

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

**INFORME FINAL DE SERVICIO SOCIAL
POR PROYECTO DE INVESTIGACIÓN
PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO**

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA ICTIOFAUNA DOMINANTE
Y SU RELACIÓN AMBIENTAL EN LA LAGUNA DE TÉRMINOS
DURANTE 1997, 1998 Y 1999.

QUE PRESENTA

Williams Garzón Montaña

2183028366

ASESOR INTERNO:

DR. LUIS AMADO AYALA PÉREZ

NO. ECO. 18075

DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE



ASESOR EXTERNO:

EZEL JACOME GALINDO PÉREZ

NO. ECO. 44093

DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE



ÍNDICE

| | |
|--|----|
| RESUMEN | 3 |
| 1.- INTRODUCCIÓN | 4 |
| 2.- MARCO TEÓRICO..... | 5 |
| 2.1. LAGUNA COSTERA..... | 5 |
| 2.2. CONCEPTO DE ESPECIE DOMINANTE..... | 5 |
| 2.5. FACTORES QUE DETERMINAN LA DINÁMICA DE LA COMUNIDAD ICTIOFAUNISTICA. | 7 |
| 2.6. INTERRELACIONES ECOLÓGICAS..... | 8 |
| 3. ANTECEDENTES | 8 |
| 4. OBJETIVOS | 10 |
| 4.1. OBJETIVO GENERAL | 10 |
| 4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 10 |
| 5. MATERIALES Y MÉTODOS | 10 |
| 5.1. ÁREA DE ESTUDIO | 10 |
| 5.2. ACTIVIDADES DE GABINETE | 11 |
| 6. RESULTADOS | 13 |
| 7. DISCUSIÓN | 27 |
| REFERENCIAS | 33 |

RESUMEN

La Laguna de Términos es un ecosistema estuarino-lagunar de gran importancia debido a su biodiversidad, recursos naturales, pesca y actividad petrolera. En los últimos años se han reportado cambios en la ictiofauna de la laguna, principalmente en la composición de especies dominantes. Esta investigación tuvo como objetivo analizar la composición de las especies dominantes y su relación con la variabilidad ambiental por época climática. Por consiguiente, se analizó las condiciones ambientales considerando los parámetros fisicoquímicos. La temperatura promedio osciló entre 26.92°C en N97 y 30.11° en LL98. La concentración de oxígeno disuelto varió entre 5.80 mg L⁻¹ en LL98 y 6.46 mg L⁻¹ en N98. La salinidad osciló entre 29.28 en S98 y 19.43 en N98. En cuanto al pH, se registraron valores máximos de 9.42 en LL98 y mínimos de 8.26 en N97. Se determinaron 19 especies dominantes entre las cuales destacaron *Cathorops melanopus*, *Diapterus rhombeu* y *Archosargus rhomboidalis*. La mayor biomasa de *C. melanopus* es de 8.6 g/m² en LL98, de *D. rhombeus* es de 2.10 g/m² en S98 y de *A. rhomboidalis* 2.05 g/m² en N97. La mayor densidad de *C. melanopus* se observa en LL98 (0.42 ind/m²), de *D. rhombeus* se observa en N98 (0.41 ind/m²) y de *A. rhomboidalis* en LL98 (0.06 ind/m²). El mayor peso promedio de *C. melanopus* se observa en LL98 (263.75 g/ind.), de *D. rhombeus* en S98 (67.26 g/ind.) y de *A. rhomboidalis* se observa en LL98 (482.99 g/ind.). El análisis de correspondencia canónica (ACC) en la época de N97 y S98 expresó la relación entre la salinidad y la abundancia de *D. rhombeus*. En el caso de época de S98 destaca la relación entre la salinidad y *D. rhombeus*. Por otra parte, en la época de LL98 destaca la relación entre la salinidad y abundancia de *A. rhomboidalis*.

Palabras clave: Especies dominantes, biomasa, densidad, peso promedio, *Cathorops melanopus*, *Diapterus rhombeus*, *Archosargus rhomboidalis*.

1.- INTRODUCCIÓN

La Laguna de Términos (LT) en el sur del golfo de México, fue declarada Área de Protección de Flora y Fauna (APFFLT) el 6 de junio de 1994 (DOF, 1994). La LT es un ecosistema estuarino-lagunar, reconocida como una de las lagunas costeras más grandes en México, con una superficie aproximadamente 1662 km² (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980; Irola-Sansores *et al.*, 2021). Además, cuenta con valor ecológico siendo un área de refugio, alimentación, reproducción y hábitat de una amplia diversidad de especies con importancia ecológica (Ramos-Miranda *et al.*, 2015). El valor económico de la zona está determinado por las actividades de pesquería de camarón, por las iniciativas de acuicultura en terrenos de propiedad privada, el desarrollo de actividades de exploración y explotación de petróleo (Ayala-Pérez *et al.*, 2003).

La LT es uno de los ecosistemas costeros más estudiados en nuestro país. En cuanto a estudios ictiológicos se han abordado diversos aspectos como: la composición específica de las comunidades de peces (Ramos-Miranda *et al.*, 2006); análisis de la estructura de las comunidades ictiofaunísticas en diferentes hábitats (Guevara *et al.*, 2007a); abundancia de las especies con relación a la variabilidad ambiental de la Laguna (Irola-Sansores *et al.*, 2021); ictiofauna exótica invasora (Ayala-Pérez *et al.*, 2014), entre otras. Respecto a las especies dominantes (especies más representativas) se han reportado que *C. melanopus* y *D. rhombeus* son las especies más importantes tanto por su abundancia numérica como por su frecuencia de aparición (Ayala-Pérez *et al.*, 2003).

Sin embargo, en los últimos años, han existido cambios que determinan la distribución y abundancia de las comunidades de peces, las cuales han disminuido notoriamente, modificando su estructura y su función en el ecosistema de la LT (Escobar-Toledo *et al.*, 2017). Estos cambios se deben a las actividades antrópicas como el intenso desarrollo económico con crecimiento demográfico y actividades industriales o extractivas (Ramos-Miranda *et al.*, 2005a), así mismo, los fenómenos naturales como los huracanes han modificado la composición de las islas arenosas al interior de la laguna, modificando el movimiento del agua y por consiguiente la salinidad (Ramos-Miranda *et al.*, 2015).

La distribución geográfica de las especies en los ecosistemas lagunares, costeros y marinos, está determinada por su tolerancia fisiológica a los distintos parámetros

ambientales (Peterson *et al.*, 2011). Los estudios de la biología y ecología de las especies dominantes pueden ayudar a detectar las consecuencias de la explotación comercial y la degradación de su hábitat (Guevara *et al.*, 2007a). En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue analizar la composición de las especies dominantes en la LT y su relación con la variabilidad ambiental (temperatura del agua, salinidad, oxígeno disuelto y pH) durante los períodos 1997, 1998 y 1999, con la finalidad de elaborar mapas de distribución espacio-temporal de las principales especies dominantes en la LT por época climática, y discutir la relación de la variabilidad ambiental con la estructura de las especies dominantes.

2.- MARCO TEÓRICO

2.1. LAGUNA COSTERA

Los ecosistemas costeros son ambientes de alta biodiversidad y complejidad funcional, ocupan zonas de transición entre el medio marino y terrestre, comprenden estuarios, arrecifes coralinos, pastos marinos, manglares y marismas (Agardy y Alder, 2005). Las lagunas costeras son sistemas estuarinos importantes para el desarrollo del ciclo de vida de los peces costeros y una de sus funciones principales es mantener áreas de crianza para los peces juveniles de muchas especies, una parte de las cuales tienen importancia comercial (Franco *et al.*, 2006). Estos sitios brindan importantes servicios ambientales, entre los que se incluyen la protección de costas, la remoción de nutrientes y otros contaminantes del agua, el sustento de pesquerías, la conservación de la biodiversidad y altas tasas de fijación de carbono (Aldana-Gutiérrez *et al.*, 2021).

La Laguna de Términos es un ecosistema estuarino-lagunar, reconocida como una de las lagunas costeras más grandes en México, además cuenta con un alto valor ecológico y económico, siendo un área de refugio, alimentación, reproducción y hábitat de una gran cantidad de especies (Ayala *et al.*, 2012a).

2.2. CONCEPTO DE ESPECIE DOMINANTE

El zoólogo Mayr fue el primer científico que definió el concepto de especie biológica, determina que una especie es “un grupo de poblaciones naturales que se reproducen, incapaces de aparearse o reproducirse efectivamente con otros grupos similares, y

que habita en un nicho particular en un ecosistema” (Aldhebiani, 2018). Las especies son una de las unidades fundamentales de la biología, lo que las hace comparables en importancia a los genes, las células y los organismos, algunas de las unidades fundamentales en los niveles inferiores de la organización biológica (Gelviz-Gelvez *et al.*, 2019).

A mediados del siglo XIX los científicos clasificaron a las especies en función de su abundancia en un periodo determinado (número de individuos en un área), frecuencia (con qué frecuencia se encuentran) y distribución (Avolio *et al.*, 2019). Sin embargo, no está claro qué término se usa mejor para describir a estas especies abundantes, típicamente llamadas comunes o dominantes.

Rabinowitz (1981) definió las especies dominantes como aquellas que tienen un gran tamaño de población local, independientemente del rango geográfico o la especificidad del hábitat. Las especies dominantes son aquellas que tienen una gran abundancia en relación con otras especies y son las encargadas de la mayor parte del flujo de materia y energía en el ecosistema (Avolio *et al.* 2019).

Dado el importante papel que juegan las especies dominantes en las comunidades y los ecosistemas, se debe dedicar un esfuerzo en monitorear y evaluar el cambio en su abundancia a lo largo del tiempo y en el espacio. Este monitoreo permite utilizar las especies dominantes como un indicador temprano de cambios estructurales y funcionales a largo tiempo en la comunidad y el ecosistema (Pau y Dee, 2016). Asimismo, los estudios de la biología y ecología de especies dominantes pueden ayudar a detectar las consecuencias de la explotación comercial y la degradación de sus hábitats (Guevara *et al.*, 2007b).

En el caso de LT las especies dominantes destacan por su elevada abundancia y biomasa a lo largo de todo el año (Guevara *et al.*, 2007b). Los patrones espaciales de estas especies, dependen de sus necesidades por alimentarse, desarrollarse y reproducirse (Irola-Sansores *et al.*, 2021), por lo que su distribución está determinada por las condiciones espaciales y temporalmente al interior del sistema (Ramos-Miranda *et al.*, 2015), dependiendo de sus ciclos de vida, sus necesidades y tolerancias fisiológicas (Ayala *et al.*, 2012 b).

2.5. FACTORES QUE DETERMINAN LA DINÁMICA DE LA COMUNIDAD ICTIOFAUNÍSTICA.

Los ecosistemas estuarinos y costeros se encuentran ante constantes presiones ambientales y antrópicas, debido a cambios drásticos en el uso de la tierra de las cuencas, la aceleración de la urbanización costera, el aumento del nivel del mar y el calentamiento global (Villéger *et al.*, 2010).

En la LT se ha señalado cambios ambientales y alteraciones debidas al cambio climático. Azuz-Adeath (2010) observó, un aumento en la temperatura de los estados ubicados al sur del golfo de México entre 1971 y 2009. Se ha señalado que entre 2009 y 2010 en ésta laguna se produjo un déficit en el suministro de agua dulce por un evento de “El Niño”, cuando se combina con el aumento del nivel del mar, da como resultado un cambio en las condiciones hidrológicas, las cuales generan un aumento de la salinidad, que afectan el estado trófico y tiene un impacto gradual en las comunidades de la ictiofauna (Fichez *et al.*, 2019). Ramos-Miranda *et al.*, (2015), señalan la existencia de un aumento en la salinidad, la cual se encuentra relacionada con el cambio climático, impactando negativamente en las etapas de desarrollo juvenil de la ictiofauna.

En este contexto, las variaciones en la abundancia, biomasa, edad y distribución de los recursos pesqueros están influenciadas, entre otros factores, por la variabilidad ambiental. Estas respuestas son el resultado tanto de impactos directos de factores climáticos y oceanográficos (como viento, turbulencia, concentración de oxígeno y temperatura), y los impactos indirectos que se manifiestan a través de cambios generados en otros niveles tróficos relacionados (como alteraciones en la cantidad y calidad de la oferta de alimento para adultos y larvas) (Parada *et al.*, 2013).

Por lo tanto, la distribución de las comunidades de peces en los sistemas estuarinos está influenciada por diversos factores que determinan su composición, tales como la temperatura, la salinidad, el tipo de suelo y los procesos biológicos (Guevara *et al.*, 2007a). En el caso particular de LT aspectos como el volumen de descarga de los ríos, la temperatura ambiente, la precipitación, la periodicidad de las mareas, el régimen de vientos y la circulación litoral, junto con otros procesos costeros,

condicionan la composición y abundancia de la comunidad de peces (Ayala-Pérez *et al.*, 2012a).

2.6. INTERRELACIONES ECOLÓGICAS

Las interacciones ecológicas se encuentran definidas por las interconexiones entre organismos de dos o más especies (Martínez-Adriano, 2017). Estas interacciones desempeñan un papel crucial en los procesos evolutivos, y son esenciales para determinar y dar forma a la composición de comunidades biológicas en un ecosistema (Vellend, 2016; Martínez-Adriano, 2017). Así, la influencia de un organismo no sólo modifica su entorno físico, sino que también puede afectar a los organismos con los que habita (Begon *et al.*, 2006). Las interacciones, pueden impactar directamente en los procesos ecosistémicos al alterar las rutas de flujo de energía y materia o de manera indirecta al cambiar las abundancias o características de especies con efectos significativos en el ecosistema (Chapin *et al.*, 2000).

Es por esto que los peces establecen interacciones complejas desde su hábitat marino hasta los sistemas lagunares, estas interacciones incluyen procesos como la reproducción, el reclutamiento y la alimentación, Así mismo se encuentran estrechamente vinculadas con los patrones de migración y el uso selectivo de hábitats en respuesta a las variaciones estacionales y espaciales de las condiciones ambientales, esto influye en la dinámica espacial y temporal de la diversidad, abundancia y composición de los ensambles de peces en el sistema (Aguirre-León *et al.*, 2014).

3. ANTECEDENTES

Las principales investigaciones se han enfocado en el análisis de lagunas costeras con el fin de poder evaluar los factores ecológicos, sociales y económicos. La LT ha sido objetivo de numerosos estudios, entre los cuales, se puede mencionar: su comportamiento ambiental (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1983); listado de medusas (Cortés-Lacomba *et al.*, 2013); algas nocivas (Poot-Delgado *et al.*, 2013); macro invertebrados bentónicos (Pech *et al.*, 2015); pastos marinos (Coria-Monter y Durán-Campos 2015) y variación de salinidad (Fichez *et al.*, 2017).

En relación con la ictiofauna, Ayala-Pérez *et al.*, (2003) analizaron la comunidad de peces de 1997 a 1999 registrando 107 especies de peces agrupados en 76 géneros y 37 familias, por lo cual la catalogan como una de las lagunas con mayor riqueza.

