



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**COMPARACIÓN TEMPORAL DE LA
FUNCIONALIDAD DE UN CANAL DE
RESTAURACIÓN DE MANGLAR A TRAVÉS DE LA
COMUNIDAD DE PECES, EN EL MUNICIPIO DE
PROGRESO, YUCATÁN, MÉXICO.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

DALIA BÁRBARA ZARAGOZA ARIAS



**DIRECTOR DE TESIS:
DR. DANIEL ARCEO CARRANZA**

CIUDAD DE MÉXICO, 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Datos del Jurado

1. Datos del alumno

Zaragoza
Arias
Dalia Bárbara
55 13 68 08 30
Universidad Nacional Autónoma de
México
Facultad de Ciencias
Biología
313150942

2. Datos del tutor

Dr.
Daniel
Arceo
Carranza

3. Datos del sinodal 1

M. en C.
Dora Silvia
Díaz
Ruiz

4. Datos del sinodal 2

M. en C.
Maribel
Badillo
Alemán

5. Datos del sinodal 3

M. en C.
Roberto
Márquez
Huitzil

6. Datos del sinodal 4

M. en C.
Rafael
Chávez
López

7. Datos del trabajo escrito

Comparación temporal de la funcionalidad de un canal de restauración de manglar a través de la comunidad de peces, en el municipio de Progreso, Yucatán, México.

65 p
2021

La presente tesis se realizó bajo el marco del Proyecto “Restauración de servicios ambientales en manglares restaurados de la costa norte de Yucatán” financiado por el Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-UNAM) número IN216219. El grupo de trabajo forma parte de la Red para el Conocimiento de los Recursos Costeros del Sureste (RECORECOS).

A mis padres y hermana, pilares de mi vida y alegría.

“¿Qué más podía desear? Un pequeño jardín para pasearse y la inmensidad para soñar. A sus pies, lo que podía cultivar y recoger; sobre su cabeza, lo que podía estudiar y meditar; algunas flores sobre la tierra y todas las estrellas en el cielo.”

Los miserables, Victor Hugo.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Ciencias, instituciones a las que debo mi educación profesional.

A todos los profesores que estuvieron presentes en mi educación, en especial al Dr. Zenón Cano Santana, al M. en C. Jorge Alberto Escutia Sánchez y a la M. en C. Karla Elisa Juárez Contreras, que con su manera de enseñar incrementaron mi gusto por la biología.

Al Dr. Daniel Arceo Carranza, por sus enseñanzas y comentarios que permitieron dar forma al presente trabajo; por su disposición y paciencia para resolver mis dudas y continuar con su asesoría a distancia.

A mis sinodales, la M. en C. Dora Silvia Díaz Ruiz, la M. en C. Maribel Badillo Alemán, el M. en C. Rafael Chávez López y el M. en C. Roberto Márquez Huitzil por sus valiosas sugerencias, observaciones y seguimiento.

Además, a la M. en C. Maribel Badillo Alemán y al M. en C. Alfredo Gallardo Torres por el apoyo logístico en laboratorio y campo, así como, al M. en C. Johnny Omar Valdez Iuit y al M. en C. Gerardo Alberto Sosa Hernández, por su apoyo logístico y en la colecta de muestras biológicas.

A los compañeros de laboratorio, la M. en C. Lesli Hernández, el M. en C. Marco Flores y el M. en C. Pedro Robles, por su ayuda en los muestreos, sin la cual, no habría logrado completarlos. Así como por su apoyo durante mi estancia en Sisal, junto con Xochitl, Caro, Fer, Majo, Gabriela, David, Eli, Daniela y Rodrigo, por hacerla amena, divertida y llena de buenas memorias.

A Jessica, Xocho, Vero, Aída, Areli y Ale, por tantas anécdotas compartidas, por sus ánimos y cariño que me brindan con su amistad.

A mis padres Gabriel y Bárbara y a mi hermana Maira, quienes me ofrecen su amor en todo momento y a quienes espero regresar un poco de tanto que me han dado.

A todos ellos, gracias.

Índice

Resumen	8
1. Introducción	10
2. Antecedentes	14
3. Justificación	17
4. Objetivo general	18
5. Objetivos particulares	18
6. Preguntas de investigación	18
7. Sitio de estudio	19
8. Métodos	23
8.1 Variables hidrológicas	23
8.2 Colecta de organismos	23
8.3 Análisis de Datos	24
8.3.1 Variables hidrológicas	24
8.3.2 Parámetros comunitarios	25
8.3.3 Aspectos ecológicos	27
9. Resultados	28
9.1 Variables hidrológicas	28
9.2 Parámetros comunitarios	32
9.3 Aspectos ecológicos	37
10. Discusión	38
10.1 Variables hidrológicas	38
10.2 Parámetros comunitarios	40
10.3 Aspectos ecológicos	43
10.4 En conjunto	46
11. Conclusiones	48
12. Literatura citada	50
13. Anexos	63

Índice de figuras y tablas

Figura

Figura 1. Ubicación de la Ciénaga de Progreso en la Península de Yucatán y puntos de muestreo sobre canal de estudio.	21
Figura 2. Imágenes satelitales de los canales de conectividad hidrológica.	21
Figura 3. Avance de la cobertura vegetal en los tres puntos de muestreo de 2013 a 2019.	22
Figura 4. Variación registrada para las variables hidrológicas por temporada climática en 2013.	28
Figura 5. Variación registrada para las variables hidrológicas por temporada climática en 2019.	30
Figura 6. Medias marginales estimadas para las variables hidrológicas con diferencias significativas entre años.	31
Figura 7. Contribución relativa por especie y variación de la densidad total capturada por m ² , por temporada durante 2013.	33
Figura 8. Contribución relativa por especie y variación de la densidad total capturada por m ² , por temporada durante 2019.	34
Figura 9. Diversidad (¹ D) observada y esperada (con intervalos de confianza al 95%) de peces registrados por temporada climática para ambos años.	35

Tablas

Tabla 1. Valores de F y <i>p</i> asociados a las variables hidrológicas con diferencias significativas entre años.	32
Tabla 2. Valores promedio de los parámetros comunitarios por temporada climática para ambos años.	35
Tabla 3. Valores de F y <i>p</i> asociados a diferencias en biomasa y densidad de los peces capturados entre años.	36
Tabla 4. Disimilitud entre años y especies presentes en cada uno de ellos con su respectivo porcentaje de contribución.	36
Tabla 5. Clasificación de las especies encontradas dentro de los gremios funcionales propuestos por Elliott <i>et al.</i> 2007.	37

Resumen

Se realizó la comparación temporal (estacional: nortes, lluvias y secas, e interanual 2013 y 2019) de las variables hidrológicas y la comunidad íctica de un canal de manglar con rehabilitación hidrológica dentro de la Ciénaga de Progreso, Yucatán, México, como seguimiento al proceso de restauración del sitio, en donde el objetivo del estudio fue identificar cambios en las características estructurales y funcionales de la comunidad íctica. A través de muestreo en campo y consulta de registros en una base de datos, se realizó la comparación de variables hidrológicas, densidad y biomasa (prueba de Friedman y ART), de parámetros comunitarios (diversidad (H') y equidad (J')), la estructura y composición de la comunidad (ANOSIM) y la clasificación de acuerdo con aspectos ecológicos de los peces registrados.

