao A., Kubota Y., Zeleny D., Chiu C., Feng Li C., Kusomoto B., Yasuhara M., Thorn S., Lin Wei C., Costello M. J., Colwell R. K. (2020) Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecol. Res.* 35:292-314.
- Arias-González J. E., Fung T., Seymour R. M., Garza-Pérez J. R., Acosta-González G., Bozec Y. M., Johnson C. R. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE.* 12, e0174855.
- Baker D. M., Rodríguez-Martínez R. E. & Fogel M. L. (2013). Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Cor. Ree.* 32. 691–699.
- Bauer R. T. (1985a). Diel and seasonal variation in species composition and abundance of caridean shrimps (Crustacea, Decapoda) from seagrass meadows on the north coast of Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.* 36: 150-162.
- Bauer R. T. (1985b). Hermit crab fauna from sea grass meadows in Puerto Rico: diel and seasonal variation in abundance. *J. Crust. Biol.* 5: 249-257.
- Blanco-Martínez Z., Pérez-Castañeda R., Sánchez-Martínez J. G., Benavides-González F., Rábago-Castro J.L., Vázquez-Sauceda M.L., Garrido-Olvera L. (2020). Density-dependent condition of juvenile penaeid shrimps in seagrass-dominated aquatic vegetation beds located at different distance from a tidal inlet. *Peer J.* 8: e10496.
- Blake E. R., Duffy E. J., Richardson P. J. (2013). Patterns of seagrass community response to local shoreline development. *Est. Coasts.* 37:1549–1561.
- Briones-Fourzán P., Lozano-Álvarez E. (2001). The importance of *Lobophora variegata* (Phaeophyta: Dictyotales) as a habitat for small juveniles of *Panulirus argus* (Decapoda: Palinuridae) in a tropical reef lagoon. *Bull. Mar. Sci.* 68: 207–219.
- Briones-Fourzán P., Lozano-Álvarez E. (2002). Shallow-water benthic decapod crustaceans of Chankanaab Park, Cozumel Island, Mexico. In: Escobar-Briones E., Álvarez F. (Eds.) *Modern Approaches to the Study of Crustaceans.* Kluwer Academic/Plenum, Nueva York, 197–204.

- Briones-Fourzán P., Castañeda V., Lozano-Álvarez E., Estrada-Olivo J. (2003). Feeding ecology of the three juvenile phases of the spiny lobster *Panulirus argus* in a tropical reef lagoon. *Mar. Biol.* 142: 855–865.
- Briones-Fourzán P., Pérez-Ortiz M., Negrete-Soto F., Barradas-Ortiz C., Lozano-Álvarez E. (2012) Ecological traits of Caribbean sea anemones and symbiotic crustaceans. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 470: 55–68.
- Briones-Fourzán P., Monroy-Velázquez L. V., Estrada-Olivo J., Lozano-Álvarez E. (2020). Diversity of seagrass-associated decapod crustaceans in a tropical reef lagoon prior to large environmental changes: a baseline study. *Diver.* 12, 205.
- Carmona-Suárez C., Poupin J. (2016) Majoidea crabs from Guadeloupe Island, with a documented list of species for the Lesser Antilles (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Majoidea). *Zoo.* 38:353–387.
- Chace F. A. (1972) The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean expeditions with a summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smith. Contrib. Zool.* 98:1–179.
- Chao A., Kubota Y., Zelený D. (2020) Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecol. Res.* 35:292–314.
- Clarke K. R., Gorley R. N. (2015). *PRIMER v7: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Clarke K. R., Warwick R. M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J. Appl. Ecol.* 35: 523-531.
- Clarke K. R., Warwick R. M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edn. Primer-E, Plymouth, UK.
- Clarke K. R., Somerfield P., Gorley R. N. (2008). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: Similarity profiles and biota-environment linkage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366:56–69
- Coll M., Schmidt A., Romanuk T., Lotze H. K. (2011) Food-web structure of seagrass communities across different spatial scales and human impacts. *PLoS ONE* 6: e22591.
- Cruz-Rivera E., Flores-Díaz M., Hawkins A. (2015). A fish kill coincident with dense *Sargassum* accumulation in a tropical bay. *Bull. Mar. Sci.* 91:455-456.
- Davies C. E., Briones-Fourzán P., Lozano-Álvarez E. (2019) Untangling effects of size, habitat and invertebrate biodiversity on parasite prevalence of the Caribbean spiny lobster. *Mar. Biol.* 166: 113.