Amador-del Ángel *et al.*, (2007) mencionan que cuatro especies de la LT se encuentran en la NOM- ECOL-059-2001 con algún nivel de riesgo, *Poecilia velifera* en la categoría de especie amenazada y *Hippocampus erectus*, *Hippocampus zosterae* y *Potamarius nelsoni* en la categoría de especies sujetas a protección especial.

Guevara *et al.*, (2007b) analizaron la ecología trófica de cuatro especies de peces (*Sphoeroides testudineus*, *C. melanopus*, *A. rhomboidalis* y *Mayaheros urophthalmus*) e identificaron diferentes patrones alimenticios según su talla. En los peces pequeños, las agrupaciones tróficas reflejaron un comportamiento generalista, mientras que los peces de tallas intermedias y grandes tuvieron una dieta más selectiva.

Amador-del Ángel *et al.*, (2009) señalan que diversas especies de peces exóticos se han establecido en los sistemas fluvio-lagunares y áreas de confluencia de la Laguna de Términos, entre estas especies destacan *Ctenopharyngodon idella*, *Oreochromis niloticus*, *Parachromis managuensis*, *Pterygoplichthys pardalis* y *Pterygoplichthys disjunctivus*.

Con respecto a las especies dominantes, Yáñez-Arancibia *et al.* (1980) determinaron un total de 121 especies durante julio de 1976 hasta marzo de 1979, identificaron 17 especies dominantes, las más abundantes son *Anchoa mitchilli* (3895 individuos), *Eucinostomus gula* (3673 individuos) y *C. melanopus* (1734 individuos). Ayala-Pérez *et al.* (2003) identificaron un total de 107 especies de peces agrupadas en 76 géneros y 37 familias e identificaron 18 especies dominantes, las especies más importantes tanto por su abundancia numérica como por su frecuencia de aparición fueron *C. melanopus* y *D. rhombeus*.

Amador-del Ángel *et al.*, (2007) realizaron un listado de los peces asociados al manglar en el suroeste de la Laguna de Términos y colectaron 33 especies agrupadas en 20 familias. Las especies dominantes por su abundancia numérica fueron: *Eugerres plumieri*, *E. gula* y *D. rhombeus*; por su frecuencia de aparición: *E. plumieri*,

Ariopsis felis y *Anchoa hepsetus*. Ayala-Pérez *et al.*, (2012a) identificaron 94 especies agrupadas en 65 géneros y 38 familias. Las especies dominantes más importantes fueron *C. melanopus*, *A. felis* y *Bagre marinus*.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

- Analizar comparativamente la composición de las especies dominantes en la Laguna de Términos y su relación con la variabilidad ambiental (temperatura del agua, salinidad, oxígeno disuelto y pH) por época climática.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Describir la variabilidad ambiental de la Laguna de Términos por época climática.
- Determinar las especies dominantes utilizando el Índice de Importancia Relativa (IIR) en la Laguna de Términos por época climática.
- Elaborar mapas de distribución espacio-temporal de las principales especies dominantes en la Laguna de Términos por época climática.
- Discutir la relación de la variabilidad ambiental con la estructura de las especies dominantes por época climática.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. ÁREA DE ESTUDIO

La laguna de Términos se localiza en el extremo sur del golfo de México entre las coordenadas 18°01'54" y 19°13' 30" de latitud Norte y 92°32'33" y 90°59' 15" de longitud Oeste (Figura 1). Esta laguna se encuentra dentro del APFFLT, la cual está entre los municipios de Carmen, Palizada y Champotón (SEMARNAP, 1997).

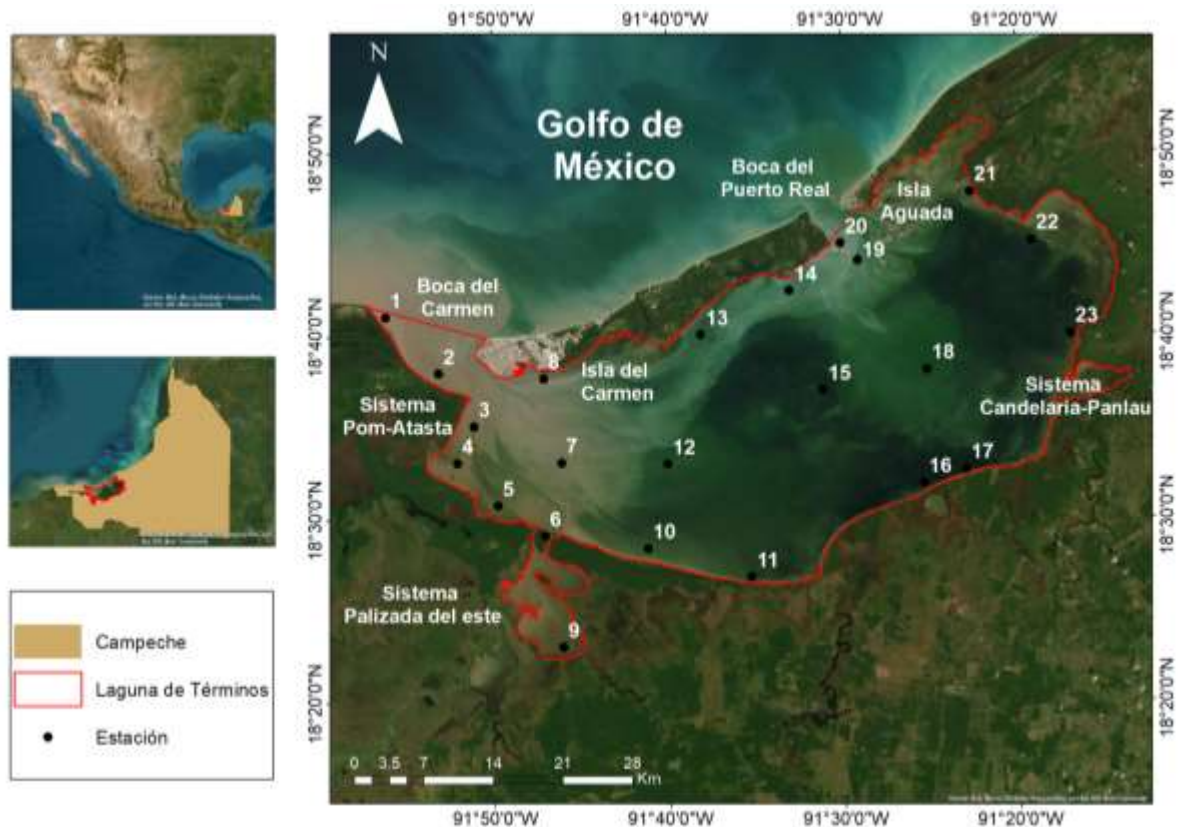


Figura 1. Ubicación del sitio de muestreo y localización de las 23 estaciones de muestreo.

El clima de la región es húmedo tropical con precipitaciones anuales que van desde 1100–2000 mm (Pérez-Ceballos *et al.*, 2018). En esta región del golfo de México se caracteriza por presentar tres épocas climáticas: secas de febrero a mayo, cuando se registra una temperatura ambiente promedio de 28 °C y precipitaciones promedio de 164 mm, con vientos principalmente del sureste; lluvias de junio a septiembre, con temperatura media de 28 °C y precipitación de 976 mm, con vientos predominantes del sureste; y la época de nortes de octubre a enero, temperatura de 24 °C y precipitación de 345 mm, con fuertes vientos del norte (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1983, Guevara, *et al.*, 2007a, Ayala-Pérez *et al.*, 2014).

5.2. ACTIVIDADES DE GABINETE

Para esta investigación, se utilizó información obtenida por el Laboratorio de Ecología Aplicada de la Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco. Los datos de parámetros fisicoquímicos (temperatura, salinidad, pH, oxígeno y profundidad) y de ictiofauna (longitud total, longitud estándar y peso), fueron obtenidos de 19 campañas mensuales en 23 sitios de muestreo distribuidos en el sistema LT durante septiembre de 1997 a marzo de 1999 (Ayala-Pérez *et al.*, 2003). Para la representación del

comportamiento de los datos (e. g. mínimos, máximos, desviación estándar, media), se realizaron gráficos de caja y bigote con el programa STATISTICA V 10.0.

En el caso del análisis de datos se realizaron pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (Flores-Ruiz, *et al.*, 2017). Considerando las pruebas de normalidad se utilizó el análisis de comparación de medias no paramétricas de Kruskal-Wallis entre las variables fisicoquímicas y las épocas de muestreo (Mendoza-Mojica *et al.*, 2013).

Para estimar a las especies dominantes por época climática se consideró la abundancia numérica, peso y frecuencia de aparición de acuerdo al Índice de Importancia Relativa (IIR) modificado por Koranteng (2001), el cual se define como:

$$IRI = \% W * \% N * \% F$$

Dónde:

% W= Porcentaje de la contribución en peso de la especie a la captura total.

% N= Porcentaje de la contribución en número de la especie a la captura total.

% F= Porcentaje de la frecuencia de aparición de la especie en relación con el número total de estaciones.

Finalmente, para determinar las especies dominantes por época climática se consideró los valores del IIR, las especies con valores ≥ 20 se consideraron como especies dominantes (Ayala *et al.*, 2008).

Para el desarrollo de los mapas de distribución se eligieron a las tres especies con los mayores valores de IIR en las tres épocas climáticas, mediante biomasa (g/m^2), densidad (ind/m^2) y peso promedio ($g/ind.$) (Ayala-Pérez *et al.*, 2012a). Las interpolaciones se realizaron mediante la técnica de IDW (Inverse Distance Weighting). Se utilizó el IDW debido a las bases de datos pequeñas, y a la distancia de muestreo, ya que es muy grande e incluso la distancia de muestreo es mayor al rango de la correlación espacial (Kravchenko, 2003). Los mapas de distribución se elaboraron con ayuda del programa ArcMap V. 10.8.

Finalmente, se realizó un análisis de correspondencia canónica para correlacionar la distribución de las especies dominantes con los parámetros fisicoquímicos, utilizando el programa MVSP 3.22. Los parámetros fisicoquímicos incluidos fueron temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto (Ayala-Pérez *et al.*, 2003).

6. RESULTADOS

El comportamiento de la temperatura por época climática mostró que el valor promedio mínimo para la superficie se presentó en la época de nortes de 1997 (N97) con 27°C y el máximo en lluvias de 1998 (LL98) con 30°C. Por otra parte, para fondo el valor mínimo se presentó en la época de N97 con 26.7°C y el máximo en LL98 con 29.9°C. Los valores promedio de oxígeno en la superficie fueron de 6.4 mg L⁻¹ en N97, 6.7 mg L⁻¹ en secas 1998 (S98), 5.9 mg L⁻¹ en LL98 y 6.7 mg L⁻¹ en nortes 1998 (N98). En cuanto al fondo los valores fueron de 6.1 mg L⁻¹ en N97, 6.0 mg L⁻¹ en S98, 5.6 mg L⁻¹ en LL98 y 6.1 mg L⁻¹ en N98. El comportamiento de la salinidad mostró que el valor mínimo para la superficie se presentó en la época de N98 con 18.7 ups y el máximo en LL98 con 28.6 ups. Por otra parte, para el fondo el valor mínimo se presentó en la época de N98 con 20.1 ups y el máximo en S98 con 29.9 ups. Los valores promedio de pH por épocas climáticas no mostraron diferencias significativas (Fig. 2).

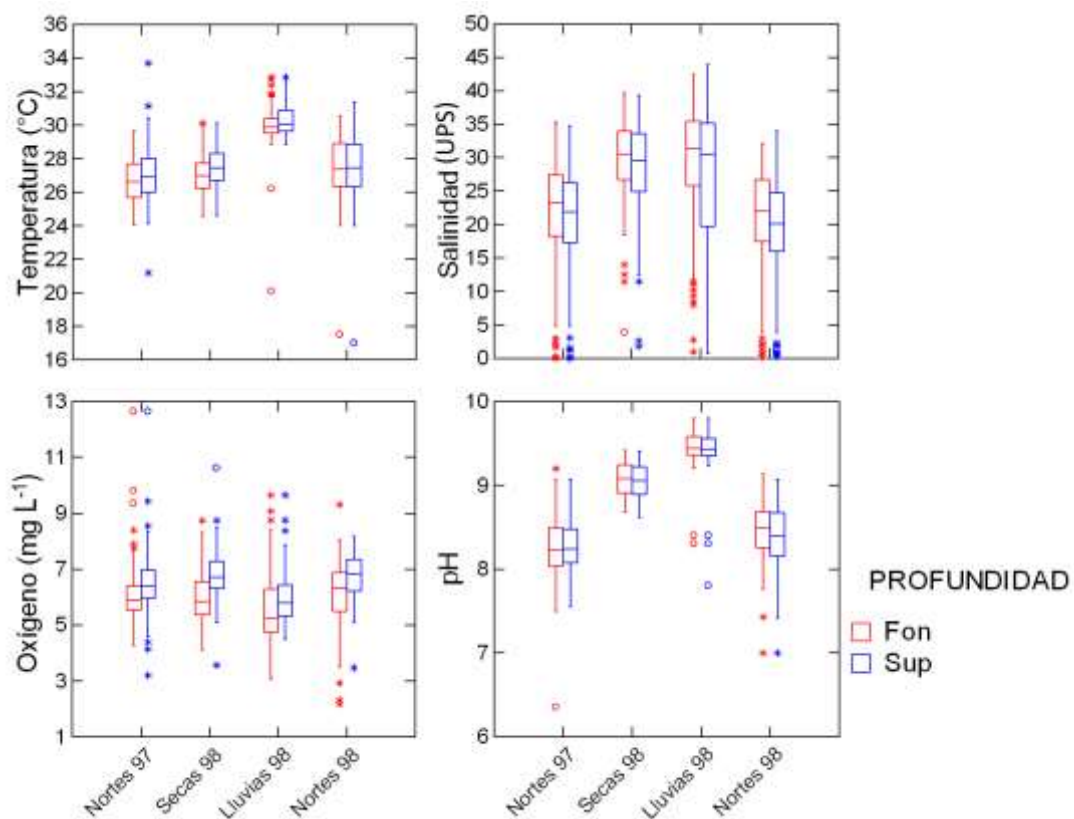


Figura 2. Variación por época climática en la LT, Campeche.

El análisis de comparación de medias de grupos Kruskal-Wallis entre la superficie y el fondo durante las épocas climáticas no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$). La comparación entre las épocas climáticas de los años 1997 y 1998, y los parámetros

de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH registraron diferencias significativas, estas relaciones se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Comparación entre variables ambientales agrupadas por épocas climáticas.

| Variable | Temporada | Valor p |
|------------------|-------------|---------|
| Temperatura | N97 vs LL98 | p<0.05 |
| | S98 vs LL98 | p<0.05 |
| | LL98 vs N98 | p<0.05 |
| Salinidad | N98 vs S98 | p<0.05 |
| | N97 vs LL98 | p<0.05 |
| | N98 vs S98 | p<0.05 |
| | LL98 vs N98 | p<0.05 |
| Oxígeno Disuelto | N97 vs LL98 | p<0.05 |
| | S98 vs LL98 | p<0.05 |
| | N98 vs LL98 | p<0.05 |
| pH | N97 vs S98 | p<0.05 |
| | N97 vs LL98 | p<0.05 |
| | S98 vs LL98 | p<0.05 |
| | S98 vs N98 | p<0.05 |
| | N98 vs LL98 | p<0.05 |

Durante el periodo de muestreo se capturó un total de 22,637 peces con un peso de 508.09 kg. El análisis de estos especímenes permitió identificar 103 especies, agrupadas en 75 géneros, pertenecientes a 43 familias (Tabla 2). Las especies más importantes por su abundancia numérica son *C. melanopus* que representa al 26.8% (6066 ind.) de la captura total, seguida por *D. rhombeus* con el 19.5% (4417 ind.). La especie más abundante en N97 y LL98 fue *C. melanopus*, mientras *D. rhombeus* fue la especie más abundante en S98 y N98.