Se observaron diferencias significativas temporalmente en la temperatura, y entre años para la salinidad, sólidos disueltos y oxígeno disuelto; en cuanto a la comunidad íctica, se observó una baja diversidad y alta dominancia, con un registro total de 11 especies, considerando ambos ciclos, pertenecientes a siete familias de cinco órdenes, la mayoría de ellas, especies residentes estuarinas adaptadas a los cambios hidrológicos abruptos característicos de la zona, presentándose durante todo el año *Gambusia yucatanana*, *Poecilia velifera*, *Garmanella pulchra* y *Cyprinodon artifrons*. No se encontraron diferencias significativas en la densidad ni en la biomasa entre temporadas a pesar de una ligera tendencia a ser mayores durante nortes. Entre años, se percibió una baja en la densidad de organismos capturados, sin modificaciones significativas en la composición y estructura de la comunidad, siendo *G. yucatanana* y *P. velifera* las más abundantes, sin embargo, se mostró un ligero cambio en el porcentaje de contribución en la captura de la tercera especie mayoritaria pasando de *M. colei* a *C. artifrons*. En cuanto a la clasificación ecológica los grupos observados fueron similares en ambos años, principalmente especies estuarinas y migrantes marinas dentro de uso estuarino y con especies detritívoras, omnívoras y oportunistas de acuerdo con el modo de alimentación.

Por ser un canal abierto y pertenecer a un sistema mayor, se restringió la posibilidad de relacionar los resultados obtenidos a factores únicamente de la restauración/rehabilitación, a través de la conectividad hidrológica, sin embargo, se resalta la importancia del seguimiento en el tiempo y contar con sitios de referencia, para el entendimiento de los

cambios en las comunidades que permita su inclusión en el monitoreo de proyectos que buscan la mejoría de sistemas impactados, los cuales se ven enriquecidos si los enfoques abarcan diferentes ámbitos dentro del ecosistema, desde procesos abióticos de medición directa, hasta componentes bióticos, más allá de la estructura vegetal, que reflejen indirectamente un acercamiento a la condición buscada.

Palabras clave: *manglar, conectividad hidrológica, restauración, comunidad íctica, monitoreo.*

1. Introducción

Los manglares se encuentran ubicados en zonas de transición entre ecosistemas terrestres y marinos. Son bosques altamente productivos conformados por un pequeño grupo de árboles y arbustos con adaptaciones que les permiten hacer frente a las salinidades cambiantes, a los suelos anegados, a sedimentos poco profundos y a la dinámica cambiante de la costa (Spalding *et al.*, 2010).

Por su colindancia con cuencas hidrográficas, así como por su carácter de ambientes costeros, contribuyen con diversos servicios ecosistémicos (Troche-Souza *et al.*, 2016), definidos por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2018), como todos aquellos beneficios que la naturaleza aporta a la sociedad dentro de cuatro categorías: 1) abastecimiento, 2) soporte, 3) regulación y 4) culturales. Los manglares participan en diferentes procesos que pueden ordenarse en ellas, como son: el control de inundaciones, causadas por huracanes y efectos del oleaje; la protección de la línea costera al ser barrera natural que contiene la erosión de vientos y mareas; ser fuente de materia orgánica y nutrientes para ecosistemas vecinos; la captura de gases de efecto invernadero y la producción de oxígeno (Troche-Souza *et al.*, 2016). Otros procesos importantes son su acción como sumideros de carbono, mediante la acumulación de biomasa viva, hojarasca y madera muerta en descomposición, además, de poder mejorar la calidad del agua a partir de la entrada de aguas residuales por los procesos de desnitrificación y la fijación de nitrógeno por ciertos microorganismos (Romañach *et al.*, 2018). Por otro lado, proveen de alimento y protección a diferentes especies de mamíferos, aves, reptiles, peces y una cantidad innumerable de invertebrados, constituyendo un ambiente adecuado para la anidación, cría y alimentación de organismos acuáticos (Mera, 1999) de gran importancia para la biodiversidad del país, además de especies de importancia económica, ya sea por su valor estético o productivo.

A pesar de su importancia, con el paso del tiempo, la extensión de los manglares se ha visto disminuida, principalmente por actividades como el desarrollo urbano, la construcción de carreteras, la acuacultura, el cambio de uso de suelo para agricultura y la sobreexplotación de madera (Romañach *et al.*, 2018). Debido a esto, las estimaciones de principios de este

siglo sugieren que existen menos de 165,000 km² de manglar en el mundo y que alrededor de dos tercios de ellos están localizados sólo en 20 países (Babier, 2017). Por lo tanto, se han tomado medidas para su conservación a través de protección legal con la designación de áreas protegidas como parques nacionales o reservas naturales entre otras categorías (Lewis, 2009). Así como medidas para la restauración de zonas perturbadas, ya sea ayudando al restablecimiento de manglares con actividades relacionadas a la limpieza del sitio, la eliminación de desechos, mejoras en su hidrología y topografía o bien por medio de plantación activa (Spalding *et al.*, 2010).

Con relación al concepto de restauración, éste ha cambiado de objetivos en el curso de la historia, los cuales comenzaron con la recuperación de algunas características básicas del ecosistema a la restauración del componente biótico, principalmente con un enfoque a la estructura vegetal de los ecosistemas y más reciente a la recuperación de las funciones ecosistémicas y a procesos como la formación de suelo, la nitrificación, el secuestro de carbono o la descomposición de materia orgánica (Kollmann *et al.*, 2016). Todo ello encaminado a la recuperación del ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido para mejorar su estructura, composición y función (SER, 2004).

Dado que el tiempo para evaluar la restauración de las funciones en un ecosistema suele abarcar periodos largos de tiempo, el monitoreo constante se hace indispensable en la identificación de cambios (dirección e intensidad) en el ecosistema, ya sea en dirección del estado ideal esperado, o en caso contrario, permita aplicar medidas necesarias para lograr los objetivos planteados, por ello, un monitoreo a corto, mediano y largo plazo debe ser realizado (Hellawell, 1991; Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015), siguiendo un esquema repetible de muestreo, que permita hacer inferencias a partir de una muestra tomada a lo largo del tiempo, visitando el mismo set de unidades de un periodo de tiempo al siguiente, de manera estandarizada (McComb *et al.*, 2010)

En el caso de los manglares, Bosire *et al.* (2008) mencionan que la mayoría de los proyectos de restauración se centran en el avance de la cobertura vegetal, sin embargo, existen rasgos de funcionalidad que pueden ser monitoreados y que reflejen los cambios

presentados. Un ejemplo de ellos es la provisión de alimento y hábitat para los animales como larvas y juveniles de vertebrados e invertebrados, los cuales son protegidos contra la depredación en las raíces de los mangles y cuentan con alimento disponible basado en el detritus originado por el ecosistema (Sánchez-Paez *et al.*, 1998).

En este sentido, se han realizado algunos trabajos que utilizan a los peces como objeto de estudio, evaluando la abundancia, la riqueza y la diversidad como indicadores de éxito en la restauración, ya que algunos son considerados especies indicadoras (especie de uno o más taxones que, basados en su sensibilidad a un atributo ambiental particular, son usados para evaluar y hacer inferencias acerca de ese atributo) (Simberloff, 1998; Caro, 2010; Siddig *et al.*, 2015). Los peces son organismos relativamente fáciles de capturar e identificar, son indicadores indirectos de conectividad hidrológica, sus comunidades comprenden una amplia variedad de gremios alimenticios y además existe abundante información acerca de ellos (Velázquez-Velázquez y Vega-Cendejas, 2004). Al ser componentes esenciales en las redes alimenticias en los humedales, los cambios en los tamaños poblacionales y en la composición de la comunidad pueden proveer información esencial acerca de la estructura, composición y función de un ecosistema (Loftus *et al.*, 2013; Young, 2013). Además, de acuerdo con Holmlund y Hammer (1999) las poblaciones de peces generan servicios a los ecosistemas como el aporte a los procesos de resiliencia al ser parte del transporte de nutrientes, carbono y minerales, donde, la remoción de peces con características clave y funciones del ecosistema podría resultar en una pérdida de la resiliencia y en el cambio del ecosistema de un estado de equilibrio a otro.

