



**Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.**

**Posgrado en Ciencias del Agua**

**CARACTERIZACIÓN DE UN SISTEMA LAGUNAR COMO HÁBITAT DE  
CRIANZA PARA LA ICTIOFAUNA EN LA ZONA NORTE DEL CARIBE  
MEXICANO**

Tesis que presenta

**TERESA DÁVALOS NAVARRO**

En opción al título de

**MAESTRA EN CIENCIAS DEL AGUA**

Cancún, julio de 2018

## **Declaración de Propiedad**

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos Experimentales, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de experimentación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se registrarán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

**Firma:**



---

**Nombre: Teresa Dávalos Navarro**

*CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.*

*POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA*



### **RECONOCIMIENTO**

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de Teresa Dávalos Navarro titulado “Caracterización de un sistema lagunar como hábitat de crianza para la ictiofauna en la zona norte del Caribe mexicano” fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, en la línea de Ecología y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos, en el Laboratorio de Ecología y Biodiversidad de Organismos Acuáticos, del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la dirección del Dr. José Adán Caballero Vázquez y la Dra. Cecilia Hernández Zepeda, pertenecientes al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua de este Centro.

Atentamente.



---

Dr. Manuel Martínez Estévez

Director de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 13 de julio de 2018

## **Agradecimientos**

A los laboratorios de Ecología y Biodiversidad de Organismos Acuáticos y de Biología Molecular de la Unidad de Ciencias del Agua, y a todo el personal que labora en ellos.

A Gabriela Rosiles González y Jorge Carlos Peniche Pérez, por su valioso apoyo como técnicos de estos laboratorios y por su aún más valiosa amistad.

Al Dr. José Adán Caballero Vázquez y a la Dra. Cecilia Hernández Zepeda, por su asesoría y comprensión.

Al Dr. Antonio Almazán Becerril y al Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto, por sus comentarios, correcciones y puntos de vista.

Al personal de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, particularmente al personal del Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté y el Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc, ya que sin su apoyo en las actividades de campo este estudio no habría sido posible.

Al personal del Centro de Estudios Tecnológicos del Mar #33 por su ayuda y asesoría en la elaboración de artes de pesca.

Al CONACYT por la beca otorgada para la realización de esta investigación (número de becario 737803).

A todos los estudiantes de mi generación, en particular a Dalia Azuzena Uitzil Castañeda y Carlos Eduardo Muñoz Cortes; y a Francisco Javier Martínez Ochoa, por su amistad y apoyo emocional.

A mis papás y a mis hermanas.

## Índice

Declaración de Propiedad .....	2
Agradecimientos.....	4
Índice de figuras .....	7
Índice de tablas .....	11
1. Introducción.....	12
2. Antecedentes .....	15
2.1 Sistemas arrecifales de coral .....	15
2.2 Sistemas lagunares costeros .....	17
2.3 Conectividad .....	18
2.3.1 Conectividad en sistemas costeros tropicales .....	19
2.3.2 Conectividad de la ictiofauna por el uso de hábitats de crianza .....	20
2.4 La ictiofauna en los sistemas lagunares del Caribe mexicano .....	23
2.4.1 La ictiofauna en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez .....	24
3. Justificación.....	27
4. Hipótesis.....	28
5. Objetivos .....	28
5.1 Objetivo general .....	28
5.2 Objetivos específicos .....	28
6. Materiales y métodos .....	28
6.1 Descripción del área de estudio .....	28
6.2 Trabajo de campo .....	31
6.3 Trabajo de laboratorio .....	34
6.4 Trabajo de gabinete .....	35
7. Resultados .....	40
7.1 Características de los sitios de muestreo.....	40

7.1.1 Variaciones de los parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural en los sitios de muestreo.....	42
7.1.2 Variaciones de los parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural por temporadas .....	47
7.1.3 Correlaciones entre parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural .....	50
7.2 Especies registradas en el sistema lagunar.....	51
7.3 Movimientos ontogénicos de las especies.....	57
7.4 Abundancia de juveniles en el sistema lagunar .....	60
7.5 Diferencia en las comunidades de cada sitio .....	62
7.6 Influencia de los parámetros fisicoquímicos y variables de complejidad estructural .....	62
8. Discusión.....	65
9. Referencias .....	70
Anexo I .....	83

## Índice de figuras

Figura 1. Diagrama conceptual que muestra los flujos biogeoquímicos (nitrógeno, fósforo o carbono) entre manglares, pastizales marinos y arrecifes de coral (modificado de Davis et al., 2009).....	19
Figura 2. Sistema lagunar Nichupté-Bojórquez, zona norte del Caribe mexicano. ....	29
Figura 3. Polígonos del Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté (tomada de CONANP, 2014).....	31
Figura 4. Sitios de muestreo determinados para la colecta de peces en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez.....	33
Figura 5. Concentraciones promedio de clorofila a en los diferentes sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).....	42
Figura 6. Valores promedio de pH encontrados en los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.001$ ). ....	43
Figura 7. Valores promedio de salinidad encontrados en los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.001$ ). ....	43
Figura 8. Valores promedio del potencial de óxido- reducción encontrados en los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$ EE); los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).....	44
Figura 9. Densidad promedio de las raíces sumergidas en cada uno de los sitios de muestreo ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).....	45
Figura 10. Altura promedio de las raíces sumergidas, expresada como un porcentaje de la profundidad del agua, en cada uno de los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$ EE).....	45
Figura 11. Porcentaje promedio de cobertura de pasto marino en cada uno de los sitios de muestreo ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).....	46
Figura 12. Altura de dosel promedio de la especie más abundante de pasto marino en cada uno de los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-	

Bojórquez ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).....	46
Figura 13. Valores promedio del potencial de óxido-reducción durante las dos temporadas de muestreo ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes (prueba de Mann-Whitney, $p < 0.05$ ).....	47
Figura 14. Valores promedio de la concentración de oxígeno disuelto durante las dos temporadas de muestreo ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes (prueba t de Welch, $p < 0.05$ ). ....	48
Figura 15. Valores promedio de la temperatura del agua durante las dos temporadas de muestreo ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes (prueba de Mann-Whitney, $p < 0.05$ ).....	49
Figura 16. Altura promedio de las raíces sumergidas, en cada uno de los sitios de muestreo para cada temporada ( $\pm$ EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ). ....	50
Figura 17. Matriz de correlación y gráficos de dispersión entre parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural (* denota correlaciones estadísticamente significativas $p < 0.05$ ).....	51
Figura 18. Curva de rarefacción basada en individuos (círculos) y estimador Chao1 (triángulos) para la riqueza en todo el sistema lagunar (basado en 1000 aleatorizaciones), con intervalos de confianza del 95%. ....	53
Figura 19. Curva de rarefacción basada en número de lances (círculos) y estimador Chao2 (triángulos) para la riqueza en todo el sistema lagunar (basado en 1000 aleatorizaciones), con intervalos de confianza del 95%. ....	53
Figura 20. Curva de rarefacción basada en individuos para cada uno de los sitios de muestreo en el sistema lagunar, con intervalos de confianza del 95% .....	54
Figura 21. Curva de rarefacción basada en individuos para los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) en cada uno de los sitios de muestreo del sistema lagunar, con intervalos de confianza del 95%.....	55
Figura 22. Abundancias relativas de las especies de crianza y otras especies en los diferentes sitios de muestreo del sistema lagunar. ....	56
Figura 23. Abundancias relativas de las especies de crianza y otras especies en los diferentes sitios de muestreo del sistema lagunar, sin tomar en cuenta las cinco especies más abundantes, imposibles de cuantificar por medio de censos visuales. ....	57

Figura 24. Movimientos ontogénicos para las especies encontradas en el sistema lagunar. La abundancia relativa en cada sitio de cada clase de talla y especie está expresada como el porcentaje de la abundancia total en todos los sitios por clase de talla, redondeado a porciones del 5%, los nombres de las especies están compuestos por la primera letra del género y las tres primeras letras de la especie.....	58
Figura 25. Abundancia relativa de los juveniles de las especies de crianza y el resto de las especies encontradas en el sistema lagunar ( $\pm$ EE). Las diferencias significativas están marcadas por letras diferentes (prueba de Mann-Whitney, $p < 0.05$ ).....	60
Figura 26. Abundancia relativa de los juveniles de todas las especies en cada uno de los sitios de muestreo ( $\pm$ EE).....	61
Figura 27. Abundancia relativa por sitio de muestreo del total de individuos de especies de crianza encontrados en el sistema lagunar. ....	61
Figura 28. Análisis de Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS) para los diferentes sitios de muestro en el sistema lagunar. En verde se presentan las especies de crianza y en rojo el resto de las especies (stress=0.054).....	62
Figura 29. Análisis de componentes principales integrando los parámetros físico-químicos, las variables de complejidad estructural y la abundancia y riqueza de todas las especies encontradas a lo largo del sistema lagunar; los primeros dos ejes explican el 60% de la varianza (Abu=Abundancia, Riq=Riqueza, Chl=Clorofila a, ORP=Potencial rédox, T=Temperatura, Sal=Salinidad, Altm=Longitud relativa de las raíces de manglar sumergidas, Denm=Densidad de las raíces de manglar sumergidas, Cobp=Cobertura de pasto marino). ....	63
Figura 30. Análisis de componentes principales integrando los parámetros físico-químicos, las variables de complejidad estructural y la abundancia y riqueza de las especies de crianza encontradas a lo largo del sistema lagunar; los primeros dos ejes explican el 57.3% de la varianza (Abu=Abundancia, Riq=Riqueza, Chl=Clorofila a, ORP=Potencial rédox, T=Temperatura, Sal=Salinidad, Altm=Longitud relativa de las raíces de manglar sumergidas, Denm=Densidad de las raíces de manglar sumergidas, Cobp=Cobertura de pasto marino). ....	64
Figura 31. Análisis de correspondencias canónicas integrando los parámetros físico-químicos, las variables de complejidad estructural y la matriz de abundancias de las especies encontradas en el sistema lagunar, las especies	

están denotadas por la primera letra del género y las tres primeras letras de la especie, las especies de crianza se presentan en color verde. (Chl=Clorofila a, ORP=Potencial rédox, T=Temperatura, Dis=Distancia a la boca, Altm=Longitud relativa de las raíces de manglar sumergidas, Denm=Densidad de las raíces de manglar sumergidas, Cobp=Cobertura de pasto marino)..... 65

## **Índice de tablas**

Tabla 1. Especies de peces que utilizan los biotopos existentes dentro de una bahía como hábitat de crianza (Nagelkerken et al., 2000). .....	20
Tabla 2. Lista de especies registradas en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez (Reséndez-Medina, 1975; nomenclatura actualizada). .....	25
Tabla 3. Tallas de maduración utilizadas para categorizar algunas especies en juveniles o adultos.....	36

## Resumen

La historia de vida de algunos peces marinos es un ciclo con dos fases: una fase planctónica al ser larvas y una fase demersal cuando son juveniles y adultos. Existen especies que presentan cambios de hábitat ontogénicos durante su fase demersal, utilizan hábitats costeros someros, como las raíces sumergidas de los manglares o las praderas de pastos marinos, cuando son juveniles y migran al arrecife cuando son adultos.

El sistema lagunar Nichupté-Bojórquez se localiza en el municipio de Benito Juárez, sirviendo su barrera del lado este como el sitio de desarrollo de la zona hotelera de Cancún, por lo que se ve impactado constantemente por el turismo. Sin embargo, este sistema mantiene hábitats de manglar y pasto marino que podrían fungir como hábitats de crianza para algunas especies de peces cuyo hábitat adulto es el arrecife al que está asociado.

El objetivo del presente trabajo fue determinar las especies de peces que existen en dicho sistema lagunar y cuáles de éstas lo utilizan como hábitat de crianza. Se realizó la colecta de peces en dos temporadas climáticas en un ciclo anual en siete sitios del sistema lagunar representando diferentes tipos de hábitat. Se tomaron variables de complejidad estructural en los sitios con manglar y pasto marino, además de los parámetros físico-químicos de temperatura, salinidad, pH, concentración de oxígeno disuelto, potencial de óxidoreducción, clorofila *a* y sólidos disueltos totales en todos los sitios.

Se registraron 55 especies de peces, de las cuales 33 son nuevos registros para el sistema lagunar y una es nuevo registro para el Caribe mexicano. De las especies encontradas, 15 se han reportado anteriormente como especies que utilizan hábitats de crianza, sin embargo, una de estas especies se encontró en una proporción 1 a 1 de juveniles y adultos, por lo que se concluye que únicamente 14 de estas especies utilizan alguno de los hábitats del sistema lagunar como hábitat de crianza. La mayor abundancia de especies de crianza fue encontrada en dos de los sitios con mayor complejidad estructural de pastos marinos, mayor salinidad y menor distancia al arrecife.

## **Abstract**

The life history of many marine fishes is a 2-phase cycle: larvae are planktonic whereas juvenile and adults make up a demersal phase. Some species have ontogenetic migrations between different habitats during the demersal phase, using shallow coastal habitats, e.g. submerged mangrove roots or seagrass beds, when they are juveniles and migrating to the reef when they are adults.

The Nichupté-Bojórquez lagoon system is located on Benito Juárez, and its east side barrier serves as the place of development for Cancún's hotel zone, which brings constant tourism related impacts on the lagoon system. This system, however, maintains mangrove and seagrass beds habitats that might function as nurseries for some fish species that use the associated reef as their adult habitat.

This study's objective was to determine the fish species that can be found on the Nichupté-Bojórquez lagoon system, and which of these species use the system as a nursery habitat.

Specimens were collected during two climatic seasons on an annual cycle on seven different study sites which represented different habitat types. Structural complexity was measured on the sites with mangrove and/or seagrass beds, as well as the temperature, salinity, pH, dissolved oxygen, redox potential, chlorophyll a and total dissolved solids on each site.

Fifty-five species were found from which 33 are new records for the system and one is a new record for the Mexican Caribbean. Of the 55 species found, 15 have been previously reported as nursery species, however, one of these species was found on an equal proportion of juveniles to adults, so it is concluded that only 14 species use some of the habitats found on the system as nurseries. The greatest abundance of nursery species was found on two of the seagrass bed sites with the greatest structural complexity, the ones with the highest values of salinity and less distance to the reef.

## 1. Introducción

Los humedales son ambientes de transición entre ecosistemas acuáticos y terrestres. Se caracterizan por mantener una alta productividad y mantener servicios ecosistémicos, tales como provisión de agua, fibras y combustibles, producción de alimento, regulación de clima y de flujos hidrológicos, captura de carbono, purificación de agua, disminución de la erosión, protección contra fenómenos hidrometeorológicos, formación y fertilización de suelos, además de potenciales servicios culturales (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013).

La convención de Ramsar define a los humedales como “extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina, cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”. Se reconocen cinco tipos de humedales principales (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013):

- Estuarinos (deltas, marismas de marea y manglares)
- Lacustres (humedales asociados con lagos)
- Ribereños (humedales adyacentes a ríos y arroyos)
- Palustres (marismas, pantanos y ciénagas)
- Marinos (humedales costeros, incluyendo estos las lagunas costeras, las costas rocosas y los arrecifes de coral)

Las mismas características que determinan la alta productividad en los ecosistemas costeros los hacen más susceptibles a ser impactados por el ser humano. La degradación y pérdida de humedales sucede a una tasa mayor que la de otros ecosistemas (Valiela *et al.*, 2001). La degradación incluye impactos naturales y antropogénicos, como la contaminación, eutrofización, sedimentación, sobreexplotación, destrucción de hábitat, enfermedades y huracanes (Hughes *et al.*, 2003; Alongi, 2002; Short y Wyllie-Echeverria, 1996).

El crecimiento urbano por la migración a las zonas costeras y ribereñas, el relleno y el uso de los humedales para la acuicultura y el vertimiento de residuos, el cambio de uso de suelo, la extracción de agua, la sobreexplotación de recursos naturales, la introducción de especies exóticas, entre otras, son las causas

principales del deterioro y desaparición de los ecosistemas en la zona costera (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012).

Los esfuerzos de conservación de la zona costera se han realizado generalmente de manera aislada, con el decreto de áreas marinas protegidas para los sistemas arrecifales, y áreas terrestres protegidas para los sistemas lagunares y los sistemas de manglar. Sin embargo, la dependencia entre los ecosistemas demanda la necesidad de estudio de la conectividad entre estos ambientes, para entender mejor los procesos que se llevan a cabo, así como para determinar, por ejemplo, sitios de importancia para la conservación de la biodiversidad (Nagelkerken *et al.*, 2012, 2002; Sheaves *et al.*, 2012; Nagelkerken, 2009; Mumby *et al.*, 2004).

Una forma de abordar el estudio de la conectividad es a través de los peces. Muchas especies de peces presentan un cambio de hábitat ontogénico, utilizan las lagunas costeras y los manglares como hábitats de crianza o zonas de reproducción para finalmente establecerse en los sistemas arrecifales como adultos (Nagelkerken *et al.*, 2000a). La salud de los sistemas de arrecifes de coral, las lagunas costeras y los sistemas de manglares, depende en gran medida de los peces presentes en ellos (Mora *et al.*, 2006). Por ello, es relevante entender la conectividad y el uso de hábitats de crianza si deseamos conservar los servicios ecosistémicos y mantener la biodiversidad existente en ellos (Nagelkerken *et al.*, 2012, 2002; Mumby *et al.*, 2004).

El objetivo de la presente investigación es determinar qué especies de peces se encuentran en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez, y cuáles de éstas lo utilizan como hábitat de crianza, así como las características físico-químicas y de complejidad estructural que el sistema presenta como hábitat de crianza para la ictiofauna de la zona norte del Caribe mexicano.

## **2. Antecedentes**

### *2.1 Sistemas arrecifales de coral*

Los sistemas arrecifales de coral tienen una gran importancia biológica, económica y de belleza estética; globalmente producen ingresos de alrededor de 30 mil millones de dólares por año derivado de actividades de pesca, turismo

y como protección de erosión en las costas (Stone, 2007). Aunque los arrecifes de coral cubren solo cerca del 0.1% del suelo marino, proporcionan refugio o nutrición a un tercio de toda la vida marina conocida (Stone, 2007). La degradación de estos ecosistemas sobre todo en las últimas tres décadas, debido a impactos tanto naturales como antropogénicos, representa una amenaza para la abundancia de las especies arrecifales. La reducción de herbívoros por sobrepesca, el aumento en las enfermedades del coral y el exceso de nutrientes pueden disminuir la resiliencia de los corales y prevenir su recuperación después de eventos como ciclones o blanqueamiento, causando cambios de fase de arrecifes de coral a arrecifes algales (Hughes *et al.*, 2003).

De acuerdo con Wilkinson (2008), se han perdido los bienes y servicios proporcionados por el 19% del área global de los arrecifes coralinos existentes en la actualidad; otro 15% está seriamente amenazado de desaparecer en los siguientes 10 a 20 años y 20% está en peligro de perderse en 20 a 40 años. Esto representa una amenaza para cerca de 500 millones de personas que obtienen beneficios directos (alimento, turismo, protección costera) de los arrecifes coralinos, de los que 30 millones dependen totalmente de ellos para su sustento (Wilkinson, 2008).

Estudios en el Gran Caribe han registrado una tendencia opuesta entre la cobertura de coral y la cobertura macroalgal, con una disminución de la cobertura coralina media de 34.8% a 16.3% de 1970 a 2012 y un aumento de la cobertura de macroalgas del 7% al 23.6% entre 1984 y 1998 (Jackson *et al.*, 2014). Los factores que influyen en estos cambios son: el aumento de la población en la costa (tanto de turistas como de residentes), la sobreexplotación de los recursos, el cambio del uso de suelo, la contaminación de la zona costera y la introducción de especies invasoras (Jackson *et al.*, 2014).

Debido a lo anterior, las Áreas Marinas Protegidas (AMP) se han convertido en todo el mundo en una opción para combatir la pérdida de los arrecifes coralinos. Ya que las AMP son manejadas localmente, de acuerdo con los objetivos particulares de cada una, existen categorías de AMP con diferentes niveles de protección y formas de manejo, y los taxones beneficiados suelen ser diferentes de un área a otra. Se ha encontrado que la salud de los arrecifes de coral está

vinculada a diferentes grupos funcionales; según Jackson *et al.* (2014) y Hughes *et al.* (2007), existe una relación importante entre la salud de los arrecifes de coral y los grandes peces herbívoros, quienes a su vez tienen una estrecha relación con sus depredadores, por lo que las áreas con aprovechamiento extractivo podrían no beneficiar a los arrecifes coralinos (Mora *et al.*, 2006).

De los 527,072 km<sup>2</sup> de arrecifes coralinos conocidos, solo el 18.7% se encuentra en la red global de AMP, con 12% dentro de AMP multipropósito, 5.3% dentro de AMP con extracción y únicamente un 1.4% dentro de AMP con aprovechamiento no extractivo (Mora *et al.*, 2006). Otro de los retos de las AMP es que muchas no suelen tener seguimiento o manejo después de su creación (Mora *et al.*, 2006). El decreto de AMP en ocasiones se establece únicamente sobre el arrecife de coral, sin tomar en cuenta la conectividad con otros ecosistemas que sirven de refugio o sustento a lo largo de la ontogenia de peces y crustáceos, como los humedales tropicales costeros, incluidos los manglares y las lagunas costeras (Mora *et al.*, 2006; Caballero-Vázquez y Vega-Cendejas, 2012); un ejemplo de esto es el decreto del Área Natural Protegida Reserva de la Biósfera Caribe Mexicano, que cuenta con un área total de 5,754,055-36-31.60 hectáreas de las cuales únicamente 28,589-49-74.10 ha están dedicadas a la protección de la línea de costa (DOF, 2016).

Nagelkerken *et al.* (2012) compararon los efectos de las reservas marinas con los efectos de la disponibilidad de hábitat de crianza en la biomasa de las comunidades de peces arrecifales. Encontraron que los efectos de la proximidad al hábitat de crianza resultaron mucho mayores que los efectos de la protección de los peces en reservas para peces juveniles pequeños mientras que para tallas grandes se presentó un efecto aditivo de estos dos factores (Nagelkerken *et al.*, 2012), lo cual indica que los esfuerzos de conservación se deben enfocar en las interacciones entre arrecifes y zonas de crianza, como los manglares y las lagunas costeras (Nagelkerken *et al.*, 2012; Mumby *et al.*, 2004).

## 2.2 Sistemas lagunares costeros

Los sistemas lagunares costeros son cuerpos de agua continentales que se encuentran separados del océano por una barrera, pero permanecen conectados a éste al menos intermitentemente (Kjerfve, 1994). Lankford (1977)

definió laguna costera como “depresión de la zona costera por debajo del promedio mayor de las mareas más altas, teniendo una comunicación con el mar permanente o efímera pero protegida de las fuerzas del mar por algún tipo de barrera”. La profundidad del agua en las lagunas costeras rara vez excede los 5 m, con excepción de los canales de entrada y lugares aislados dentro de las lagunas (Kjerfve, 1994); generalmente reciben agua dulce por escurrimientos, lluvia, entradas de ríos o afloramientos de agua subterránea, y existe una mezcla con agua de mar a través de uno o varios canales de entrada, causando gradientes de salinidad que varían a lo largo del año. La hidrodinámica de las lagunas costeras suele estar relacionada con los vientos, los cambios en las mareas, los gradientes de densidad que surgen en la mezcla de aguas, la batimetría y la morfología del sistema. Al ser sistemas someros, la temperatura puede variar rápidamente con la radiación solar y las masas de aire frío (Carbajal, 2009).

Las lagunas costeras son filtros de sedimento inorgánico y materia orgánica, ecosistemas valiosos para las pesquerías y la acuicultura, y pueden servir como hábitat de crianza para peces juveniles. Sin embargo, debido a las demandas para funcionar simultáneamente como hábitat de crianza, área de recreación y recepción de desechos, y a las altas demandas del desarrollo urbano, las lagunas costeras son uno de los ecosistemas con mayor presión a nivel mundial (Kjerfve, 1994).

### 2.3 Conectividad

La conectividad se define como “el flujo de elementos entre localizaciones espacialmente distintas” (McMahon, 2011; Crooks y Sanjayan, 2006); es crucial para una gran cantidad de procesos ecológicos y debería ser fundamental en cualquier plan de conservación en el mundo (Cowen *et al.*, 2007). La conectividad de paisaje puede dividirse en conectividad estructural y conectividad funcional. La conectividad estructural se refiere a las relaciones físicas entre elementos del paisaje, mientras que la conectividad funcional describe el grado en el que los paisajes facilitan o impiden el movimiento a través de parches de recursos (Taylor *et al.*, 1993). Esto implica que la conectividad funcional sea tanto específica del paisaje como específica de cada especie (Baguette *et al.*, 2013).