- De Grave S., Livingstone D., Speight M. R. (2006) Diel variation in sea grass dwelling shrimp: when to sample at night? J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 86(6) : 1421-1422.
- De Grave S., Fransen C. H. J. M. (2011) Carideorum catalogus: the recent species of the dendrobranchiate, stenopodidean, procarididean and caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). Zool. Med. Leiden. 85(9): 195–589.
- Díez-García Y. L., Jover-Capote A. (2015) List of marine crabs (Decapoda: Anomura and Brachyura) of shallow littoral of Santiago de Cuba, Cuba. Check List 11: 1-22.
- Duffy J. E. (2006). Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 311: 233–250.
- Estrada Olivo J. J. (1999). Riqueza específica y abundancia de la macrofauna béntica asociada a pastizales marinos en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Q.R., México. Tesis Profesional, UNAM. México.
- Felder D. L. (1973) An annotated key to crabs and lobsters (Decapoda, Reptantia) from coastal waters of the Northwestern Gulf of Mexico. LSU, Publication No. LSU-SG-73-02.
- Giraldes B. W., Coelho A. P., Macedo P. T., Freire S. A. (2021). The ghost of the past anthropogenic impact: Reef-decapods as bioindicators of threatened marine ecosystems. Ecol. Indic. 133: 108465.
- Glynn P. W., Enochs I. C. (2011). Invertebrates and their roles in coral reef ecosystems. In: Dubinsky Z., Stambler N. (Eds.). Coral reefs: an ecosystem in transition. Springer, Dordrecht, 273–325.
- Graham N. A. J., Nash K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. Coral Reefs. 32: 315-326.
- Grall J., Chauvaud L. (2002). Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. Glob. Chang. Biol. 8: 813–830.
- Greening H. S., Livingston R. J. (1982). Diel variation in structure of seagrass-associated epibenthic macroinvertebrate communities. Mar. Ecol. Prog. Ser., 7:147-156.
- Hazlett B. A. (1981). The behavioral ecology of hermit crabs. Annu. Rev. Ecol. Syst. 12: 1-22.
- Heck K. L. (1979). Some determinants of the composition and abundance of motile macroinvertebrates species in tropical and temperate turtlegrass (*Thalassia testudinum*) meadows. J. Biogeogr. 6: 183–197.

- Hernández-Aguilera J. L., Toral-Almazán R. E., Ruiz-Nilo J. A. (1996) Especies Catalogadas de Crustáceos Estomatópodos y Decápodos para el Golfo de México, Río Bravo, Tamps, Progreso, Yuc.; Sec. de Mar. y CONABIO: Cd. de México, México.
- Herzka S. Z., Dunton K. H. (1998). Light and carbon balance in the seagrass *Thalassia testudinum*: evaluation of current production models. Mar. Biol. 132: 711-721.
- Hidalgo G., Toledo W., Granados-Barba A. (2015) Diversidad taxonómica de la macrofauna en fondos blandos de la plataforma norte y suroccidental cubana. Lat. Am. J. Aquat. Res. 43: 845-855.
- Jackson E. L., Rowden A. A., Attrill M. J., Bossey S. J., Jones M. B. (2001). The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. In: Gibson R. N., Barnes M., Atkinson R. J. A., (Eds.). Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 39: 269-303.
- Kendall M. S., Williams B. L., Ruffo A., Winship A. J., Siceloff L., Adams A., Tobias W. (2021). Resampling 25 years later reveals fewer species but higher abundance of juvenile fishes in a Caribbean mangrove bay. Bull. Mar. Sci. 97:53–74.
- King R. S., Hines A. H., Craige F. D., Grap S. (2005). Regional, watershed and local correlates of blue crab and bivalve abundances in subestuaries of Chesapeake Bay, USA. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 319: 101–116.
- Lawless A. (2008). Effects of shoreline development and oyster reefs on benthic communities in Lynnhaven, Virginia. Tesis doctoral, College of William and Mary: Virginia Institute of Marine Science. Virginia.
- Lloret J., Shulman G., Love R. M. (2014). Condition and health indicators of exploited marine fishes. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Loneragan N. R., Haywood M. D. E., Heales D. S., Kenyon R. A., Pendrey R. P., Vance D. J. (2001). Estimating the influence of prawn stocking density and seagrass type on the growth of juvenile tiger prawns (*Penaeus semisulcatus*): results from field experiments in small enclosures. Mar. Biol. 139: 343-354.
- Lopeztegui-Castillo A., Martínez-Coello D. (2020). 35 años de cambio en densidad y biomasa del megazoobentos del golfo de Batabanó, Cuba, e implicaciones para la langosta, *Panulirus argus* (Decapoda: Palinuridae). Rev. Biol. Trop. 68: 1346–1356.
- Markham J. C., Donath-Hernández F. E., Villalobos-Hiriart J. L., Cantú Díaz-Barriga A. (1990) Notes on the shallow-water marine Crustacea of the Caribbean coast of Quintana Roo, México. Inst. Biol. UNAM, México, Ser. Zool. 61: 405–446.
- Macreadie P. I., Hughes A. R., Kimbro D. L. (2013) Loss of 'blue carbon' from coastal salt marshes following habitat disturbance. PLoS ONE 8:1–8