Debido a que el estudio de las comunidades faunísticas puede realizarse en torno de uno a tres conjuntos de atributos: 1) aquellos basados en entidades taxonómicas, 2) de acuerdo al rango de tamaño y a su biomasa, o bien, 3) basados en atributos funcionales de los organismos registrados (Elliott *et al.*, 2007), que en conjunto proporcionan información importante para el entendimiento de las características biológicas de los ecosistemas donde se encuentran, es constante el debate de cuál de dichos atributos es el más adecuado para evaluar el grado de cambio a partir de una condición definida.

En el caso de algunos estudios centrados en análisis funcionales, las especies son asignadas en gremios, entendiendo éstos como un grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales en una forma similar (Root, 1967) por ejemplo, a través de sus ciclos de vida, estrategias reproductivas, los diferentes hábitats ocupados a lo largo de su vida y en las preferencias de alimento. Para peces, se han propuesto tres grupos de gremios funcionales: 1) el uso estuarino (el cual define el uso ecológico general de un estuario por una especie dada), 2) el modo de alimentación (define el método principal de alimentación usado por una especie dada) y 3) el modo reproductivo (indica cómo y en algunos casos donde una especie se reproduce) (Elliott *et al.*, 2007). Mientras que en estudios con enfoque taxonómico las comparaciones realizadas están de acorde a la diversidad presente, por ejemplo, el realizado por Barimo y Serafy (2003), en el cual la diversidad de peces entre los hábitats de manglar más viejos fue significativamente mayor que los hábitats recientemente reforestados, mostrando una relación entre la edad del manglar y los peces encontrados, e identificando su posible utilidad en el seguimiento de la restauración.

Además, el seguimiento del desarrollo de la comunidad de peces es interesante desde el enfoque de los ensamblajes de especies, pues en general es relativamente poco conocido cómo es que cambian a través del tiempo y la forma en que varían de acuerdo con el tipo de hábitat, el historial de perturbaciones y la escala espacial (Colorado Zuluaga, 2015). En un sitio dado, dentro de los factores que afectan principalmente la composición de una comunidad se encuentran tres: 1) las restricciones de dispersión, 2) las restricciones ambientales y 3) la dinámica interna (Belyea y Lancaster, 1999). En ambientes extremos o variables, dentro de la dinámica interna, los procesos determinantes como la depredación y la competencia, tradicionalmente, han sido considerados dinámicamente triviales, comparados con los procesos abióticos, ya que las restricciones son estables en el sentido de que solo las especies que pueden persistir a dicha variabilidad ambiental son miembros del *pool* de especies del hábitat. Por tanto, la naturaleza de la competencia cambia de los recursos nutricionales a la competencia por espacio en refugios sin disturbio o donde éste sea menor. Mientras que, en las restricciones ambientales, la alteración autogénica del ambiente local es otra forma que interactúa con las reglas de ensamblaje, pudiendo ser inducida por los mismos organismos (Colorado Zuluaga, 2015).

En ambientes estuarinos, particularmente, la composición de los ensamblajes de peces están determinados por un conjunto de factores que incluyen la diversidad estructural del hábitat, las características hidrológicas de la velocidad de corriente, el rango de marea, la turbidez y la salinidad, además de la naturaleza de las aguas adyacentes (Able, 2005; Blaber 2012; Castellanos-Galindo y Krumme, 2013; Díaz-Ruiz *et al.*, 2018), donde cambios en alguna de dichas características repercute directamente.

Por lo tanto, el seguimiento en el tiempo permite diferenciar entre eventos como respuestas naturales a diferentes estresores, distinguir entre tendencias y variaciones causadas por fluctuaciones en las poblaciones (McComb *et al.* 2010), o bien, el cambio en la estructura, composición y funcionamiento de las comunidades ya sea de manera natural o como respuesta a medidas realizadas a favor de su restablecimiento. Con ello, se enriquece el entendimiento de las características biológicas de los ambientes, actividad de especial importancia ante el aumento del impacto de las actividades humanas (Elliott *et al.* 2007).

2. Antecedentes

En el pasado, la presión hacia el ecosistema de manglar estaba limitada, pues la mayoría de las poblaciones los observaba como áreas inhabitables, poco saludables, peligrosas y de difícil acceso, percepción que perduró al grado de ser considerados como tierras baldías y con poco valor intrínseco, por lo que su destrucción fue promovida por gobiernos y planificadores ante el aumento de la población, la producción de alimento y el desarrollo industrial y urbano, ejemplo de ello fue Filipinas, donde el fomento de la acuicultura desde la década de 1950 condujo a pérdidas masivas (Spalding *et al.*, 2010).

A pesar de que ya se realizaba investigación en torno a su particular biología, no fue hasta principios de 1979 que el interés en la ecología de manglares empezó a incluir estudios relacionados con el problema del incremento en las tasas de desaparición y sus efectos asociados tanto para la biodiversidad como para los humanos (Spalding *et al.*, 1997). Debido a la distribución de su diversidad y localización en el mundo, la mayoría de los estudios relativos a su pérdida, así como a esfuerzos de restauración, corresponden a países asiáticos (Agraz, 1999), mientras que, en el continente americano, Estados Unidos es quien

posee la mayor cantidad de publicaciones en la materia, como lo describe a detalle Romañach *et al.*, 2018.

Como se mencionó anteriormente, en el seguimiento de los cambios ambientales para la evaluación de la eficacia del manejo aplicado, una de las estrategias más utilizadas es el monitoreo biológico a través de grupos de organismos en específico, considerados, en algunos casos, como especies indicadoras. Una idea de su uso a nivel mundial es brindada por Siddig *et al.* (2015), quienes analizaron 817 artículos publicados en la revista *Ecological Indicators* desde 2001 hasta 2014, encontrando que alrededor del 50% de los taxones utilizados fueron animales, principalmente invertebrados, mayoritariamente en aplicaciones de monitoreo de la integridad y salud del ecosistema, así como en la evaluación de la restauración del hábitat (50% de los cuales fueron ecosistemas marinos o humedales). A su vez, en los estudios de restauración, se ha sugerido que las especies elegidas estén ligadas a procesos ecológicos como interacciones tróficas, ciclo de nutrientes, procesos geomorfológicos o dinámicas del agua; sin embargo, de acuerdo con la revisión elaborada por Kollman *et al.* (2016), en humedales y hábitats marinos, incluyendo manglares, estas relaciones son menos estudiadas en comparación a hábitats terrestres.

Las investigaciones que han utilizado a los peces como grupo de estudio para el monitoreo de acciones de rehabilitación y restauración abarcan diversos hábitats acuáticos, dentro de las cuales se pueden mencionar las realizadas por Bartl y Keckeis (2004) y Ramler y Keckeis, (2019) para ríos, por Young (2013) para los Everglades en Florida y, el realizado por Opel *et al.* (2017) para arrecifes de coral. En ellos se realizan seguimientos temporales y comparaciones de la riqueza, composición y estructura, después de la aplicación de alguna acción, o bien, entre sitios con distintos grados de afectación, mientras que, para aspectos funcionales de los peces, Villéger *et al.* (2017) realizan una revisión general.

En el caso de estuarios, un estudio que hace una síntesis del uso de los peces en el reflejo de cambios ecológicos es el realizado por Whitfield y Elliott (2002), mientras que, en el caso de manglares, se puede mencionar los elaborados por Barimo y Serafy (2003), Crona y Rönnbäck (2007), Mwandya *et al.* (2008) y Shinnaka *et al.* (2007) para la comparación de la composición de los ensamblajes de peces, y el publicado por Valentine-Rose y Layman, (2011), para características tanto estructurales como funcionales del ensamblaje de peces en

el monitoreo del éxito de restauración. México, a pesar de encontrarse entre los cinco países del mundo con mayor extensión de manglares, distribuidos en los 17 estados costeros del país (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017), cuenta relativamente con pocos estudios relacionados con el tema.