### 2.3.1 Conectividad en sistemas costeros tropicales

Existen vínculos biogeoquímicos (intercambio de nitrógeno, fósforo, carbono, etc.) y biológicos entre los manglares, los pastizales marinos y los arrecifes de coral (Figura 1).

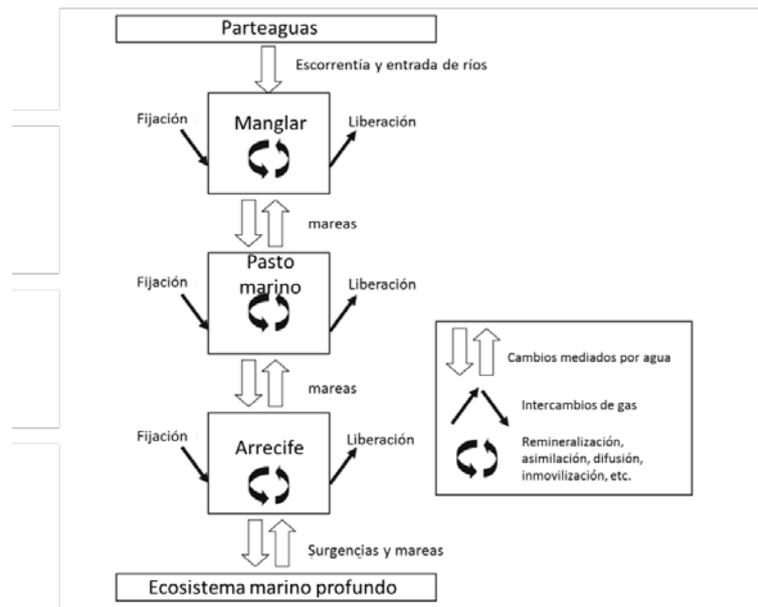


Figura 1. Diagrama conceptual que muestra los flujos biogeoquímicos (nitrógeno, fósforo o carbono) entre manglares, pastizales marinos y arrecifes de coral (modificado de Davis *et al.*, 2009).

Los vínculos biológicos en los ecosistemas tropicales costeros suelen estudiarse desde el concepto de conectividad demográfica: la conexión mantenida entre poblaciones vecinas de una especie, debido a la migración de individuos entre ellos (Mora y Sale, 2002). Muchas especies de animales marinos pasan por dos fases durante su historia de vida, una fase planctónica al ser larvas y una fase demersal al ser juveniles y adultos (Adams y Blewett, 2004); los estudios de conectividad demográfica en sistemas costeros se han centrado principalmente en la fase planctónica y el reclutamiento de larvas de peces y crustáceos (Briones-Fourzan *et al.*, 2008; Mora y Sale, 2002; Sale, 2006); sin embargo, existen especies de peces y crustáceos (Nemeth, 2009; Parrish, 1989) de importancia ecológica y algunos de importancia comercial que realizan etapas de su fase demersal en diferentes hábitats de la zona costera por lo que el hábitat contiguo, así como la facilidad de llegar a él, son vitales para su supervivencia. Algunos peces y crustáceos se mueven diariamente entre hábitats, lo cual provee una interconexión constante de biomasa, nutrientes y efectos presa-

depredador (Krumme, 2009). Las lagunas costeras y los manglares representan una gran ventaja para los peces arrecifales juveniles debido a que albergan una mayor abundancia de alimento y existe una menor depredación en comparación con los hábitats ocupados por los adultos, entre otros factores (Parsons *et al.*, 2015; Laegdsgaard y Johnson, 2001). Por lo tanto, algunas especies presentan cambios de hábitat ontogenéticos a lo largo de los ecosistemas costeros poco profundos, lo cual, aunque en ocasiones no es necesario para evitar la extinción local de la especie, suele tener efectos positivos en la biomasa y en la variabilidad genética de las poblaciones (Mumby *et al.*, 2004). Debido a lo anterior, la ictiofauna puede considerarse como un excelente grupo indicador de conectividad funcional en estos ecosistemas.

### 2.3.2 Conectividad de la ictiofauna por el uso de hábitats de crianza

En la región del Atlántico y específicamente del Gran Caribe se han realizado estudios sobre la conexión entre ecosistemas (lagunares costeros y arrecifales). Muchos de ellos se centran en el papel que juegan los hábitats de crianza en las especies arrecifales. Nagelkerken *et al.* (2000) han reportado al menos 17 especies de peces arrecifales con estadios juveniles en zonas encontradas dentro de bahías o lagunas costeras, como los sistemas de manglares, pastizales marinos, canales, zonas algales, etc. (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de peces que utilizan los biotopos existentes dentro de una bahía como hábitat de crianza (Nagelkerken *et al.*, 2000).

<b>Familia</b>	<b>Especie</b>
<b>Acanthuridae</b>	<i>Acanthurus chirurgus</i>
<b>Chaetodontidae</b>	<i>Chaetodon capistratus</i>
<b>Gerreidae</b>	<i>Gerres cinereus</i>
<b>Haemulidae</b>	<i>Haemulon flavolineatum</i>
	<i>Haemulon parra</i>
	<i>Haemulon plumieri</i>
	<i>Haemulon sciurus</i>
<b>Lutjanidae</b>	<i>Lutjanus analis</i>

	<i>Lutjanus apodus</i>
	<i>Lutjanus griseus</i>
	<i>Lutjanus mahogoni</i>
	<i>Ocyurus chrysurus</i>
<b>Scaridae</b>	<i>Scarus coeruleus</i>
	<i>Scarus guacamaia</i>
	<i>Scarus iseri</i>
	<i>Sparisoma chrysopterum</i>
<b>Sphyraenidae</b>	<i>Sphyraena barracuda</i>

Estas especies representan la mayor abundancia total de peces en dichos hábitats, a diferencia de las especies que pasan toda su vida en un solo sistema o en la zona arrecifal (Nagelkerken *et al.*, 2000). Asimismo, se han comparado las densidades de diferentes especies de peces en islas con o sin manglares y pastizales marinos adyacentes, encontrando ausencia o densidades bajas de varias especies en las islas que no cuentan con manglares o pastos marinos (Nagelkerken *et al.*, 2012), por lo que la conectividad entre ecosistemas es una parte fundamental de la estructura de las comunidades de ambos. Otro estudio en el Caribe reportó que la presencia de manglares tiene un impacto significativo en la estructura de las comunidades de peces en los arrecifes aledaños, y puede aumentar significativamente la biomasa de algunas especies de peces. Por ejemplo, en algunas zonas el herbívoro más grande del Atlántico, el pez loro *Scarus guacamaia*, ha sufrido extinción local después de la remoción de manglares (Mumby *et al.*, 2004).

Laegdsgaard y Johnson (2001) encontraron que más peces juveniles son atraídos a estructuras de manglar artificiales con crecimiento algal que a las que no presentan este crecimiento, lo cual se atribuye a una mayor disponibilidad de alimento, pero existen especies de peces cuyos juveniles son atraídos a las estructuras aún sin crecimiento algal. El mismo estudio encontró que la presión

por depredación influye en la elección de hábitat en peces juveniles. En ausencia de depredadores, los peces juveniles evitan el refugio, mientras que con la presencia de depredadores lo buscan activamente; los peces de tallas más grandes, que son menos vulnerables a la depredación, no buscan refugio, aun con la presencia de depredadores. Se concluye que la complejidad estructural incrementa la disponibilidad de alimento y minimiza la incidencia de depredación, razones principales por la que los peces juveniles se reclutan en hábitats de crianza.

Verweij *et al.* (2006) estudiaron cómo la estructura de los hábitats de crianza atrae a los peces juveniles; para ello usaron unidades experimentales con diferentes combinaciones de estructura (presencia de manglares, pastos marinos o ambos), sombra (presencia/ausencia) y alimento (presencia/ausencia). Los peces herbívoros de actividad diurna fueron más abundantes en las unidades con mayor disponibilidad de alimento y no fueron atraídos por unidades sin alimento. *Ocyurus chrysurus* (zoobentófago/zooplanctívoro de actividad nocturna) y *Sphyraena barracuda* (piscívoro de actividad diurna) fueron atraídos según la complejidad estructural y no se observó su alimentación en las unidades. *Haemulon flavolineatum* fue principalmente atraído por la presencia de pasto marino, *Lutjanus mahogoni* al pasto marino o la sombra; *L. apodus*, *O. chrysurus* y *S. barracuda* fueron encontrados en las unidades que tenían presencia de pasto marino o manglar. Los peces herbívoros y los zoobentófagos diurnos fueron atraídos por los hábitats de crianza por la disponibilidad de alimento, mientras que los zoobentófagos nocturnos por la complejidad estructural que confiere protección de la depredación. Estos resultados concuerdan con lo reportado con Laegdsgaard y Johnson (2001).

Por otra parte, Chittaro *et al.* (2005) encontraron que, aunque los manglares o pastos marinos puedan presentar las características de un hábitat de crianza según Laegdsgaard y Johnson (2001), en muchos casos no existe diferencia en los patrones de densidades de juveniles y adultos o en las tasas de depredación entre los manglares, los pastos marinos y los arrecifes, y la composición del conjunto de especies presenta una similitud baja entre sitios, lo que sugiere poca interacción entre ellos. Esta variación entre sitios sugiere que no deben

generalizarse todas las zonas con manglar o pastos marinos como hábitats de crianza.

Nagelkerken *et al.* (2000) encontraron una relación entre la profundidad y la transparencia del agua con la distribución de las especies que utilizan hábitats de crianza, sin una explicación para la relación con la transparencia. Una hipótesis es que en aguas turbias la eficiencia de los depredadores disminuye, lo que aumenta la abundancia de sus presas (Blabber y Blabber, 1980); sin embargo, en este estudio se encontró que la densidad de peces era menor en aguas turbias, excepto por *S. barracuda*.

El hecho de que no todos los ambientes de manglar y pastos marinos cumplan con la misma función de hábitat de crianza puede deberse a la configuración espacial de estos hábitats en relación con el arrecife. Se ha encontrado que ésta tiene influencia en la composición, la riqueza, la densidad de peces y su tamaño (Dorenbosch *et al.*, 2007), aunque en todos los casos las especies que utilizan hábitats de crianza disminuyen sus densidades en los arrecifes coralinos alejados (>9 km) de manglares o pastos marinos; a una escala espacial menor el efecto no es tan notorio. Este descubrimiento refuerza la idea de que no se debe generalizar el valor de los hábitats de manglar y pastos marinos como hábitats de crianza; sin embargo, este mismo estudio reportó que existe una mayor dominancia de especies que utilizan hábitats de crianza y una mayor proporción de juveniles: adultos en los hábitats de manglar y pastos marinos dentro de lagunas costeras, lo cual sugiere que las lagunas costeras pueden conferir protección adicional para los peces juveniles (Dorenbosch *et al.*, 2007).

Aunado a la configuración espacial, otros factores físicos y químicos pueden afectar a las comunidades de peces en los sistemas costeros, como la profundidad, temperatura, salinidad, biomasa de vegetación, complejidad estructural, entre otros (Verweij *et al.*, 2006; Fulton *et al.*, 2005; Meekan *et al.*, 1995; Pihl *et al.*, 1994).

#### *2.4 La ictiofauna en los sistemas lagunares del Caribe mexicano*

Se han realizado estudios sobre los peces en varias lagunas costeras en el Caribe mexicano. En un estudio realizado en ocho lagunas costeras del sur de Quintana Roo (Uvero, Placer, San Humberto, San Antonio, Río Huach, Xcalak,

Cementerio y La Aguada) se registró un total de 39 especies en 17 familias (Avilés-Torres, Schmitter-Soto y Barrientos-Medina, 2001); de éstas, *Caranx latus*, *Lutjanus apodus*, *L. griseus*, *Gerres cinereus*, *H. sciurus* y *S. barracuda* han sido reportadas como especies que utilizan sitios de crianza (Nagelkerken *et al.*, 2000; Cervigón, 1993).

En la laguna de Río Huach se detectaron 65 especies pertenecientes a 31 familias (Avilés-Torres, 2002), de las cuales 15 son especies que utilizan sitios de crianza: *Carangoides bartholomaei*, *C. latus*, *Trachinotus falcatus*, *Lutjanus analis*, *L. apodus*, *L. griseus*, *Ocyurus chrysurus*, *G. cinereus*, *Haemulon plumieri*, *H. flavolineatum*, *H. sciurus*, *Scarus iseri*, *Sparisoma chrysopterum*, *Acanthurus chirurgus* y *S. barracuda* (Adams y Blewett, 2004; Nagelkerken *et al.*, 2000; Cervigón, 1993).

Caballero-Vázquez y Vega-Cendejas (2012) analizaron los patrones espaciales de diversidad en la laguna de Chacmochuch, situada al noreste de la ciudad de Cancún y con un área de 115.27 km<sup>2</sup>. Encontraron un total de 68 especies en 34 familias, de las cuales al menos 11 utilizan hábitats de crianza: *C. latus*, *Chaetodon capistratus*, *G. cinereus*, *H. parra*, *H. plumieri*, *L. analis*, *L. apodus*, *L. griseus*, *O. chrysurus*, *Selene vomer* y *S. barracuda* (Nagelkerken *et al.*, 2000; Cervigón, 1993). Los autores mencionados hallaron también cuatro grupos de sitios con composiciones diferentes de peces, influenciados por variables fisicoquímicas como la temperatura, salinidad, sólidos disueltos totales, concentración de amonio, clorofila *a*, turbidez y oxígeno disuelto.

#### 2.4.1 La ictiofauna en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez

Reséndez-Medina (1975) registró 37 especies distribuidas en 22 familias reportadas en una lista de peces colectados en los meses de septiembre-octubre de 1971 y septiembre de 1974 en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez (Tabla 2).

Tabla 2. Lista de especies registradas en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez (Reséndez-Medina, 1975; nomenclatura actualizada).

<b>Familia</b>	<b>Género</b>	<b>Especie</b>
<b>Megalopidae</b>	<i>Megalops</i>	<i>atlanticus</i>
<b>Muraenidae</b>	<i>Gymnothorax</i>	<i>funnebris</i>
<b>Batrachoididae</b>	<i>Opsanus</i>	<i>beta</i>
<b>Hemiramphidae</b>	<i>Hemiramphus</i>	<i>brasiliensis</i>
<b>Belonidae</b>	<i>Strongylura</i>	<i>marina</i>
<b>Fundulidae</b>	<i>Lucania</i>	<i>parva</i>
<b>Cyprinodontidae</b>	<i>Floridichthys</i>	<i>polyommus</i>
<b>Syngnathidae</b>	<i>Hippocampus</i>	<i>zosteræ</i>
	<i>Cosmocampus</i>	<i>albirostris</i>
	<i>Syngnathus</i>	<i>makaxi</i>
	<i>Syngnathus</i>	<i>floridae</i>
	<i>Anarchopterus</i>	<i>criniger</i>
<b>Serranidae</b>	<i>Epinephelus</i>	<i>striatus</i>
<b>Carangidae</b>	<i>Carangoides</i>	<i>bartholomaei</i>
	<i>Caranx</i>	<i>latus</i>
<b>Lutjanidae</b>	<i>Lutjanus</i>	<i>griseus</i>
	<i>Lutjanus</i>	<i>apodus</i>
	<i>Lutjanus</i>	<i> analis</i>
	<i>Lutjanus</i>	<i>mahogoni</i>
	<i>Ocyurus</i>	<i>chrysurus</i>
<b>Gerreidae</b>	<i>Gerres</i>	<i>cinereus</i>

<b>Familia</b>	<b>Género</b>	<b>Especie</b>
<b>Haemulidae</b>	<i>Haemulon</i>	<i>flavolineatum</i>
	<i>Haemulon</i>	<i>bonariense</i>
	<i>Haemulon</i>	<i>parra</i>
	<i>Haemulon</i>	<i>plumieri</i>
	<i>Haemulon</i>	<i>carbonarium</i>
	<i>Haemulon</i>	<i>sciurus</i>
<b>Sparidae</b>	<i>Calamus</i>	<i>pennatula</i>
	<i>Archosargus</i>	<i>rhomboidalis</i>
<b>Cichlidae</b>	<i>Mayaheros</i>	<i>urophthalmus</i>
<b>Sphyraenidae</b>	<i>Sphyraena</i>	<i>barracuda</i>
<b>Scaridae</b>	<i>Sparisoma</i>	<i>chrysopterum</i>
<b>Labrisomidae</b>	<i>Paraclinus</i>	<i>marmoratus</i>
<b>Gobiidae</b>	<i>Bathygobius</i>	<i>soporator</i>
<b>Acanthuridae</b>	<i>Acanthurus</i>	<i>chirurgus</i>
<b>Tetraodontidae</b>	<i>Sphoeroides</i>	<i>testudineus</i>
<b>Diodontidae</b>	<i>Chilomycterus</i>	<i>schoepfii</i>

Jordán *et al.* (1978) publicaron una lista de especies correspondiente a un informe solicitado a Reséndez-Medina, sin incluir ningún registro adicional, pero con datos cuantitativos sobre la captura. Se colectaron 158 especímenes, la mayoría *Haemulon sciurus* (27.8%), seguido de *Archosargus rhomboidalis* (18.0%), *Lutjanus griseus* (17.0%) y *Gerres cinereus* (8.9%). Schmitter-Soto (1998) incluyó en su libro sobre peces continentales de Quintana Roo el registro de *Eucinostomus melanopterus* (Gerreidae) en el sistema lagunar. Por su parte

Castro-Aguirre *et al.* (1999) publicaron 10 especies presentes en el sistema, sin incluir ningún nuevo registro.

De las especies registradas en el sistema lagunar, *L. griseus*, *L. apodus*, *L. analis*, *L. mahogoni*, *O. chrysurus*, *G. cinereus*, *H. flavolineatum*, *H. parra*, *H. plumieri*, *H. sciurus*, *S. barracuda*, *S. chrysopterum* y *A. chirurgus* utilizan zonas de crianza dentro de bahías o lagunas costeras (Nagelkerken *et al.*, 2000), y los juveniles de *C. bartholomaei* y *C. latus* han sido reportados cercanos a la costa antes de migrar hacia su hábitat final (Cervigón, 1993). Cuatro de las especies que Jordán *et al.* (1978) reportan como las más abundantes pertenecen a este grupo.

De las especies reportadas en el sistema lagunar, 14 están presentes en la Carta Nacional Pesquera (SAGARPA, 2012) como especies de importancia comercial para la pesca: *Epinephelus striatus*, *C. bartholomaei*, *L. griseus*, *L. apodus*, *L. analis*, *O. chrysurus*, *G. cinereus*, *H. flavolineatum*, *H. parra*, *H. plumieri*, *H. sciurus*, *S. barracuda*, *S. chrysopterum*, *A. chirurgus*, *C. pennatula* y *A. rhomboidalis* (a nivel de género); de éstas, 10 están reportadas como especies que utilizan hábitats de crianza.

### **3. Justificación**

El nivel de conservación de los sistemas costeros (manglares, pastos marinos, lagunas costeras, lagunas arrecifales y sistemas arrecifales) está vinculado a la composición de la ictiofauna existente en éstos (Jackson *et al.*, 2014; Hughes *et al.*, 2007; Mora *et al.*, 2006). Los hábitats de crianza juegan un papel importante en la composición y biomasa de esta ictiofauna (Nagelkerken *et al.*, 2012; Dorenbosch *et al.*, 2007; Mumby *et al.*, 2004). El sistema lagunar Nichupté-Bojórquez se ve constantemente impactado por el desarrollo turístico de Cancún (Brenner, Engelbauer y Job, 2018), sin embargo, mantiene hábitats de manglar y pasto marino que podrían fungir como hábitats de crianza. No se puede generalizar a priori el valor de los ecosistemas costeros como hábitats de crianza (Dorenbosch *et al.*, 2007; Chittaro *et al.*, 2005), por lo que es fundamental determinar que especies de peces se encuentran en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez y su función como hábitat de crianza para la ictiofauna de la zona norte del Caribe mexicano.

## **4. Hipótesis**

El sistema lagunar Nichupté-Bojórquez mantiene condiciones fisicoquímicas y de complejidad estructural que le permiten funcionar como un hábitat de crianza para especies de peces del Caribe mexicano; algunos sitios tendrán una mayor funcionalidad que otros como hábitat de crianza, presentándose una mayor abundancia y riqueza de especies de crianza en los sitios con mayor complejidad estructural.

## **5. Objetivos**

### *5.1 Objetivo general*

Determinar las características que presenta el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez como un hábitat de crianza para la ictiofauna de la zona norte del Caribe mexicano.

### *5.2 Objetivos específicos*

1. Determinar la composición y abundancia de la ictiofauna presente en el sistema lagunar, en función de los hábitats existentes en cada uno de los sitios de estudio.
2. Analizar la estructura de tallas de las especies para determinar los cambios de hábitat ontogénicos en los diferentes tipos de hábitat del sistema lagunar.
3. Determinar la variación de la composición de las comunidades asociada a las variables fisicoquímicas y de complejidad existentes en cada sitio.

## **6. Materiales y métodos**

### *6.1 Descripción del área de estudio*

El sistema lagunar Nichupté-Bojórquez se localiza en el noreste de la península de Yucatán, en el municipio de Benito Juárez, estado de Quintana Roo, a los 21°06' N y 86°47' O, sirviendo su barrera del lado este como el sitio de desarrollo de la denominada zona hotelera de la ciudad de Cancún, uno de los centros turísticos más grandes de México (Merino *et al.*, 1990). Es un sistema lagunar restringido, con dos bocas que lo comunican con el mar Caribe, en Punta Cancún y en Punta Nizuc. Consiste principalmente de cinco cuerpos de agua

interconectados: Bojórquez, Cuenca Norte, Cuenca Centro, Cuenca Sur y Río Inglés (Carbajal, 2009; Figura 2).



Figura 2. Sistema lagunar Nichupté-Bojórquez, zona norte del Caribe mexicano.

Las lagunas tienen una profundidad media de 2 m, con bajos desde 10 a 30 cm y las profundidades máximas encontradas en los centros de las tres cuencas principales, excepto en los canales dragados para permitir el tráfico acuático. El canal de Cancún tiene una profundidad de 4 m y una anchura de 30-40 m; el de Punta Nizuc, 3 m de hondo y 20-30 m de ancho. La superficie del sistema lagunar se encuentra en el orden de  $50 \times 10^6 \text{ m}^2$  y cuenta con un volumen estimado de

$1.1 \times 10^8 \text{ m}^3$  (Collado-Vides *et al.*, 1995; Merino *et al.*, 1990). Las mareas en la región son de tipo mixto, con una amplitud de 0.2 m; sin embargo, los canales de Punta Nizuc y Cancún reducen la amplitud a 0.03 m dentro del sistema lagunar (Collado-Vides *et al.*, 1995).

El sistema lagunar, como todos en la península de Yucatán, interactúa con flujos subterráneos de agua. La alta permeabilidad de la roca permite la infiltración constante del agua de lluvia, por lo que la escorrentía superficial es menor que la infiltración. Existe un gradiente de presión orientado desde tierra firme hacia la costa, pasando por el sistema lagunar, por lo que el aporte de agua dulce a la laguna es a través de la precipitación directamente o del flujo de agua subterránea, a través de varios ojos de agua en diferentes puntos del sistema lagunar (Carbajal, 2009 y Merino *et al.*, 1990). Sin embargo, el agua en la mayor parte del sistema lagunar es de origen marino y el efecto de este aporte de agua dulce es local (Collado-Vides *et al.*, 1995).

La salinidad a lo largo del sistema lagunar refleja la influencia del Caribe particularmente en la zona norte, en donde se encuentran los valores de salinidad más altos a lo largo de todo el año (permaneciendo con valores de salinidad mayores a 30.0), de modo que la influencia del mar a través de Punta Cancún es mayor que en Punta Nizuc (Carbajal, 2009). Existen tres periodos climáticos principales en la zona: de secas en los meses de febrero a mayo, de lluvias de verano de junio a septiembre y de “nortes” o lluvias de invierno de octubre a enero (Collado-Vides *et al.*, 1995).

El manglar de borde se desarrolla en la periferia del sistema lagunar y está conformado sobre todo por *Rhizophora mangle*; la vegetación acuática dominante en los sitios someros corresponde a los pastos marinos (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*), además de 110 especies de algas (CONANP, 2014)

El sistema arrecifal asociado al manglar está decretado como Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc (DOF, 2016); dentro de la zona de manglar del sistema lagunar se decretó una Área de Protección de Flora y Fauna, con una superficie de 4,257-49-85.40 ha, integrada en 12 polígonos, que incluyen 914.49 ha de las lagunas interiores Laguna del

Amor y Río Inglés (Figura 3). El resto del sistema lagunar no se encuentra bajo ninguna categoría de protección (CONANP, 2014).