- Matheson R. E., Camp D. K., Sogard S. M., Bjorgo K. A. (1999). Changes in seagrass-associated fish and crustacean communities on Florida Bay mud banks: the effect of ecosystem changes? *Estuaries*. 22: 534-551.
- McCloskey R. M., Unsworth R. K. F. (2015). Decreasing seagrass density negatively influences associated fauna. *Peer J*. 3: e1053.
- McLaughlin P. A., Komai T., Lemaitre R., Rahayu D. L. (2010) Annotated checklist of anomuran decapod crustaceans of the world (exclusive of the Kiwaoidea and families Chirostylidae and Galatheididae of the Galattheoidea): part I-Lithodoidea, Lomisoidea and Paguroidea. *Raffles. Bull. Zool*. 23: 5–107.
- Mejía-Ortiz L., (Ed.). (2008). Biodiversidad acuática de la isla de Cozumel. UQROO/ Plaza y Valdés, Cd. de México.
- Méndez N., Ferrando A. (2015). An analysis of the importance of taxonomic level in the assessment of annelid communities in a Mexican lagoon. *Bull. Mar. Sci*. 91(4):419–431.
- Monroy Velázquez L. V., Rodríguez-Martínez R. E., van Tussenbroek B. I., Aguiar T., Solís-Weiss V., Briones-Fourzán P. (2019). Motile macrofauna associated with pelagic *Sargassum* in a Mexican reef lagoon. *J. Environ. Manage*. 252: 109650.
- Monroy Velázquez L. V. (2000). Variaciones en la composición y abundancia de la fauna de decápodos asociados a pastizales marinos en el Caribe mexicano. Tesis de Maestría en Ciencias, UNAM, México.
- Muñoz-Sevilla P., Azuz-Adeath I., Le Bail M., Cortés-Ruiz A. (2019). Coastal Development: Construction of a public policy for the shores and seas of Mexico. In: Krishnamurthy R. R., Jonathan M. P., Srinivasalu S., Glaeser B. (Eds.) *Coastal Management: Global challenges and innovations*. Elsevier, Oxford, UK. 21-38.
- Ng P. K. L., Guinot D., Davie P. J. F. (2008) *Systema Brachyurorum: part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world*. *Raffles Bull. Zool*. 17:1–286.
- Olsford F., Somerfield P. (2000). Surrogates in marine benthic investigations— which taxonomic unit to target? *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery*. 7:25–42.
- Pérez-Castañeda R., Defeo O. (2005). Growth and mortality of transient shrimp populations (*Farfantepenaeus* spp.) in a coastal lagoon of Mexico: role of the environment and density-dependence. *ICES. J. Mar. Sci*. 62:14-24.
- Provenzano A. J. (1959) The shallow water hermit crabs of Florida. *Bull. Mar. Sci*. 9:349–420.