En la revisión elaborada por Herrera-Silveira *et al.* (2020), con motivo de conocer dónde y cómo se ha llevado la restauración de ecosistemas de manglar a nivel nacional, reportan un total de 58 documentos, incluyendo el primero publicado a finales de los 90s, de los cuales, solo el 51% mencionaba la causa de degradación, las acciones propuestas, la medición de una variable o datos de monitoreo; en su mayoría con objetivos de recuperación de la cobertura de manglar. Los autores resaltan que, si bien se han desarrollado gran cantidad de actividades llamadas “restauración” en todo el país, mucha de la información generada no se ve reflejada en documentos de amplia difusión ni en artículos científicos, además, resaltan la ausencia de estudios que incluyan información de importancia como los cambios ambientales, biológicos y ecológicos en los sitios en procesos de restauración y la falta de especificación si las acciones tuvieron éxito o no, y menos aún, si se realizó monitoreo y de qué manera se llevó a cabo.

De igual modo, los estudios que se han realizado referentes a peces específicamente en zonas de manglar a nivel nacional son pocos y, menos aún, los realizados en zonas de restauración y por lapsos de tiempo amplios. De ellos, se puede mencionar el elaborado por Franco-López (2017), donde analiza el comportamiento estacional e interanual de la comunidad íctica asociada a zonas de manglar en la Laguna de Alvarado, Veracruz (1995 a 2012), a través de parámetros comunitarios y parámetros fisicoquímicos; y el realizado por López Rasgado (2013), quien comparó la composición y estructura de la comunidad de peces de tres sistemas de manglar con diferente grado de influencia antrópica en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, para el periodo de 1980-81 (datos de colección) contra 2009-2010 (muestreo en campo) a través de atributos ecológicos y análisis isotópico en los peces capturados. En cuanto a comparación de funciones ecológicas de alimentación y refugio para zonas con diferente estado (conservada/restaurada) durante un ciclo anual se encuentra el realizado por Hernández Mendoza (2020), dentro de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an Quintana Roo.

Finalmente, en Yucatán, un Estado clave al ser el tercero con mayor extensión de ecosistema de manglar en el país (Valderrama-Landeros *et al.*, 2017), existen algunos trabajos enfocados a la composición y diversidad de las comunidades ícticas. De los realizados en Puerto Progreso, donde se encuentra el sitio de estudio del presente trabajo, se puede mencionar el realizado por Vega Cendejas (2005) cuyo propósito fue contribuir al conocimiento de la biodiversidad del Corredor Costero de Yucatán, mientras que, en los estudios enfocados a la recuperación de la funcionalidad de manglares como zonas de refugio y alimentación para peces, se puede mencionar el realizado en 2016 por Arceo-Carranza *et al.*, en donde evalúan la composición y abundancia entre cuatro sitios con diferente tiempo de restauración.

3. Justificación

Los estudios sobre los cambios temporales en las comunidades faunísticas son importantes para evaluar el estado de recuperación de los ecosistemas, no solamente desde un punto de vista estructural en la composición de especies, sino también en relación con la función que desempeñan los organismos. El presente estudio se realizó en un sitio que es un ejemplo de esfuerzos en la recuperación de zonas alteradas de manglar. Esto representa la oportunidad de observar cambios en la estructura de la comunidad de peces en una escala de tiempo a mediano plazo (2013 y 2019), analizando las variaciones de los atributos de las comunidades como: 1) taxonómico, ya sea en su composición o abundancia, 2) biomasa y 3) funcional, lo que refleja la recuperación de la estructura vegetal y la recuperación de la funcionalidad del ecosistema.

Con la elaboración de este trabajo se pretende hacer el seguimiento de la comunidad íctica de un sitio en proceso de restauración, además de ofrecer datos que permitan tener un punto de comparación cronológica para estudios posteriores.

4. Objetivo general

Evaluar la comunidad de peces en un canal de manglar en proceso de restauración, identificando cambios temporales en sus características estructurales y funcionales, así como su relación con las variables hidrológicas.

5. Objetivos particulares

- Analizar la variación de distintos parámetros hidrológicos (salinidad, temperatura, pH, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y profundidad) a escala temporal e interanual en un canal de restauración.

- Evaluar la abundancia, biomasa y composición de especies de peces a escala temporal e interanual.

- Describir los gremios funcionales presentes en la comunidad registrada para cada año.

- Comparar la variación hidrológica, parámetros comunitarios (riqueza, equidad (J') y diversidad de especies (H')) y gremios funcionales de la ictiofauna, a escala temporal e interanual.

6. Preguntas de investigación

- ¿Existe variación en las variables hidrológicas y los parámetros comunitarios de acuerdo con la temporada climática?

- ¿Cuál es la estructura y composición de la comunidad íctica en el canal de estudio y a qué gremios funcionales pertenecen?

- ¿Existirá algún cambio en las variables hidrológicas y en la estructura y composición de la comunidad presente en el canal respecto a los datos colectados en 2013? En caso de ser así:
 - ¿Qué especies difirieron?, ¿Cuáles son sus aspectos ecológicos (gremios funcionales)?

- Con todo ello ¿Existen diferencias en la funcionalidad del canal entre años dado el paso del tiempo en el proceso de restauración?

7. Sitio de estudio

La Ciénaga de Progreso forma parte de un sistema costero localizado a lo largo del litoral del Estado de Yucatán, producto de la combinación de las características particulares de la plataforma caliza de la península, las aguas del Golfo de México y las condiciones atmosféricas prevalecientes. El interés en su estudio radica en que alberga puertos y poblaciones importantes. En el Estado, se trata de la ciénaga con más afectaciones por las modificaciones humanas (Instituto Nacional de Ecología [INE], 1986) y forma parte de la Reserva Estatal Ciénagas y Manglares de la Costa Norte de Yucatán (Diario Oficial del Estado de Yucatán, 2010).

De acuerdo con una caracterización ecológica, realizada por el Instituto Nacional de Ecología (1986), se describe como una amplia zona de tierras inundables en la que se observan varias unidades de vegetación que se comportan como diferentes ecosistemas interrelacionados con un cuerpo de agua. Al ser una zona limítrofe de la plataforma calcárea, presenta ciertas particularidades como: pendientes muy ligeras con dirección sur-norte y este-oeste, lo que provoca ligeras escorrentías por gravedad hacia el norte y al oeste. En su superficie se presentan manantiales de agua dulce con distribución heterogénea, resultantes del contacto del manto freático con la atmósfera y de la disolución de la roca; una barrera secundaria producto de los acarrees y depósitos marinos que separa el cuerpo de agua con el mar; presentando contactos naturales ocasionales, sujetos a fenómenos meteorológicos como huracanes y nortes.

Anterior a la apertura del puerto de Yucalpetén en 1968, el cuerpo de agua solo presentaba conexión con el mar ocasionalmente, por tanto, su aporte de agua principal provenía de los manantiales y afloramientos localizados, especialmente, en la porción sur-este de la ciénaga y en un área aledaña a la ciudad de Progreso. Sus conexiones naturales y temporales con el mar, se encontraban a la altura del poblado de Chuburná en su extremo oeste y otro a la altura del poblado de Chicxulub en su extremo este (Consultores en Ecosistemas S. C. P., 2012).