Tabla 2. Lista sistemática de los peces recolectados en este estudio en la Laguna de Términos. (*) Especies presentes en las épocas climáticas.

| Familia | Género | Especie | N97 | S98 | LL98 | N98 |
|----------------|--------------------|-------------------------------|------|-----|------|------|
| Achiridae | <i>Achirus</i> | <i>Achirus lineatus</i> | 15 | 5 | 4 | 9 |
| | <i>Trinectes</i> | <i>Trinectes maculatus</i> | 7 | 4 | 1 | 2 |
| Alosidae | <i>Brevoortia</i> | <i>Brevoortia gunteri</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Anisotremus | <i>Anisotremus</i> | <i>Anisotremus virginicus</i> | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Ariidae | <i>Ariopsis</i> | <i>Ariopsis felis</i> | 513 | 23 | 156 | 131 |
| | <i>Bagre</i> | <i>Bagre marinus</i> | 279 | 60 | 87 | 352 |
| | <i>Cathorops</i> | <i>Cathorops melanopus</i> | 1676 | 876 | 1899 | 1615 |
| Batrachoididae | <i>Opsanus</i> | <i>Opsanus beta</i> | 0 | 1 | 1 | 2 |

| | | | | | | |
|--------------------|---------------------------|----------------------------------|-----|-----|----|-----|
| | <i>Porichthys</i> | <i>Porichthys porosissimus</i> | 12 | 1 | 1 | 5 |
| Belonidae | <i>Strongylura</i> | <i>Strongylura notata</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Carangidae | <i>Caranx</i> | <i>Caranx crysos</i> | 3 | 0 | 0 | 3 |
| | <i>Caranx</i> | <i>Caranx hippos</i> | 5 | 0 | 0 | 12 |
| | <i>Chloroscombrus</i> | <i>Chloroscombrus chrysurus</i> | 232 | 100 | 10 | 270 |
| | <i>Hemicaranx</i> | <i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> | 10 | 3 | 1 | 2 |
| | <i>Oligoplites</i> | <i>Oligoplites saurus</i> | 3 | 0 | 9 | 13 |
| | <i>Selene</i> | <i>Selene setapinnis</i> | 8 | 0 | 4 | 5 |
| | <i>Selene</i> | <i>Selene vomer</i> | 17 | 20 | 3 | 25 |
| | <i>Trachinotus</i> | <i>Trachinotus carolinus</i> | 0 | 0 | 0 | 3 |
| | <i>Trachinotus</i> | <i>Trachinotus falcatus</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Trachinotus</i> | <i>Trachinotus goodei</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| Centropomidae | <i>Centropomus</i> | <i>Centropomus parallelus</i> | 3 | 14 | 7 | 12 |
| | <i>Centropomus</i> | <i>Centropomus poeyi</i> | 0 | 1 | 0 | 2 |
| Cichlidae | <i>Mayaheros</i> | <i>Mayaheros urophthalmus</i> | 1 | 0 | 4 | 1 |
| | <i>Oreochromis</i> | <i>Oreochromis niloticus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Oreochromis</i> | <i>Oreochromis sp</i> | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Cyclopsettidae | <i>Citharichthys</i> | <i>Citharichthys spilopterus</i> | 36 | 24 | 17 | 70 |
| | <i>Etropus</i> | <i>Etropus crossotus</i> | 17 | 0 | 0 | 12 |
| Cynoglossidae | <i>Symphurus</i> | <i>Symphurus civitatum</i> | 42 | 6 | 11 | 21 |
| | <i>Symphurus</i> | <i>Symphurus plagiusa</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Dasyatidae | <i>Dasyatis</i> | <i>Dasyatis sabina</i> | 3 | 11 | 27 | 13 |
| Diodontidae | <i>Chilomycterus</i> | <i>Chilomycterus schoepfii</i> | 7 | 2 | 10 | 9 |
| Dorosomatidae | <i>Dorosoma</i> | <i>Dorosoma anale</i> | 16 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Dorosoma</i> | <i>Dorosoma petenense</i> | 1 | 1 | 4 | 6 |
| | <i>Harengula</i> | <i>Harengula jaguana</i> | 47 | 13 | 34 | 27 |
| | <i>Opisthonema</i> | <i>Opisthonema oglinum</i> | 1 | 1 | 1 | 10 |

| | | | | | | |
|---------------|-----------------------|----------------------------------|------|------|-----|------|
| | <i>Sardinella</i> | <i>Sardinella janeiro</i> | 0 | 0 | 6 | 0 |
| Eleotridae | <i>Dormitator</i> | <i>Dormitator maculatus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Elopidae | <i>Elops</i> | <i>Elops saurus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Engraulidae | <i>Anchoa</i> | <i>Anchoa hepsetus</i> | 41 | 0 | 8 | 0 |
| | <i>Anchoa</i> | <i>Anchoa mitchilli</i> | 281 | 83 | 81 | 91 |
| | <i>Cetengraulis</i> | <i>Cetengraulis edentulus</i> | 236 | 244 | 32 | 235 |
| Ephippidae | <i>Chaetodipterus</i> | <i>Chaetodipterus faber</i> | 110 | 32 | 56 | 92 |
| Epinephelidae | <i>Epinephelus</i> | <i>Epinephelus itajara</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| | <i>Mycteroperca</i> | <i>Mycteroperca bonaci</i> | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Gerreidae | <i>Diapterus</i> | <i>Diapterus auratus</i> | 11 | 5 | 4 | 23 |
| | <i>Diapterus</i> | <i>Diapterus rhombeus</i> | 1053 | 1151 | 561 | 1652 |
| | <i>Eucinostomus</i> | <i>Eucinostomus argenteus</i> | 35 | 33 | 55 | 62 |
| | <i>Eucinostomus</i> | <i>Eucinostomus gula</i> | 96 | 504 | 236 | 254 |
| | <i>Eucinostomus</i> | <i>Eucinostomus melanopterus</i> | 1 | 0 | 0 | 17 |
| | <i>Eugerres</i> | <i>Eugerres plumieri</i> | 168 | 115 | 259 | 221 |
| | <i>Gerres</i> | <i>Gerres cinereus</i> | 34 | 0 | 0 | 0 |
| Gobiidae | <i>Bathygobius</i> | <i>Bathygobius soporator</i> | 0 | 4 | 1 | 0 |
| | <i>Gobioides</i> | <i>Gobioides broussonnetii</i> | 5 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Gobionellus</i> | <i>Gobionellus oceanicus</i> | 1 | 1 | 3 | 2 |
| Haemulidae | <i>Conodon</i> | <i>Conodon nobilis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| | <i>Haemulon</i> | <i>Haemulon aurolineatum</i> | 1 | 0 | 1 | 3 |
| | <i>Haemulon</i> | <i>Haemulon bonariense</i> | 0 | 2 | 17 | 6 |
| | <i>Haemulon</i> | <i>Haemulon plumierii</i> | 0 | 0 | 2 | 4 |
| | <i>Orthopristis</i> | <i>Orthopristis chrysoptera</i> | 0 | 3 | 49 | 13 |
| Labridae | <i>Nicholsina</i> | <i>Nicholsina usta usta</i> | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Lobotidae | <i>Lobotes</i> | <i>Lobotes surinamensis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Lutjanidae | <i>Lutjanus</i> | <i>Lutjanus analis</i> | 2 | 0 | 8 | 10 |

| | | | | | | |
|------------------|------------------------|-------------------------------------|-----|-----|-----|-----|
| | <i>Lutjanus</i> | <i>Lutjanus apodus</i> | 0 | 0 | 9 | 2 |
| | <i>Lutjanus</i> | <i>Lutjanus griseus</i> | 8 | 7 | 41 | 38 |
| | <i>Lutjanus</i> | <i>Lutjanus synagris</i> | 50 | 7 | 42 | 40 |
| | <i>Ocyurus</i> | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 0 | 0 | 5 | 11 |
| Monacanthidae | <i>Monacanthus</i> | <i>Monacanthus ciliatus</i> | 0 | 0 | 1 | 1 |
| | <i>Stephanolepis</i> | <i>Stephanolepis hispidus</i> | 0 | 4 | 1 | 0 |
| Mugilidae | <i>Mugil</i> | <i>Mugil cephalus</i> | 0 | 1 | 1 | 0 |
| | <i>Mugil</i> | <i>Mugil curema</i> | 3 | 1 | 0 | 2 |
| Muraenidae | <i>Gymnothorax</i> | <i>Gymnothorax saxicola</i> | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ophichthidae | <i>Ophichthus</i> | <i>Ophichthus gomesii</i> | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Ostraciidae | <i>Acanthostracion</i> | <i>Acanthostracion quadricornis</i> | 2 | 3 | 7 | 11 |
| Polynemidae | <i>Polydactylus</i> | <i>Polydactylus octonemus</i> | 89 | 6 | 2 | 12 |
| Potamotrygonidae | <i>Himantura</i> | <i>Himantura schmardae</i> | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Sciaenidae | <i>Bairdiella</i> | <i>Bairdiella chrysoura</i> | 435 | 152 | 286 | 241 |
| | <i>Bairdiella</i> | <i>Bairdiella ronchus</i> | 73 | 44 | 57 | 49 |
| | <i>Corvula</i> | <i>Corvula sanctaeluciae</i> | 17 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Cynoscion</i> | <i>Cynoscion arenarius</i> | 114 | 43 | 87 | 155 |
| | <i>Cynoscion</i> | <i>Cynoscion nebulosus</i> | 11 | 2 | 5 | 17 |
| | <i>Cynoscion</i> | <i>Cynoscion nothus</i> | 6 | 0 | 0 | 0 |
| | <i>Menticirrhus</i> | <i>Menticirrhus americanus</i> | 3 | 7 | 7 | 23 |
| | <i>Menticirrhus</i> | <i>Menticirrhus saxatilis</i> | 5 | 2 | 12 | 0 |
| | <i>Micropogonias</i> | <i>Micropogonias undulatus</i> | 42 | 22 | 43 | 60 |
| | <i>Stellifer</i> | <i>Stellifer lanceolatus</i> | 283 | 90 | 119 | 276 |
| Sparidae | <i>Archosargus</i> | <i>Archosargus probatocephalus</i> | 4 | 7 | 2 | 8 |
| | <i>Archosargus</i> | <i>Archosargus rhomboidalis</i> | 174 | 128 | 404 | 259 |
| | <i>Calamus penna</i> | <i>Calamus penna</i> | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | <i>Lagodon</i> | <i>Lagodon rhomboides</i> | 0 | 0 | 0 | 10 |

| | | | | | | |
|----------------|---------------------|--------------------------------|-----|----|-----|-----|
| Stromateidae | <i>Peprilus</i> | <i>Peprilus paru</i> | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Syngnathidae | <i>Hippocampus</i> | <i>Hippocampus erectus</i> | 1 | 2 | 0 | 0 |
| | <i>Syngnathus</i> | <i>Syngnathus louisianae</i> | 0 | 2 | 0 | 0 |
| | <i>Syngnathus</i> | <i>Syngnathus scovelli</i> | 0 | 1 | 1 | 0 |
| Synodontidae | <i>Synodus</i> | <i>Synodus foetens</i> | 35 | 18 | 12 | 45 |
| Tetraodontidae | <i>Lagocephalus</i> | <i>Lagocephalus laevigatus</i> | 0 | 0 | 0 | 4 |
| | <i>Sphoeroides</i> | <i>Sphoeroides greeleyi</i> | 11 | 11 | 9 | 8 |
| | <i>Sphoeroides</i> | <i>Sphoeroides nephelus</i> | 110 | 35 | 14 | 42 |
| | <i>Sphoeroides</i> | <i>Sphoeroides spengleri</i> | 2 | 0 | 3 | 2 |
| | <i>Sphoeroides</i> | <i>Sphoeroides testudineus</i> | 117 | 85 | 189 | 127 |
| Trichiuridae | <i>Trichiurus</i> | <i>Trichiurus lepturus</i> | 37 | 19 | 5 | 43 |
| Triglidae | <i>Prionotus</i> | <i>Prionotus carolinus</i> | 15 | 5 | 5 | 4 |
| | <i>Prionotus</i> | <i>Prionotus scitulus</i> | 0 | 6 | 1 | 13 |
| Urotrygonidae | <i>Urobatis</i> | <i>Urobatis jamaicensis</i> | 1 | 2 | 5 | 6 |

El IIR permitió identificar un total de 19 especies dominantes, de las cuales 10 son residentes (Tabla 2). En la época de N97 se identificaron 16 especies dominantes, en S98 y LL98 se identificaron 14 especies y finalmente se identificaron 15 especies dominantes durante la época N98. Las especies dominantes más abundantes fueron *C. melanopus*, *D. rhombeus* y *A. rhomboidalis* (Figura 3).

Tabla 2. Índice de Importancia Relativa (IIR) de las especies dominantes por época climática. El ordenamiento sistemático se realizó de acuerdo con Nelson (2006).