- Ramsay K., Kaiser M. J, Hughes R. N. (1997). A field study of intraspecific competition for food in hermit crabs (*Pagurus bernhardus*). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 44 :2, 213–220.
- Rathbun M. J. (1925) The spider crabs of America. *Bull. US. Natl. Mus.* 129:1–613.
- Rathbun M. J. (1930) The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae, Cancridae, and Xanthidae. *Bull. US. Natl. Mus.* 152:1–609.
- Rodríguez-Martínez R. E., Medina-Valmaseda A. E., Blanchon P., Monroy-Velázquez L. V., Almazán-Becerril A., Delgado-Pech B., Vásquez-Yeomans L., Francisco V., García-Rivas M. C. (2019). Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic Sargassum. *Mar. Pollut. Bull.* 146: 201–205.
- Rodríguez-Martínez R. E., Ruíz-Rentería F., van Tussenbroek B., Barba-Santos G., Escalante-Mancera E., Jordán-Garza G., Jordán-Dahlgren E. (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 58: 23–43.
- Román-Contreras R., Martínez-Mayén M. (2009) Shallow water hippolytid shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) from the Mexican Caribbean coast. *Hidrobiol.* 19: 119–128.
- Román-Contreras R., Martínez-Mayén M. (2010) Palaemonidae (Crustacea: Decapoda: Caridea) from the shallow waters from Quintana Roo, Mexican Caribbean coast. *Rev. Mex. Biodiv.* 81: 43–51.
- Ruesink J. L., Gross C., Pruitt C., Trimble A. C. & Donoghue C. (2019). Habitat structure influences the seasonality of nekton in seagrass. *Mar. Biol.* 166: 75.
- Schmidt A. L., Coll M., Lotze H. K. (2017) Regional-Scale Differences in Eutrophication Effects on Eelgrass-Associated (*Zostera marina*) Macrofauna. *Est. Coasts.* 40:1096–1112
- Seitz R. D., Lipcius R. N., Olmstead N. H., Seebo M. S., Lambert M. D. (2006). Influence of shallow-water habitats and shoreline development on abundance, biomass, and diversity of benthic prey and predators in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 326: 11–27.
- Suchley A., Alvarez-Filip L. (2018). Local human activities limit marine protection efficacy on Caribbean coral reefs. *Cons. Lett.* 11: e12571.
- Terlizzi A., Bevilacqua S., Frascchetti S., Boero F. (2003). Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Mar. Pollut. Bull.* 46:556–561.



- van Tussenbroek B. I. (2011). Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. *Hidrobiol.* 21: 293–310.
- van Tussenbroek B. I., Cortés J., Collin R., Fonseca A. C., Gayle P. M. H., Guzmán H. M., Jácome G. E., Juman R., Koltes K. H., Oxenford H. A., Rodríguez-Ramírez A., Samper-Villareal J., Smith S. R., Tschirky J. J., Weil E. (2014). Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PLoS ONE* 9(3): e90600.
- van Tussenbroek B. I., Hernández-Arana H. A., Rodríguez-Martínez R. E., Espinoza-Avalos J., Canizales-Flores H. M., González-Godoy C. E., Barba-Santos M. G., Vega-Zepeda A., Collado-Vides L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on nearshore Caribbean seagrass communities. *Mar. Pollut. Bull.* 122:272–281.
- Villalobos J. L., Álvarez F. (2002). Distribution of intertidal non-brachyuran decapods from the Gulf of California islands and its biogeographical implications. In: Escobar-Briones E., Álvarez F. (Eds.). *Modern approaches to the study of Crustacea*. Klu Acad/Plen Publ., New York. 241-252.
- Wagner H. P. (1990) The genera *Mithrax* Latreille, 1818 and *Mithraculus* White, 1847 (Crustacea: Brachyura: Majidae) in the Western Atlantic Ocean. *Zool. Verhandl.* 264:3–65.
- Williams A. B. (1984) *Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida*. Smithsonian Inst. Press., Washington.
- WoRMS Editorial Board (2021). *World Register of Marine Species*. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2021-10-10.