La vegetación reportada era manglar de franja conformado por individuos de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*, con *Batis maritima* y *Sesuvium portulacastrum* como especies herbáceas ocupando terrenos más elevados entre raíces de los manglares, la vegetación en los terrenos inundables durante la temporada de lluvias constituía manglar achaparrado de *Avicennia germinans*, con densidades bajas (separación entre individuos de 1 a 3 m y con una altura de los mismos entre 2 y 4 m), mientras que, en los terrenos bajo condiciones menos extremas y más alejadas de la barra, colindando con la selva baja inundable o el tular, la vegetación reportada era manglar achaparrado mixto (INE, 1986).

Con el establecimiento en la franja costera de las poblaciones de Progreso, Chicxulub Puerto, Chelem y Chuburná Puerto, los cambios y transformaciones al ecosistema se hicieron presentes, principalmente con la construcción de carreteras y vías férreas. Por ejemplo, la carretera de Progreso-Mérida construida antes de 1926 y pavimentada a partir de 1928 (Torre, 1929), que dividió la ciénaga de sur a norte; otro ejemplo es la carretera que conecta el puerto de abrigo de Yucalpetén con las ciudades de Mérida y Progreso, la cual, atraviesa la ciénaga en dirección este-oeste, ocasionando la fragmentación de ésta. Así, el cuerpo de agua original se seccionó en dos, impidiendo los flujos naturales entre ambos y modificando drásticamente las características hidrológicas, principalmente a raíz de la apertura con el mar en la parte central. La parte oeste se le denominó como Laguna de Chelem, y, a la parte este, como Ciénaga de Progreso, cuerpo de agua sin posibilidades de recambios de agua (INE, 1986). Es en este último donde se localiza el canal de estudio (Figura 1 y 2). Forma parte de una serie de canales realizados para la mejora de la conectividad hídrica y la revegetación con ayuda de la vegetación circundante dentro de la ciénaga, siendo parte de las diversas acciones de restauración ecológica y mantenimiento hidrológico que se han realizado desde 2009 (Herrera-Silviera *et al.*, 2012; Echeverría-Ávila, 2013) (Figura 2: B).

Con su extremo inicial del lado este de la carretera no. 261 Mérida-Progreso, con coordenadas 21°15'50.76'' N, 89°39'36.35'' O, el canal posee una extensión aproximada de 492.67m (Figura 1 y 2), con vegetación predominante de mangle negro (*Avicennia germinans*) y, un segmento de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en su punto más cercano a

la carretera, lugar donde se encuentra una de las conexiones con la parte oeste del sistema, así como plántulas en los bordes del canal en algunas de sus secciones, además de ejemplares de *Batis maritima*. Como se observa en la Figura 3, la cobertura vegetal comienza a establecerse con el paso de los años en los bordes y en áreas circundantes.



Figura 1. Sitio de estudio. Ubicación de la Ciénaga de Progreso en la Península de Yucatán y puntos de muestreo sobre canal de estudio.



Figura 2. Imágenes satelitales donde se observan los canales de conectividad hidrológica, en amarillo se muestra el canal de muestreo. Fuente: Google Earth V.7.3. Fecha de imagen: 23/01/2017. Fecha de captura: 23/03/2020. Datos del mapa: INEGI 2020, TerraMetrics 2020, Google 2020.

El sitio presenta condiciones de hipersalinidad intersticial con periodos de inundación y ausencia de agua superficial, dependiendo de la temporada climática, que, para la península corresponden a: sequía (marzo a junio), lluvias (julio a octubre) y nortes (noviembre a febrero) (Gallardo *et al.*, 2014), con clima árido (Heroico Ayuntamiento de Progreso, 2015)



Figura 3. Avance de la cobertura vegetal en los tres puntos de muestreo a lo largo del canal. Del lado izquierdo se presentan fotografías de los puntos en el año 2013 y, del lado derecho, los mismos puntos en el año 2019.

8. Métodos

En el seguimiento de un esquema repetible de muestreo que permitiera realizar la comparación de datos entre años, se siguieron los métodos empleados en el muestreo del canal durante el año 2013 (Arceo-Carranza, datos no pub.) Así, la colecta de organismos y registro de variables hidrológicas se llevaron a cabo durante un año (de octubre de 2018 a agosto de 2019, referido en las secciones como 2019), en dos ocasiones por temporada climática (lluvias, nortes y secas), en tres sitios de muestreo establecidos a lo largo del canal con la finalidad de considerar la variación posible (considerando por lo tanto 6 réplicas).

8.1 Variables hidrológicas

En los puntos establecidos se registraron los valores *in situ* para pH, salinidad (ups), oxígeno disuelto (mg/L), temperatura (°C), y sólidos disueltos totales (SDT) (g/L) con una sonda multiparamétrica Yellowstone Spring Instruments (YSI) modelo 556, procurando que el sensor se encontrara a la mitad de la columna de agua y que hubiera mínima suspensión de sedimentos circundantes, una vez registrados los valores, el sensor era debidamente enjuagado para la toma de variables en el siguiente sitio. Posteriormente se realizaba el registro de la profundidad (cm) mediante un tubo de PVC graduado.

8.2 Colecta de organismos

Se utilizó una red tipo arrastre elaborada a partir de un marco metálico de dimensiones 68 x 70 cm, con luz malla de 1 mm de apertura y extensión de 1 m con copo en uno de sus extremos, la cual era arrastrada en dos ocasiones por 10m en cada sitio, empleando como apoyo cuerdas sujetadas a sus extremos para perturbar lo menos posible la vegetación presente en los bordes del canal. Los peces colectados fueron colocados en bolsas plásticas y fijados con formol (10%), para su traslado al laboratorio donde fueron enjuagados con agua corriente y conservados en alcohol al 70 %. Cada organismo fue identificado a nivel de especie con apoyo de claves taxonómicas (Castro-Aguirre *et al.*, 1999, Miller *et al.*, 2009), así como del “Catálogo de peces para la costa norte de Yucatán” (Gallardo *et al.*,

2014), además, para corroborar la nomenclatura actual de las especies, se consultó la base de datos en línea del Catálogo de Peces de Eschmeyer (Fricke *et al.*, 2020).

Para cada pez se registraron sus medidas biométricas de talla (cm) en longitud estándar con un vernier y peso (g) con una balanza analítica OHAUS (0.001 g de precisión).

8.3 Análisis de Datos

Se eligieron pruebas para muestras relacionadas en el análisis de los datos, considerando que los problemas ecológicos usualmente involucran efectos azarosos resultado de la variación entre sitios y periodos de muestreo, que, cuando provienen de un mismo grupo, a menudo esta variación está relacionada (McComb *et al.*, 2010).

A su vez, se realizaron pruebas estadísticas no paramétricas, para las variables hidrológicas, densidad y biomasa, debido a que no cumplían con los supuestos de normalidad y homocedasticidad para la comparación entre temporadas y entre años.

Para los registros del año 2013, se consultó la base de datos correspondiente a dicho año, en el que se siguió la misma metodología de muestreo antes descrita (Arceo-Carranza datos no pub.)

8.3.1 Variables hidrológicas

2013 y 2019

Se aplicó la prueba de Friedman para cada una de las variables registradas, con ayuda del software R versión 3.6.0., como alternativa no paramétrica al modelo ANOVA de una vía con medidas repetidas para la comparación de dos o más grupos relacionados. Ésta prueba realiza el cálculo de rangos, resultantes de la ordenación del vector de valores de menor a mayor y le asigna a cada elemento su posición (Hernández, 2017).

La hipótesis nula que se contrasta es que las respuestas asociadas a cada uno de los "tratamientos" tienen la misma distribución de probabilidad o distribuciones con la misma mediana, frente a la hipótesis alternativa de que por lo menos la distribución de una de las respuestas difiere de las demás (Universidad de Barcelona, 2005). En caso de existir diferencias, se utilizó la desigualdad que se obtiene a partir de la prueba de Tukey mediante la función `friedmanmc` del paquete `pgirmess` para R.