(*) Especies presentes en las tres épocas climáticas.

| Espece | Nortes 1997 | Secas 1998 | Lluvias 1998 | Nortes 1998 |
|------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| <i>Cetengraulis edentulus</i> | 164.25 | 1008.74 | 0 | 180.18 |
| <i>Ariopsis felis</i> | 2866.67 | 0 | 82.51 | 120.89 |
| <i>Bagre marinus</i> * | 217.89 | 20.88 | 27.22 | 411.42 |
| <i>Cathorops melanopus</i>* | 23716.75 | 20377.51 | 57347.29 | 29902.96 |
| <i>Synodus foetens</i> | 0 | 0 | 0 | 35.85 |
| <i>Chloroscombrus chrysurus</i> | 42.28 | 0 | 0 | 58.17 |
| <i>Lutjanus griseus</i> | 0 | 0 | 31.37 | 0 |

| | | | | |
|---|----------------|----------------|----------------|----------------|
| <i>Diapterus rhombeus</i>* | 3328.50 | 9708.89 | 1066.20 | 8101.33 |
| <i>Eucinostomus gula</i> | 0 | 1164.91 | 161.56 | 163.04 |
| <i>Eugerres plumieri</i> * | 929.99 | 1126.56 | 3069.19 | 1546.37 |
| <i>Polydactylus octonemus</i> | 91.25 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bairdiella chryoura</i> * | 1063.56 | 184.35 | 738.31 | 500.18 |
| <i>Bairdiella ronchus</i> | 42.70 | 27.71 | 23.75 | 0 |
| <i>Cynoscion arenarius</i> * | 57.90 | 21.44 | 24.85 | 86.24 |
| <i>Stellifer lanceolatus</i> * | 141.76 | 37.04 | 51.25 | 168.21 |
| <i>Chaetodipterus faber</i> * | 462.19 | 63.73 | 131.65 | 213.0 |
| <i>Archosargus rhomboidalis</i>* | 1179.37 | 1149.20 | 2831.83 | 1723.18 |
| <i>Sphoeroides nephelus</i> | 92.56 | 25.70 | 0 | 0 |
| <i>Sphoeroides testudineus</i> * | 344.13 | 306.55 | 964.35 | 730.28 |

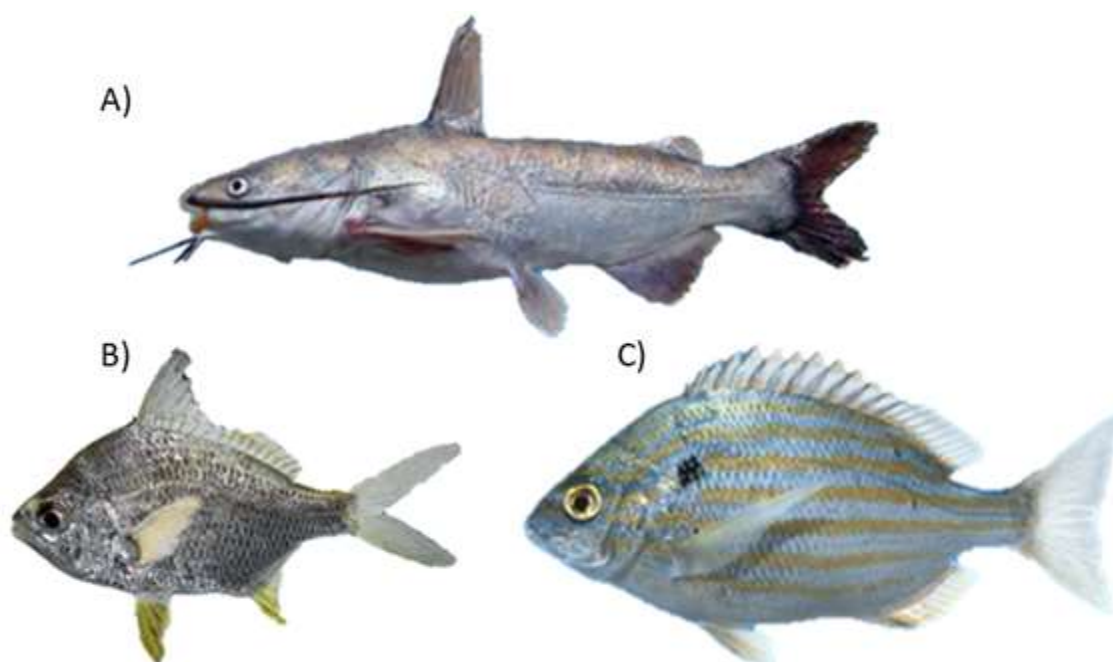


Figura 3. Especies residentes y más abundantes en la Laguna de Términos. A) *Cathorops melanopus*; B) *Diapterus rhombeus*; y C) *Archosargus rhomboidalis*. Fotografías: Luis Amado Ayala Pérez.

Por otro lado, las interpolaciones de las especies más importantes muestran que la biomasa de estas especies se concentra en sitios específicos a lo largo de las épocas climáticas. En N97 la biomasa más alta de *C. melanopus* alcanzó los 3.12 g/m² cerca del sistema Palizada del este (estación 5); en S98 registro 3.77 g/m² en la parte noreste de LT (estación 22); en LL98 se observó un máximo de 8.62 g/m² cerca del sistema Palizada del este (estación 6); y en N98 fue de 4.93 g/m² cerca de Isla Aguada (estación 21) (Figura 4). La mayor biomasa de *D. rhombeus* en N97 alcanzó un máximo de 1.21 g/m² cerca de la boca del Puerto Real (estación 14); mientras en S98 fue de 2.10 g/m² cerca de Isla Aguada (estación 21); en LL98 y N98 cerca de Isla del

Carmen (estación 8) se registró un máximo de 0.67 g/m^2 y 1.54 g/m^2 respectivamente (Figura 5). Asimismo, en N97 se registró la mayor biomasa de *A. rhomboidalis* alcanzando un valor de 2.05 g/m^2 en la parte noreste de LT (estación 22); mientras en S98 se observó un máximo de 1.07 g/m^2 cerca de la boca del Puerto Real (estación 14); en LL98 fue de 1.43 g/m^2 cerca de Isla del Carmen (estación 8) y en N98 alcanzó 1.57 g/m^2 cerca de la boca del Puerto Real (estación 14) (Figura 6).

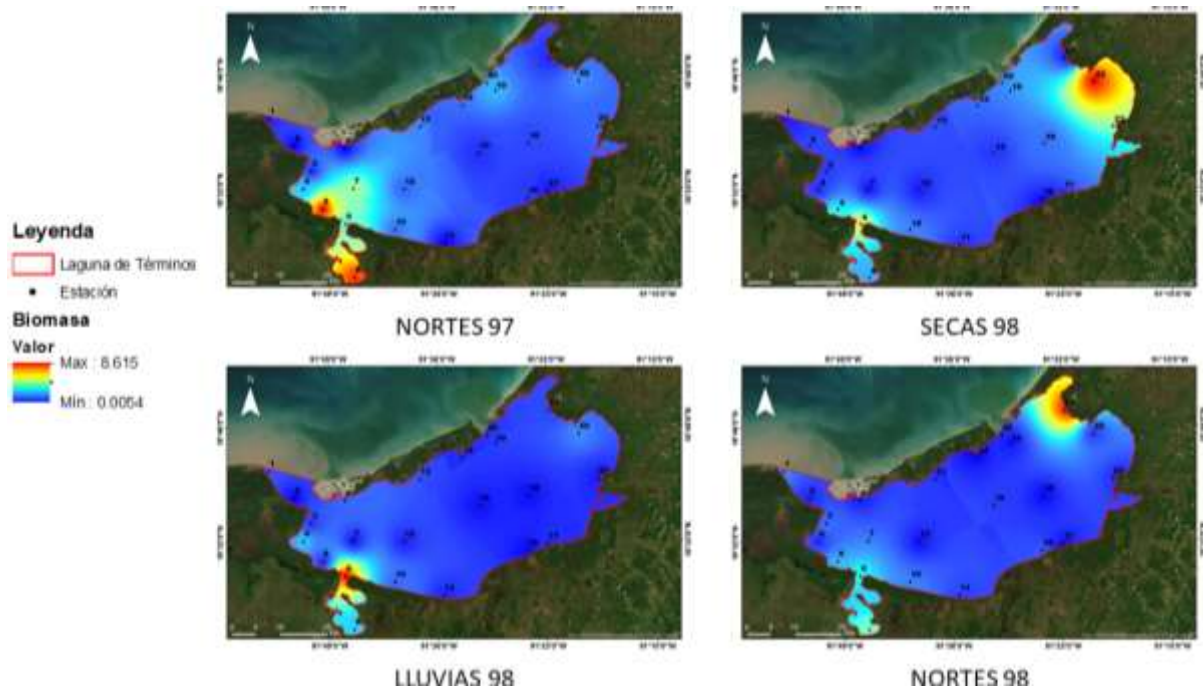


Figura 4. Biomasa de *Cathorops melanopus* (g/m^2) por época climática en la LT, Campeche.

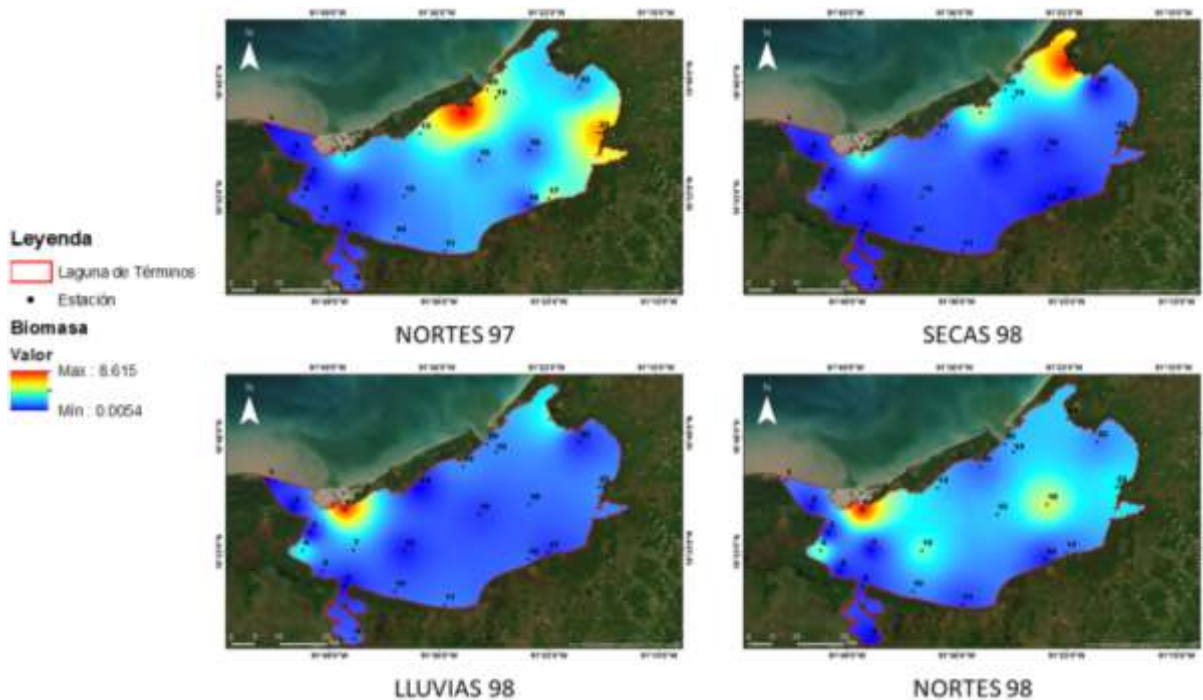


Figura 5. Biomasa de *Diapterus rhombeus* (g/m^2) por época climática en la LT, Campeche.

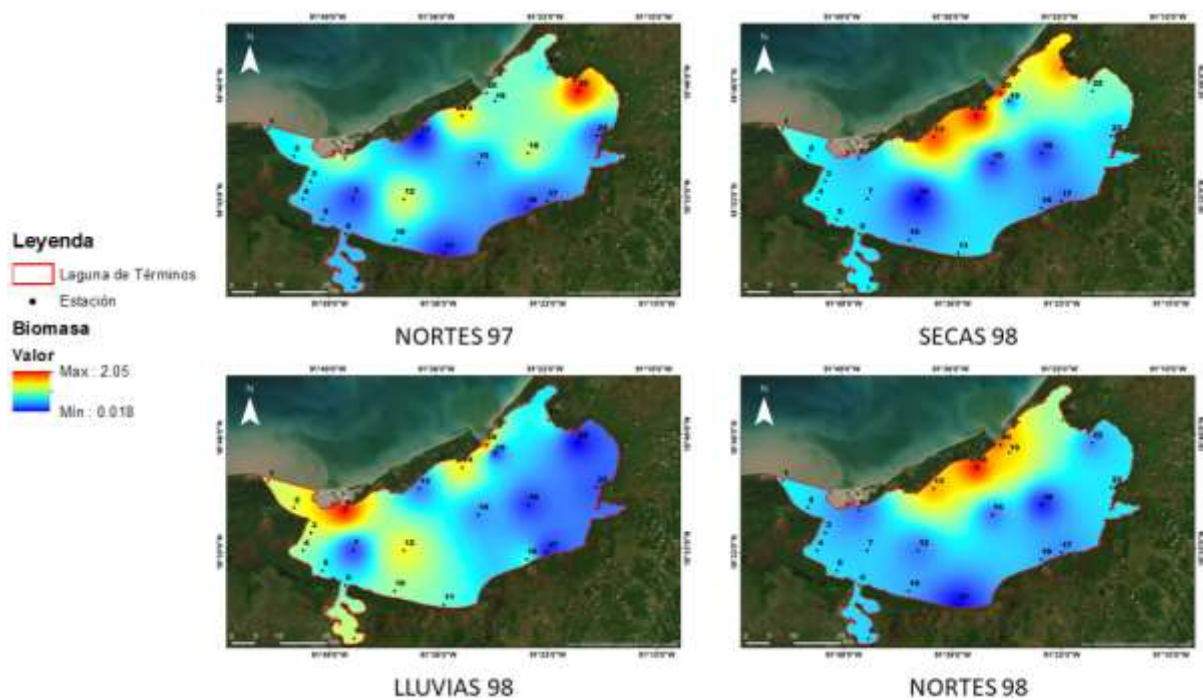


Figura 6. Biomasa de *Archosargus rhomboidalis* (g/m^2) por época climática en la LT, Campeche.

La densidad observada para las especies dominantes más importantes se concentra en puntos específicos a lo largo de las distintas épocas climáticas. La densidad más alta de *C. melanopus* en N97 fue de $0.26 \text{ ind}/\text{m}^2$ en la estación 9, para las épocas de S98 ($0.12 \text{ ind}/\text{m}^2$), LL98 ($0.42 \text{ ind}/\text{m}^2$) y N98 ($0.14 \text{ ind}/\text{m}^2$) la mayor densidad se registró en el sistema Palizada del este (estación 6) (Figura 7). Del mismo modo la densidad de *D. rhombeus* durante N97 fue de $0.12 \text{ ind}/\text{m}^2$ cerca del sistema Candelaria-Panlau (estación 23); en S98 se observó un máximo de $0.24 \text{ ind}/\text{m}^2$ cerca de Isla Aguada (estación 21); para las épocas de LL98 ($0.11 \text{ ind}/\text{m}^2$) y N98 ($0.41 \text{ ind}/\text{m}^2$) la mayor densidad se alcanzó en Isla Aguada (estación 8) (Figura 8). La densidad más alta de *A. rhomboidalis* en N97 y S98 se registró cerca de la boca del Puerto Real (estación 14) con $0.016 \text{ ind}/\text{m}^2$ y $0.018 \text{ ind}/\text{m}^2$ respectivamente; en LL98 se reportó un máximo de $0.06 \text{ ind}/\text{m}^2$ en el sistema Palizada del este (estación 9); y en la época de N98 cerca de la boca del Puerto Real (estación 14) se registró un máximo de $0.04 \text{ ind}/\text{m}^2$ (Figura 9).