---

## Apéndice

---

Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para familias de decápodos asociados a pastizales marinos en 5 sitios muestreados de Día (D) y de noche (N) en 3 años, 1995, 1998 y 2020 (a-f), y porcentaje de disimilitud entre pares de grupos (g-o). Abund.md, abundancia media; Sim.md, similitud media; Sim/DE, similitud/desviación estándar; Contrib%, contribución en %; Cum%, contribución acumulada en %; Disim.md, disimilitud media; Dis/SD, disimilitud/desviación estándar. Las familias se enlistan en orden decreciente de Abund.md. en cada grupo y de Disim.md entre grupos. Cum. % se considera hasta 90% en cada grupo y hasta 50% entre grupos para facilitar la interpretación.

---

### A) Grupo: 1995D

#### Similitud media: 74.74

Familia	Abund.md	Sim.md	Sim/DE	Contrib%	Cum.%
Hippolytidae	4.65	14.79	9.46	19.78	19.78
Paguridae	3.30	9.31	3.40	12.46	32.25
Palaemonidae	3.59	9.31	2.58	12.46	44.71
Thoridae	3.20	9.13	5.07	12.21	56.92
Mithracidae	2.31	6.95	9.89	9.30	66.21
Panopeidae	1.62	4.25	5.01	5.68	71.89
Diogenidae	1.86	4.23	4.09	5.65	77.55
Alpheidae	1.36	4.07	8.40	5.44	82.99
Processidae	1.18	3.65	7.17	4.89	87.88
Xanthidae	1.15	2.49	1.15	3.33	91.21

---

### B) Grupo 1995N

#### Similitud media: 79.36

Familia	Abund.md	Sim.md	Sim/DE	Contrib%	Cum.%
Hippolytidae	5.73	10.82	4.75	13.63	13.63
Paguridae	5.64	10.02	3.93	12.63	26.26
Palaemonidae	5.23	9.06	4.75	11.42	37.67
Processidae	3.81	7.39	8.31	9.31	46.98

Thoridae	4.70	5.93	1.15	7.47	54.45
Mithracidae	2.67	5.09	4.94	6.41	60.86
Sicyoniidae	2.36	4.54	6.75	5.72	66.59
Diogenidae	2.77	4.21	2.21	5.30	71.89
Alpheidae	3.04	4.04	1.15	5.09	76.98
Portunidae	2.08	3.94	9.49	4.96	81.94
Penaeidae	1.78	3.12	6.08	3.93	85.87
Epialtidae	1.59	2.97	10.19	3.74	89.61
Palinuridae	1.44	2.65	7.26	3.33	92.94

---

**C) Grupo: 1998D**

**Similitud media: 67.76**

Familia	Abund.md	Sim.md	Sim/DE	Contrib%	Cum.%
Hippolytidae	3.90	12.18	6.93	17.98	17.98
Paguridae	3.44	10.31	6.47	15.22	33.20
Mithracidae	2.51	8.25	4.72	12.18	45.38
Thoridae	2.51	7.48	6.62	11.05	56.43
Palaemonidae	2.49	5.92	1.16	8.74	65.17
Epialtidae	1.39	4.52	7.96	6.67	71.85
Sicyoniidae	1.19	3.76	7.08	5.55	77.40
Diogenidae	1.64	2.84	1.08	4.19	81.59
Panopeidae	1.26	2.77	1.09	4.09	85.68
Inachidae	1.03	2.56	1.11	3.77	89.45
Portunidae	1.19	2.53	1.16	3.74	93.19

---

**D) Grupo: 1998N**

**Similitud media: 79.24**

Familia	Abund.md	Sim.md	Sim/DE	Contrib%	Cum.%
Hippolytidae	4.90	9.14	10.98	11.54	11.54
Paguridae	4.55	7.62	8.40	9.62	21.16

Palaemonidae	4.20	6.92	6.74	8.73	29.88
Thoridae	3.97	6.27	4.81	7.91	37.80
Alpheidae	3.63	6.17	15.77	7.79	45.58
Sicyoniidae	3.42	6.12	6.23	7.73	53.31
Processidae	3.36	5.77	5.03	7.28	60.59
Mithracidae	2.40	4.23	6.00	5.33	65.93
Diogenidae	3.64	4.12	2.52	5.20	71.12
Portunidae	2.36	4.03	16.75	5.09	76.21
Penaeidae	2.40	4.01	4.33	5.07	81.27
Epialtidae	1.96	3.42	6.01	4.32	85.60
Calcinidae	1.93	2.99	3.37	3.77	89.36
Palinuridae	1.61	2.58	4.75	3.25	92.62