Comparación entre años

En la comparación interanual se aplicó un análisis factorial no paramétrico para examinar el efecto de la temporada, el año, así como la interacción de ambos, además de considerar la posible relación entre muestras. Para ello se siguió el método de transformación de rango alineado (ART), el cual incluye una corrección al método de Transformación de Rango (RT) planteado por Conover e Iman en 1981, donde para cada efecto principal o interacción todas las respuestas están “alineadas”. A estas respuestas alineadas se les asignan rangos, promediados en el caso de empates, a los que se les aplica un ANOVA factorial (Wobbrock *et al.*, 2011).

Las pruebas fueron realizadas para cada variable en el programa R versión 3.6.0 con la paquetería ARTool creada específicamente para este análisis. Para la identificación de diferencias significativas en pares de muestras se corrió la prueba post hoc Tukey a través de la paquetería emmeans, siguiendo las recomendaciones de Wobbrock *et al.* (2018).

8.3.2 Parámetros comunitarios

2013 y 2019

A través del software Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, Volumen 6 (PRIMER v6) se realizaron cálculos univariados para la comparación entre temporadas (nortes, lluvias y secas), usando la densidad de los arrastres por sitio en cada evento de muestreo, la cual fue calculada mediante la división del número de individuos capturados entre la superficie real del arrastre (7 m²).

Dichos cálculos incluyeron la riqueza y el índice de diversidad de Shannon. Este último, mide la entropía o el grado de incertidumbre en la identidad de la especie a la que pertenece un individuo seleccionado al azar de la comunidad. Una comunidad donde todas las especies tengan la misma abundancia tendrá alta entropía, lo que se traduce como una alta diversidad (Moreno *et al.*, 2011). Para ello, se utilizó la fórmula:

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

En donde:

p_i = abundancia relativa de la especie

$\ln p_i$ = logaritmo natural de p_i

Dado que, en diversos artículos se ha mencionado la difícil interpretación de este índice, al tener un comportamiento no lineal, así como que sus valores no son comparables (por ejemplo, no cumple con la propiedad de duplicación) (Moreno *et al.*, 2011), se decidió hacer su conversión a números efectivos de diversidad “verdadera” aplicando la fórmula:

$${}^1D = \exp(H')$$

Donde 1D es el número equivalente de especies igualmente comunes de una comunidad, permitiendo así, visualizar la magnitud de las diferencias de diversidad.

Además, se realizó el cálculo del índice de equidad de Pielou J' , que refiere a qué tan uniforme se distribuye la abundancia entre las especies. Sus valores se encuentran en el rango de 0 a 1, dependiendo de la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, de forma que 1 corresponde a casos donde todas las especies son igualmente abundantes (Franco-López, 2017). Para lo cual, se utilizó la fórmula:

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

En donde:

H' = índice de Shannon

$\ln(S)$ = diversidad máxima (H' max) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuera perfectamente equitativa

Para la comparación de la densidad y biomasa por temporada climática se aplicó del mismo modo la prueba de Friedman, mientras que, para la comparación de la composición de especies, se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) de una vía, por temporada para cada año, con base en la matriz de similitudes de Bray-Curtis, utilizando el software PRIMER v6.

Este análisis es análogo del análisis de varianza para muestras agrupadas *a priori* (Clarke y Gorley, 2006). Para determinar resultados significativos de las pruebas globales, se consideró el valor del estadístico R, así como un $p < 0.05$ asociado.

Para los números efectivos la comparación se realizó por medio de los intervalos de confianza (95%), obtenidos mediante estimadores a través de la técnica de remuestreo bootstrap, utilizando la paquetería iNEXT para R (Chao *et al.*, 2020), con un orden de diversidad $q=1$ (Moreno *et al.*, 2011; Lou y González-Oreja, 2012).

Comparación entre años

Para la evaluación de la interacción entre la temporada y año en la densidad y biomasa capturada, se aplicó el método de rango alineado anteriormente descrito, mientras que en la comparación de la estructura y composición de especies entre las temporadas climáticas considerando los diferentes años, se realizaron dos análisis ANOSIM, uno cruzado de dos vías y uno de una vía cuyo factor era la combinación de temporada con año. Ambos con base en la matriz de similitudes de Bray-Curtis, de los valores de densidad para cada evento de muestreo. De igual modo utilizando el software PRIMER v6.

8.3.3 Aspectos ecológicos

Las especies registradas para ambos años fueron ubicadas en dos de los gremios funcionales propuestos por Elliott *et al.* (2007), 1) uso estuarino y, 2) modo de alimentación, de acuerdo con la información disponible acerca de su biología (Schmitter-Soto, 1998; Carpenter, 2002; Poot *et al.*, 2005; Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez, 2006; Miller *et al.* 2009; Cuenca Soria, 2013; ÁlvarezFuentes, 2016; Robins, 2018; Trujillo-Jiménez *et al.*, 2018; Froese y Pauly, 2019; Robertson *et al.*, 2019; Schmitter-Soto y Vega Cendejas, 2019).

En el caso de modo de alimentación se consultaron fuentes de análisis estomacales reportadas para sistemas ubicados en la costa norte de Yucatán, así como para la Ciénaga (Álvarez Fuentes, 2016; Flores Rivero, 2020).

9. Resultados

9.1 Variables hidrológicas

2013

Para la temperatura y profundidad los valores promedio más altos se presentaron en la temporada de lluvias (29.52°C- 50.33 cm) y los más bajos en la temporada de nortes (27.21°C - 38.5 cm). En el caso del oxígeno disuelto el mayor promedio se presentó en secas (4.38 mg/L) mientras que en lluvias se presentó el menor (2.2 mg/L); para salinidad, pH y SDT los mayores promedios se presentaron en la temporada de secas (39.2 ups - 8.29 - 46.36 g/L) y los menores en la temporada de nortes (35.84 ups - 8.08- 34.68 g/L) (Figura 4).

De las pruebas de Friedman realizadas la única variable que presentó diferencias significativas para dicho año fue temperatura ($p < 0.05$), difiriendo lluvias respecto a nortes.

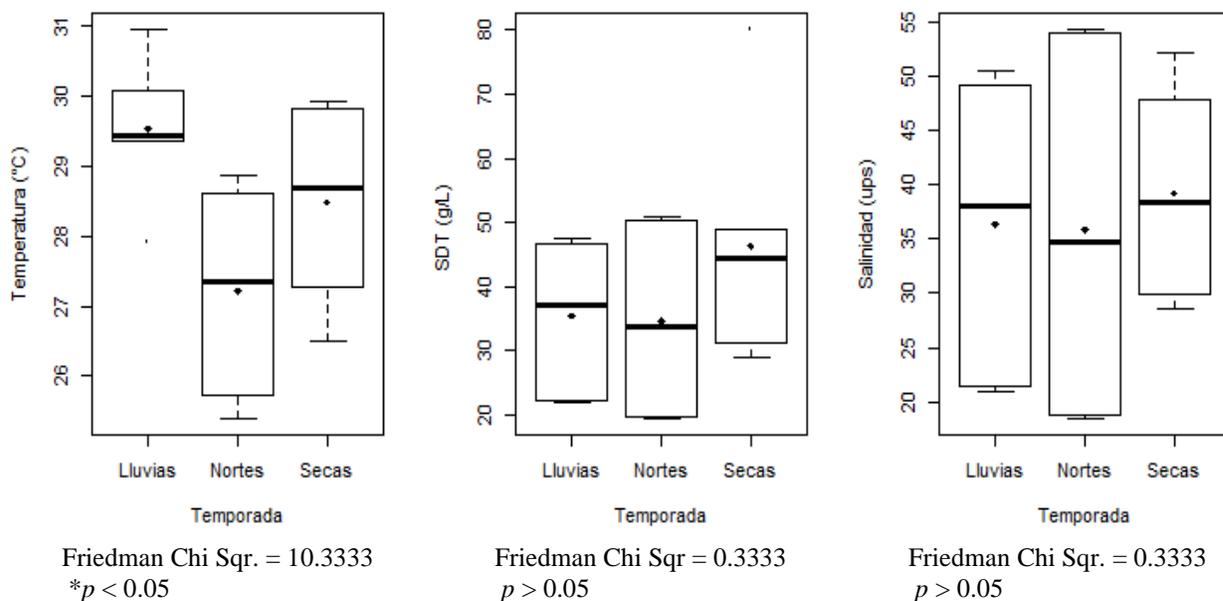


Figura 4. Variación registrada para las variables hidrológicas por temporada climática (media ●) en 2013; se presentan los resultados del análisis de Friedman (Friedman Chi Sqr. N = 6, df = 2)