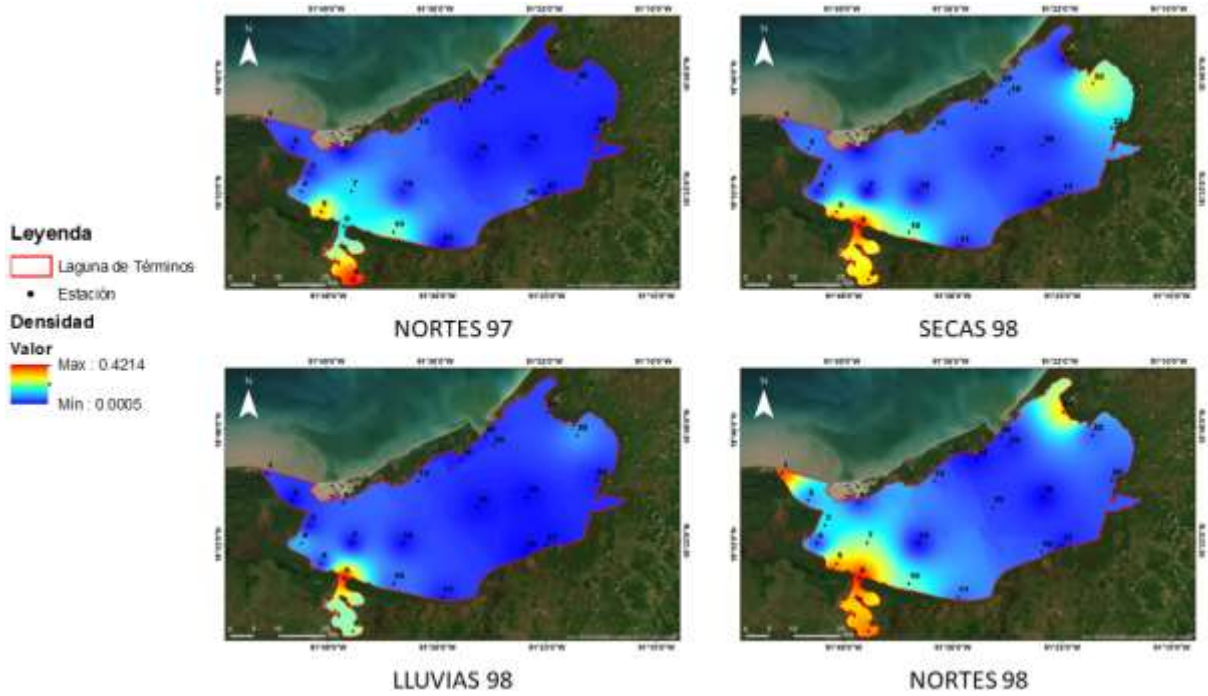


Figura 7. Densidad de *Cathorops melanopus* (ind/m²) por época climática en la LT, Campeche.

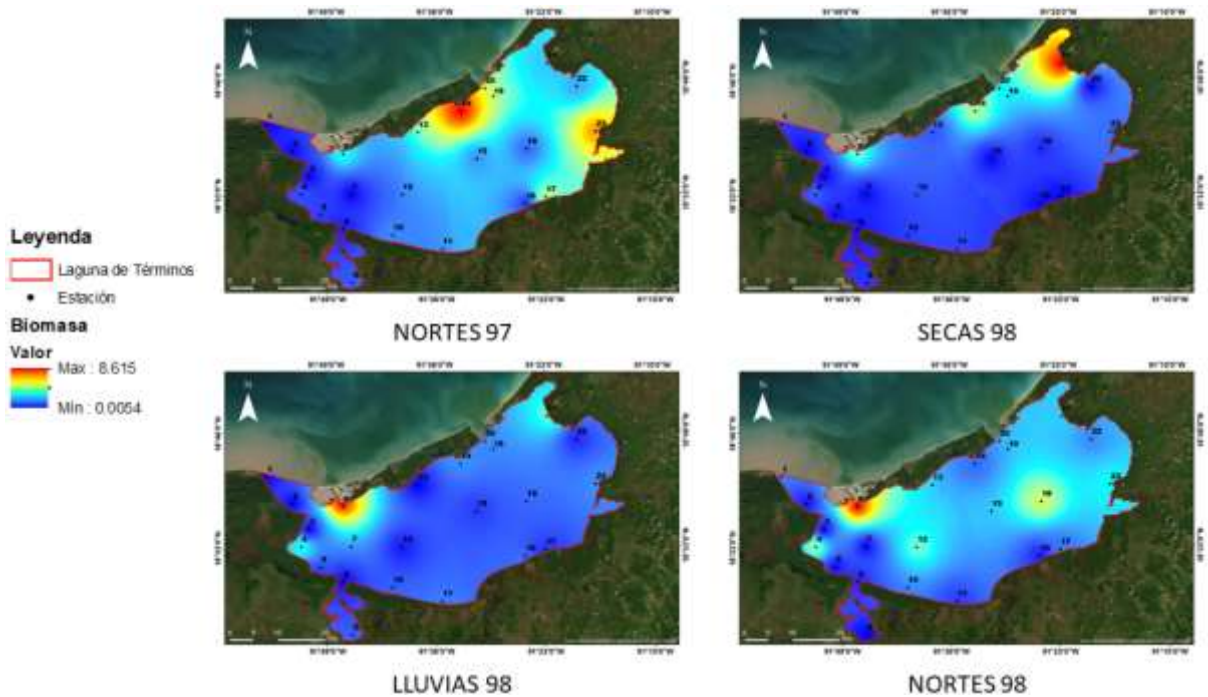


Figura 8. Densidad de *Diapterus rhombeus* (ind /m²) por época climática en la LT, Campeche.

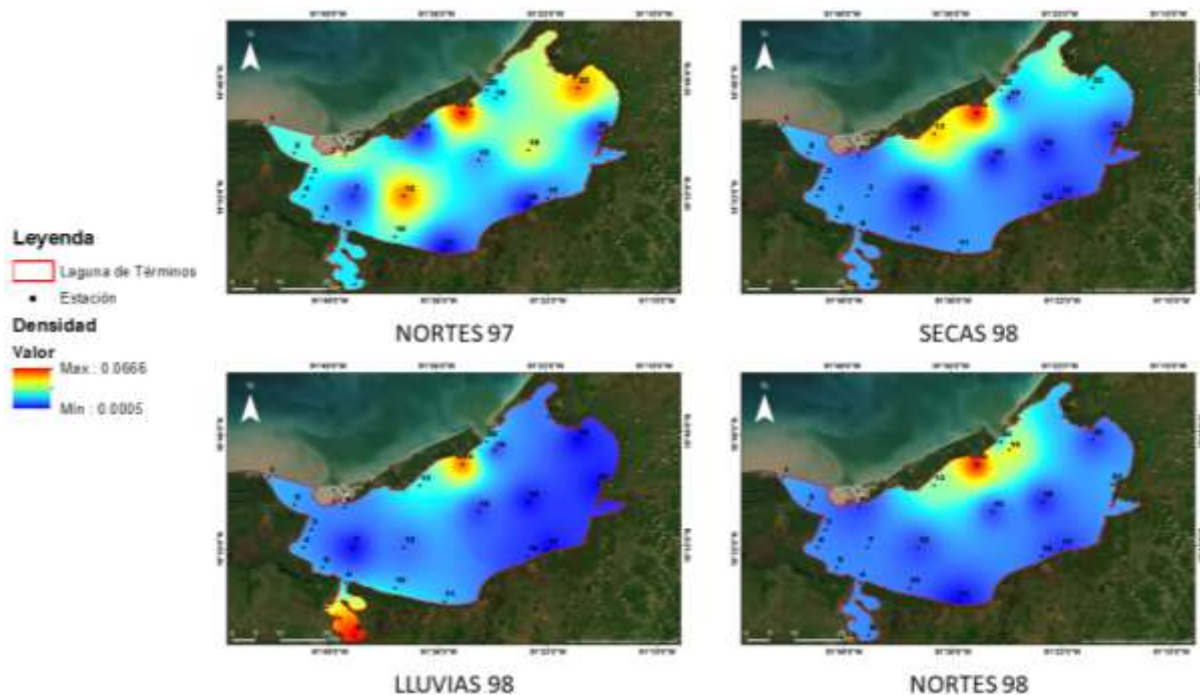


Figura 9. Densidad de *Archosargus rhomboidalis* (ind/m²) por época climática en la LT, Campeche.

Por otra parte, el mayor peso promedio de *C. melanopus* en N97 es de 167.73 g/ind. en la zona media de LT (estación 18); en S98 se alcanzó un máximo de 159.13 g/ind. en la parte noreste de LT (estación 22); en LL98 (263.75 g/ind.) y N98 (161.75 g/ind.), el máximo peso promedio se localizó cerca del sistema Candelaria-Panlau (estación 23) (Figura 10). El mayor peso promedio de *D. rhombeus* en N97 alcanzó 139.5 g/ind. en la parte de en medio de LT (estación 15); en S98 se registró 67.26 g/ind. en la Isla del Carmen (estación 13); en LL98 se reportó un máximo de 50.27 g/ind. cerca del sistema Candelaria-Panlau (estación 17); y en N98 fue de 43.72 g/ind en la boca del Carmen (estación 2) (Figura 11). Finalmente, el mayor peso promedio de *A. rhomboidalis* en N97 fue de 473.12 g/ind. concentrándose en la parte noreste de LT; en S98 se alcanzó los 386.35 g/ind. en la boca del Puerto Real (estación 20); en LL98 se registró 482.99 g/ind. en la Isla del Carmen (estación 8); y en N98 fue de 457.39 g/ind. en la boca del Puerto Real (estación 20) (Figura 12).

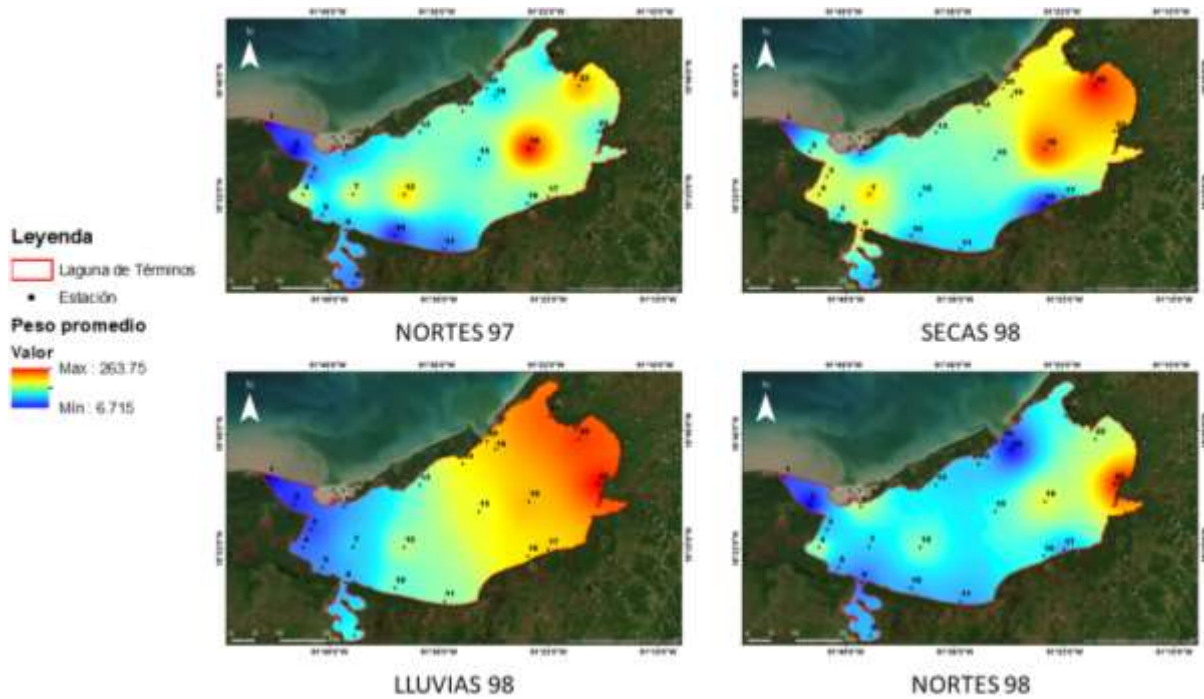


Figura 10. Peso promedio de *Cathorops melanopus* (g/ind.) por época climática en la LT, Campeche.

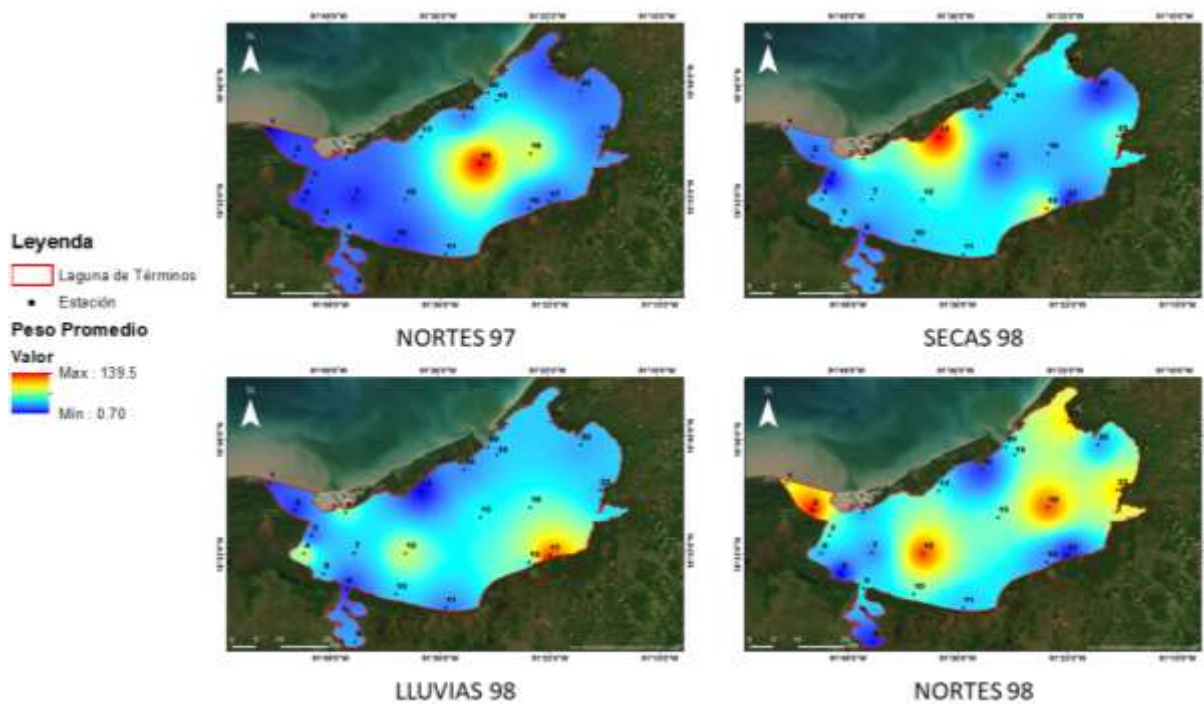


Figura 11. Peso promedio de *Diapterus rhombeus* (g/ind.) por época climática en la LT, Campeche.