---

#### E) Grupo: 2020D

**Similitud media: 81.70**

Familia	Abund.md	Sim.md	Sim/DE	Contrib%	Cum.%
Hippolytidae	5.82	13.77	11.75	16.86	16.86
Paguridae	4.21	10.13	9.86	12.40	29.26
Diogenidae	4.67	9.12	3.83	11.16	40.43
Thoridae	3.71	9.06	6.17	11.10	51.52
Palaemonidae	3.60	7.95	3.19	9.73	61.25
Mithracidae	2.74	6.83	5.45	8.37	69.62
Processidae	1.91	4.63	5.25	5.67	75.29
Alpheidae	1.82	4.05	8.13	4.96	80.25
Epialtidae	1.49	3.60	6.40	4.41	84.66
Portunidae	1.50	3.51	8.55	4.30	88.95
Panopeidae	1.36	3.04	5.97	3.72	92.67

---

#### F) Grupo: 2020N

**Similitud media: 85.36**

Familia	Abund.md	Sim.md	Sim/DE	Contrib%	Cum.%
Diogenidae	6.69	11.35	5.38	13.29	13.29
Paguridae	5.75	10.91	11.14	12.78	26.07
Hippolytidae	5.61	10.32	10.29	12.09	38.16
Thoridae	4.48	7.90	5.89	9.25	47.42
Processidae	3.61	6.81	9.28	7.98	55.40
Palaemonidae	3.94	6.75	4.26	7.91	63.30
Sicyoniidae	2.87	5.51	14.92	6.46	69.77
Mithracidae	2.91	5.42	10.06	6.35	76.12
Penaeidae	2.77	5.33	12.24	6.25	82.37
Alpheidae	2.90	5.27	10.44	6.17	88.54
Epialtidae	1.86	3.33	10.80	3.90	92.44

#### G) Grupos: 1995D vs 1995N

**Disimilitud media = 37.56**

Familia	Abun.md	Abun.md	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
Thoridae	3.20	4.70	3.60	2.28	9.6	9.57
Processidae	1.18	3.81	3.41	5.34	9.1	18.65
Paguridae	3.30	5.64	3.15	1.61	8.4	27.03
Alpheidae	1.36	3.04	2.84	3.97	7.6	34.60
Palaemonidae	3.59	5.23	2.51	1.37	6.7	41.27
Sicyoniidae	0.56	2.36	2.41	2.04	6.4	47.69
Penaeidae	0.00	1.78	2.28	4.94	6.1	53.77

#### H) Grupos: 1998D vs 1998N

**Disimilitud media = 36.49**

	1998D	1998N				
Familia	Abun.md	Abun.md	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
Alpheidae	0.77	3.63	3.59	3.27	9.8	9.82

Diogenidae	1.64	3.64	3.11	1.04	8.5	18.35
Processidae	0.98	3.36	3.11	1.97	8.5	26.86
Sicyoniidae	1.19	3.42	2.87	3.40	7.9	34.71
Penaeidae	0.42	2.40	2.63	2.07	7.2	41.92
Palaemonidae	2.49	4.20	2.31	1.06	6.3	48.25
Thoridae	2.51	3.97	1.99	1.43	5.5	53.70

---

**I) Grupos: 2020D vs 2020N**

**Disimilitud media = 21.34**

	2020D	2020N				
Familia	Abun.md	Abun.md	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
Diogenidae	4.67	6.69	3.01	1.44	14.1	14.13
Sicyoniidae	1.20	2.87	1.95	2.19	9.2	23.29
Processidae	1.91	3.61	1.94	4.23	9.1	32.38
Penaeidae	1.15	2.77	1.89	2.26	8.8	41.21
Paguridae	4.21	5.75	1.78	1.84	8.4	49.57
Alpheidae	1.82	2.90	1.27	1.95	5.9	55.50