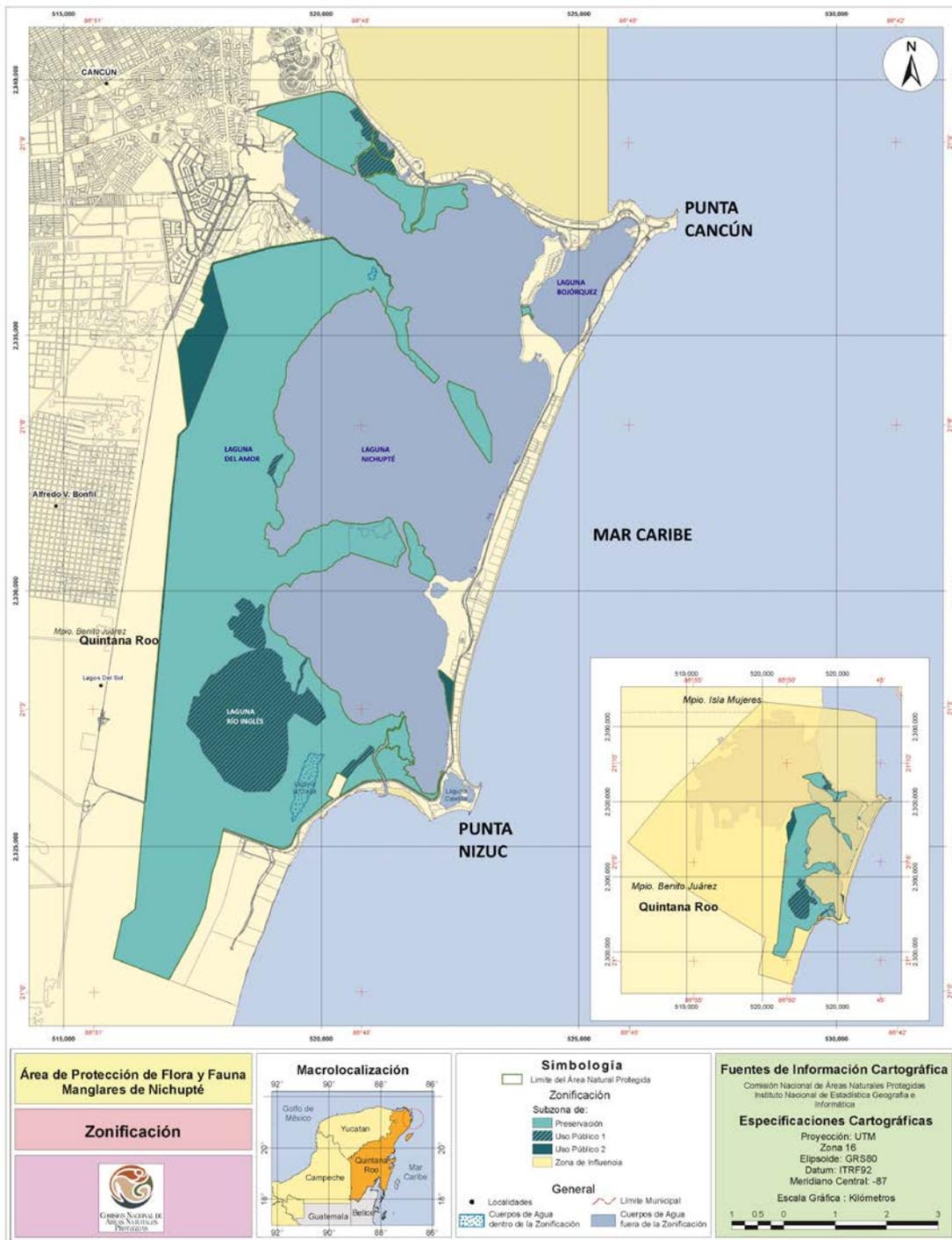


Figura 3. Polígonos del Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté (tomada de CONANP, 2014).

## 6.2 Trabajo de campo.

Se capturaron organismos en la temporada de secas, a finales de marzo y principios de abril del 2017, así como en lluvias, durante la primera semana del

mes de julio de 2017. Se corroboró que los meses de muestreo elegidos coincidieran con dichas temporadas usando datos de la estación meteorológica Cancún-23155, ubicada en la latitud 21°9'24" N y la longitud 86°49'13" O, proporcionados por la Comisión Nacional del Agua, tomando en cuenta los datos desde enero de 2010 hasta diciembre de 2015.

En una visita de prospección realizada al sistema lagunar en octubre de 2016 se definieron cinco sitios para el muestreo, por representar cinco tipos de hábitat diferentes: manglar (sitio Manglar P4), pasto marino (sitio Campo de golf), blanquizal (sitio Blanquizal playa), ojo de agua y canal. Se agregaron los sitios de Tajamar, por la presencia de ojos de agua y la cercanía a la ciudad, y el canal Sigfrido, como comparación con el canal Nizuc, para observar si las composiciones de peces en los canales asociados a diferentes sistemas arrecifales varían entre sí (Figura 4). Durante la visita de prospección se probaron dos artes de pesca: un chinchorro de 15 m de largo, con una altura de 1.5 m y luz de malla de 1.4 cm, sin copo, y un chinchorro de 30 m de largo con una altura de 2 m y una luz de malla de 6.4 cm con copo, con los que se realizó la colecta de 431 organismos en cinco sitios en el sur de la laguna, representativos de los diferentes tipos de hábitat del sistema lagunar. El chinchorro de 15 m de largo no permitió la captura de organismos grandes que lograban escapar antes del cierre en la orilla, mientras que el chinchorro de 30 m de largo permitía el escape de peces pequeños a través de la malla, por lo que se elaboró un chinchorro de 45 m de largo con una altura de 1.7 m y una luz de malla de 2.5 cm, excepto en el copo de 4 m de largo, en el que la luz de malla es de 1.4 cm.

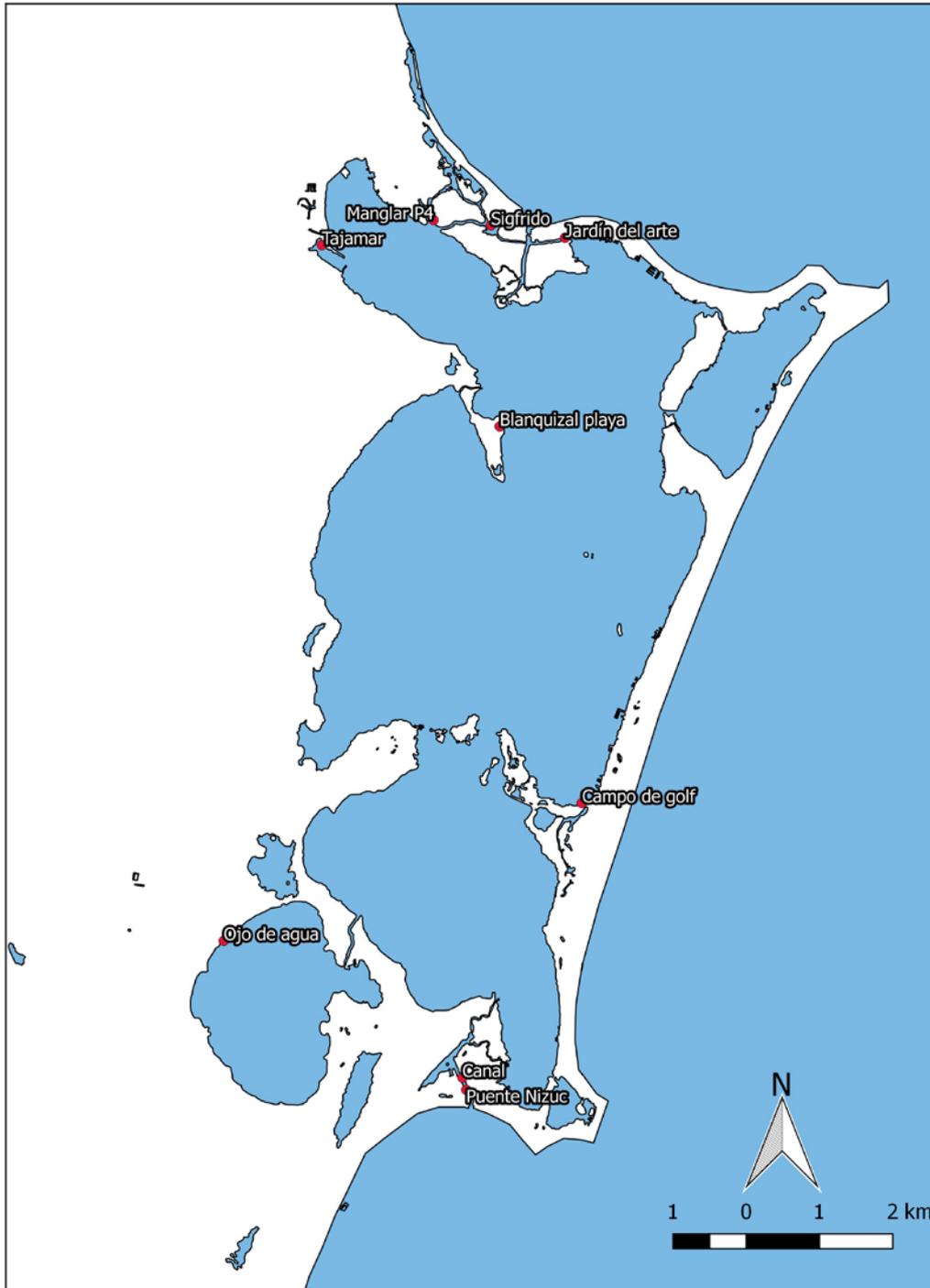


Figura 4. Sitios de muestreo determinados para la colecta de peces en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez.

Este último chinchorro se utilizó para los muestreos cuantitativos en los siete sitios de estudio principales, con un lance por sitio y por temporada. El aparejo se lanzaba desde lancha a lo largo de la costa para después ser cerrado a mano en la orilla, abarcando un área aproximada de 400 m<sup>2</sup> en cada lance; en los sitios en los que existe presencia de manglar, el chinchorro era cerrado caminando

cerca de la orilla, mientras que se golpeaba el agua dentro del manglar, con el fin de que los organismos ocultos entre las raíces salieran hacia la red. Adicionalmente en cada sitio, antes de cada lance, se determinaron los parámetros de temperatura, salinidad, pH, concentración de oxígeno disuelto, potencial de oxidorreducción, clorofila *a* y sólidos disueltos totales mediante una sonda multiparamétrica Hydrolab DS5X (Hach Company, Loveland, Colorado, EE. UU.).

Se utilizó una atarraya como arte de pesca alternativo en dos sitios adicionales a los siete sitios de muestreo principales: el “Jardín del Arte” y el “Puente Nizuc” (Figura 4). Se eligieron estos sitios debido a la observación de especies no encontradas en otros sitios del sistema lagunar y la imposibilidad del uso del chinchorro en ellos; sin embargo, estos datos fueron únicamente cualitativos y no fueron usados en los análisis estadísticos. Aunque cada sitio de muestreo fue seleccionado por su hábitat más representativo, los hábitats no son mutuamente exclusivos y puede presentarse más de uno en cada sitio, por lo que se tomaron medidas de complejidad estructural, de acuerdo con lo propuesto por Nagelkerken *et al.* (2000): la complejidad del manglar se determinó a lo largo de un transecto de 30 m; la cantidad total de raíces sumergidas (que se expresa en densidad de raíces por m<sup>2</sup>) y su longitud desde la superficie del agua a la punta de la raíz o el sedimento (que se expresa como porcentaje de la profundidad total del agua) se midieron cada 5 m en áreas de 1 m de largo.

En los pastos marinos la complejidad se determinó usando dos cuadrantes de 50 x 50 cm seleccionados al azar en el sitio donde se hizo la colecta. Se midió la altura de dosel (expresada como la altura de la especie dominante) y el porcentaje de cobertura con ayuda de las guías de McKenzie *et al.* (2001), de acuerdo con la metodología de Nagelkerken *et al.* (2000).

### *6.3 Trabajo de laboratorio*

En laboratorio se realizó la identificación de los peces por medio de bibliografía especializada (Carpenter, 2002; Humann y DeLoach, 2002; Castro-Aguirre *et al.*, 1999; Schmitter-Soto, 1998); la clasificación taxonómica se realizó de acuerdo

con Nelson *et al.* (2016). Cada individuo se midió en longitud estándar, longitud furcal y longitud total

#### 6.4 Trabajo de gabinete

Para evaluar si existían diferencias significativas entre las variables fisicoquímicas y de complejidad estructural entre sitios y entre temporadas, se utilizaron pruebas de Kruskal-Wallis y U de Mann–Whitney; en caso de encontrar diferencias significativas mediante la prueba de Kruskal-Wallis se realizaron comparaciones pareadas múltiples, (Conover, 1999). Se utilizaron pruebas no paramétricas ya que ninguna transformación logró acercar los datos a la normalidad, con excepción de los valores de oxígeno disuelto que presentaban una distribución normal (comprobado con pruebas de Shapiro-Wilk), caso en el que se utilizaron pruebas de ANOVA y t de Welch. En el caso de los parámetros para los que no se encontraron diferencias significativas utilizando únicamente la temporada como variable de identificación, se buscó si existían variaciones entre temporadas para cada sitio por separado por medio de pruebas de Kruskal-Wallis y comparaciones múltiples. Todos los análisis fueron realizados en el paquete estadístico R (R Core Team, 2017), con excepción de las comparaciones múltiples, realizadas en InfoStat (InfoStat, 2016).

Para evaluar si el muestreo era representativo de la riqueza de la laguna se realizó una curva de rarefacción basada en individuos con 1000 aleatorizaciones y se comparó con el estimador Chao1 de riqueza (Gotelli y Colwell, 2011). También se realizó una curva de rarefacción basada en esfuerzo de muestreo (número de lances) y se comparó con el estimador Chao2. Asimismo, se utilizó la rarefacción basada en individuos con la riqueza y el índice de diversidad de Shannon para determinar diferencias en estos factores entre los diferentes sitios de muestreo (Gotelli y Colwell, 2011). Todas las curvas de rarefacción fueron realizadas en el software EstimateS V.9.1 (Colwell, 2013) y se graficaron en el programa R con el paquete plotrix (R Core Team, 2017; Lemon, 2006). El índice de Shannon usado por el software se calcula por medio de la siguiente ecuación.

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

Donde  $p_i$  = abundancia relativa de la especie  $i$  en la muestra ( $P_i = n_i/N$ , donde  $n_i$  = número de individuos de la especie  $i$  en la muestra,  $N$  = número total de individuos en la muestra) y  $S$  = número de especies en la muestra.

Con los datos de longitud estándar se clasificaron los especímenes en clases de talla en intervalos de 2.5 cm (Nagelkerken *et al.* 2000), para encontrar cambios de hábitat ontogénicos. Para cada clase de talla de cada especie de pez se calculó la abundancia relativa por tipo de hábitat como un porcentaje de la abundancia total por clase de talla y se redondeó a porciones de 5%.

Utilizando los datos de longitud estándar, total y furcal, se clasificaron los especímenes en juveniles y adultos; con el fin de no sobreestimar la cantidad de juveniles en el sistema lagunar, se utilizaron las menores tallas de maduración reportadas en la literatura. En caso de no existir reportes de las tallas menores de maduración se utilizaron las tallas medias de madurez (Tabla 3).

Tabla 3. Tallas de maduración utilizadas para categorizar algunas especies en juveniles o adultos.

<b>Especie</b>	<b>Talla de maduración usada (cm)</b>	<b>Referencia</b>
<i>Abudefduf saxatilis</i>	10.1 (LT)	Bessa <i>et al.</i> (2007)
<i>Acanthostración quadricornis</i>	16 (LT)	Ruiz, Figueroa y Prieto (1999)
<i>Albula vulpes</i>	35.8 (LF)	Crabtree, Snodgrass y Harnden (1997)
<i>Anchoa hepsetus</i>	4.3 (LT)	Santos-Valencia <i>et al.</i> (1998)
<i>Anchoa lamprotaenia</i>	5 (LE)	Daly (1970)
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	8 (LE)	Chavance, Flores-Coto y Sánchez-Iturbide (1984)
<i>Bathygobius soporator</i>	4 (LE)	Tavolga (1956)
<i>Carangoides bartholomaei</i>	23 (LE)	Munro (1983)

<b><i>Caranx latus</i></b>	34 (LE)	García-Cagide <i>et al.</i> (1994)
<b><i>Chaetodipterus faber</i></b>	9.4 (LT)	Hayse (1990)
<b><i>Chaetodon capistratus</i></b>	8.8 (LT)	Aiken (1983)
<b><i>Eucinostomus gula</i></b>	9 (LF)	Mexicano-Cíntora (1999)
<b><i>Floridichthys polyommus</i></b>	3.67 (LT)	Badillo-Alemán <i>et al.</i> (2013)
<b><i>Gerres cinereus</i></b>	16.5 (LT)	Espino-Barr <i>et al.</i> (2015)
<b><i>Haemulon flavolineatum</i></b>	16 (LE)	García-Cagide <i>et al.</i> (1994)
<b><i>Haemulon parra</i></b>	11.1 (LT)	Ault <i>et al.</i> (1998); Jones <i>et al.</i> (2010)
<b><i>Haemulon plumierii</i></b>	16.4 (LT)	Faunce y Serafy (2007)
<b><i>Haemulon sciurus</i></b>	12 (LF)	Potts (2000)
<b><i>Harengula jaguana</i></b>	7.8(LE)	Pierce (2001)
<b><i>Hippocampus erectus</i></b>	5.6 (OT)	Foster y Vincent (2004)
<b><i>Lophogobius cyprinoides</i></b>	3.5 (LT)	Bouchereau <i>et al.</i> (2012)
<b><i>Lucania parva</i></b>	2.5 (LT)	Hildebrand y Schroeder (1928)
<b><i>Lutjanus apodus</i></b>	25 (LF)	Munro (1983)
<b><i>Lutjanus griseus</i></b>	18 (LT)	Allen (1985)
<b><i>Mayaheros urophthalmus</i></b>	10.2 (LE)	Martínez-Palacios y Ross (1992)
<b><i>Oligoplites saurus</i></b>	19.5 (LE)	Ospina-Arango <i>et al.</i> (2008)
<b><i>Sparisoma viride</i></b>	16 (LE)	Winn y Bardach (1960)
<b><i>Sphoeroides testudineus</i></b>	10.8 (LT)	Rocha, Favaro y Spach (2002)

<b><i>Sphyraena barracuda</i></b>	46 (LF)	Kadison <i>et al.</i> (2010)
<b><i>Stephanolepis setifer</i></b>	4.65 (LE)	Berry y Vogele (1961)
<b><i>Syngnathus floridae</i></b>	9.1 (LE)	Ripley and Foran (2006)
<b><i>Trachinotus falcatus</i></b>	44.9 (LF)	Crabtree, Hood y Snodgrass (2002)

En el caso de las especies para las que no existen tallas de maduración reportadas, se utilizó la ecuación presentada por Froese y Binohlan (2000) para estimar la longitud media de maduración:

$$\log L_m = 0.8979 * \log L_\infty - 0.0782$$

Donde  $L_m$  = longitud media de primera madurez en cm y  $L_\infty$  = longitud asintótica en cm (parámetro de la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy que expresa la longitud media que un pez alcanzaría si creciera indefinidamente).

Para el cálculo de la longitud asintótica se utilizó la ecuación:

$$\log L_\infty = 0.044 + 0.9841 * \log L_{max}$$

En donde  $L_{max}$  = longitud del individuo más grande reportado para una localidad en cm (Froese y Binohlan, 2000).

Para el cálculo de la longitud media de primera maduración se utilizaron las longitudes máximas reportadas en FishBase (Froese y Pauly, 2017). Ya que Froese y Binohlan (2000) utilizan la longitud máxima en la localidad, para los casos en las que las tallas máximas reportadas en FishBase vinieran de estudios realizados fuera del Atlántico Centro-Occidental, se utilizaron en su lugar las tallas máximas reportadas por Carpenter (2002).

Se calcularon las abundancias proporcionales de juveniles para cada especie (i.e. número de juveniles de una especie entre el número total de individuos de la especie); se agruparon los datos en “especies de crianza” (especies para las que se ha reportado que habitan dentro de lagunas costeras como juveniles, pero no cumplen su fase demersal completa dentro de éstas), y “otras especies” (especies que cumplen su fase demersal completa dentro de lagunas costeras o fuera de éstas) y se buscaron diferencias significativas entre las abundancias

proporcionales de estos dos grupos (Dorenbosch *et al.*, 2007). Se utilizó la prueba U de Mann–Whitney, ya que ninguna transformación logro acercar los datos a la normalidad, por la presencia de una gran cantidad de valores extremos.

Se agruparon también los datos por sitio y se buscaron diferencias en la proporción de juveniles entre éstos mediante una prueba de Kruskal-Wallis. Ambos análisis fueron realizados en el programa R (R Core Team, 2017).

Ya que Nagelkerken *et al.* (2000) y Dorenbosch *et al.* (2007) han reportado que las especies de crianza representan la mayor abundancia relativa en los diferentes tipos de hábitat encontrados en bahías o lagunas costeras al compararlos con otras especies, se agruparon las abundancias relativas de todas las especies de crianza y las abundancias relativas de las otras especies tanto para toda la laguna como en los diferentes tipos de hábitat encontrados, para determinar si en el sitio de estudio se cumple esta condición. Debido a que los estudios mencionados fueron realizados por medio de censos visuales, en los que no se toman en cuenta las especies crípticas, ni se distinguen con certeza muchas especies de familias tales como Atherinidae, Clupeidae o Gerreidae, el análisis se realizó tanto con la abundancia de todas las especies como eliminando las cinco especies más abundantes que cumplían estas condiciones en el sistema lagunar (*F. polyommus*, *Eucinostomus jonesii*, *Atherinomorus stipes*, *H. jaguana* y *L. parva*).

Para explorar las diferencias en las estructuras de las comunidades de cada sitio de estudio se realizó un análisis de Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS), utilizando el coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis. Este análisis fue realizado con el paquete vegan versión 2.4 del programa R (Oksanen *et al.*, 2017; R Core Team, 2017).

Para encontrar relaciones entre las variables fisicoquímicas y de complejidad estructural, éstas fueron ingresadas a una matriz de correlación de Spearman, analizada con el paquete Hmisc versión 4.0 del programa R (Harrel Jr., 2017; R Core Team, 2017). Ya que los sólidos disueltos totales presentaron un coeficiente de correlación de 1.00 con la salinidad, este parámetro fue eliminado de los análisis posteriores, analizando únicamente la influencia de la salinidad.

La influencia que los parámetros fisicoquímicos y las variables de complejidad estructural tienen en la riqueza y abundancia de los peces fueron visualizadas por medio de un análisis de componentes principales. Para los parámetros que presentaron coeficientes de correlación de Spearman superiores a 0.75 únicamente se utilizó uno para los análisis. Se realizaron análisis tanto para la riqueza y abundancia de todas las especies, como para la riqueza y abundancia de únicamente las especies de crianza; los análisis fueron realizados en R y graficados con los paquetes ggplot2 y ggbiplot (R Core Team, 2017; Vu, 2011; Wickham, 2009).

Una vez encontrada la influencia que las variables fisicoquímicas y de complejidad estructural tienen en la abundancia de riqueza de ambos grupos de especies, se realizó un análisis de correspondencias canónicas para observar la influencia que dichas variables tienen en las abundancias de cada especie. Este procedimiento estadístico es regularmente usado para la comparación de parámetros ambientales y la estructura de comunidades de peces (López-Vila *et al.*, 2014; Castillo-Domínguez *et al.*, 2011; Selleslagh y Amara, 2008; Akin *et al.*, 2005). Los datos de abundancia fueron sometidos a una transformación  $\log(x+1)$  para alcanzar la normalidad y se calcularon los factores de inflación de la varianza (FIV) de los parámetros ingresados al modelo para buscar colinealidad. Los parámetros con un FIV superior a 10 fueron retirados del modelo. En el caso de las especies de crianza se realizaron corridas tanto con todos los parámetros que no presentan colinealidad, como únicamente con las variables de complejidad estructural. Tanto el análisis de correspondencias canónicas como el cálculo de los FIVs fueron realizados con el paquete vegan versión 2.4 del programa R (Oksanen *et al.*, 2017; R Core Team, 2017).