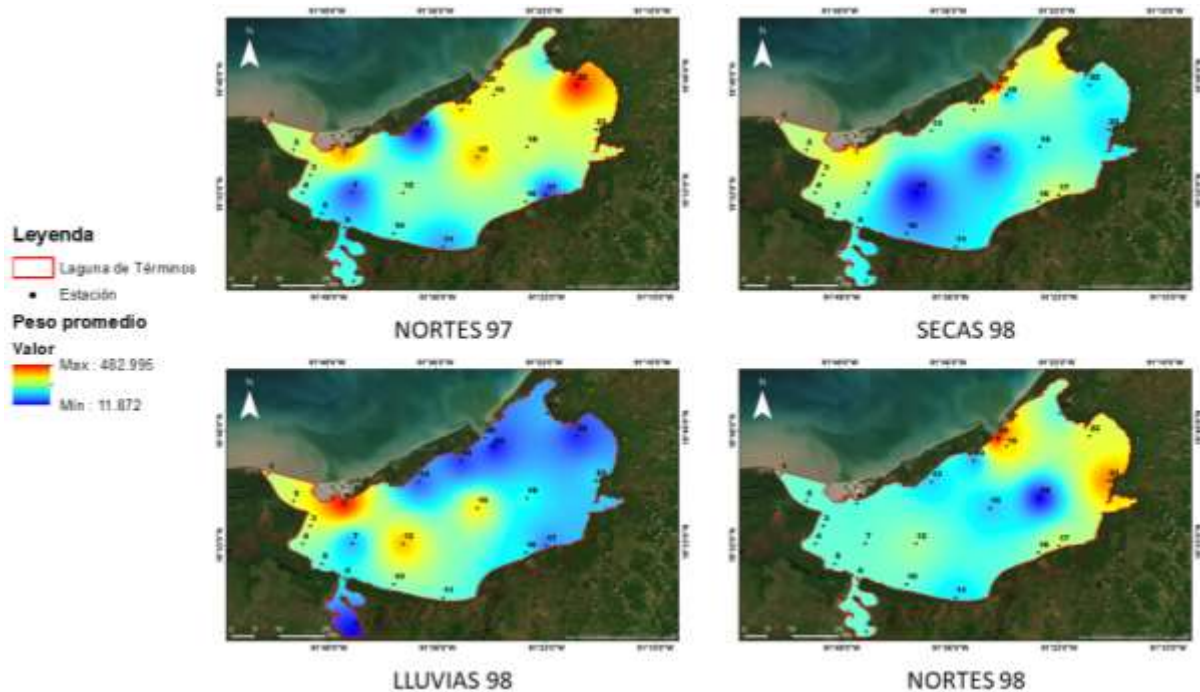
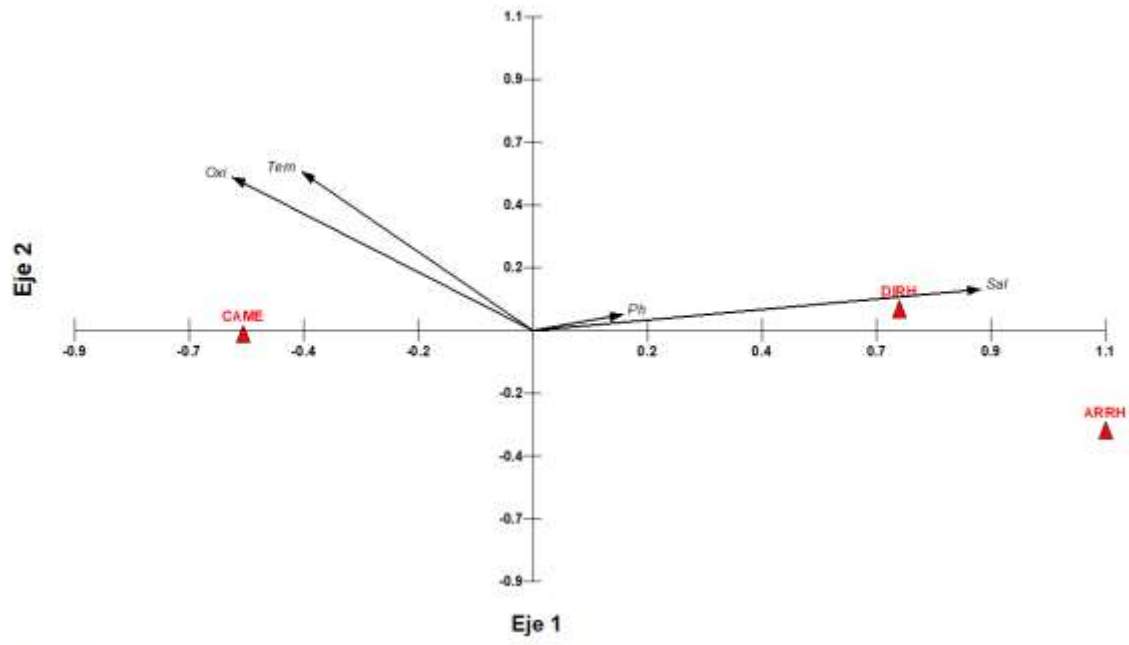
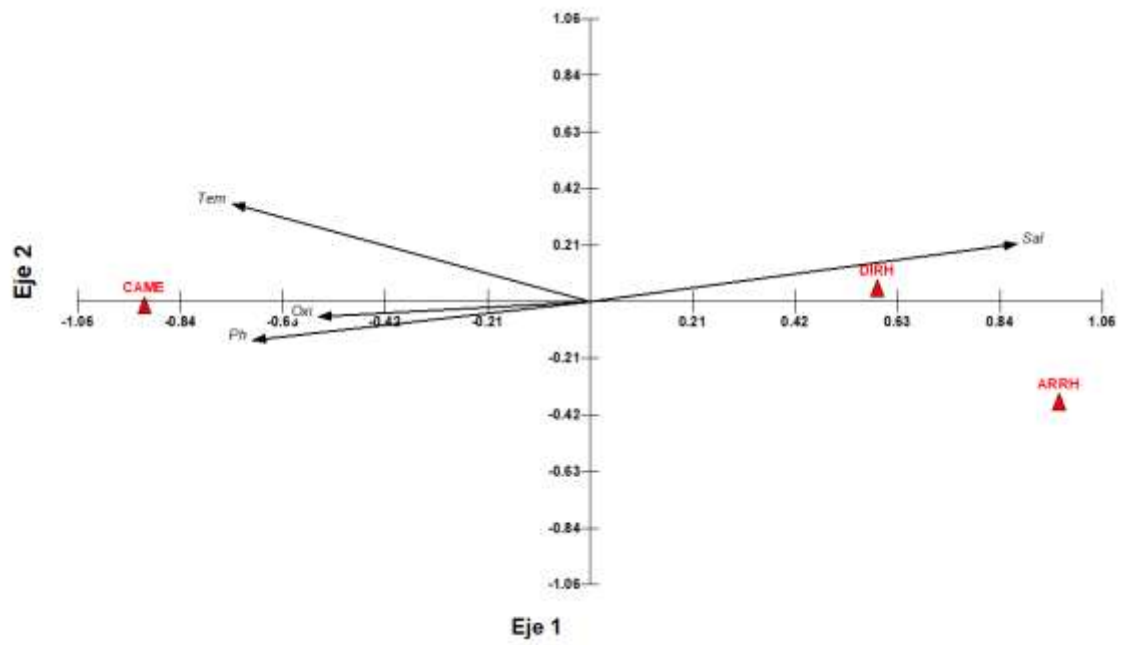


Figura 12. Peso promedio de *Archosargus rhomboidalis* (g/ind.) por época climática en la LT, Campeche.

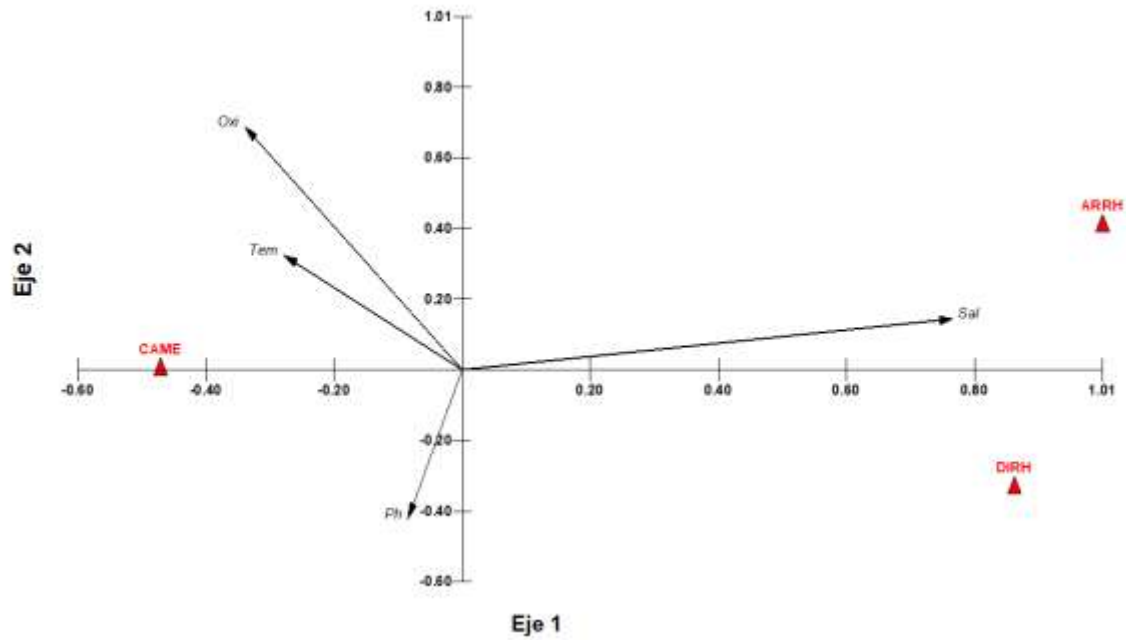
El ACC entre variables fisicoquímicas y abundancia de las especies dominantes se realizó con datos agrupados por época climática. En la época de N97 el análisis expuso eigenvalores de 0.44 en el eje 1 y 0.010 en el eje 2. Se destaca la relación directa entre la salinidad y la abundancia de *D. rhombeus* en el cuadrante 1. El resto de las especies dominantes no tienen relación con las variables fisicoquímicas. En el caso de época de S98, el ACC presentó eigenvalores de 0.58 para el eje 1 y de 0.01 para el eje 2. En el cuadrante 1 se destaca la relación entre la salinidad y *D. rhombeus*. Durante la época de LL98, el ACC tiene eigenvalores de 0.43 para el eje 1 y de 0.04 para el eje 2. Destaca la relación entre la salinidad y abundancia de *A. rhomboidalis* en el cuadrante 1. Finalmente, en la época de N98, el ACC tiene eigenvalores de 0.29 para el eje 1 y de 0.05 para el eje 2. Destaca la relación entre el oxígeno y abundancia de *C. melanopus* en el cuadrante 1. (Figura 13).



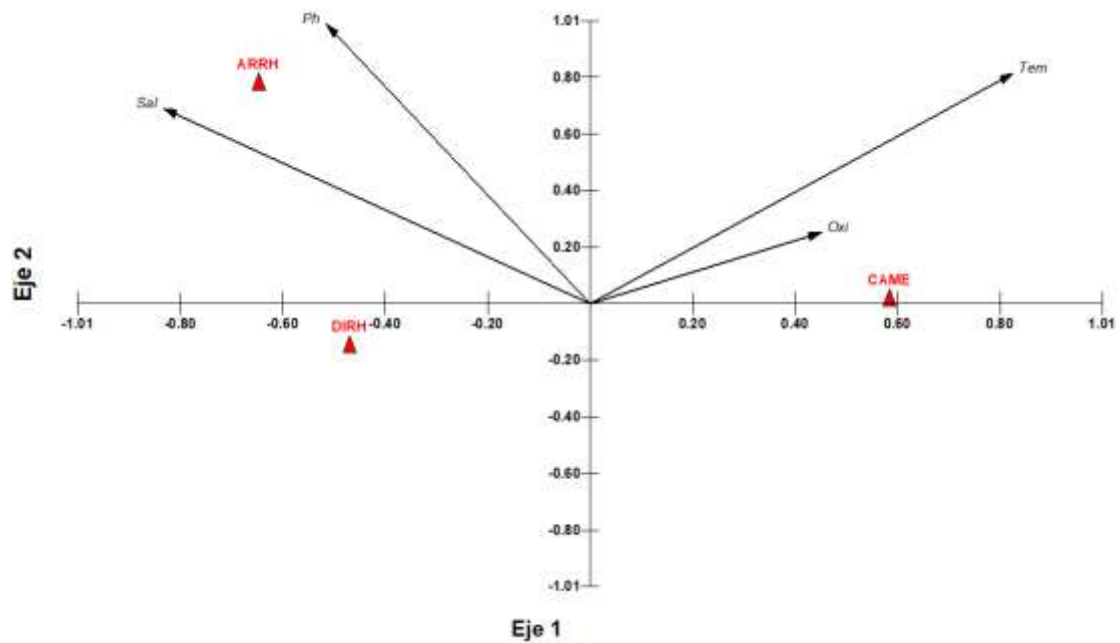
Lectura analítica (0.03)



Lectura analítica (0.04)



Substrucción 0.88



Substrucción 0.95

Figura 13. Análisis de Correspondencias Canónicas entre la abundancia de las especies dominantes y los parámetros físicoquímicos para las diferentes épocas climáticas. a) N97, b) S98, c) LL98 d) N98.

7. DISCUSIÓN

La variación temporal de la temperatura en la Laguna de Términos mostró el máximo en lluvias y la mínima en nortes, las cuales fueron semejantes a las referidas en 1999

por de la Lanza-Espino y Lozano-Montes (1999) y en el 2006 por Ayala-Pérez *et al.*, (2012a). Las fluctuaciones en la temperatura se deben a que en la época de lluvias la temperatura tiende a aumentar, convirtiéndose en uno de los periodos con un clima más cálido y temperaturas más altas durante el día (Ayala-Pérez *et al.*, 2003). Por el contrario, en la época de nortes la frecuencia de ocurrencia de frentes fríos acompañados de fuertes vientos y lluvia provocan una importante disminución de la temperatura ambiente y del agua (Ayala-Pérez *et al.*, 2012b).

En cuanto a salinidad, Yáñez-Arancibia *et al.*, (1983) señala un patrón anual general caracterizado por un máximo de salinidad de alrededor de 30 ups en mayo-junio y un mínimo de salinidad de alrededor de 10 ups en octubre-noviembre. Sin embargo, los resultados de esta investigación indican que la salinidad en lluvias (junio-octubre) se alejó significativamente de ese patrón con anomalías de alta salinidad. Así mismo, el comportamiento de la salinidad promedio mensual durante 1980 hasta 1998 muestra un incremento en todos los meses (Ramos-Miranda *et al.*, 2005b). Estas anomalías también fueron documentadas por Fichez *et al.* (2017) en el año 2009. Estas anomalías se atribuyen a una disminución en los aportes de agua dulce provenientes del río Palizada, resultado de las condiciones climáticas adversas que prevalecieron en dicho año. Este fenómeno se contextualiza en el marco de la peor sequía experimentada en México en siete décadas. Agregando a lo anterior en el 2011 en la época nortes (noviembre a enero) se observó un incremento de la salinidad entre 3 a 5 ups y en lluvias también incrementó en mayo, junio y agosto (Flores-Hernández *et al.*, 2021).