---

**J) Grupos: 1995D vs 1998D**

**Disimilitud media = 31.61**

	1995D	1998D				
Familia	Abun.md	Abun.md	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
Palaemonidae	3.59	2.49	2.99	1.06	9.5	9.45
Diogenidae	1.86	1.64	2.15	1.16	6.8	16.24
Hippolytidae	4.65	3.90	1.82	1.46	5.8	22.01
Xanthidae	1.15	0.20	1.78	1.66	5.6	27.65
Thoridae	3.20	2.51	1.77	1.32	5.6	33.24
Paguridae	3.30	3.44	1.73	1.22	5.5	38.71
Epialtidae	0.48	1.39	1.65	1.37	5.2	43.92
Pseudorhombilidae	1.03	0.24	1.64	1.48	5.2	49.12

Sicyoniidae	0.56	1.19	1.59	1.65	5.0	54.15
-------------	------	------	------	------	-----	-------

---

**K) Grupos: 1995D vs 2020D**

**Disimilitud media = 30.53**

Familia	1995D	2020D	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
	Abun.md	Abun.md				
Diogenidae	1.86	4.67	4.27	1.70	14.0	13.98
Hippolytidae	4.65	5.82	1.88	1.51	6.2	20.15
Palaemonidae	3.59	3.60	1.85	1.26	6.1	26.20
Penaeidae	0.00	1.15	1.70	1.80	5.6	31.75
Xanthidae	1.15	0.00	1.67	1.91	5.5	37.21
Paguridae	3.30	4.21	1.64	1.28	5.4	42.58
Epialtidae	0.48	1.49	1.57	1.51	5.2	47.73
Pseudorhombilidae	1.03	0.00	1.56	1.86	5.1	52.84

---

**L) Grupos: 1998D vs 2020D**

**Disimilitud media = 30.11**

Familia	1998D	2020D	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
	Abun.md	Abun.md				
Diogenidae	1.64	4.67	4.78	1.60	15.9	15.87
Hippolytidae	3.90	5.82	3.04	1.73	10.1	25.96
Palaemonidae	2.49	3.60	2.50	1.08	8.3	34.25
Thoridae	2.51	3.71	2.00	1.37	6.6	40.88
Penaeidae	0.42	1.15	1.71	1.70	5.7	46.56
Processidae	0.98	1.91	1.66	1.14	5.5	52.06

---

**M) Grupos: 1995N vs 1998N**

**Disimilitud media = 22.35**

Familia	1995N	1998N	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
	Abun.md	Abun.md				

Thoridae	4.70	3.97	2.48	1.53	11.1	11.10
Diogenidae	2.77	3.64	2.01	1.05	9.0	20.10
Paguridae	5.64	4.55	1.65	1.46	7.4	27.48
Palaemonidae	5.23	4.20	1.56	1.51	7.0	34.47
Alpheidae	3.04	3.63	1.42	0.98	6.4	40.81
Sicyoniidae	2.36	3.42	1.09	2.09	4.9	45.71
Hippolytidae	5.73	4.90	1.07	1.68	4.8	50.47

---

**N) Grupos: 1995N vs 2020N**

**Disimilitud media = 23.01**

	1995N	2020N				
Familia	Abun.md	Abun.md	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
Diogenidae	2.77	6.69	4.05	1.95	17.6	17.59
Thoridae	4.70	4.48	2.29	1.27	10.0	27.56
Palaemonidae	5.23	3.94	1.76	1.69	7.7	35.22
Alpheidae	3.04	2.90	1.43	1.27	6.2	41.43
Paguridae	5.64	5.75	1.21	1.54	5.3	46.69
Calcinidae	1.05	0.48	1.13	1.90	4.9	51.62

---

**O) Grupos: 1998N vs 2020N**

**Disimilitud media = 21.63**

	1998N	2020N				
Familia	Abun.md	Abun.md	Disim.md	Dis/DE	Contrib%	Cum.%
Diogenidae	3.64	6.69	3.59	1.66	16.6	16.60
Calcinidae	1.93	0.48	1.63	2.14	7.5	24.13
Paguridae	4.55	5.75	1.44	1.69	6.7	30.78
Inachidae	1.18	0.00	1.17	1.92	5.4	36.19
Thoridae	3.97	4.48	1.16	1.34	5.4	41.57
Palaemonidae	4.20	3.94	1.06	1.44	4.9	46.47
Portunidae	2.36	1.40	0.97	1.13	4.5	50.93

---