## **7. Resultados**

### *7.1 Características de los sitios de muestreo*

Cada sitio de muestreo presenta características únicas que se describen a continuación

1) El sitio “Manglar P4” se caracteriza por la presencia *Rizophora mangle* bordeante, el manglar de este sitio fue restaurado y se mantiene en monitoreo constante por ser parte del Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de

Nichupté (CONANP, 2014); su tipo de fondo presenta cobertura amplia de *T. testudinum*, con pequeños parches de arena.

2) El sitio "Campo de golf" no presenta manglar bordeante por colindar con un campo de golf, a excepción de pequeños manchones, cuyas raíces quedan sumergidas cuando sube la marea; el fondo se caracteriza por cobertura amplia de *T. testudinum* y en menor medida de *S. filiforme*.

3) El sitio "Blanquizal playa" presenta manglar bordeante (*R. mangle*), el fondo está caracterizado por la ausencia de pasto marino o algas.

4) El sitio "Ojo de agua" se encuentra dentro de la laguna Río Inglés, que se ve afectada por varios ojos de agua; el punto preciso donde se realizó la colecta corresponde a la salida de uno de estos ojos de agua, presenta *R. mangle* en los bordes y el fondo carece de pasto marino o algas; forma parte de los polígonos del área natural protegida.

5) El sitio "Canal" se encuentra en el canal Nizuc, la boca sur del sistema lagunar; el manglar bordeante es escaso, presente en parches pequeños a lo largo de la orilla; el tipo de fondo tiene una cobertura amplia de *T. testudinum*.

6) El sitio "Tajamar" está en la orilla sur del desarrollo llamado Malecón Tajamar, frente a una rampa para embarcaciones; los costados de ésta mantienen presencia de *R. mangle*, y el mangle del sitio es el que presenta la mayor altura de todos los sitios; sin embargo, las raíces sumergidas rara vez alcanzan el fondo, que presenta la mayor cantidad de sedimento orgánico en comparación con el resto de los sitios con manglar; no hay pastos marinos, el fondo está cubierto por algas menores de 1.0 cm (turf).

7) El sitio "Sigfrido" se encuentra a un costado del canal artificial del mismo nombre que conecta la laguna con el mar Caribe en la cuenca norte; los lances fueron realizados en una playa creada para un complejo turístico que se encuentra deshabilitado, por lo que no existe manglar bordeante; el fondo presenta una gran cobertura de *S. filiforme* y no se registró presencia de *T. testudinum*.

8) El sitio “Jardín del Arte” es un canal angosto (ca. 35 m de ancho), únicamente presenta manchones de manglar en el sitio donde se hizo la colecta, pero con una cobertura extensa en el lado opuesto del canal, presenta un fondo rocoso.

9) El sitio “Puente Nizuc” se encuentra debajo del puente que cruza el canal Nizuc, por lo que no cuenta con manglar en el sitio; el fondo rocoso en este sitio se debe a pedazos de concreto, residuos de la construcción del puente.

### 7.1.1 Variaciones de los parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural en los sitios de muestreo

Se encontraron variaciones de los parámetros fisicoquímicos entre sitios. El sitio Sigfrido presentó los valores más bajos de clorofila *a* ( $K= 14.401$ ,  $p<0.05$ ), el sitio con mayor concentración fue Campo de golf (Figura 5).

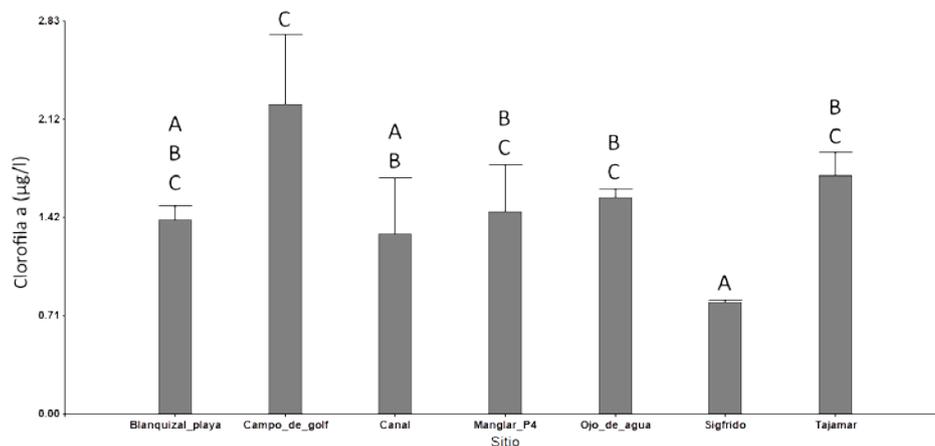


Figura 5. Concentraciones promedio de clorofila *a* en los diferentes sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p<0.05$ ).

Los valores más bajos de pH se encontraron en el sitio Tajamar, con una media de 7.55, ( $K= 28.17$ ,  $p < 0.001$ ); los valores más altos fueron encontrados en los sitios Campo de golf y Blanquizaral playa (8.07 en ambos; Figura 6).

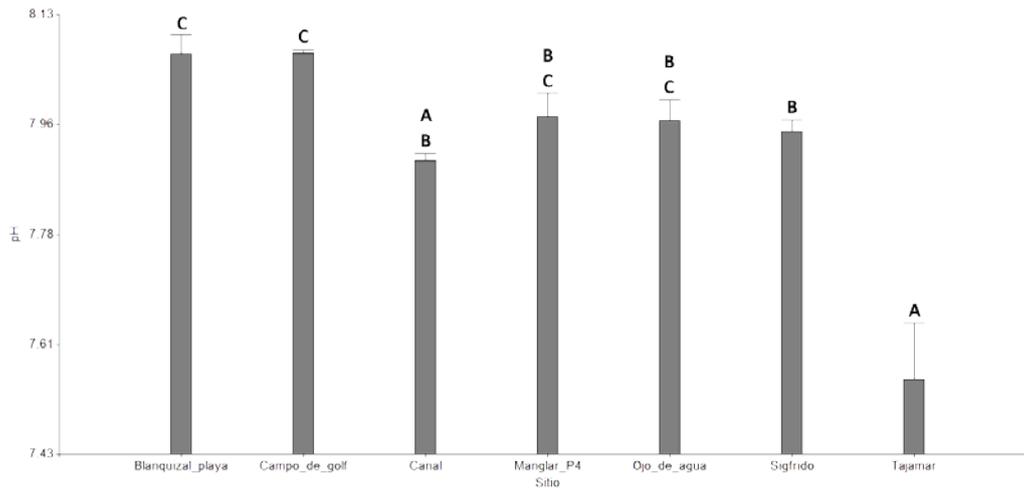


Figura 6. Valores promedio de pH encontrados en los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.001$ ).

La salinidad promedio más baja fue encontrada en los sitios con presencia de ojos de agua (Ojo de agua y Tajamar, 20.04 y 22.95 respectivamente); con excepción de éstos, se puede observar una tendencia en el aumento de la salinidad en función de la distancia a las bocas que conectan con el mar, encontrándose los mayores valores en los sitios Canal y Sigfrido (35.90 y 31.62 respectivamente), seguidos por los sitios Campo de golf y Blanquizar playa (29.54 y 29.38, respectivamente); sin embargo, solo existieron diferencias significativas entre algunos de ellos ( $K = 32.029$ ,  $p < 0.001$ ; Figura 7).

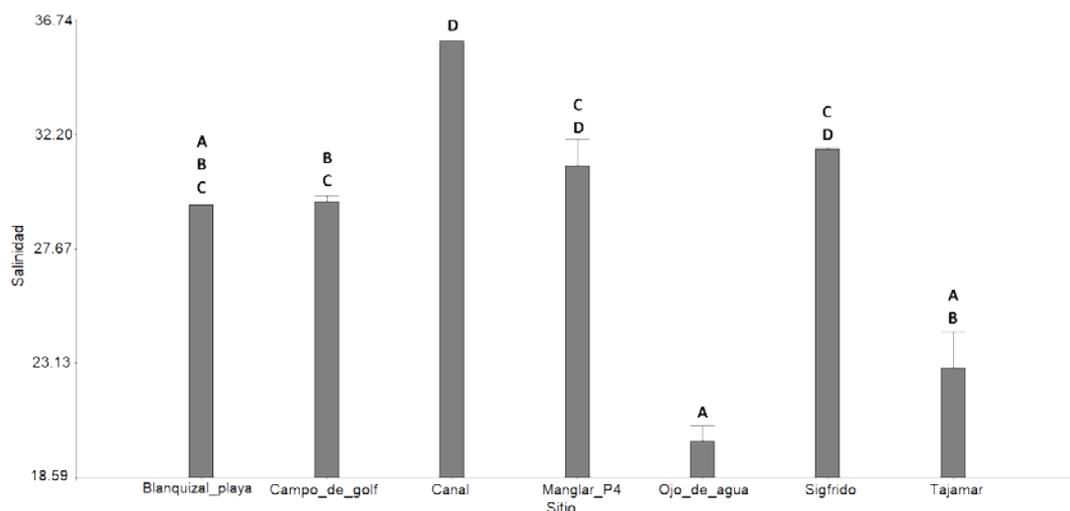


Figura 7. Valores promedio de salinidad encontrados en los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.001$ ).

Únicamente se encontraron diferencias significativas en el potencial óxido-reducción en el sitio Tajamar ( $K = 14.876$ ,  $p < 0.05$ ; Figura 8).

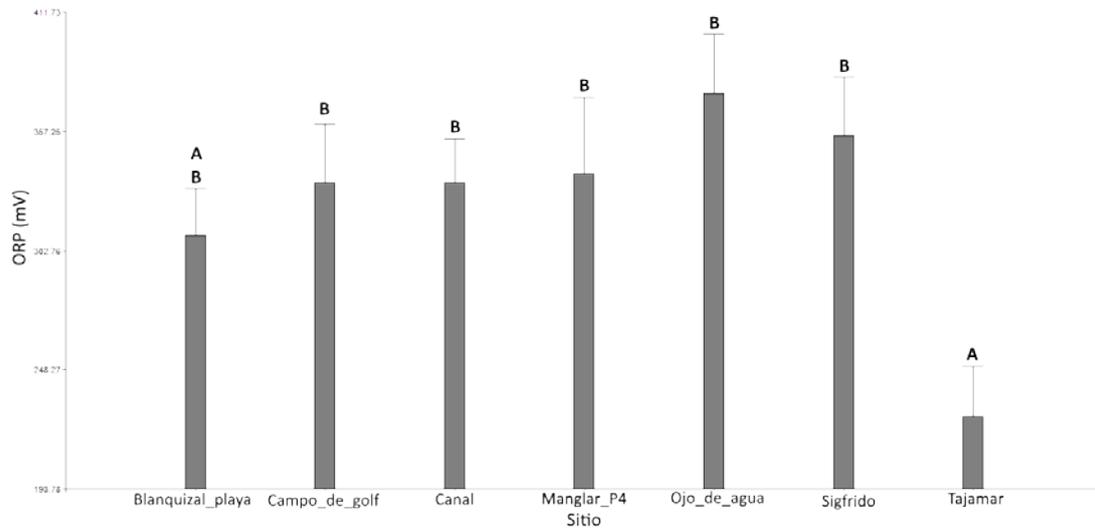


Figura 8. Valores promedio del potencial de óxido-reducción encontrados en los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$  EE); los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).

No se encontraron diferencias significativas entre sitios para los valores de oxígeno disuelto ( $F=1.9203$ ,  $p=0.1099$ ), cuyo promedio fue de 6.16 mg/l. Tampoco para la temperatura ( $K = 8.1805$ ,  $p = 0.2252$ ), la cual presentó un promedio de 29.7 °C.

Las variables de complejidad estructural también presentaron variaciones entre sitios. Los sitios con mayor densidad de raíces de manglar fueron Ojo de agua, Manglar P4 y Blanquizal playa, mientras que los sitios con menor densidad fueron Sigfrido, en el que no hubo presencia de raíces de manglar sumergidas en ninguna temporada, y Campo de golf, que únicamente presentó raíces sumergidas durante la temporada de lluvias. ( $K= 27.775$ ,  $p < 0.001$ ; Figura 9).

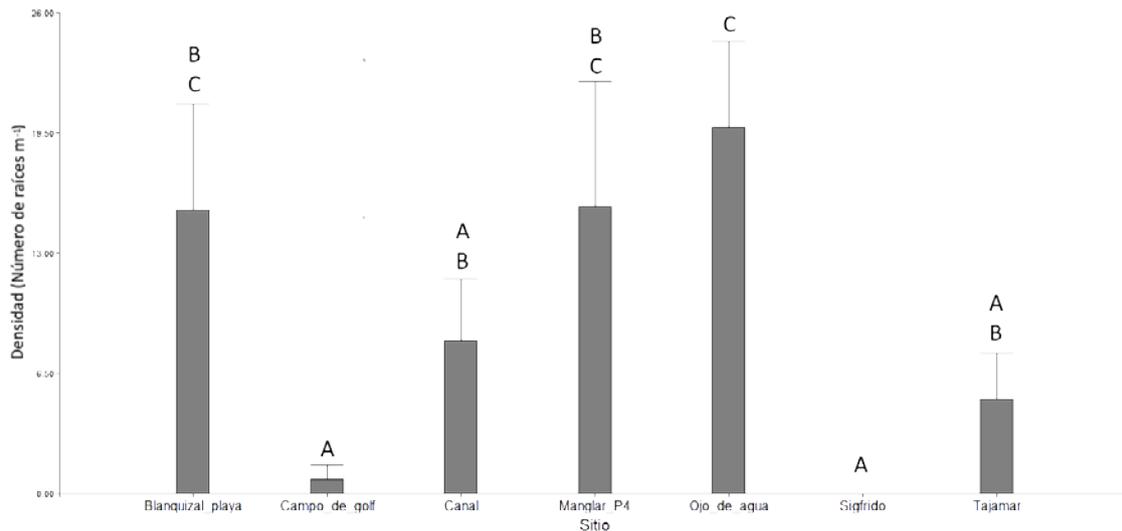


Figura 9. Densidad promedio de las raíces sumergidas en cada uno de los sitios de muestreo ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).

De los sitios que tuvieron presencia de raíces de manglar sumergidas, la altura relativa de dichas raíces presentó sus valores más bajos en el sitio Tajamar, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre sitios ( $K = 9.83$ ,  $p = 0.0802$ ; Figura 10).

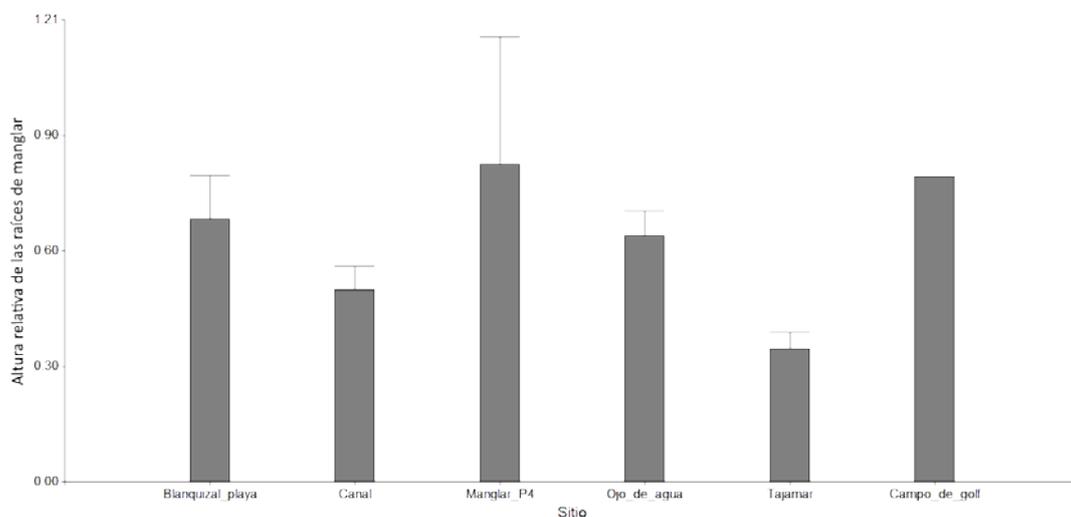


Figura 10. Altura promedio de las raíces sumergidas, expresada como un porcentaje de la profundidad del agua, en cada uno de los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$  EE).

Los sitios de mayor porcentaje de cobertura de pasto marino fueron Campo de golf, Canal y Sigfrido, mientras que los sitios de menor cobertura son los sitios Blanquizal playa, Ojo de agua y Tajamar, se encontraron diferencias significativas entre el grupo de los tres sitios con mayor cobertura y el grupo de

los tres sitios con menor cobertura ( $K= 24.56$ ,  $p < 0.001$ ), mientras que el sitio Manglar P4 no presentó diferencias significativas con ninguno de los otros sitios (Figura 12).

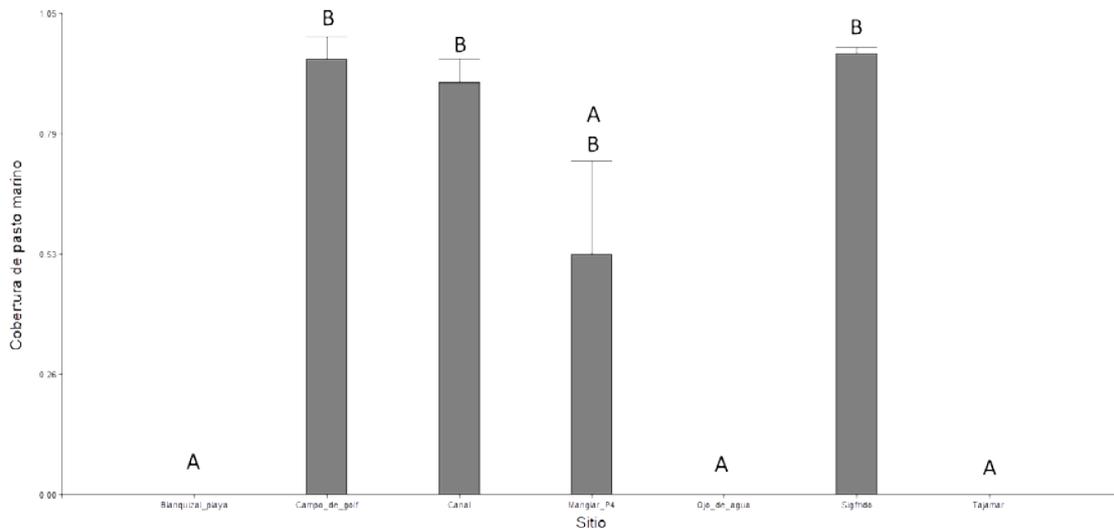


Figura 11. Porcentaje promedio de cobertura de pasto marino en cada uno de los sitios de muestreo ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).

Se encontraron diferencias significativas entre las alturas de dosel de los pastos marinos de los sitios con una cobertura mayor a cero, siendo el sitio Campo del golf el sitio con una mayor altura de dosel, seguido por el sitio Sigfrido ( $K = 8.91$ ,  $p < 0.05$ ; Figura 12).

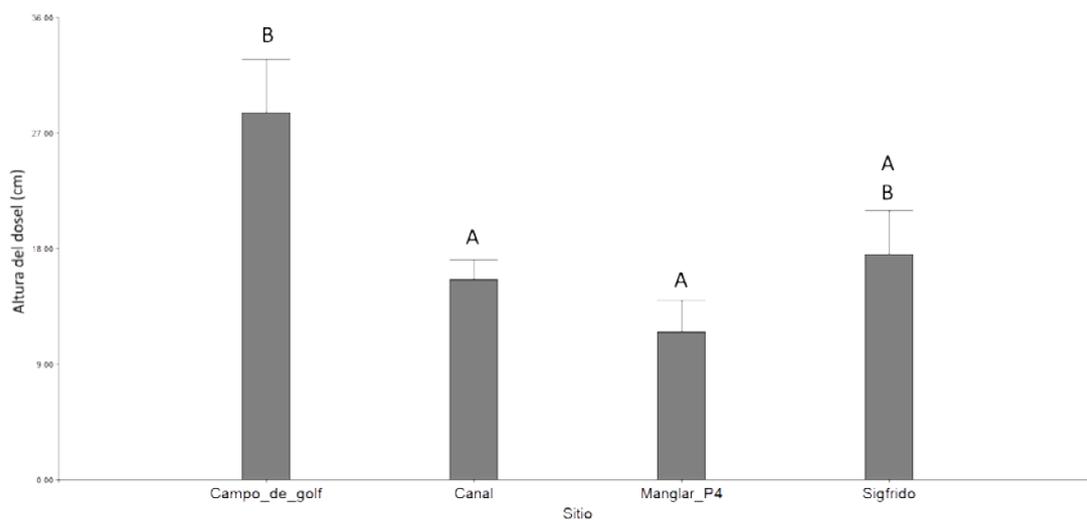


Figura 12. Altura de dosel promedio de la especie más abundante de pasto marino en cada uno de los sitios de muestreo del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).

### 7.1.2 Variaciones de los parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural por temporadas

Se encontraron diferencias en los valores del potencial de óxido-reducción, oxígeno disuelto y temperatura entre las dos temporadas de muestreo.

Los valores de ORP durante la temporada de lluvias fueron significativamente mayores que en secas ( $W = 312$ ,  $p < 0.001$ ; Figura 13).

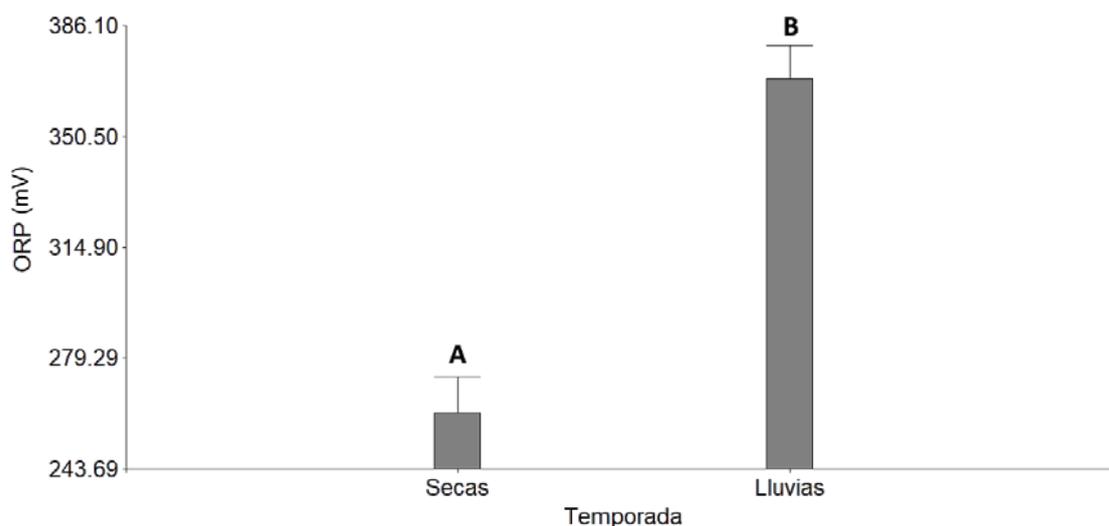


Figura 13. Valores promedio del potencial de óxido-reducción durante las dos temporadas de muestreo ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes (prueba de Mann-Whitney,  $p < 0.05$ ).

Este patrón se observa también en las concentraciones de oxígeno disuelto, siendo significativamente mayores los valores encontrados en lluvias que en secas ( $t = 4.2247$ ,  $p < 0.001$ ) (Figura 14).

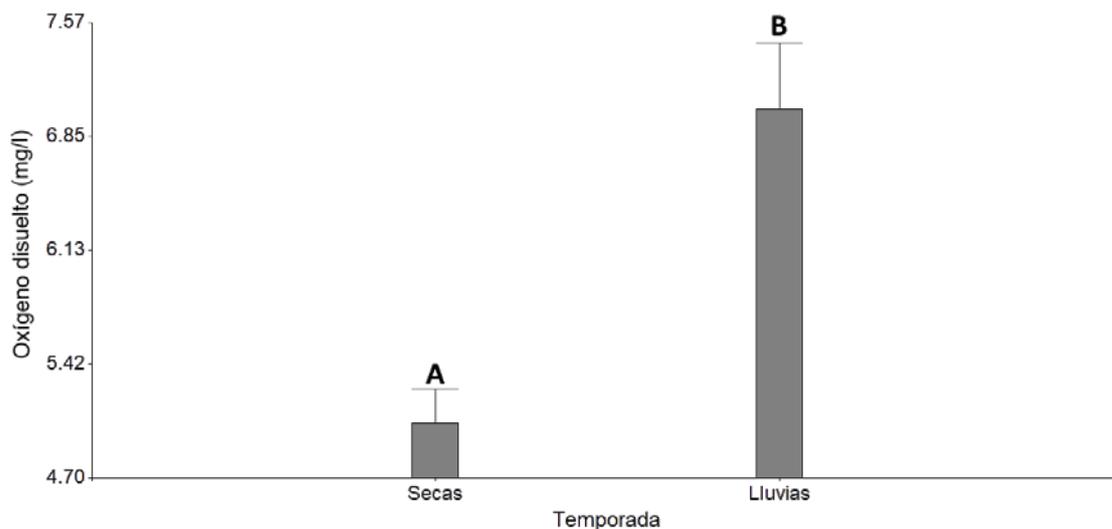


Figura 14. Valores promedio de la concentración de oxígeno disuelto durante las dos temporadas de muestreo ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes (prueba t de Welch,  $p < 0.05$ ).