El oxígeno disuelto mostró su máximo en nortes y la mínima en lluvias, estas concentraciones son similares a las registradas en 1999 por de la Lanza-Espino y Lozano-Montes (1999) y en el 2006 por Ayala-Pérez *et al.*, (2012a). La cantidad de oxígeno disuelto en el agua está influenciada por diversos factores y procesos que pueden variar rápidamente, como la temperatura, salinidad, precipitación, evaporación, presión atmosférica, producción fotosintética y oxidación de materia orgánica. Por esta razón, los valores de oxígeno disuelto reflejan únicamente las condiciones ambientales presentes durante la toma de muestra (Orozco-Barajas *et al.*, 2014).

El pH mostró su máximo en lluvias y la mínima en nortes, lo que difiere con los descrito por Santoyo *et al.*, 2021, teniendo el máximo (7.88) en nortes y el mínimo (7.45) en secas. La variación de los valores de pH tanto en escala espacial como temporal se atribuye a diversos factores como la entrada de agua proveniente de los ríos, a la materia orgánica presente en LT, a las zonas asociadas a pastos marinos y a la entrada de aguas marinas en ciertos periodos del año (Orozco-Barajas *et al.*, 2014).

En cuanto a la comunidad de peces el presente estudio encontró que la ictiofauna de la LT está constituida por 103 especies, agrupadas en 75 géneros, pertenecientes a 41 familias. Sin embargo, en los años 80's se reportaron 154 especies de peces (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980), mientras que en los 90's se registraron 106 especies (Ramos-Miranda *et al.*, 2005a). En estudios más recientes el número de especies de peces reportadas para la laguna fue de 107 especies (Ayala-Pérez *et al.*, 2003) sin embargo, en el 2017 fueron reportadas 89 especies (Irola-Sansores *et al.*, 2021). En ese sentido, Ramos-Miranda *et al.* (2015) atribuye la disminución en las abundancias de las especies a un efecto multifactorial de todos sus impactos, como el desarrollo de la industria petrolera, el aumento de las actividades agrícolas en la cuenca y el aumento de la población en la isla del Carmen.

Con relación a las especies dominantes se encontraron 19 especies. Destaca la densidad y frecuencia de *C. melanopus* y de *D. rhombeus*. Sin embargo, Yáñez-Arancibia *et al.* (1988), reporta a 31 especies como dominantes en la LT considerando los estudios realizados de 1976-1981, las mejores representadas son *C. melanopus*, *Eucinostomus gula*, *Bairdiella chrysoura* y *S. testudineus*. Así mismo, Ramos-Miranda *et al.* (2005b), basando en el estudio realizado en 1997-1999 identificó solamente a 15 especies como dominantes, las mejor representadas son; *Stellifer lanceolatus*, *Cetengraulis edentulus*, *B. marinus*, *Cynoscion arenarius*, *E. plumieri* y *Bairdiella ronchus*. Por otro lado, Ayala-Pérez *et al.*, (2003) identificó 18 especies dominantes, las más importantes por su abundancia y frecuencia son *C. melanopus* y *D. rhombeus*.

Entre las especies dominantes las más abundantes fueron *C. melanopus* (4451 ind.), *D. rhombeus* (2765 ind.) y *B. chrysoura* (873 ind.). No obstante, Yáñez-Arancibia *et al.* (1980) mencionan que las especies dominantes más abundantes son *A. mitchilli* (3895 ind.), *M. urophthalmus* (3673 ind.) y *C. melanopus* (1734 ind.). En cambio, Ayala-Pérez *et al.* (2003) identificaron que las especies dominantes más abundantes

fueron *C. melanopus* (6772 ind.), *D. rhombeus* (4833 ind.) y *E. gula* (1395 ind.). Ramos-Miranda *et al.*, (2005a), sugieren que los cambios que encontraron en la dominancia, distribución, abundancia y densidad de especies indican que la reestructuración de la comunidad de la LT está relacionada con los cambios ambientales ocurridos en las últimas décadas. En cambio, Amador-del Ángel *et al.*, (2012) sugieren que las diferencias encontradas en cuanto a dominancia de especies y composición específica de la ictiofauna de LT entre muestreos realizados hace años y otros más recientes, se pueden atribuir más a la localización de estaciones, intensidad de muestreo y escala.

En relación con la abundancia en escala espacial y temporal de *C. melanopus* se observa que los valores son mayores en las estaciones cercanas a la desembocadura del río Palizada, este comportamiento también es reportado por Villéger *et al.*, (2010).

Con respecto a la talla, se registraron organismos de mayor talla en los meses de julio, agosto y octubre, lo que difiere con lo reportado por Ayala-Pérez *et al.* (2008), donde se registran los organismos de mayor talla en los meses de junio, agosto y septiembre. Generalmente, la población de *C. melanopus* está dominada por individuos pequeños en lluvias hasta nortes, mientras que los tamaños grandes fueron dominantes desde el final de la época de nortes hasta secas, estos sugieren que la LT sirve como área de crianza para *C. melanopus* (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez 1988).

C. melanopus se describe como una especie típica de estuario que pasa todo su ciclo de vida dentro de la laguna, se ha reportado como la especie más abundante de la comunidad de peces de la Laguna de Términos, y se caracteriza por su preferencia por zonas de alta turbidez y baja salinidad (Lara-Domínguez *et al.*, 1981, Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez 1988). *C. melanopus* tiene una fuerte asociación con las desembocaduras de los ríos, especialmente en los sistemas Palizada-Del Este y Grijalva-Usumacinta. No obstante, esta especie presenta una distribución amplia y puede tolerar variaciones significativas de salinidad (0.2 - 40) y temperatura (20-34°C) Ayala-Pérez *et al.*, (2008). En cuanto a hábitos alimenticios, *C. melanopus* tiene una preferencia por los copépodos, peces, crustáceos y poliquetos, por lo que se considera un consumidor de segundo orden (Lara-Domínguez *et al.*, 1981).

Por consiguiente, en nuestros resultados del análisis de correspondencia canónica se puede identificar la relación directa de *C. melanopus* con la salinidad. Sin embargo, Ayala-Pérez *et al.*, (2008) coinciden en señalar que el bagre *C. melanopus* como parte de su ciclo biológico realiza migraciones cortas de carácter trófico, aprovechando la fluctuación temporal del tamaño del hábitat provocado por la variación en el volumen de descarga de los ríos. Vargas-Maldonado y Yáñez-Arancibia 1987 reportaron la presencia de *C. melanopus* en praderas de pastos marinos donde prevalecen condiciones de alta salinidad y transparencia, esto indica la existencia de la expansión temporal de su hábitat, su capacidad de movimiento y tolerancia a las variaciones ambientales.

Por otra parte, la mayor abundancia en escala espacial y temporal de *D. rhombeus* se observa en la época de nortes (octubre a enero), intermedia en secas (febrero a mayo) y mínima en lluvias (junio a septiembre), lo que difiere con lo reportado por Vargas-Maldonado *et al.* (1981) y Ayala-Pérez *et al.* (2001), ellos observaron la mayor abundancia en la época de secas (febrero a mayo), intermedia en nortes (octubre a enero) y mínima en lluvias (junio a septiembre). En cambio, Aguirre-León y Díaz-Ruiz (2006) reportaron la mayor abundancia en la época de lluvias (junio a septiembre) intermedia en secas (febrero a mayo) y mínima en nortes (octubre a enero) en el sistema Pom-Atasta.

D. rhombeus, es una especie que utiliza los diferentes sistemas fluvio-deltaicos de la región para desarrollar distintas etapas de su ciclo de vida. Es una especie bien adaptada a las condiciones estuarinas y marinas de esta región costera, por lo que es posible capturarla de manera regular en los hábitats de estos ecosistemas (Aguirre-León y Díaz-Ruiz, 2006). Por otra parte, la mayor abundancia se asocia con la presencia de praderas de vegetación sumergida, lo que supone abundante alimento y zonas con mayores posibilidades de refugio contra depredadores (Ayala-Pérez *et al.*, 2001).

A su vez la mayor abundancia en escala espacial y temporal de *A. rhomboidalis* se observa en la época de lluvias (junio a septiembre), por otro lado, *A. rhomboidalis* fue más abundante en la zona norte (praderas de pastos marinos de Isla del Carmen) de la LT, este comportamiento también es reportado por Irola-Sansores *et al.*, (2021). Sin embargo, Chavance *et al.*, (1986) menciona que *A. rhomboidalis* fue más

abundante en la zona noreste y la zona este durante la década de 1980, no obstante, en la década de 1990 esta especie fue abundante en la zona noreste.

A. rhomboidalis se asocia con hábitats de praderas de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) y de algas (*Gracilaria spp.*), es una especie típicamente estuarinas, que presenta una preferencia por zonas de baja salinidad y escasa profundidad (Ramos-Miranda *et al.*, 2005a, Ayala-Pérez *et al.*, 2012a y Hernández-Melo *et al.*, 2021). Por lo tanto, en nuestros resultados del análisis de correspondencia canónica se puede identificar la relación de *A. rhomboidalis* con la salinidad.

Los peces en las zonas costeras y marinas desempeñan roles ecológicos cruciales, actúan como transformadores de energía (Yáñez-Arancibia y Nuget 1977), reguladores energéticos a través de la cadena trófica (Amador-del Ángel *et al.*, 2007), intercambian energía con ecosistemas vecinos a través de importación y exportación de ella y constituyen una forma de almacenamiento de energía dentro del ecosistema (Ramos-Miranda *et al.*, 2015). Estas condiciones los convierten en componentes de gran valor ecológico (Rivera-Arriaga *et al.*, 2003). *C. melanopus* tiene un valor ecológico significativo, ya que actúa como transformador y vehículo de energía, esencial para el funcionamiento del ecosistema (Ayala-Pérez *et al.*, 2008). *D. rhombeus* realiza migraciones cortas entre la plataforma continental y la LT, facilitando la transferencia de grandes cantidades de energía debido a su papel como consumidor de primer orden y a su vulnerabilidad como presa, producto de sus características morfológicas y su tendencia a agruparse (Ayala-Pérez *et al.*, 2001). *A. rhomboidalis* destaca por su alta adquisición de energía y su versatilidad dentro de la red trófica de la LT, cambiando de herbívoro a carnívoro primario durante todo el año, lo que contribuye a la estabilidad de la estructura de las comunidades bióticas de la laguna (Alvarado *et al.*, 2021).

8. CONCLUSIONES

La variabilidad ambiental de Laguna de términos se encuentra determinada por las variaciones de las diferentes épocas climáticas, sin embargo, en la LT se observa una homogeneidad en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos examinados durante las diferentes épocas del periodo N97 a N98. En la actualidad las variables fisicoquímicas están determinadas por los factores naturales como; el cambio de marea, el régimen hídrico, el aporte de los ríos, entre otros, y por las actividades

humanas como son; el cambio de uso de suelo, la agricultura, las descargas directas a la LT y la explotación pesquera.

En la LT se determinaron 19 especies dominantes, de las cuales 10 son residentes en la Laguna de Términos. Las especies *C. melanopus*, *D. rhombeus* y *A. rhomboidalis* mantienen un alto valor ecológico y fundacional de LT. Estas especies se distribuyen en sitios con vegetación sumergida como son los pastos marinos, que utilizan como zona de alimentación, refugio y reproducción durante distintas etapas de su ciclo de vida. También pueden actuar como transformador y vehículo de energía, esencial para el funcionamiento del ecosistema y mantienen la estabilidad de la estructura de las comunidades bióticas de la laguna

La asociación directa de *C. melanopus* y *A. rhomboidalis* con la salinidad se debe a que ambas especies mantienen adaptaciones ecofisiológicas ante gradientes amplios de salinidad, por lo cual presentan una amplia distribución en LT.

La consideración de estos aspectos es crucial para la gestión efectiva de los recursos en el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, ya que abre la puerta a mejoras significativas en el programa de manejo asociado a dicha área.

REFERENCIAS

- Aldana-Gutiérrez, G., Ruiz-Fernández, A. C., Pérez-Bernal, L. H., Flores-Verdugo, F., Cuéllar-Martínez, T., y Sánchez-Cabeza, J. A. (2021). Flujos e inventarios de carbono azul en manglares asociados a una laguna costera antropizada. *Geofísica Internacional*, 60(1), 13-30. <https://doi.org/10.22201/igeof.00167169p.2021.60.1.2011>
- Aldhebiani A. Y. (2018). Species concept and speciation. *Saudi J Biol Sci* 25(3): 437–440. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.04.013>
- Alvarado, K. G. F., González, R. F. C., Rojas, Y. E. T., y del Río Rodríguez, R. E. (2021). Aspectos morfológicos y su influencia en el rol trófico de dos especies simpátricas (*Lagodon rhomboides* y *Archosargus rhomboidalis*) en laguna de Términos, México. *JAINA, Costas y Mares ante el Cambio Climático*, 3 (1): 41-54. <https://doi.org/10.26359/52462.0321>
- Amador del-Ángel, L. E., Guevara, E., y Lastra, N. M. (2007). Los peces asociados al manglar en el suroeste de la Laguna de Términos; Campeche, México. *Rev. UNACAR Tecnociencia*, 1(1): 14- 28
- Amador del Ángel L. E., Wakida, K. A. T., Guevara, E., Brito, R. y Rodríguez, P. C. (2009). Peces invasores de agua dulce en la región de la laguna de Términos, Campeche. *UNACAR Tecnociencia*, 3 (2), 11-28.
- Amador-del Ángel L. E., Guevara E., Brito R., Wakida-Kusunoki A. T., y Cabrera-Rodríguez P. (2012). Aportaciones recientes al estudio de la ictiofauna del Área Natural de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos,

- Campeche. *Aspectos hidrológicos y ambientales en la Laguna de Términos*. Universidad Autónoma del Carmen; Ciudad del Carmen: 2012. 128–154.
- Avolio, M. L., Forrestel, E. J., Chang, C. C., La Pierre, K. J., Burghardt, K. T., y Smith, M. D. (2019). Demystifying dominant species. *New Phytologist*, 223(3), 1106–1126. <https://doi.org/10.1111/nph.15789>
- Agardy, T. y Alder J. (2005). Ecosystems and human well-being: Current state and trends.
- Aguirre-León, A., y Díaz-Ruiz, S. (2006). Estructura de tallas, madurez gonádica y alimentación del pez *Diapterus rhombeus* (Gerreidae) en el sistema fluvio-deltaico Pom-Atasta, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 54(2), 599. <https://doi.org/10.15517/rbt.v54i2.13927>
- Aguirre-León, A. A., Pérez-Ponce, H. E., y Díaz-Ruiz, S. (2014). Heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en un sistema costero del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 62(1), 145. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i1.8212>
- Ayala-Pérez, L. A., Gómez-Montes, B. A., y Ramos-Miranda, J. (2001). Distribución, abundancia y parámetros poblacionales de la mojarra *Diapterus rhombeus* (Pisces: Gerreidae) en la Laguna de Términos, Campeche, México. *DOAJ (DOAJ: Directory Of Open Access Journals)*.
- Ayala-Pérez, L. A., Ramos-Miranda J., y Hernández, D. F. (2003). La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *DOAJ (DOAJ: Directory Of Open Access Journals)*.
- Ayala-Pérez, L. A., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernández, D., Vega-Rodríguez, B. I., y Moreno-Medina, U. C. (2008). Biological and ecological characterization of the catfish *Cathorops melanopus* off the west coast of Campeche, Mexico. *Ciencias Marinas*, 34(4), 453-465.
- Ayala-Pérez, L. A., Terán-González, G. J., Flores-Hernández, D., Ramos-Miranda, J., y Sosa-López, A. (2012a). Variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México. *Latin American Journal Of Aquatic Research*, 40(1), 63-78. <https://doi.org/10.4067/s0718-560x2012000100007>
- Ayala-Pérez, L. A., Terán-González, G. J., Ramos-Miranda, J., y Flores-Hernández, D. (2012b). Cambios interanuales en la abundancia de la comunidad de peces en la costa occidental de Campeche, México. *Ciencias Marinas*, 38(2), 395–410.
- Ayala-Pérez LA., Pineda-Peralta AD, Álvarez-Guillen H y LE Amador-del Ángel. 2014. El pez diablo (*Pterygoplichthys* spp.) en las cabeceras estuarinas de la Laguna de Términos, Campeche. *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*, 313-336.
- Ayala-Pérez, L., Pineda-Peralta, A., Álvarez-Guillen, H. y Amador-del Ángel, L. (2014). El pez diablo (*Pterygoplichthys* spp.) en las cabeceras estuarinas de la Laguna de Términos, Campeche. *Especies invasoras acuáticas casos Estud. en ecosistemas México*, 2014, Universidad de la Isla del Príncipe Eduardo (UPEI), Ciudad de México, México, 313 – 336.