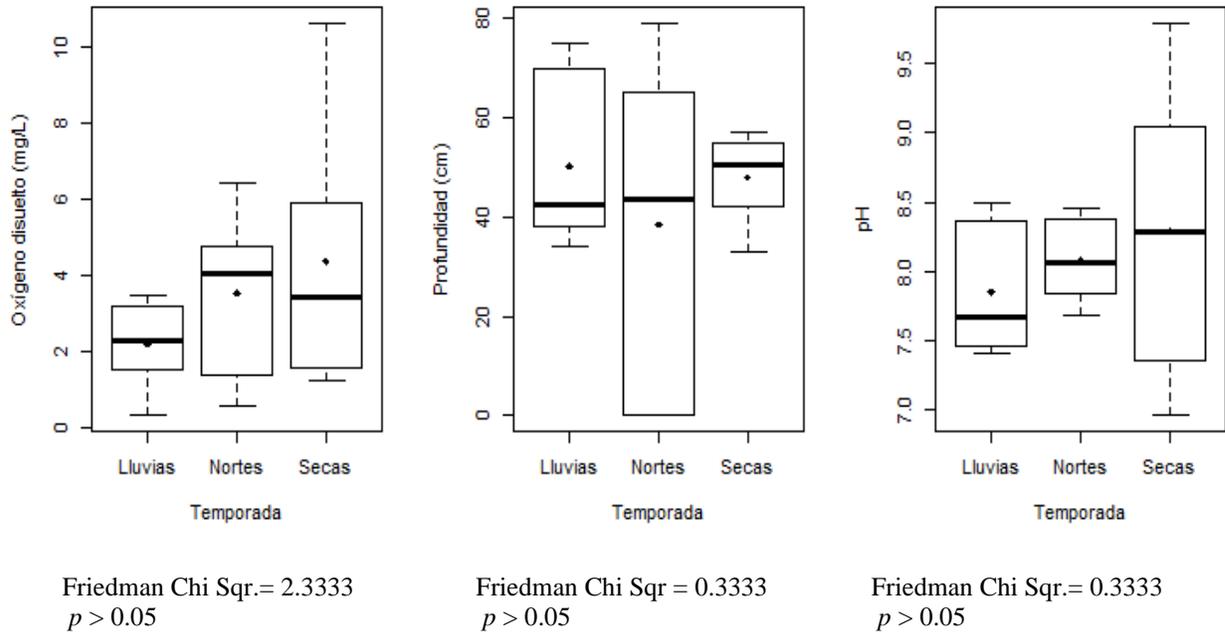
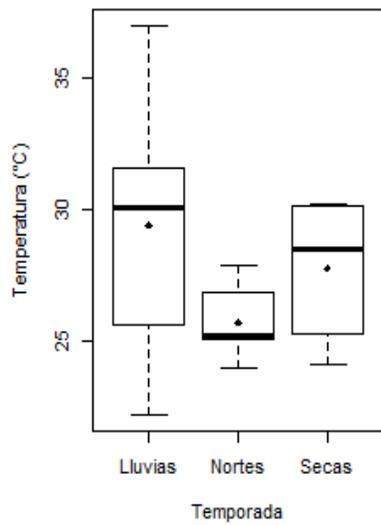


Figura 4 (Continuación). Variación registrada para las variables hidrológicas por temporada climática (media ●) en 2013; se presentan los resultados del análisis de Friedman (Friedman Chi Sqr. $N = 6$, $df = 2$)

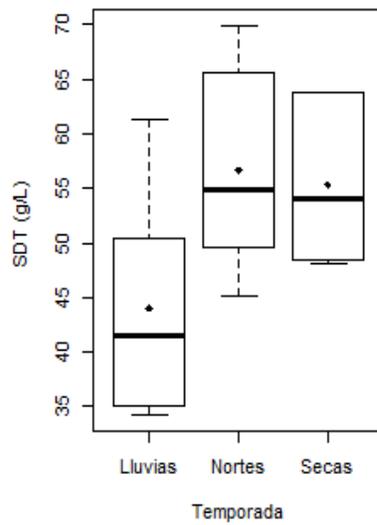
2019

Para la temperatura y profundidad los valores promedio más altos se presentaron en temporada de lluvias (29.4°C - 36.17 cm), mientras que nortes presentó los menores (25.69°C - 32.5 cm); en el caso del oxígeno disuelto el mayor promedio se presentó en nortes (5.87 mg/L) y el menor en secas (3.94 mg/L); para SDT de igual modo el mayor promedio se presentó en temporada de nortes (56.68 g/L) mientras que el menor se presentó en temporada de lluvias (44.01 g/L); finalmente la salinidad y el pH presentaron los mayores promedios en secas (60.86 ups - 8.59) mientras que los menores se presentaron en lluvias (46.12 ups - 8.04).

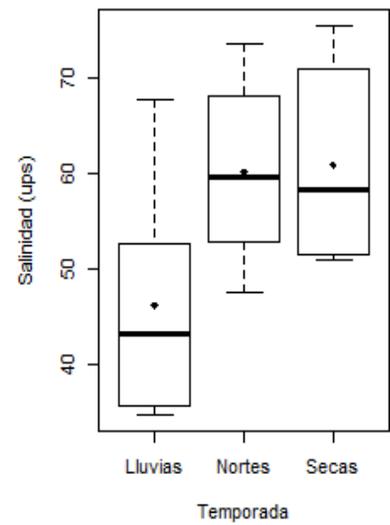
Sin embargo, de todas las variables hidrológicas analizadas ninguna presentó diferencias significativas para las temporadas climáticas del año 2018-2019 de acuerdo con la prueba de Friedman (Figura 5).