De la misma manera, los valores de temperatura del agua fueron mayores en lluvias que en secas ( $W = 307.5$ ,  $p < 0.001$ ) (Figura 15).

No se encontraron diferencias significativas entre temporadas para los valores de concentración de clorofila *a* ( $W = 156.5$ ,  $p = 0.4705$ ), pH ( $W = 212.5$ ,  $p = 0.1763$ ) ni salinidad ( $W = 161.0$ ,  $p = 0.8380$ ). Tampoco se encontraron diferencias significativas entre temporadas para la altura relativa y densidad de las raíces del manglar ( $W = 251.50$ ,  $p = 0.3254$ ;  $W = 583.5$ ,  $p = 0.7180$ ), así como la altura de dosel y cobertura de los pastos marinos ( $W = 67.0$ ,  $p = 0.9591$ ;  $W = 98.5$ ,  $p = 0.9949$ ).

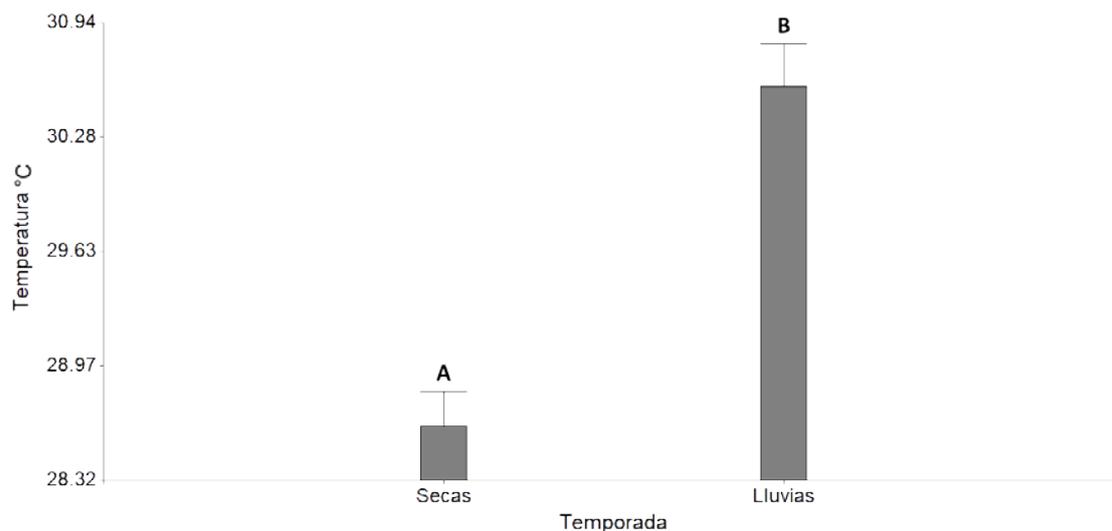


Figura 15. Valores promedio de la temperatura del agua durante las dos temporadas de muestreo ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes (prueba de Mann-Whitney,  $p < 0.05$ ).

Estas últimas variables en las que no se encontraron diferencias usando únicamente la temporada como variable de clasificación, se sometieron a análisis de comparaciones múltiples (Conover, 1999) en busca de diferencias significativas entre temporadas para cada sitio particular.

Se encontraron diferencias significativas en la altura relativa de las raíces de manglar del sitio Campo de golf entre temporadas ( $K = 38.083$ ,  $p < 0.001$ ), siendo mayor durante la temporada de lluvias (cuando el incremento en el nivel del agua sumergió las raíces de los manchones de manglar presentes en la orilla; Figura 16). No se encontraron otras diferencias significativas para la interacción sitio-temporada.

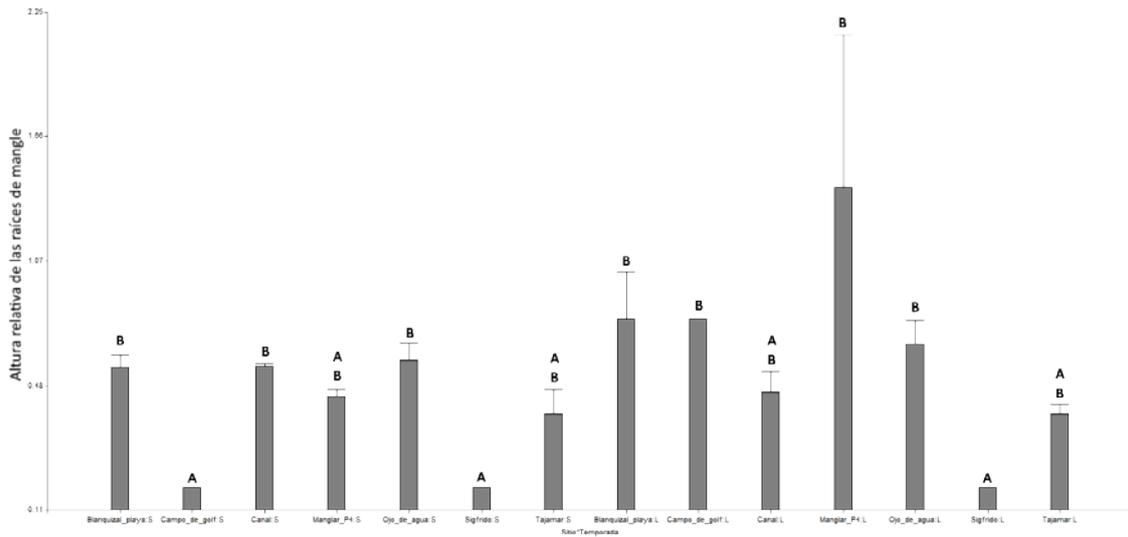


Figura 16. Altura promedio de las raíces sumergidas, en cada uno de los sitios de muestreo para cada temporada ( $\pm$  EE), los sitios que no presentan letras en común son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ).

### 7.1.3 Correlaciones entre parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural

La Figura 17 muestra la matriz de gráficos de dispersión entre todas las variables. Se determinó la fuerte correlación entre la salinidad y los sólidos disueltos totales, ya que el coeficiente de correlación fue de 1.0, para los parámetros de altura y cobertura de pastos marinos, el oxígeno disuelto y la temperatura, y la distancia a la boca y la salinidad, se encontraron coeficientes de correlación mayores a 0.75, por lo que los parámetros de sólidos disueltos totales, altura de pastos marinos, distancia a la boca y oxígeno disuelto fueron eliminados de los análisis.

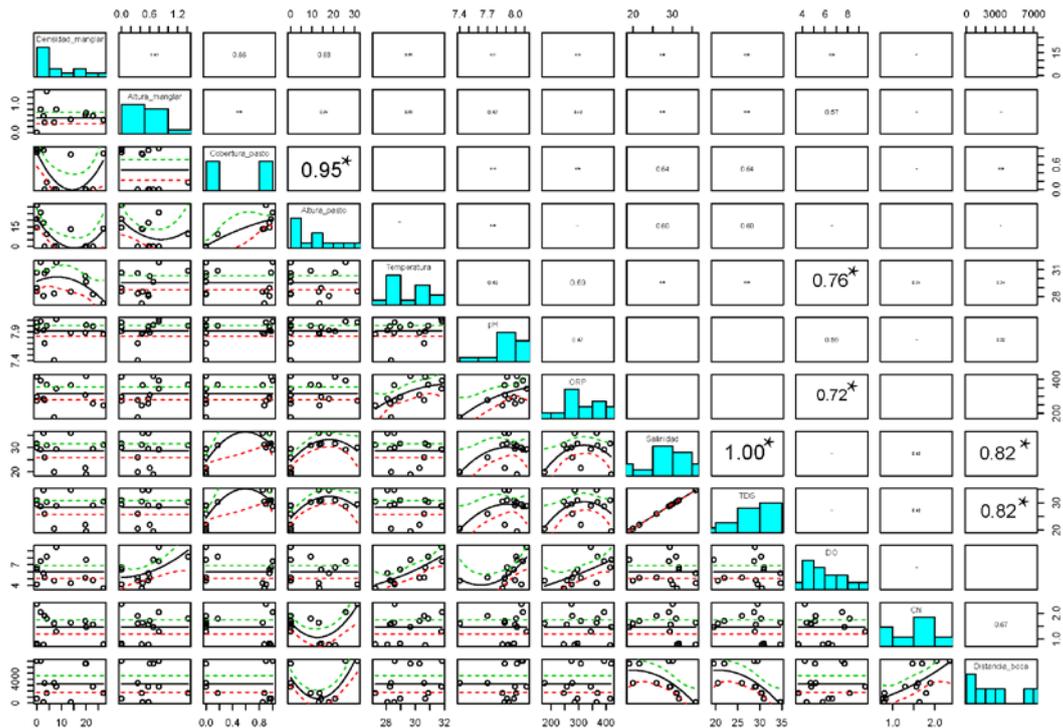


Figura 17. Matriz de correlación y gráficos de dispersión entre parámetros fisicoquímicos y de complejidad estructural (\* denota correlaciones estadísticamente significativas  $p < 0.05$ ).

## 7.2 Especies registradas en el sistema lagunar

Se colectaron 7256 organismos durante las dos temporadas (sin incluir los 431 organismos colectados durante la visita de prospección), proviniendo la mayoría de la colecta realizada durante la temporada de lluvias (4751). De estos 7256 organismos, 15 se obtuvieron con la atarraya.

Los organismos pertenecen a 54 especies, 45 géneros y 31 familias; todos los organismos pertenecen a la subclase Actinopterygii, con excepción de *Styracura schmardae*, Euselachii (Nelson *et al.*, 2016); de las 54 especies registradas, *Chaetodon capistratus*, *Stegastes leucostictus*, *S. adustus*, *Abudefduf saxatilis*, *Haemulon flavolineatum*, *Caranx latus*, *Hypoplectrus unicolor* y *Apogon maculatus* corresponden a especies colectadas con atarraya, por lo que fueron excluidas de los análisis estadísticos. Tres especies representaron el 83.4% del total de la abundancia en ambas temporadas: *Floridichthys polyommus* con el 35.2%, *Atherinomorus stipes* con el 24.7% y *Eucinostomus jonesii* con el 23.5%. *Harengula jaguana* representó el 7.6%. Sólo dos especies fueron registradas en los siete sitios principales de muestreo, *E. jonesii* y *F. polyommus*. Por su parte

*Sphyaena barracuda* estuvo presente en seis de los sitios, ausente únicamente de Ojo de agua.

A la lista de especies del muestreo se le agregó la especie *Eucinostomus melanopterus*, que fue registrada en la salida de prospección representada por un solo individuo, para obtener un total de 55 especies registradas en el sistema lagunar. Al igual que las especies encontradas en los lances con atarraya, esta especie tampoco se usó en los análisis. La lista completa de especies se encuentra en el Anexo I.

De las 55 especies registradas, 33 fueron nuevos registros para el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez.

Dado el gran número de especies raras (20 especies representadas por menos de cinco individuos, de las cuales 14 estuvieron representadas por un solo individuo), la curva de rarefacción basada en individuos aún no alcanza la asíntota, lo que determina que se requeriría un mayor esfuerzo o artes de pesca adicionales para registrar todas las especies potenciales presentes en el sistema lagunar, e indica la alta diversidad de la laguna. El valor del estimador Chao1 calculado arroja una riqueza estimada de 81 especies (Figura 18).

La curva de rarefacción basada en esfuerzo de muestreo determina que se requiere un mayor esfuerzo de muestreo para poder registrar la riqueza potencial total presente en la laguna, esta se encuentra aún más alejada de la asíntota que la curva basada en individuos (Figura 19). El valor del estimador Chao2 fue de 88 especies.

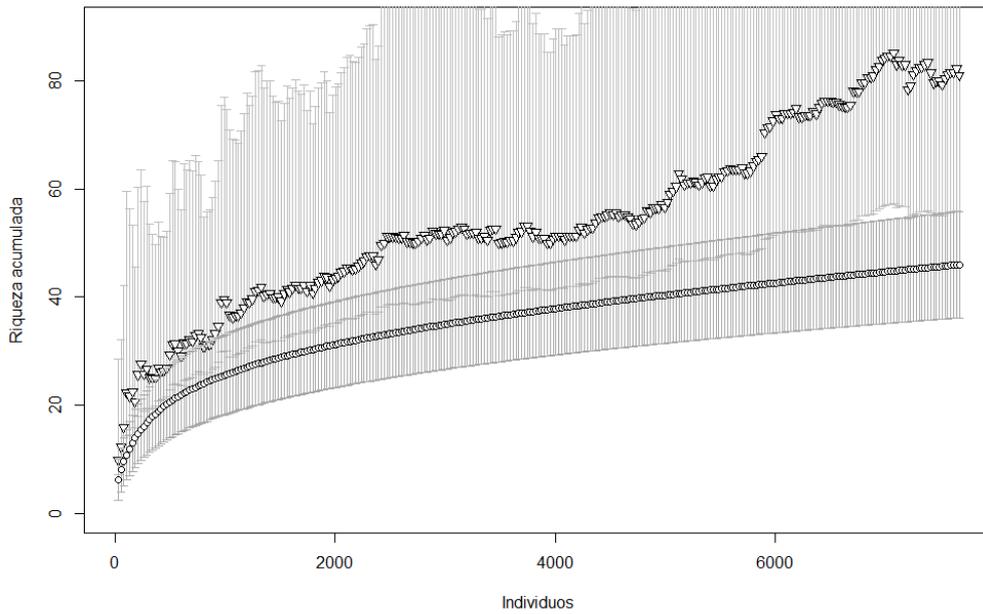


Figura 18. Curva de rarefacción basada en individuos (círculos) y estimador Chao1 (triángulos) para la riqueza en todo el sistema lagunar (basado en 1000 aleatorizaciones), con intervalos de confianza del 95%.

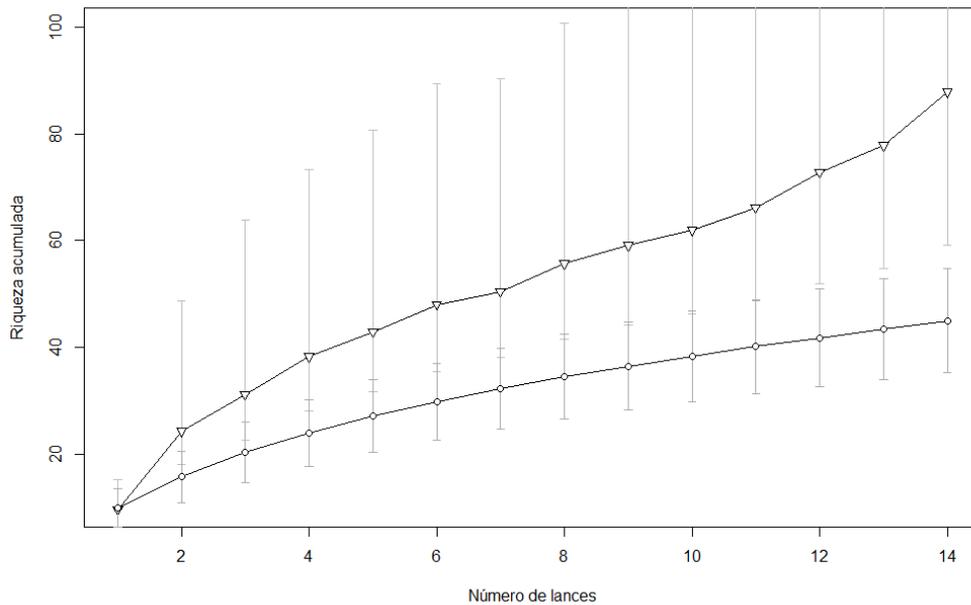


Figura 19. Curva de rarefacción basada en número de lances (círculos) y estimador Chao2 (triángulos) para la riqueza en todo el sistema lagunar (basado en 1000 aleatorizaciones), con intervalos de confianza del 95%.

El análisis de la riqueza de los diferentes tipos de hábitat no demostró diferencias significativas entre seis de los siete sitios de estudio principales. Se observa que el sitio Manglar P4 es el más alejado de alcanzar la asíntota y es el que presentó una mayor riqueza (19 especies registradas), además de presentar el valor más

alto del estimador Chao1 (34 especies estimadas), seguido por los sitios Campo de Golf con 18 especies y Canal con 17 especies, aunque éstos se encontraron más cerca de la asíntota y de sus valores de riqueza estimada (valores de Chao1 de 21 y 17.75 especies esperadas respectivamente).

Por otra parte, los sitios con menores abundancias fueron Blanquizal playa (288 individuos), con una riqueza de 13 especies, riqueza estimada de 16.32, y Tajamar (40 individuos), con una riqueza de 8 especies, riqueza estimada de 13.85.

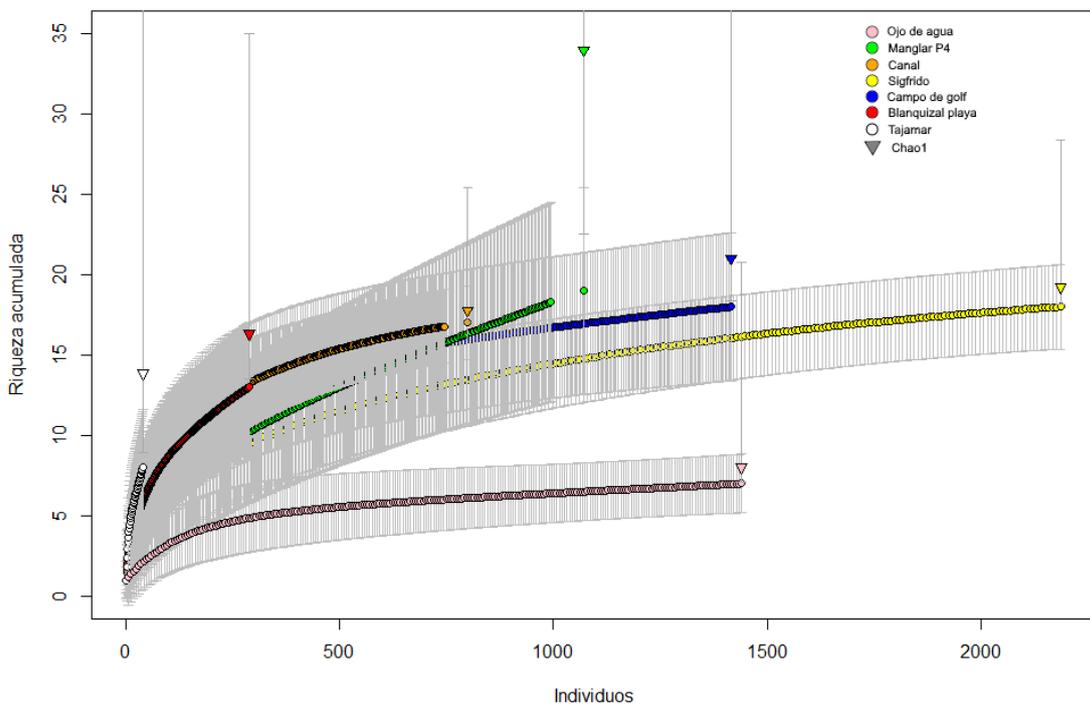


Figura 20. Curva de rarefacción basada en individuos para cada uno de los sitios de muestreo en el sistema lagunar, con intervalos de confianza del 95%

Los sitios de Sigfrido y Ojo de agua fueron los sitios que se acercaron más a la asíntota y a sus valores de riqueza estimada. Sigfrido presentó una riqueza de 18 especies en 2186 individuos, con un valor del estimador Chao1 de 19 especies esperadas; Ojo de agua presentó la riqueza más baja, siendo únicamente de 7 especies en 1440 individuos, con un valor de riqueza estimada de 8 especies. Este sitio fue el único que presentó una riqueza significativamente diferente al resto de los sitios, por la gran dominancia de la especie *E. jonesii*, 97% de los individuos colectados en el sitio (Figura 20).

La curva de rarefacción con los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener presentó diferencias en la diversidad de todos los tipos de hábitat, siendo Tajamar el de mayor diversidad, esto se debe a que aun con su baja riqueza registrada, el sitio presentó una gran equidad, siendo la especie más abundante *F. polyommus*, sin superar el 35% de la abundancia en el sitio. Sin embargo, el sitio tampoco alcanzó la asíntota con el índice de diversidad, por lo que, si se incrementa la cantidad de muestreos, esta tendencia podría cambiar; el resto de los sitios llegaron a la asíntota en cuanto al índice de diversidad de Shannon-Wiener (Figura 21).

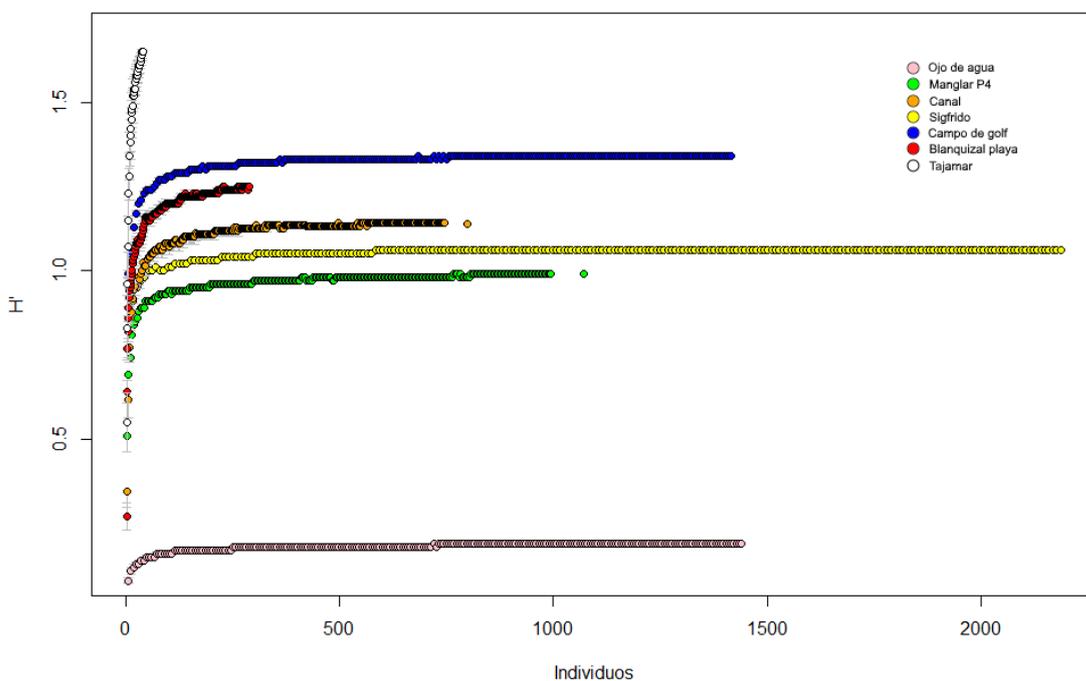


Figura 21. Curva de rarefacción basada en individuos para los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) en cada uno de los sitios de muestreo del sistema lagunar, con intervalos de confianza del 95%.

Se puede determinar también que, a pesar de presentar la mayor riqueza, el sitio Manglar P4 presentó el segundo valor de diversidad más bajo; esto se debe a la dominancia de la especie *Atherinomorus stipes* en el sitio, con el 70% de la abundancia total. El sitio con una mayor diversidad después de Tajamar fue Campo de golf, con mayor equidad.

En cuanto a la presencia de especies de crianza, se registraron 15 especies distribuidas a lo largo del sistema lagunar: *Chaetodipterus faber*, *Chaetodon capistratus*, *Carangoides bartholomaei*, *Caranx latus*, *Trachinotus falcatus*, *S.*

*barracuda*, *Sparisoma chrysopterus*, *Scarus iseri*, *Gerres cinereus*, *Haemulon flavolineatum*, *H. plumieri*, *H. sciurus*, *H. parra*, *Lutjanus apodus* y *L. griseus*.

La abundancia relativa de las especies de crianza a lo largo del sistema lagunar fue de un 2.0%, siendo mayor en los sitios de Tajamar (21.2%) y canal (6.1%). No se registraron especies de crianza en el ojo de agua, con excepción de un individuo de *G. cinereus* (Figura 22).