- Azuz-Adelstein I. (2010). Evidencias de cambios de largo plazo en algunas variables climáticas de los estados costeros de México. *Cambio Climático en México un Enfoque Costero-Marino*. Universidad Autónoma de Campeche Cety-Universidad, Gobierno del Estado de Campeche. 944 p.
- Begon, M., Townsend, C. R., y Harper, J. L. (2006). Ecology: from individuals to ecosystems. 4th edition. *Blackwell Publishing*.
- Chapin, F. S., Zavaleta E. S., Eviner V. T., Naylor R. L., Vitousek P. M., Reynolds H. L., Hooper D. U., Lavorel S., Sala O. E., Hobbie S. E., Mack M. C., y Diaz S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 2000, 405 (6783), 234– 242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- Chavance, P., Yáñez-Arancibia, A., Flores-Hernández, D., Lara-Domínguez, A., y Amezcua-Linares, F. (1986). Ecology, biology and population dynamics of *Archosargus rhomboidalis* (Pisces: Sparidae) in a tropical coastal lagoon system, southern Gulf of Mexico. *Análisis del Instituto de Ciencias del Mar Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, 13(2): 11-30.
- Coria-Monter, E., y Durán-Campos, E. (2015). Proximal analysis of seagrass species from Laguna de Términos, Mexico. *Hidrobiológica*, 25(2), 249-255.
- Cortés-Lacomba, R., Álvarez-Silva, C., y Gutiérrez-Mendieta, F. (2013). Listado actualizado de las medusas de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Hidrobiológica*, 23(2), 209-217.
- De la Lanza-Espino, G., y Montes, H. L. (1999). Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos. *Hidrobiológica*, 9(1), 15-30.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 1994. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en Materia de Áreas Naturales Protegidas, 6 de junio de 1994.
- Escobar-Toledo, F., Zetina-Rejón, M. J., Ramos-Miranda, J., y Arreguín-Sánchez, F. (2017). Temporal shifts in functional traits of the fish community in Terminos Lagoon (Mexico) in three periods (1980, 1998 and 2011). *Environmental Biology Of Fishes*, 100(12), 1575-1586. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0666-2>
- Fichez, R., Archundia, D., Grenz, C., Douillet, P., Mendieta, F. G., Moreno, M. O., Denis, L., Esparza, A. C. R., y Zavala-Hidalgo, J. (2017). Global climate change and local watershed management as potential drivers of salinity variation in a tropical coastal lagoon (Laguna de Terminos, Mexico). *Aquatic Sciences*, 79(2), 219-230. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0492-1>
- Fichez, R., Linares, C., Chifflet, S., Conan, P., Esparza, A. C. R., Denis, L., Douillet, P., Grenz, C., Ghiglione, J., Mendieta, F. G., Origel-Moreno, M., Caravaca, A. M., Pujó-Pay, M., y Zavala-Hidalgo, J. (2019). Spatiotemporal variability in Terminos Lagoon (Mexico) waters during the 2009–2010 drought reveals upcoming trophic status shift in response to climate change. *Regional Environmental Change*, 19(6), 1787-1799. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01519-2>
- Flores-Hernández, D., Ramos-Miranda, J., Ayala-Pérez, L. A., y Criollo, F. G. (2021). Variación ambiental vs co-ocurrencia de dos familias de peces (Gerreidae y

- Ariidae) en Laguna de Términos, Campeche, México. *JAINA, Costas y Mares ante el Cambio Climático*, 3(1): 5-22. <https://doi.org/10.26359/52462.0121>
- Flores-Ruiz, E., Miranda-Navales, M. G., y Villasís-Keever, M. Á. (2017). El protocolo de investigación VI: cómo elegir la prueba estadística adecuada. *Estadística inferencial. Deleted Journal*, 64(3), 364-370. <https://doi.org/10.29262/ram.v64i3.304>
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., y Mainardi, D. (2006). Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal And Shelf Science*, 66(1-2), 67-83. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.020>
- Gelviz-Gelvez SM., Guzmán AV y F Barragán. 2019. Biodiversidad en ecosistemas bajo uso productivo para el bienestar humano. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, pp. 347-369.
- Guevara, E., Álvarez, H., Mascaró, M., Rosas, C., y Sánchez, A. (2007a). Hábitos alimenticios y ecología trófica del pez *Lutjanus griseus* (Pisces: Lutjanidae) asociado a la vegetación sumergida en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*, 55(3-4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i3-4.5972>
- Guevara, E., Sánchez, A., Rosas, C., Mascaró, M., y Brito, R. (2007b). Asociación trófica de peces distribuidos en vegetación acuática sumergida en Laguna de Términos, sur del golfo de México. *Ecosistemas Recursos Agropecuarios*, 23(2), 151-166. <https://doi.org/10.19136/era.a23n2.289>
- Hernández-Melo C., Toledo-Téllez L. y Ayala-Pérez L.A. 2021. Estructura de la comunidad de peces en un hábitat de pastos marinos en el litoral interno de la Isla Del Carmen, Laguna de Términos, Campeche, México. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, 2021. Vol. 7 (1): 91-110. <https://doi.org/10.18242/anpscripta.2027.07.07.01.0006>
- Irola-Sansores, B. N., Torres-Rojas, Y. E., y Cuevas-Jiménez, A. (2021). Comportamiento espacio-temporal de comunidades bentónicas en la laguna de Términos, México: Posibles áreas de protección y conservación. *JAINA Costas y Mares ante el Cambio Climático*, 3(1): 55-76. <https://doi.org/10.26359/52462.0421>
- Koranteng, K. (2001). Structure and dynamics of demersal assemblages on the continental shelf and upper slope off Ghana, West Africa. *Marine Ecology. Progress Series*, 220, 1-12. <https://doi.org/10.3354/meps220001>
- Kravchenko, A. N. (2003). Influence of Spatial Structure on Accuracy of Interpolation Methods. *Soil Science Society Of America Journal*, 67(5), 1564-1571. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1564>
- Lara-Domínguez, A.L., A. Yáñez-Arancibia. y F. Amezcua-Linares. 1981. Biología y ecología del bagre *Arius melanopus* (Günther) en la Laguna de Términos, sur del Golfo de México (Pisces: Ariidae). *Análisis del Instituto de Ciencias del Mar Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, 8(1): 267-304.
- Martínez-Adriano, C. A. (2017). Enmarañada tela de interacciones ecológicas. *Ecofronteras*, 30-33.

- Mendoza-Mojica, M., Arroyo A., Espinosa M., Peralta O., y Castro T. (2013). Caracterización de dos lagunas costeras del pacífico tropical mexicano en relación con el contenido de carbono y la captura y emisión de CH₄ y CO₂. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(2), 145-154.
- Orozco-Barajas, I., Ayala-Pérez I. A., y Morales-McDevitt M. E. (2014). Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (hap) y peces del sistema Pom-Atasta, Campeche, México (A.V. Botello; J. Rendón von Osten; J.A. Benítez; G. Gold-Bouchot, eds.), *Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida, 2014, pp. 363-382 (1176 p.)
- Parada, C., Yannicelli, B., Hormazábal, S., Vásquez, S., Porobić, J., Ernst, B., Gatica, C., Arteaga, M., Montecinos, A., Núñez, S., y Gretchina, A. (2013). Variabilidad ambiental y recursos pesqueros en el Pacífico suroriental: estado de la investigación y desafíos para el manejo pesquero. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41, 1–28.
- Pau, S., y Dee, L. E. (2016). Remote sensing of species dominance and the value for quantifying ecosystem services. *Remote Sensing In Ecology And Conservation*, 2(3), 141-151. <https://doi.org/10.1002/rse2.23>
- Pech, D., Balam-Zetina, S.B., León-Hernández, A., Núñez-Lara, E. y Rodríguez-Pliego, P. (2015). Los macro invertebrados bentónicos de laguna de Términos: ¿Cuántos son y cómo se distribuyen? pp. 167-180. En: Ramos-Miranda, J. y Villalobos-Zapata, G.J. (Eds.). Aspectos socioambientales de la región de la Laguna de Términos, Campeche. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche. 210 p.
- Pérez-Ceballos, R., Rivera-Rosales, K., Zaldivar-Jiménez, A., Canales-Delgadillo, J., Brito-Pérez, R., Del Ángel, L. A., y Merino-Ibarra, M. (2018). Efecto de la restauración hidrológica sobre la productividad de raíces subterráneas en los manglares de Laguna de Términos, México. *Botanical Sciences/Botanical Sciences*, 96(4), 569-581. <https://doi.org/10.17129/botsci.1989>
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., y Araujo M. (2011). *Ecological niches and geographic distributions: monographs in population biology*. Princeton: Princeton University Press. 328 p. <https://doi.org/10.1515/9781400840670>
- Poot-Delgado C. A., Okolodkov Y. B., Aké-Castillo J. A., y Rendón-von Ostén J. (2013). Microalgas potencialmente nocivas en bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Golfo de México. In XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Octubre (pp. 1-5).
- Rabinowitz D. 1981. Seven forms of rarity. In: H Synge, ed. *The biological aspects of rare plant conservation*. New York, NY, USA: John Wiley & Sons, 205–217.
- Ramos-Miranda, J., Quiniou, L., Flores-Hernández, D., Do-Chi, T., Ayala-Pérez, L. A., y Sosa-López, A. (2005a). Spatial and temporal changes in the nekton of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Journal Of Fish Biology*, 66(2), 513-530. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00619.x>
- Ramos-Miranda, J., Mouillot, D., Flores-Hernández, D., Do-Chi, T., y Ayala-Pérez, L. A. (2005b). Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical

- coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Marine Ecology. Progress Series*, 304, 1-13. <https://doi.org/10.3354/meps304001>
- Ramos-Miranda, J., Flores-Hernández, D., Ayala-Pérez, L. A., Rendón-von Osten, J., Villalobos-Zapata, G., y Sosa-López, A. (2006). Atlas hidrológico e ictiológico de la Laguna de Términos. *Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX)-Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, Campeche*.
- Ramos-Miranda J., Flores-Hernández D., Sosa-López A., Ayala-Pérez L. A., Villger S., Pérez-Sánchez M. I., Gómez-Criollo F., Can-González M., Flores-Ramos E. F., y Mouillot D. (2015) La comunidad del necton en la laguna de Términos: modificación del hábitat vs cambios ambientales. En: Ramos-Miranda J., Villalobos-Zapata GJ, editores. *Aspectos Socioambientales de la Región de la Laguna de Términos*. Universidad Autónoma de Campeche; 2015. 181–194.
- Rivera-Arriaga E., Lara-Domínguez A.L., Villalobos-Zapata G. y Yáñez-Arancibia A. (2003). Trophodynamic ecology of two critical habitats (seagrasses and mangroves) in Términos Lagoon, southern Gulf of Mexico. *Fisheries Centre Research Reports*, 11(6): 245-254.
- Santoyo, J. E. S., Jiménez, A. C., y Torres-Rojas, Y. E. (2021). Registro de cambios en la regionalización de laguna de Términos, Campeche. *JAINA, Costas y Mares ante el Cambio Climático*, 3(1), 23-40. <https://doi.org/10.26359/52462.0221>
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 1997. Programa de manejo del área de protección de flora y fauna “Laguna de Términos”. México. Instituto Nacional de Ecología. Distrito Federal, México. 167 p.
- Vargas-Maldonado, I., Yáñez-Arancibia A., y Amescua F. L. (1981). Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Thalassia testudinum* de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, sur del Golfo de México. *Análisis del Instituto de Ciencias del Mar Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, 8: 241-266
- Vargas-Maldonado, I. y Yáñez-Arancibia A. (1987). Estructura de las comunidades de peces en sistemas de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Análisis del Instituto de Ciencias del Mar Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, 14: 181-196.
- Vellend, M. (2016). The Theory of Ecological Communities. *Princeton University Press eBooks*. <https://doi.org/10.1515/9781400883790>
- Villéger, S., Ramos-Miranda J., Flores-Hernández D., y Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512-1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Yáñez-Arancibia A. y Nugent R. S. (1977). El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *Análisis del Instituto de Ciencias del Mar Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, 4:107-144.
- Yáñez-Arancibia, A., Linares, F. A., y Day, J. W. (1980). Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico.

Estuarine Perspectives (ed. V.S. Kennedy). Academic Press, London, pp. 465–482. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-404060-1.50044-7>

Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL, Chavance P, Hernández DF (1983) Environmental Behavior of Terminos Lagoon Ecological System, Campeche, Mexico. *Análisis del Instituto de Ciencias del Mar Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, 10:137–176

Yáñez-Arancibia A. y AL Lara-Domínguez. 1988. Ecology of three sea catfishes (Ariidae) in a coastal ecosystem: Southern Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 49: 215–230.

Yáñez-Arancibia A., Lara-Domínguez A. L., Sánchez-Gil P. y Álvarez-Guillen H. (1988). Evaluación ecológica de las comunidades de peces de la Laguna de Términos y Sonda de Campeche, Chap. 18: 323-356. In: Yáñez-Arancibia, A., Y Day Jr., J.W. (Eds.) *Ecology of coastal Ecosystems in the Southern Gulf of México: The Terminos Lagoon Region*. Inst. Cien. Del Mar y Limnol. UNAM, Coast. Ecol. Inst. LSU. UNAM Press México, 518p