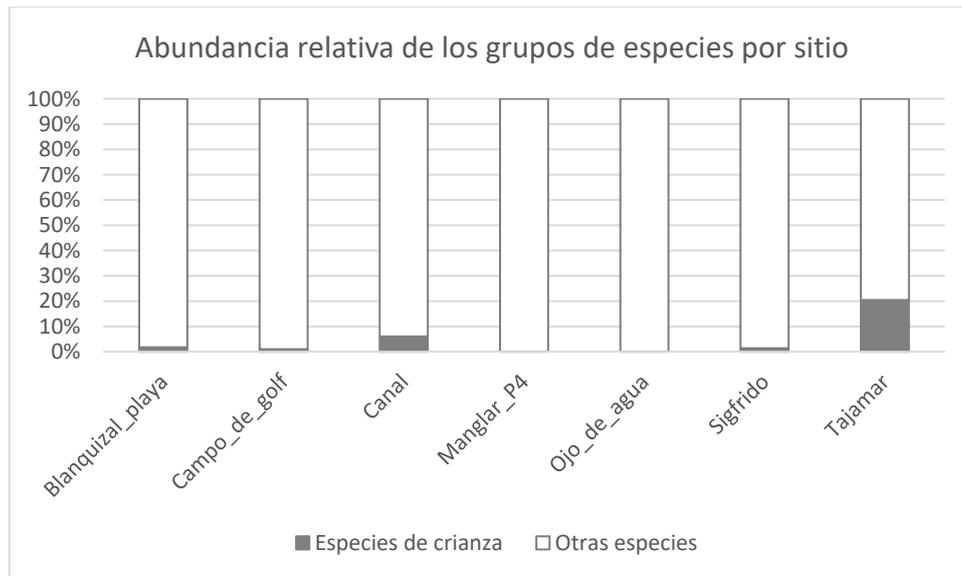


Figura 22. Abundancias relativas de las especies de crianza y otras especies en los diferentes sitios de muestreo del sistema lagunar.

Al remover las cinco especies más abundantes para el análisis, las especies de crianza representan el 21% de la abundancia total registrada en el sistema, presentando los valores más altos en el sitio de Tajamar (43.8%) y Sigfrido (42.3%) (Figura 23).

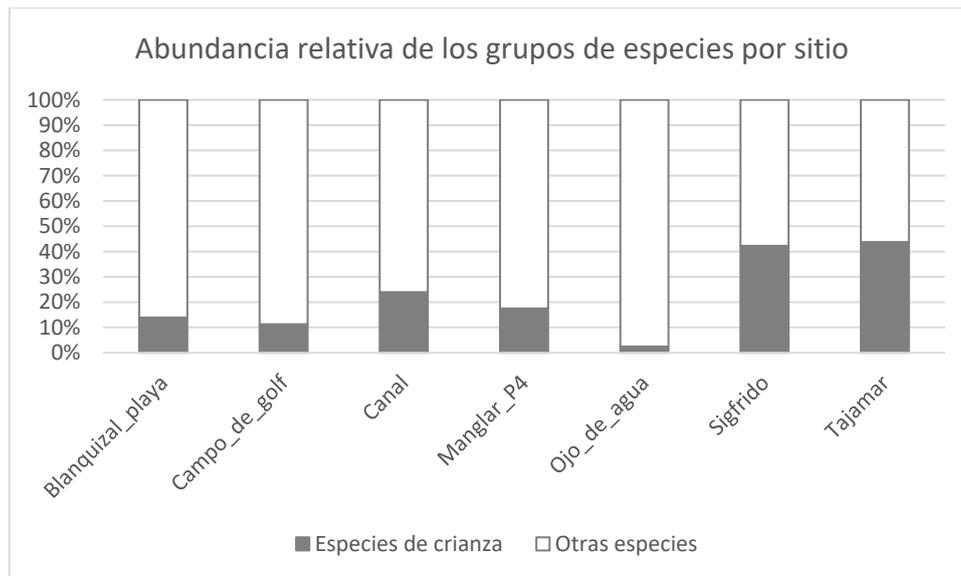


Figura 23. Abundancias relativas de las especies de crianza y otras especies en los diferentes sitios de muestreo del sistema lagunar, sin tomar en cuenta las cinco especies más abundantes, imposibles de cuantificar por medio de censos visuales.

### 7.3 Movimientos ontogénicos de las especies

Los movimientos ontogénicos de las especies se presentan en la Figura 24. La mayoría de las especies de crianza fueron registradas en un solo tipo de hábitat dentro del sistema lagunar: *C. bartholomaei* y *H. plumieri* se encontraron únicamente como juveniles en el sitio Manglar P4, *T. falcatus* y *C. faber* fueron encontrados únicamente como juveniles en Blanquizar playa, *C. capistratus* solo fue colectada como juvenil en el Jardín del arte, *S. chrysopterum*, *H. parra* y *L. apodus* fueron únicamente registrados como juveniles en Canal, mientras que *H. sciurus* fue colectada como juvenil en los dos sitios más cercanos a las bocas, Canal y Sigfrido. *Lutjanus griseus* fue colectada como juvenil en los sitios Campo de Golf y Tajamar, y como adulto en el sitio Manglar P4. *Scarus iseri* fue colectada como juvenil en Sigfrido y como adulto en Jardín del arte. Jardín del arte es un sistema rocoso de complejidad comparable a la de un parche arrecifal; en este sitio se observaron varias especies de escáridos adultos (obs. pers.); dada su cercanía con Sigfrido, los pastos marinos de este último podrían servir de refugio a los juveniles pequeños de esta especie y el fondo rocoso podría servir de hábitat adulto o intermedio, previo a migrar al sistema arrecifal, adyacente al sitio. Sin embargo, son aún insuficientes las evidencias para validar este proceso en el presente estudio.

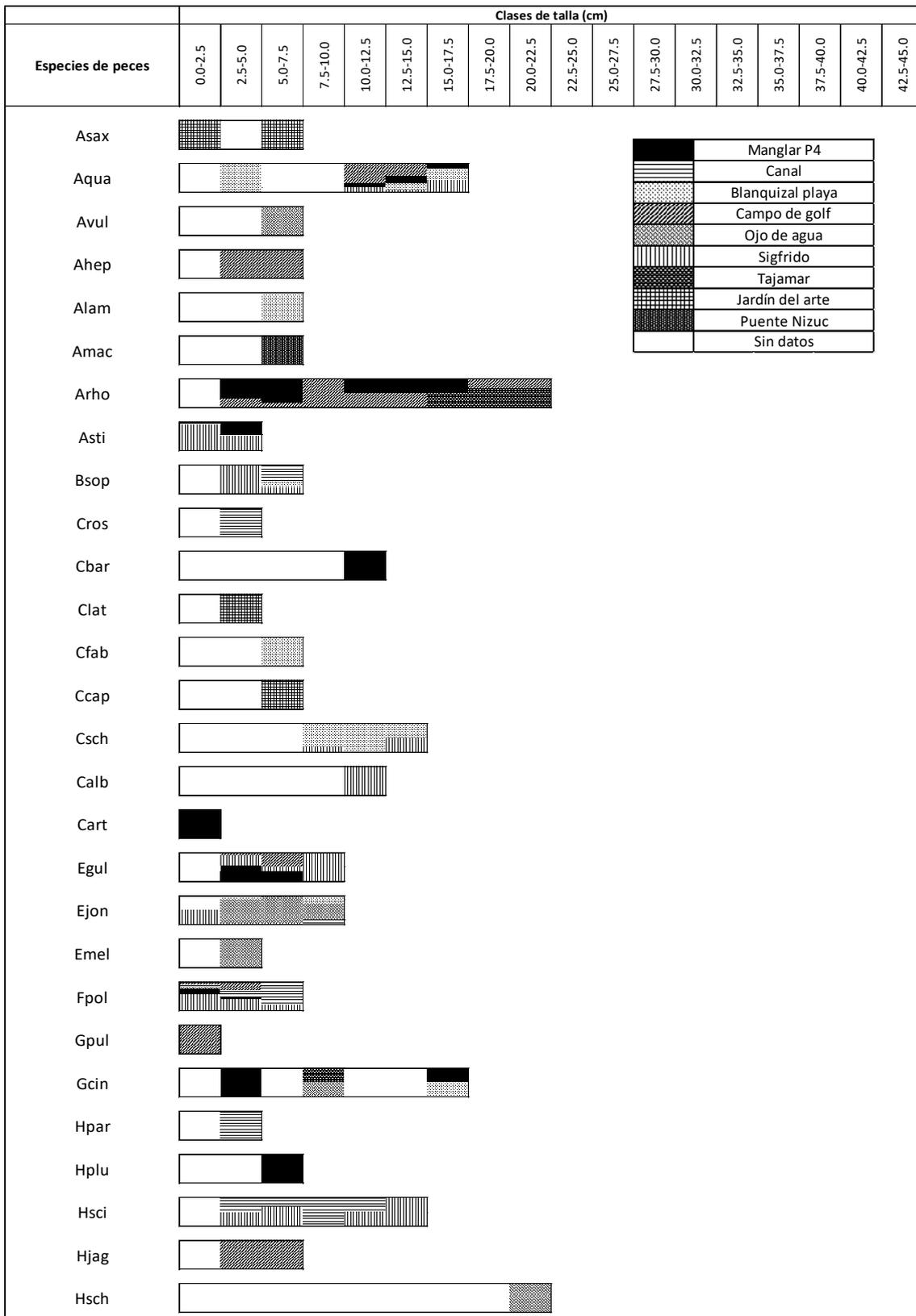


Figura 24. Movimientos ontogénicos para las especies encontradas en el sistema lagunar. La abundancia relativa en cada sitio de cada clase de talla y especie está expresada como el porcentaje de la abundancia total en todos los sitios por clase de talla, redondeado a porciones del 5%, los nombres de las especies están compuestos por la primera letra del género y las tres primeras letras de la especie.

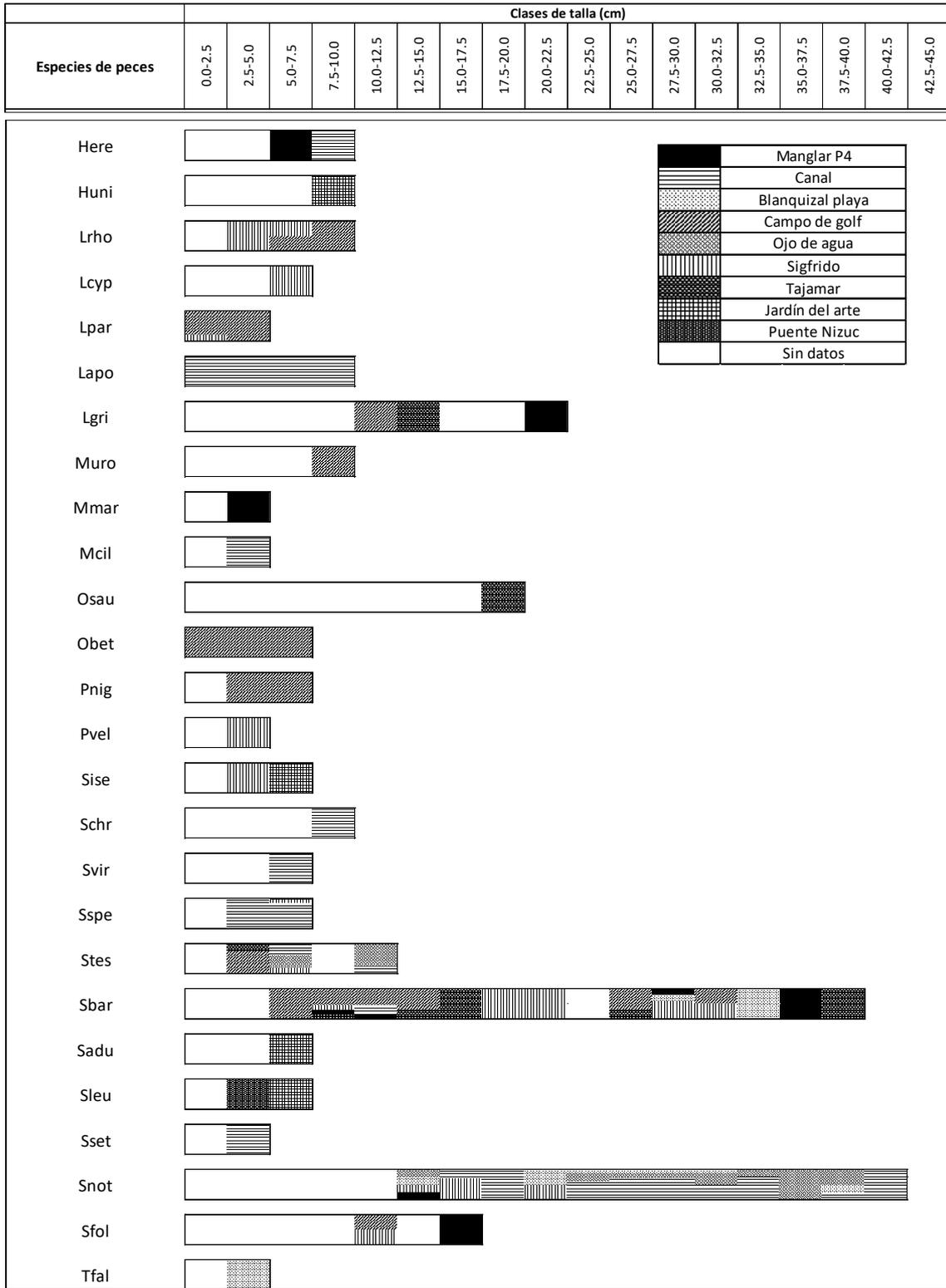


Figura 24. Movimientos ontogénicos para las especies encontradas en el sistema lagunar. La abundancia relativa en cada sitio de cada clase de talla y especie está expresada como el porcentaje de la abundancia total en todos los sitios por clase de talla, redondeado a porciones del 5%, los nombres de las especies están compuestos por la primera letra del género y las tres primeras letras de la especie.

*Gerres cinereus* fue registrada como juvenil y como adulto en varios sitios, pero sólo en sitios con manglar. La presencia de individuos adultos y la ausencia de un patrón de cambios ontogénicos sugieren que la especie puede vivir su ciclo de vida completo en el sistema lagunar y no utilizarlo únicamente como hábitat de crianza. *Sphyraena barracuda* fue encontrada como juvenil en todos los sitios, excepto Ojo de agua. Las tallas más pequeñas de juveniles se presentaron con mayor frecuencia en sitios con pastos marinos (Campo de golf, Sigfrido, Canal), pero en las tallas más grandes no se observó una preferencia por algún sitio en particular.

#### 7.4 Abundancia de juveniles en el sistema lagunar

El 73% de los individuos encontrados en la laguna fueron juveniles: Hubo diferencias significativas entre las abundancias relativas de los juveniles de las especies de crianza y las de los juveniles del resto de las especies ( $W = 398$ ,  $p = 0.0399$ ), a pesar de una gran abundancia de juveniles de varias especies que no han sido reportadas como de crianza (Figura 25).

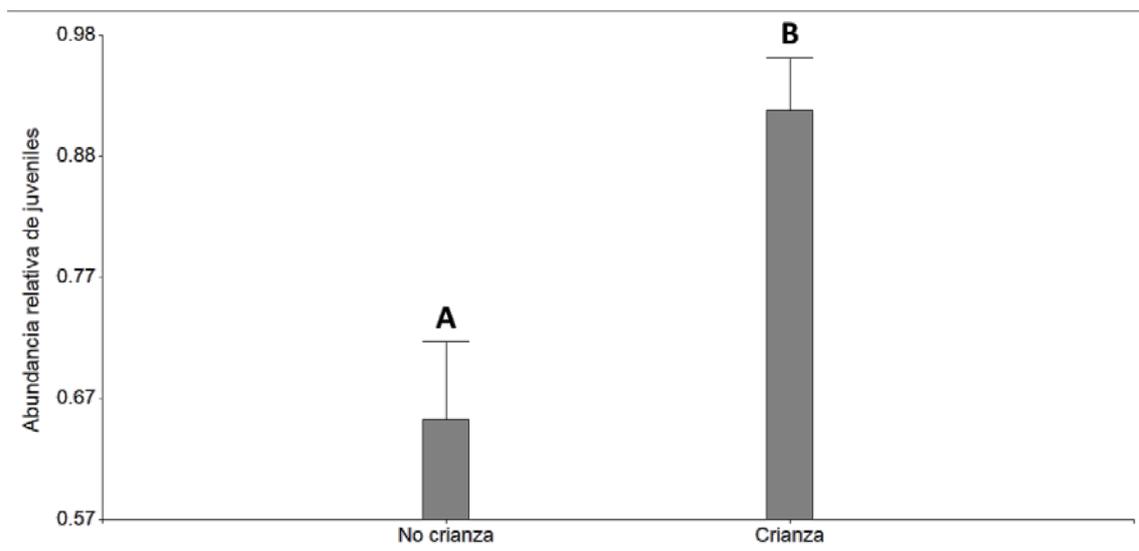


Figura 25. Abundancia relativa de los juveniles de las especies de crianza y el resto de las especies encontradas en el sistema lagunar ( $\pm$  EE). Las diferencias significativas están marcadas por letras diferentes (prueba de Mann-Whitney,  $p < 0.05$ ).

No hubo diferencias significativas en la abundancia relativa de juveniles entre sitios ( $K = 2.121$ ,  $p = 0.0908$ ) (Figura 26).

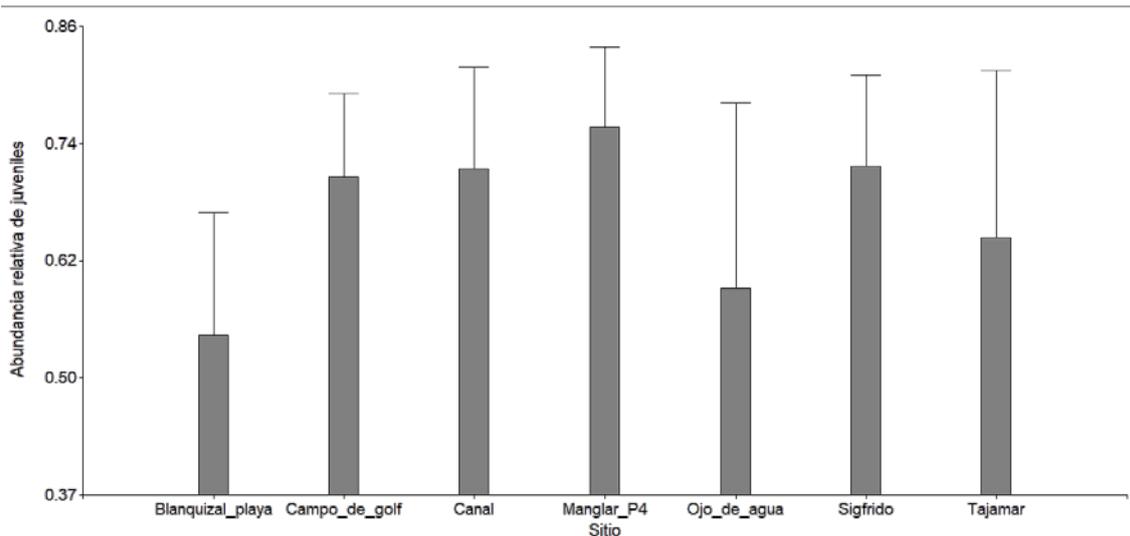


Figura 26. Abundancia relativa de los juveniles de todas las especies en cada uno de los sitios de muestreo ( $\pm$  EE).

Del total de individuos de especies de crianza, la mayoría se registraron en los sitios de Canal y Sigfrido (Figura 27), seguidos por el sitio Campo de Golf, estos tres sitios se caracterizan por su amplia cobertura de pastos marinos y la ausencia o, en el caso del sitio Canal, presencia escasa de manglar bordeante. Además, los sitios de Canal y Sigfrido, en los que el 67.3% de los individuos de crianza están presentes, tienen en común ser los sitios con las mayores salinidades, y las menores distancias a la boca del sistema lagunar.

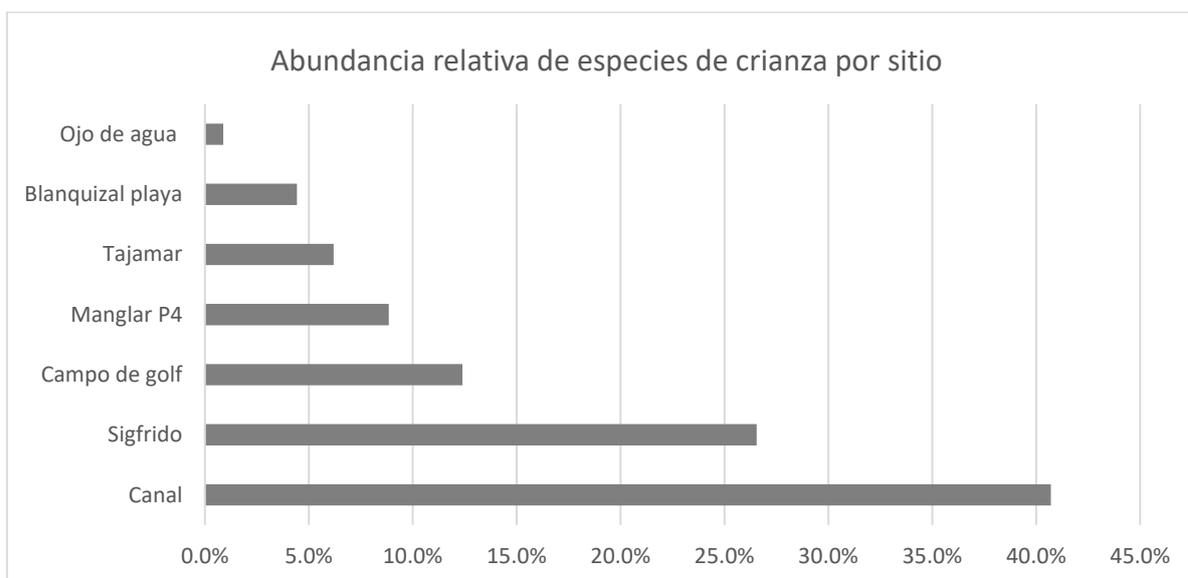


Figura 27. Abundancia relativa por sitio de muestreo del total de individuos de especies de crianza encontrados en el sistema lagunar.

### 7.5 Diferencia en las comunidades de cada sitio

Se distinguen dos agrupaciones de sitios: con presencia de manglar (Ojo de agua, Blanquizar Playa, Tajamar y Manglar P4) y con presencia de pastos marinos (Canal, Sigfrido, Campo de golf y Manglar P4) (Figura 28).

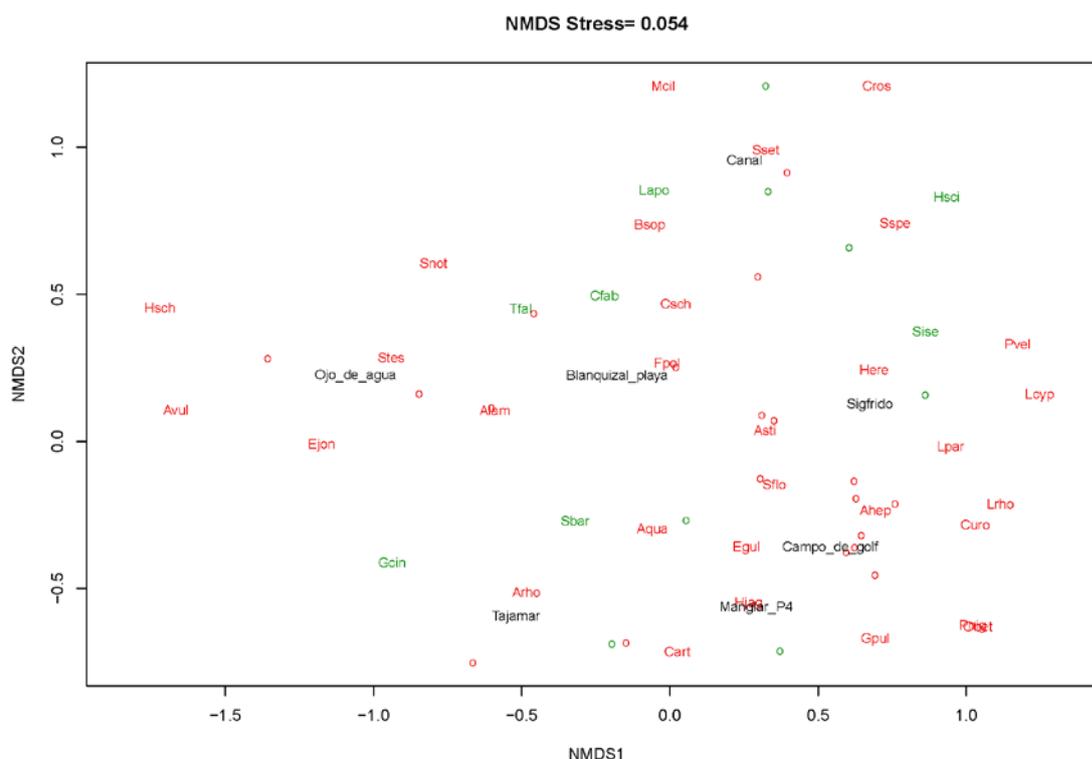


Figura 28. Análisis de Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS) para los diferentes sitios de muestro en el sistema lagunar. En verde se presentan las especies de crianza y en rojo el resto de las especies (stress=0.054).

La mayoría de las especies de crianza se agrupan con los sitios de pastos marinos; sólo dos especies de crianza, *T. falcatus* y *C. faber*, fueron exclusivas de sitios de baja complejidad estructural en el fondo. *Gerres cinereus* presentó una relación más fuerte entre la presencia de manglar y la presencia de pastos marinos, mientras que *S. barracuda* no tuvo una relación significativa con ninguna de estas variables.

### 7.6 Influencia de los parámetros fisicoquímicos y variables de complejidad estructural

Según el ACP (Figura 29), la abundancia de peces presentó una correlación positiva con el pH y el ORP. Por otro lado, se obtuvo una correlación positiva entre la riqueza de especies y la salinidad (que está relacionada con la distancia a la boca). En cuanto a los parámetros de complejidad estructural, ni la

abundancia ni la riqueza muestran una correlación positiva fuerte con la densidad de raíces de manglar sumergidas (incluso se esboza una correlación negativa entre la densidad de raíces de manglar y la abundancia) o la longitud de las raíces sumergidas, mientras que la riqueza de especie presenta una correlación positiva con la cobertura de pasto marino, que tuvo una correlación con la altura de dosel del pasto marino.

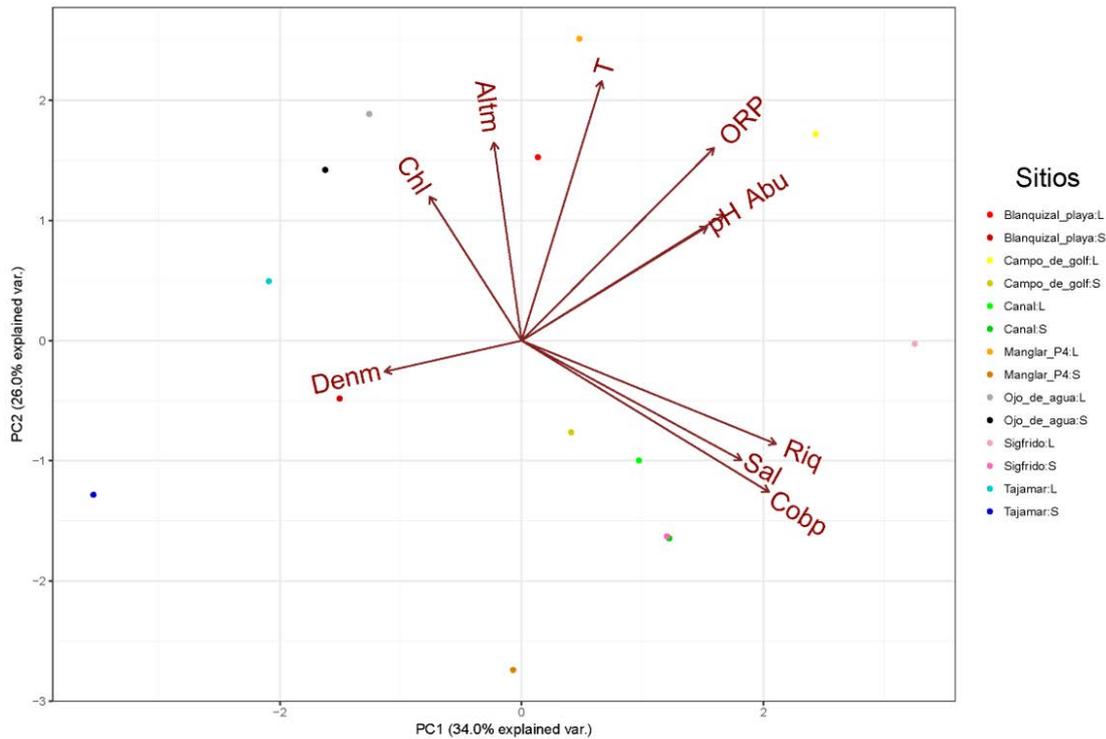


Figura 29. Análisis de componentes principales integrando los parámetros físico-químicos, las variables de complejidad estructural y la abundancia y riqueza de todas las especies encontradas a lo largo del sistema lagunar; los primeros dos ejes explican el 60% de la varianza (Abu=Abundancia, Riq=Riqueza, Chl=Clorofila a, ORP=Potencial rédox, T=Temperatura, Sal=Salinidad, Altm=Longitud relativa de las raíces de manglar sumergidas, Denm=Densidad de las raíces de manglar sumergidas, Cobp=Cobertura de pasto marino).

Al realizar el análisis solo con las especies de crianza, se presentan diferentes patrones en la riqueza y abundancia, que exhiben una ligera correlación positiva, es decir: los sitios con un mayor número de especies de crianza son los sitios que presentan una mayor abundancia de éstas. Ambas variables presentaron una correlación positiva con la cobertura de pastos marinos y la salinidad, mientras que no existió correlación con las variables de complejidad de manglar. Se puede determinar que los tres sitios con mayor cantidad de especies de crianza son los de mayor altura y cobertura de pastos, mientras que los sitios

con fondo de blanquizar presentan tanto riqueza como abundancia baja de especies de crianza (Figura 30).

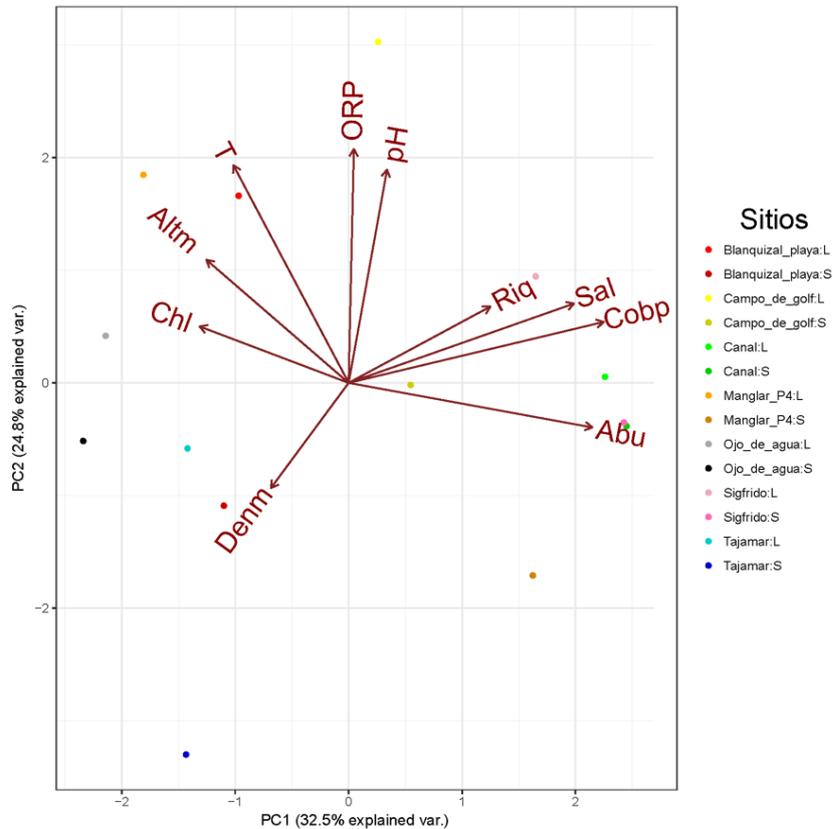


Figura 30. Análisis de componentes principales integrando los parámetros físico-químicos, las variables de complejidad estructural y la abundancia y riqueza de las especies de crianza encontradas a lo largo del sistema lagunar; los primeros dos ejes explican el 57.3% de la varianza (Abu=Abundancia, Riq=Riqueza, Chl=Clorofila *a*, ORP=Potencial rédox, T=Temperatura, Sal=Salinidad, Altm=Longitud relativa de las raíces de manglar sumergidas, Denm=Densidad de las raíces de manglar sumergidas, Cobp=Cobertura de pasto marino).

La mayor cantidad de especies de crianza se agrupan en la zona de mayor salinidad y cobertura de pasto marino (sitios de Canal y Sigfrido), que son también los sitios con una menor distancia a la boca. Únicamente dos especies presentaron una influencia fuerte por las variables de complejidad del manglar: *T. falcatus*, que se ha reportado habita como juvenil en sitios de blanquizar con baja complejidad estructural, y *C. faber*, cuyos juveniles se mimetizan haciéndose pasar por hojas flotantes. Ahora bien, estas especies únicamente están representadas por un individuo cada una, por lo que la relación entre la abundancia de las especies de crianza y la densidad del manglar no se ve reflejada en el análisis de componentes principales. En menor medida, la especie *G. cinereus* presentó afinidad por sitios con manglar bordeante (Figura 31).

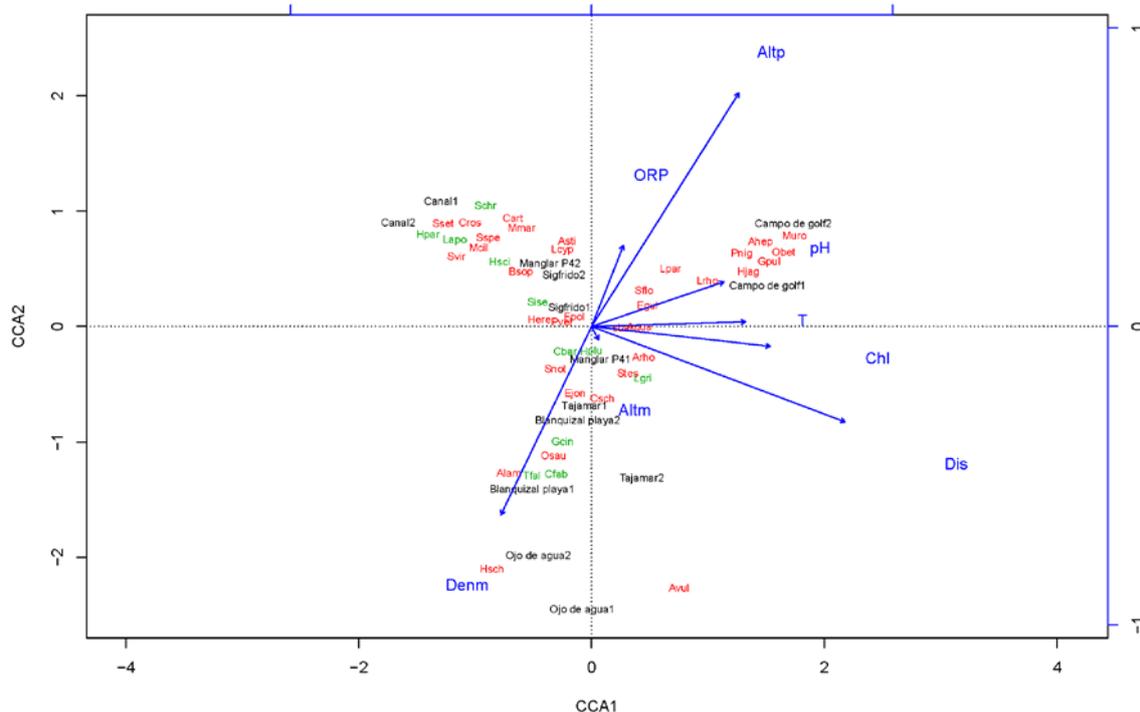


Figura 31. Análisis de correspondencias canónicas integrando los parámetros físico-químicos, las variables de complejidad estructural y la matriz de abundancias de las especies encontradas en el sistema lagunar, las especies están denotadas por la primera letra del género y las tres primeras letras de la especie, las especies de crianza se presentan en color verde. (Chl=Clorofila a, ORP=Potencial rédox, T=Temperatura, Dis=Distancia a la boca, Altm=Longitud relativa de las raíces de manglar sumergidas, Denm=Densidad de las raíces de manglar sumergidas, Cobp=Cobertura de pasto marino).

Con la excepción de las especies que se encontraron relacionadas con la densidad de raíces de manglar sumergidas, las especies de crianza se encuentran en los sitios de mayor salinidad y más cercanos a las bocas que conectan la laguna con el mar, sobre todo en Canal, sitio que, además de ser el más cercano a la boca, presenta una amplia cobertura de pastos marinos. En particular, las dos especies de crianza más abundantes (*H. sciurus* y *L. apodus*) presentaron una correlación negativa directa con la distancia a la boca, lo que explica la correlación de la abundancia de especies de crianza con la distancia al canal y a la salinidad encontradas en los análisis de componentes principales.

## 8. Discusión

Previo a la realización del presente estudio se tenía un registro de 38 especies para el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez (Reséndez-Medina, 1975; Schmitter-Soto, 1998); en la presente investigación se registraron 55 especies

(Anexo I), lo que supera a las especies registradas previamente. Las curvas de rarefacción sugieren que un aumento en el esfuerzo de muestreo permitiría registrar un elenco todavía mayor.

La riqueza de peces en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez es mayor a la reportada en un estudio realizado en ocho lagunas del sur de Quintana Roo, donde se registraron 39 especies en 29 géneros y 17 familias (Avilés-Torres *et al.*, 2001); estas ocho lagunas incluyen a la laguna interior de Río Huach, donde un estudio posterior registró 65 especies, en un área de apenas 148,058 m<sup>2</sup>, con tres muestreos durante un ciclo anual en cinco sitios de muestreo, y dos muestreos adicionales durante otro ciclo anual, utilizando varios artes de pesca. (Avilés-Torres, 2002).

La riqueza encontrada en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez es menor que la reportada en el sistema lagunar de Chacmochuch, sistema cercano a Nichupté-Bojórquez, donde se registraron 68 especies en 50 géneros y 34 familias (Caballero-Vázquez y Vega-Cendejas, 2012), el área del sistema lagunar Chacmochuch es de 115.27 km<sup>2</sup>, que es mucho mayor al área del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez con 44.52 km<sup>2</sup>. El esfuerzo de muestreo realizado en el sistema lagunar Chacmochuch fue también superior, llevándose a cabo durante tres picos climáticos en 13 sitios de muestreo a lo largo de tres ciclos anuales, y se concluyó que fue suficiente para representar la riqueza de especies en el sitio.

El análisis de riqueza estimada realizado en el presente estudio sobrepasa las 80 especies, lo que sugiere que si se aumentara el esfuerzo de muestreo en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez podría llegarse a superar la riqueza encontrada en el sistema lagunar Chacmochuch.

De las especies colectadas, 33 fueron nuevos registros para el sistema lagunar, mientras que 17 de las especies previamente registradas por Reséndez-Medina (1975) no fueron colectadas en el presente estudio.

Uno de los nuevos registros para el sistema lagunar, *Membras martinica*, lo es incluso para el Caribe mexicano; previamente había sido colectada únicamente como ictioplancton en el sistema arrecifal de Puerto Morelos (Schmitter-Soto *et al.*, 2000).

Las cuatro especies que Jordán *et al.* (1978) reportaron como las más abundantes en el sistema lagunar (*Haemulon sciurus*, *Archosargus rhomboidalis*, *Lutjanus griseus* y *Gerres cinereus*) corresponden en este estudio únicamente al 1% de la abundancia total de peces en el sistema lagunar, lo cual se debe sin duda a las diferencias en el arte de pesca utilizado. Además, en el estudio realizado por Jordán *et al.* (1978) únicamente se colectaron 158 especímenes.

El sistema lagunar Nichupté-Bojórquez ofrece hábitats para al menos 15 especies de peces que se han reportado como especies de crianza anteriormente (Cervigón, 1993; Nagelkerken *et al.*, 2000). En todos los sitios muestreados se registró la presencia de al menos una especie reportada con anterioridad como especie de crianza. En el sitio "Ojo de agua" únicamente se tuvo la presencia de *G. cinereus*, durante las temporadas de secas y lluvias; esta especie ha sido descrita también como una especie residente lagunar, que puede ocasionalmente presentar movimientos hacia el arrecife durante la adultez (Gratwicke *et al.*, 2006). Los resultados del presente estudio parecen confirmar esta descripción, presentándose una abundancia relativa de juveniles del 50% únicamente; sin embargo durante la visita de prospección realizada en el sistema, se registraron en el sitio Ojo de agua dos individuos juveniles de *Sphyraena barracuda*, esto sugiere que no solo los sitios con presencia de manglar o pastos marinos son de importancia para las especies de crianza, sino que existen especies que pueden hacer uso de otros hábitats someros (Nagelkerken *et al.*, 2000; Nagelkerken *et al.*, 2000b; Lenanton, 1982).

La abundancia de juveniles y especies de crianza en sitios ricos en pastos marinos y manglar bordeante es consistente con lo reportado en otros estudios (Nagelkerken *et al.*, 2000; Sedberry y Carter, 1993; Thayer *et al.*, 1987). Ahora bien, casi el 80% de los individuos de especies de crianza se encontraron en sitios en los que no hay manglar bordeante o es escaso, pero sí hay una cobertura importante de pastos marinos. De estos sitios, los dos con la mayor abundancia de especies de crianza corresponden a los sitios de Canal y Sigfrido; estos sitios son los más cercanos a alguna de las bocas del sistema lagunar, y por ende al arrecife, en el cual se podrían reclutar como individuos adultos.

Nagelkerken *et al.* (2000) encontraron una relación negativa entre la densidad de especies y la distancia a la boca de una bahía, pero la atribuyeron a las especies arrecifales que usan la zona de bahía más cercana al mar como una extensión del arrecife al que están asociadas. Otra posible explicación para la presencia de las especies de crianza en estos sitios es la salinidad, que va de 31 a 36; esta salinidad marina, o casi marina, favorece la presencia de especies periféricas (Caballero-Vázquez y Vega-Cendejas, 2012; Caballero-Vázquez *et al.*, 2005; Castro-Aguirre *et al.*, 1999).

Las especies que utilizaban una bahía estudiada por Nagelkerken *et al.* (2000a) como hábitat de crianza representaban la mayor parte de la abundancia total de peces, pero ése no es el caso en el presente estudio, en el que las especies de crianza representaron menos del 2% de la abundancia total de peces en el sistema lagunar. Empero, esto podría deberse a las diferencias en los esfuerzos de muestreo, dado que Nagelkerken *et al.* (2000a) se basaron en censos visuales, lo cual puede subestimar las densidades de algunas especies, particularmente en zonas de vegetación densa, donde los peces no son visibles (Nagelkerken *et al.*, 2000b) y en el que las especies pequeñas que tienden a agruparse no fueron cuantificadas, y únicamente se registró su presencia. En cambio, el arte de pesca utilizado en el presente estudio favorece la captura también de peces de tallas pequeñas (Caballero-Vázquez *et al.*, 2005). Aunado a esto, la bahía estudiada por Nagelkerken *et al.* (2000) presenta una salinidad promedio de 35.4, con poca variación, lo que favorece la presencia de especies periféricas, incluidas de crianza, mientras que el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez presenta un gradiente de salinidad por la presencia de ojos de agua, que en el presente estudio va de 18.5 a 36.0, lo que permite que también haya especies secundarias, como la especie más abundante en el sistema lagunar, *Floridichthys polyommus*.

La especie *Hypoplectrus unicolor* registrada en el Jardín del Arte en el presente estudio, ha sido reportada como una especie de crianza potencial, ya que es común encontrarla como juvenil en sitios con manglar; sin embargo, su densidad es mayor como juvenil en otros hábitats someros, por lo que los manglares podrían tener un rol menor en su ciclo de vida (Nagelkerken, 2007). El organismo colectado en este estudio era un individuo adulto en fondo rocoso, en un sitio

cercano a una zona con cobertura de manglar; un estudio más a fondo sobre la zona de manglar adyacente al canal en el que se encuentra el Jardín del Arte podría revelar si *H. unicolor* hace uso de este hábitat como juvenil en el sistema lagunar.

De las especies de crianza encontradas en el estudio, se ha reportado que *G. cinereus*, *H. parra*, *H. plumieri*, *H. sciurus* y *L. griseus* reducen sus densidades como adultos en el arrecife cuando no cuentan con bahías que alberguen manglares o pastos marinos (Nagelkerken, 2007), por lo que pueden ser las especies más vulnerables a la pérdida de dichos hábitats (Nagelkerken *et al.*, 2001). La gran mayoría de los individuos encontrados de estas especies se encuentran en los canales que conectan el sistema lagunar con el mar Caribe; estos sitios son los que históricamente se han visto más afectados por el desarrollo turístico, al haber sido dragados para permitir el tráfico acuático (Carbajal, 2009; Merino *et al.*, 1990) y aún son propensos al impacto humano, por ser los sitios de mayor tránsito vehicular.

Aunado a esto, el sistema lagunar se ve constantemente impactado por el desarrollo turístico de Cancún (Brenner, Engelbauer y Job, 2018) y presenta problemas de eutrofización en algunas áreas debido a contaminación antropogénica, incluida la entrada de aguas residuales municipales (León-Galván *et al.*, 2009). Además, el tiempo medio de residencia del agua es de 1.9 años (Carruthers, van Tussenbroek y Dennison, 2005), lo que evidencia la susceptibilidad que tiene la calidad del agua del sistema lagunar de verse afectada (Reyes y Merino, 1991), con el consiguiente riesgo para las comunidades de peces, en especial las especies de crianza, que pueden potencialmente reclutarse en los sistemas arrecifales.

## 9. Referencias

- Adams, J. A. y Blewett, D. A. (2004) "Spatial patterns of estuarine habitat type use and temporal patterns in abundance of juvenile permit, *Trachinotus falcatus*, in Charlotte Harbor, Florida", *Gulf and Caribbean Research*, 16(2), pp. 129-139.
- Akin, S., Buhan, E., Winemiller, K.O y Yilmaz, H. (2005) "Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4), pp. 671-684.
- Alongi, D. M. (2002) "Present state and future of the world's mangrove forests" *Environmental Conservation*, 29(3), pp. 331-349.
- Allen, G. R. (1985) *FAO species catalogue Vol. 6 Snappers of the world: An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date*. Roma: FAO fisheries synopsis.
- Andersson, E. y Bodin, Ö. (2009). "Practical tool for landscape planning? An empirical investigation of network based models of habitat fragmentation", *Ecography*, 32, pp. 123-132.
- Ault, J. S., Bohnsack, J. A. y Meester, G. A. (1998) "A retrospective (1979-1996) multispecies assessment of coral reef fish stocks in the Florida Keys", *Fishery Bulletin*, 96(3), pp. 395-414.
- Avilés-Torres, S. (2002) *Influencia de la heterogeneidad espacial y la fluctuación climática en la comunidad de peces del sistema lagunar Río Huach, sur de Quintana Roo, México*. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada.
- Avilés-Torres, S., Schmitter-Soto, J. J. y Barrientos-Medina, R. C. (2001) "Patrones espaciales de la riqueza de peces en lagunas del sur de Quintana Roo, México", *Hidrobiológica*, 11(2), pp. 141-148.
- Badillo-Alemán, M., Bonilla-Gómez, J. L., Tzeek-Tuz, J., Gallardo-Torres, A. y Chiappa-Carrara, X. (2014) "Length–weight relationships and growth parameters of two endemic fish species (*Floridichthys polyommus* Hubbs, 1936

and *Fundulus persimilis* Miller, 1955) from the Yucatan Peninsula, Mexico”, *Journal of Applied Ichthyology*, 30, pp. 1084-1086.

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M. y Turlure, C. (2013). “Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks”, *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 88(2), pp. 310-326.

Berry, F. H y Vogele, L. E. (1961) "Filefishes (Monacanthidae) of the Western North Atlantic", *Fishery Bulletin*, 61, pp. 61-109.

Bessa, E., Ferraz-Dias, J. y de Souza, A.M. (2007) "Rare data on a rocky shore fish reproductive biology: sex ratio, length of first maturation and spawning period of *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus, 1758) with notes on *Stegastes variabilis* spawning period (Perciformes: Pomacentridae) in São Paulo, Brazil", *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(3), pp. 199-206.

Blaber, S. J. M. y Blaber T. G. (1980) “Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish”, *Journal of Fish Biology*, 17, pp. 143–162.

Bouchereau, J.L., Cordonnier, S. y Nelson, L. (2012) "Structure, reproduction, and diet of *Lophogobius cyprinoides* (Gobiidae) in a lagoon of Guadeloupe (French West Indies)", *Cahiers de Biologie Marine*, 53, pp. 1-16.

Bouchon-Navaro, Y., Bouchon, C., Kopp, D. y Lous, M. (2006) “Weight-length relationships for 50 fish species collected in seagrass beds of the Lesser Antilles”, *Journal of Applied Ichthyology*, 22, pp. 322-324.

Brenner, L., Engelbauer, M. y Job, H. (2018) “Mitigating tourism-driven impacts on mangroves in Cancún and the Riviera Maya, Mexico: an evaluation of conservation policy strategies and environmental planning instruments”, *Journal of Coastal Conservation*, 10.1007/s11852-018-0606-0.

Briones-Fourzán, P., Candela, J. y Lozano-Álvarez, E. (2008) “Postlarval settlement of the spiny lobster *Panulirus argus* along the Caribbean coast of Mexico: patterns, influence of physical factors, and possible sources of origin”, *Limnology and Oceanography*, 53(3), pp. 970-985.

Brooks, C.P. (2003). A scalar analysis of landscape connectivity. *Oikos*, 102(2), 433-439.

Caballero-Vázquez, J. A. y Vega-Cendejas, M. E. (2012) "Spatial patterns of diversity at local and regional scales in a tropical lagoon", *Neotropical Ichthyology*, 10(1), pp. 99-108.

Caballero-Vázquez, J. A., Gamboa-Pérez, H. C. y Schmitter-Soto, J. J. (2005) "Composition and spatio-temporal variation of the fish community in the Chacmochuch Lagoon system, Quintana Roo, Mexico", *Hidrobiológica*, 15(2), pp. 215-225.

Carbajal, N. (2009) *Hidrodinámica y transporte de contaminantes y sedimentos en el Sistema Lagunar de Nichupté-Bojórquez, Quintana Roo*. México, D.F.: Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Carpenter, K. E. (2002) *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*. Roma: FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Special Publication No. 5.

Carruthers, T.J.B., van Tussenbroek, B.I. y Dennison, W.C. (2005) "Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2-3), pp. 191-199.

Castillo-Domínguez, A., Macías, E. B., Navarrete, A. D., Rodiles-Hernández, R., y Badillo, M.D. (2011) "Ichthyofauna from wetlands of San Pedro, Balancán, Tabasco, México", *Revista de biología tropical*, 59(2), pp. 693-708.

Castro-Aguirre, J. L., Espinosa-Pérez, H. y Schmitter-Soto, J. J. (1999) *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. México, D. F.: IPN y Limusa-Noriega.

Cervigón, F. (1993) *Los peces marinos de Venezuela. Volumen 2*. Caracas: Fundación Científica Los Roques.

Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Vers. 9.: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Collado-Vides, L., Gonzalez-Gonzalez, J. y Ezcurra, E. (1995). "Patrones de distribución ficoflorística en el sistema lagunar de Nichupté, Quintana Roo, México", *Acta Botánica Mexicana*, 31, pp. 19-32.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2014). *Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté*. México, D. F.: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. *Acuerdo por el que se da a conocer el Resumen del Programa de Manejo del Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc*. Diario Oficial de la Federación. México. 2 de agosto de 2016.

Conover, W. J. (1999) *Practical nonparametric statistics*. 3ra ed. Nueva York: Wiley.

Cowen, R. K., Gawarkiewicz, G., Pineda, J., Thorrold, S. R. y Werner, F. E. (2007) "Population connectivity in marine systems: an overview", *Oceanography*, 20(3), pp. 14-21.

Crabtree, R. E., Hood, P. B. y Snodgrass, D. (2002) "Age, growth, and reproduction of permit (*Trachinotus falcatus*) in Florida Waters", *Fishery Bulletin*, 100(1), pp. 26-34.

Crabtree, R. E., Snodgrass, D. y Harnden C. W. (1997) "Maturation and reproductive seasonality in bonefish, *Albula vulpes*, from the waters of the Florida Keys", *Fishery Bulletin*, 95, pp. 456-465.

Crooks, K. R. y Sanjayan, M. (2006) *Connectivity conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.

Chavance, P., Flores-Coto, C. y Sánchez-Iturbe, A. (1984) "Early life history and adult biomass of sea bream in the Terminos Lagoon, southern Gulf of Mexico", *Transactions of the American Fisheries Society*, 113(2), pp. 166-177.

Chittaro, P. M., Usseglio, P. y Sale, P. F. (2005) "Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats", *Environmental Biology of Fishes*, 72, pp. 175-187.

Daly, R. J. (1970). "Systematics of southern Florida anchovies (Pisces: Engraulidae)", *Bulletin of Marine Science*, 20(1), pp. 70-104.

Davis, S. E., Lirman, D., y Wozniak, J. R. (2009) "Nitrogen and phosphorus exchange among tropical coastal ecosystems". En: Nagelkerken, I. Ed. *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Dordrecht: Springer.

Decreto por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región conocida como Caribe Mexicano. Diario Oficial de la Federación. México. 7 de diciembre de 2016.

Dorenbosch, M., Verberk, W. C. E. P., Nagelkerken, I. y van der Velde, G. (2007) "Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs", *Marine Ecology Progress Series*, 334, pp. 103-116.

Espino-Barr, E., Gallardo-Cabello, M., Cabral-Solís, E. G., Puente-Gómez, M. y García-Boa, A. (2015) "Reproducción de *Gerres cinereus* (Percoidei: Gerreidae) en la costa del Pacífico mexicano", *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 7, pp. 83-98.

Farreras, S. F. (2006) *Hidrodinámica de Lagunas Costeras*. Ensenada: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.

Faunce, C. H. y Serafy, J. E. (2007) "Nearshore habitat use by gray snapper (*Lutjanus griseus*) and bluestriped grunt (*Haemulon sciurus*): Environmental gradients and ontogenetic shifts", *Bulletin of Marine Science*, 80(3), pp. 473-495.

Foster, S. J. y Vincent, A. C. J. (2004) "Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management", *Journal of Fish Biology*, 65, pp. 1-61.

Froese, R. y Binohlan, C. (2000) "Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data", *Journal of Fish Biology*, 56, pp. 758-773.

Froese, R. y D. Pauly. Editores. (2017). FishBase. [En línea]. (Consultado 10/2015). Disponible en: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).

Fulton, C. J., Bellwood, D. R. y Wainwright, P. C. (2005) "Wave energy and swimming performance shape coral reef fish assemblages", *Proceedings of the Royal Society B*, 272, pp. 827-832.

García-Cagide, A., Claro, R. y Koshelev, B. (1994) "Cap. 4. Reproducción". En: Claro, R. Ed. *Ecología de los peces marinos de Cuba*. México: Instituto de Oceanología y CIQRO.

Gotelli, N. J. y Colwell, R. K. (2011) "Estimating species richness". En: Magurran, A.E. y McGill, B.J. Eds. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford: Oxford University Press.

Gratwicke, B., Petrovic, C. y Speight M. R. (2006) "Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs", *Environmental Biology of Fishes*, 76(2), pp. 191-210.

Hildebrand, S. F. y Schroeder, W. C. (1928) "Fishes of Chesapeake Bay", *Fishery Bulletin*, 43(1), pp. 1-388.

Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood D. R., Card, M., Conolly, S. R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., Lough, J. M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S. R., Pandolfi, J. M., Rosen, B., y Roughgarden, J. (2003) "Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs", *Science*, 301, pp. 929-933.

Hughes, T. P., Rodrigues, M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., Moltschaniwskyj, N., Pratchett, M. S., Steneck, R. S. y Willis, B. (2007) "Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change", *Current Biology*, 17(4), pp. 360-365.

Humann, P. y DeLoach, N. (2002) *Reef fish identification: Florida, Caribbean, Bahamas*. Jacksonville, Florida: New World Publications.

InfoStat. (2016) InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Jackson, J. B. C., Donovan, M. K., Cramer, K. L. y Lam, V. V. (2014) *Status and trends of caribbean coral reefs: 1970-2012*. Gland, Suiza: Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN.

Jones, D. L., Walter, J. F., Brooks, E. N. y Serafy, J. E. (2010) "Connectivity through ontogeny: fish population linkages among mangrove and coral reef habitats", *Marine Ecology Progress Series*, 401, pp. 245-258.

Jordan, E., de la Torre, R. y Angot, M. (1978). "Prospección biológica de la laguna de Nichupté, Cancún, Q.R., México: nota científica", *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM*. pp. 1-14.

Kadison, E., D'Alessandro, E. K., Davis, G. O. y Hood, P. B. (2010) "Age, growth, and reproductive patterns of the great barracuda, *Sphyraena barracuda*, from the Florida Keys". *Bulletin of Marine Science*, 86(4), pp. 773-784.

Kjerfve, B. (1986) "Comparative oceanography of coastal lagoons", *Estuarine variability*, pp. 63-81.

Kjerfve, B. (1994) "Coastal lagoons", En: Kjerfve, B. Ed. Coastal Lagoon Processes. Países Bajos: Elsevier Science Publishers B.V.

Krumme, U. (2009) "Diel and tidal movements by fish and decapods linking tropical coastal ecosystems". En: Nagelkerken, I. Ed. Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Dordrecht: Springer.

Laegdsgaard, P. y Johnson, C. (2001) "Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?" *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 275, pp. 229-253.

Landgrave, R. y Moreno-Casasola, P. (2012) "Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México" *Investigación Ambiental, Ciencia y Política Pública*, 4(1), pp. 19-35.

Lankford, R. R. (1977) "Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification", *Estuarine Processes*, 2, pp. 182-215.

Lemon, J. (2006) "Plotrix: a package in the red light district of R", *R-News*, 6(4), pp. 8-12.

Lenanton, R. C. J. (1982) "Alternative non-estuarine nursery habitats for some commercially and recreationally important fish species of southwestern Australia", *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 33, pp. 881-900.

León-Galván, M. F., Carbajal, N., Frickey, T. y Santos, L. (2009) "Microbial identification of the Nichupte-Bojorquez coastal lagoon in Cancun, Mexico", *Aquatic Ecology*, 43(2), pp. 197-205.

López-Vila, J. M, Valdéz-Moreno, M., Schmitter-Soto, J. J., Mendoza-Carranza, M. y Herrera-Pavón R. L. (2014) "Composición y estructura de la ictiofauna del río Hondo, México-Belice, con base en el uso del arpón", *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, pp. 866-874.

Martinez-Andrade, F. (2003) *A comparison of life histories and ecological aspects among snappers (Pisces: Lutjanidae)*. Tesis de Doctorado. Louisiana State University.

Martínez-Palacios, C. A. y Ross, L. (1992) "The reproductive biology and growth of the Central American cichlid *Cichlasoma urophthalmus* (Gunther)", *Journal of Applied Ichthyology*, 8(1-4), pp. 99-109.

McKenzie, L. J., Campbell, S. J. y Roder, C. A. (2001) *Seagrass-watch manual for mapping and monitoring seagrass resources by community (citizen) volunteers*, Queensland: Department of Primary Industries, Northern Fisheries Centre.

McMahon, K. W. (2011) *Functional connectivity of coral reef fishes in a tropical seascape assessed by compound-specific stable isotope analyses*. Tesis de Doctorado, Massachusetts Institute of Technology and Woods Hole Oceanographic Institution.

Meekan, M. G., Steven, A. D. L. y Fortin, M. J. (1995) "Spatial patterns in the distribution of damselfishes on a fringing coral reef", *Coral Reefs*, 14, pp. 151-161.

Merino, M., Czitrom, S., Jordán, E., Martin, E., Thomé, P. y Moreno, O. (1990) "Hydrology and rain flushing of the Nichupté Lagoon System, Cancún, México", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 30, pp. 223-237.

Mexicano-Cíntora, G. (1999) "Crecimiento y reproducción de la mojarra, *Eucinostomus gula* de Celestún, Yucatán, México", *Proceedings of the 45th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 45, pp. 524-536.

Mora, C. y Sale, P. F. (2002) "Are populations of coral reef fish open or closed?" *Trends in Ecology & Evolution*, 17(9), pp. 422-428.

Mora, C., Andréfouët, S., Costello, M. J., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K. J. y Myers, R. A. (2006) "Coral reefs and the global network of marine protected areas", *Science*, 312, pp. 1750–1751.

Mumby, P. J., Edwards, A. J., Arias-González, J. E., Lindeman, K. C., P. G., Blackwell, Gall, A., Gorczynska, M. I., Harborne, A. R., Pescod, C. L., Renken, H., Wabnitz, C. C. C. y Llewellyn G. (2004) "Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean", *Nature*, 127, pp. 533-536.

Munro, J. L. (1983) *Caribbean Coral Reef Fishery Resources*. Manila: International Center for Living Aquatic Resources Management.

Nagelkerken, I. (2007) "Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration?", *Bulletin of Marine Science*, 80(3), pp. 595-607.

Nagelkerken, I. (2009) *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Dordrecht: Springer.

Nagelkerken, I., Dorenbosch, M., Verberk, W. C. E. P., Cocheret de la Morinière, E. y van der Velde, G. (2000a). "Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution", *Marine Ecology Progress Series*, 202, pp. 175-192.

Nagelkerken, I., Grol, M. G. G. y Mumby, P. J. (2012) "Effects of marine reserves versus nursery habitat availability on structure of reef fish communities", *PLoS ONE*, 7(6), DOI: e36906, Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036906> [Consultado 03-06-2018]

Nagelkerken, I., Kleijnen, S., Klop, T., van den Brand, R. A. C. J., Cocheret de la Morinière, E. y van der Velde, G. (2001) "Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds", *Marine Ecology Progress Series*, 214, pp. 225–235.

Nagelkerken, I., Roberts, C. M., van der Velde, G., Dorenbosch, M., van Riel, M. C., Cocheret de la Morinière, E. y Nienhuis, P. H. (2002) "How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale" *Marine Ecology Progress Series*, 244, pp. 299-305.

Nagelkerken, I., van der Velde, G., Gorissen, M. W., Meijer, G.J., Van't Hof, T. y den Hartog, C. (2000b) "Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1), pp. 31-44.

Nelson, J. S., Grande, T. C. y Wilson, M. V. H. (2016) *Fishes of the world*. 5ª ed. Nueva York: John Wiley and Sons.

Nemeth, R. S. (2009) "Dynamics of reef fish and decapod crustacean spawning aggregations: underlying mechanisms, habitat linkages, and trophic interactions" En: Nagelkerken, I. Ed. *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Dordrecht: Springer.

Oksanen, J., Guillaume-Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E. y Wagner, H. (2017). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ospina-Arango, J. F., Pardo-Rodríguez, F. I. y Álvarez-León, R. (2008) "Madurez gonadal de la ictiofauna presente en la Bahía de Cartagena, Caribe colombiano", *Boletín Científico Museo de Historia Natural*, 12, pp. 117-140.

Parrish, J. D. (1989) "Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions", *Marine Ecology Progress Series*, 58, pp. 143–160.

Parsons D. M., Middleton, C., Spong, K. T., Mackay, G., Smith, M. D. y Buckthought, D. (2015) "Mechanisms explaining nursery habitat association: how do Juvenile snapper (*Chrysophrys auratus*) benefit from their nursery habitat?", *PLoS ONE*, 10(3), DOI: e0122137. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122137> [Consultado 03-06-2018]

Pierce, D. J. (2001) "Age and growth of the scaled herring, *Harengula jaguana*, from Florida waters, as indicated by microstructure of the sagittae", *Fishery Bulletin*, 99(1), pp. 202-209.

Pihl, L., Wennhage, H. y Nilson, S. (1994) "Fish assemblages structure in relation to macrophytes and filamentous epiphytes in shallow nontidal rocky and soft bottom habitats", *Environmental Biology of Fishes*, 39, pp. 271-288.

Potts, J. C. (2000) *Population assessment of two stocks of white grunt, Haemulon plumieri, from the southeastern coast of the United States*. Carolina del Norte: NOAA Technical Memorandum.

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena. URL <https://www.R-project.org/>.

Reséndez-Medina, A. (1975) "Lista preliminar de peces colectados en las lagunas de Nichupté y Bojórquez, Cancún, Quintana Roo, México", *Anales del Instituto de Biología UNAM, Serie Zoológica*, 46(1), pp. 87-100.

Reyes, E. y Merino, M. (1991) "Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico)", *Estuaries*, 14(4), pp. 372-381.

Ripley, J. L. y Foran, C. M. (2006) "Differential parental nutrient allocation in two congeneric pipefish species (Syngnathidae: *Syngnathus* spp.)", *The Journal of Experimental Biology*, 209, pp. 1112-1121.

Rocha, C., Favaro, L. F. y Spach, H. L. (2002) "Biología reproductiva de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus) (Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae) da gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil", *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(1), pp. 57-63.

Ruiz, L. J., Figueroa, R. y Prieto, A. (1999) "Ciclo reproductivo de *Lactophrys quadricornis* (Pisces: Ostraciidae) de la costa nororiental de Venezuela", *Revista de Biología Tropical*, 47(3), pp. 561-570.

Sale, P. F. (2006) *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. San Diego: Academic Press.

Santos-Valencia, J., Régis, M. C., González, M. E. y Seca, M. (1998) "Características de la reproducción de *Anchoa hepsetus* (Linnaeus, 1758, Pisces: Engraulidae) en Seybaplaya, Campeche, México", *Proceedings of the 50th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 50, pp. 969-990.

Schmitter-Soto, J. J. (1998) Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo. San Cristóbal de las Casas: El Colegio de la Frontera Sur.

Schmitter-Soto, J. J., Vásquez-Yeomans, L., Aguilar-Perera, A., Curiel-Mondragón, C. y Caballero-Vázquez, J. A. (2000) "Lista de peces marinos del Caribe mexicano", *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 71(2), pp. 143-177.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. *Acuerdo por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera*. Diario Oficial de la Federación. México. 24 de agosto de 2012.

Secretaría de la Convención de Ramsar. (2013) *Manual de la Convención de Ramsar: guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*. 6a. ed. Gland (Suiza): Secretaría de la Convención de Ramsar.

Sedberry G. R. y Carter J. (1993) "The fish community of a shallow tropical lagoon in Belize, Central America", *Estuaries*, 16, pp. 198–215.

Selleslagh, J. y Amara, R. (2008) "Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (Eastern English Channel)", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), pp. 507-517.

Serafy, J. E., C. H. Faunce y J. J. Lorenz. (2003). "Mangrove shoreline fishes of Biscayne Bay, Florida", *Bulletin of Marine Science*, 72(1), pp. 161-180.

Sheaves M., Johnston, R., Connolly, R. M. y Baker, R. (2012) "Importance of estuarine mangroves to juvenile banana prawns" *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, pp. 208-219.

Short, F. T. y Wyllie-Echeverria, S. (1996) "Natural and human-induced disturbance of seagrasses" *Environmental Conservation*, 23(1), pp. 17-27.

Stone, R. (2007) "A world without corals?", *Science*, 316, pp. 678-681.

Tavolga, W. N. (1956) "Pre-spawning behavior in the gobiid fish, *Bathygobius soporator*", *Behavior*, 9(1), pp. 53-74.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. y Merriam, G. (1993) "Connectivity is a vital element of landscape structure", *Oikos*, 68(3), pp. 571-573.

Thayer G. W., Colby D. R. y Hettler W. F. (1987) "Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida", *Marine Ecology Progress Series*, 35, pp. 25–38.

Valiela, I., Bowen, J. L. y York, J. K. (2001) "Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments" *Bioscience*, 51(10), pp. 807–815.

Verweij, M. C., Nagelkerken, I., de Graaff, D., Peeters, M., Bakker, E. J. y van der Velde, G. (2006) "Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment", *Marine Ecology Progress Series*, 306, pp. 257-268.

Vu, V. Q. (2011). ggbiplot: A ggplot2 based biplot. R package version 0.55. <http://github.com/vqv/ggbiplot>

Wickham, H. (2009). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Wilkinson, C. (2008) *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

Winn, H. E. y Bardach, J. E. (1960) "Some aspects of the comparative biology of parrot fishes at Bermuda", *Zoologica*, 45(3), pp. 29-34.

## Anexo I

Listado sistemático de los peces registrados en el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez (clasificación de acuerdo con Nelson *et al.*, 2016).

Superclase Gnathostomata

Eugnathostomata

Grado Chondrichthyomorphi

Clase Chondrichthyes

Subclase Euselachii

Infraclase Eslamobranchii

División Batomorphi

Orden Myliobatiformes

Familia I. Dasyatidae

1. *Styracura schmardae*

Grado Teleostomi

Clase Osteichthyes

Subclase Actinopterygii

Neopterygii

Infraclase Holostei

División Teleostomorpha

Subdivisión Teleostei

Supercohorta Teleocephala

Cohorte Elopomorpha

Orden Albuliformes

Familia II. Albulidae

2. *Albula vulpes*

Clupeocephala

Cohorte Otocephala

Superorden Clupeomorpha

Orden Clupeiformes

Familia III. Engraulidae

3. *Anchoa hepsetus*

4. *Anchoa lamprotaenia*

Familia IV. Clupeidae

5. *Harengula jaguana*

Cohorte Euteleostei

Superorden Acanthopterygii

Series Percomorpha

Subseries Batrachoidida

Orden Batrachoidiformes

Familia V. Batrachoididae

6. *Opsanus beta*

Subseries Gobiida

Orden Kurtigormes

Familia VI. Apogonidae

7. *Apogon maculatus*

Orden Gobiiformes

Familia VII. Gobiidae

8. *Bathygobius soporator*

9. *Lophogobius cyprinoides*

Subseries Ovalentaria

Familia VIII. Pomacentridae

10. *Abudefduf saxatilis*

11. *Stegastes adustus*

12. *Stegastes leucostictus*

Orden Cichliformes

Familia IX. Cichlidae

13. *Mayaheros uropthalmus*

Orden Blenniiformes

Familia X. Labrisomidae

14. *Paraclinus nigripinnis*

Orden Atheriniformes

Familia XI. Atherinopsidae

15. *Membras martinica*

Familia XII. Atherinidae

16. *Atherinomorus stipes*

Orden Beloniformes

Familia XIII. Belonidae

17. *Strongylura notata*

Orden Cyprinodontiformes

Familia XIV. Fundulidae

18. *Lucania parva*

Familia XV. Cyprinodontidae

19. *Cyprinodon artifrons*

20. *Floridichthys polyommus*

21. *Garmanella pulchra*

Familia XVI. Poeciliidae

22. *Poecilia velífera*

Orden Carangiformes

Familia XVII. Carangidae

23. *Carangoides bartholomaei*

24. *Caranx latus*

25. *Oligoplites saurus*

26. *Trachinotus falcatus*

Orden Istiophoriformes

Familia XVIII. Sphyraenidae

27. *Sphyraena barracuda*

Orden Syngnathiformes

Familia XIX. Syngnathidae

28. *Cosmocampus albitostris*

29. *Hippocampus erectus*

30. *Syngnathus floridae*

Orden Labriformes

Familia XX. Scaridae

31. *Scarus iseri*

32. *Sparisoma chrysopterum*

33. *Sparisoma viride*

Orden Perciformes

Familia XXI. Gerreidae

34. *Eucinostomus gula*

35. *Eucinostomus jonesii*

36. *Eucinostomus melanopterus*

37. *Gerres cinereus*

Familia XXII. Serranidae

38. *Hypoplectrus unicolor*

Familia XXIII. Chaetodontidae

39. *Chaetodon capistratus*

Familia XXIV. Haemulidae

40. *Haemulon flavolineatum*

41. *Haemulon parra*

42. *Haemulon plumieri*

43. *Haemulon sciurus*

Familia XXV. Lutjanidae

44. *Lutjanus apodus*

45. *Lutjanus griseus*

Orden Moroniformes

Familia XXVI. Ehippidae

46. *Chaetodipterus faber*

Orden Spariformes

Familia XXVII. Sparidae

47. *Archosargus rhomboidalis*

48. *Lagodon rhomboides*

Orden Tetraodontiformes

Familia XXVIII. Ostraciidae

49. *Acanthostracion quadricornis*

Familia XXIX. Monacanthidae

50. *Monacanthus ciliatus*

51. *Stephanolepis setifer*

Familia XXX. Tetraodontidae

52. *Canthigaster rostrata*

53. *Sphoeroides spengleri*

54. *Sphoeroides testudineus*

Familia XXXI. Diodontidae

55. *Chilomycterus schoepfii*