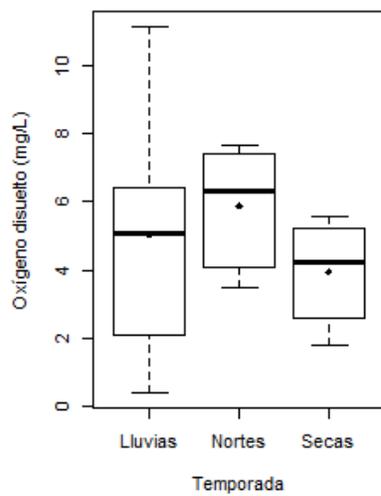
Friedman Chi Sqr. = 4.3333
 $p > 0.05$



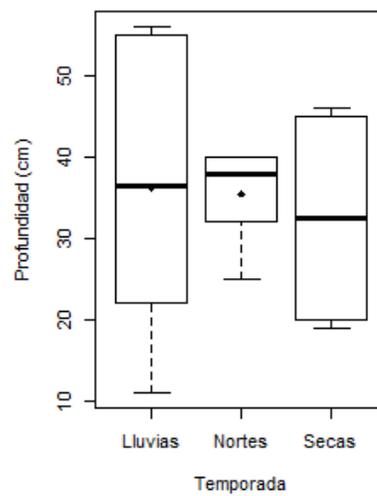
Friedman Chi Sqr. = 4.3333
 $p > 0.05$



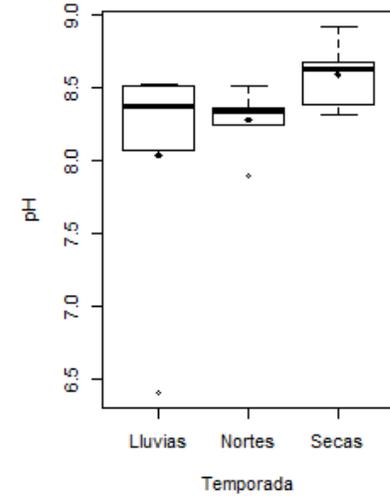
Friedman Chi Sqr. = 4.3333
 $p > 0.05$



Friedman Chi Sqr. = 1.000
 $p > 0.05$



Friedman Chi Sqr. = 1.0000
 $p > 0.05$



Friedman Chi Sqr. = 4.3333
 $p > 0.05$

Figura 5. Variación registrada para las variables hidrológicas por temporada climática (media ●) en 2019; se presentan los resultados del análisis de Friedman (Friedman Chi Sqr. N = 6, df = 2)

Comparación entre años

Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en cuatro de las variables medidas: temperatura, salinidad, sólidos disueltos totales y oxígeno disuelto, mientras que, para pH y profundidad, no fue así.

Para la temperatura la diferencia significativa fue entre temporadas, siendo nortes la que presentó menores rangos difiriendo tanto de secas ($p < 0.01$) como de lluvias ($p < 0.001$). En cuanto a los sólidos disueltos totales, salinidad y oxígeno disuelto, las diferencias se presentaron entre años, para todas ellas el año 2019 con mayores valores (Tabla 1, Figura 6).

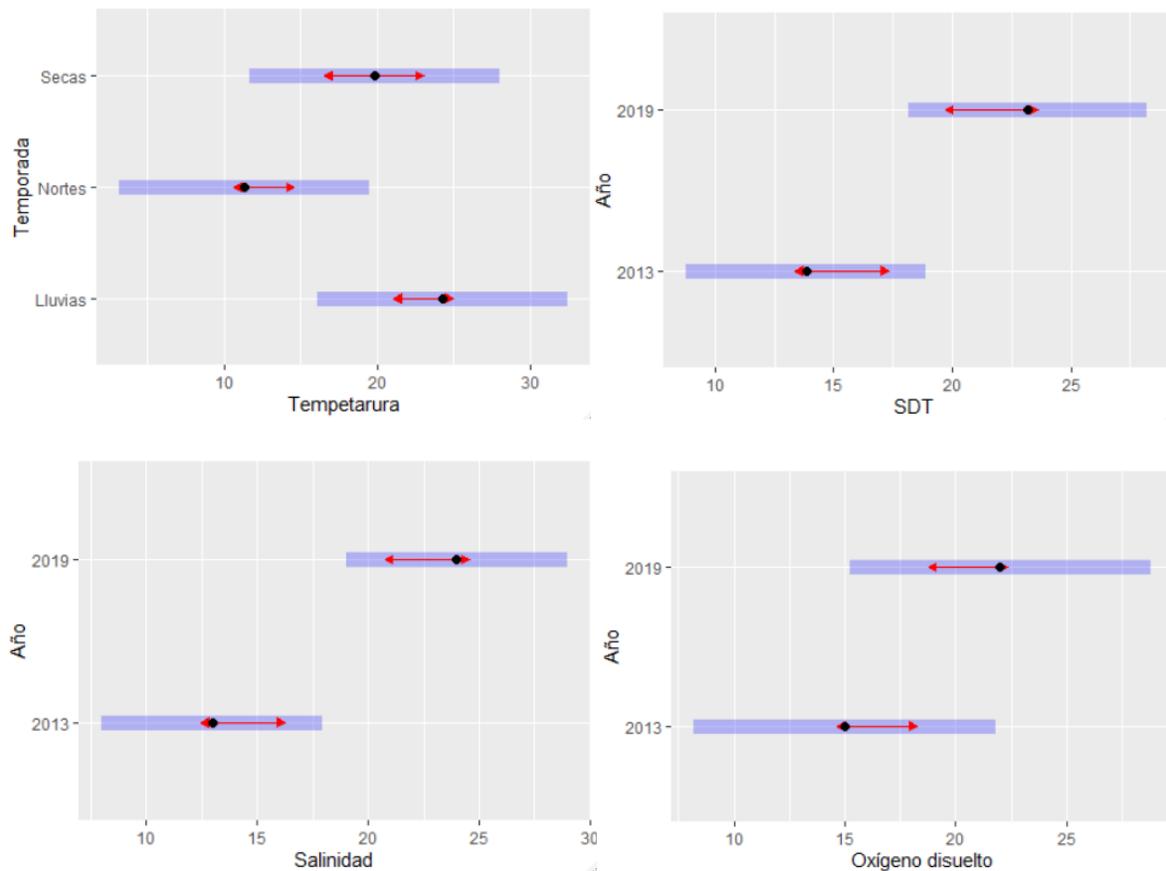


Figura 6. Medias marginales estimadas para las variables hidrológicas con diferencias significativas. Se encuentran en escala de rangos debido al procedimiento descrito en métodos, por tanto, no se muestran unidades de medida. Las barras azules representan los intervalos de confianza para las estimaciones de medias marginales, y las flechas rojas son para las comparaciones entre ellas.

Tabla 1. Valores de F y *p* asociados a las variables hidrológicas con diferencias significativas (*p* < 0.05*)

Variable	Efecto	F	<i>p</i>
Temperatura	temporada	12.73	< 0.001*
	año	1.54	0.23
	temporada:año	1.32	0.28
Sólidos Disueltos Totales	temporada	2.25	0.13
	año	7.68	0.010 *
	temporada:año	0.97	0.39
Salinidad	temporada	1.72	0.19
	año	12.18	< 0.01 *
	temporada:año	1.58	0.22
Oxígeno Disuelto	temporada	1.39	0.26
	año	4.95	< 0.05*
	temporada:año	1.14	0.33

9.2 Parámetros comunitarios

2013

De acuerdo con la base de datos consultada, se capturaron un total de 7,891 organismos de diez especies pertenecientes a seis familias de cuatro órdenes: *Gambusia yucatanana*, *Poecilia velifera*, *Garmanella pulchra*, *Cyprinodon artifrons*, *Menidia colei*, *Floridichthys polyommus*, *Fundulus persimilis*, *Eucinostomus harengulus*, *Eucinostomus* sp. y *Mugil curema*, estando presentes durante todo el ciclo de muestreo las primeras cinco mencionadas. La mayor densidad se registró para la temporada de nortes, seguida de lluvias y secas, con una media aproximada de 64 individuos por m² con una desviación de 73.24, reflejando una amplia variación en el número de individuos capturados y, con ello, la presencia de valores extremos (Figura 7).

Con respecto a las especies poco frecuentes, las tallas y peso reportados fueron: *Menidia colei* (1.8 cm LE- 1.88 g), *Fundulus persimilis* (7.2 cm LE- 2.44g), *Eucinostomus harengulus* (3.1 cm LE- 1.2 g) y *Eucinostomus* sp. (1.4 cm LE - 0.34 g), correspondiendo a tallas juveniles.

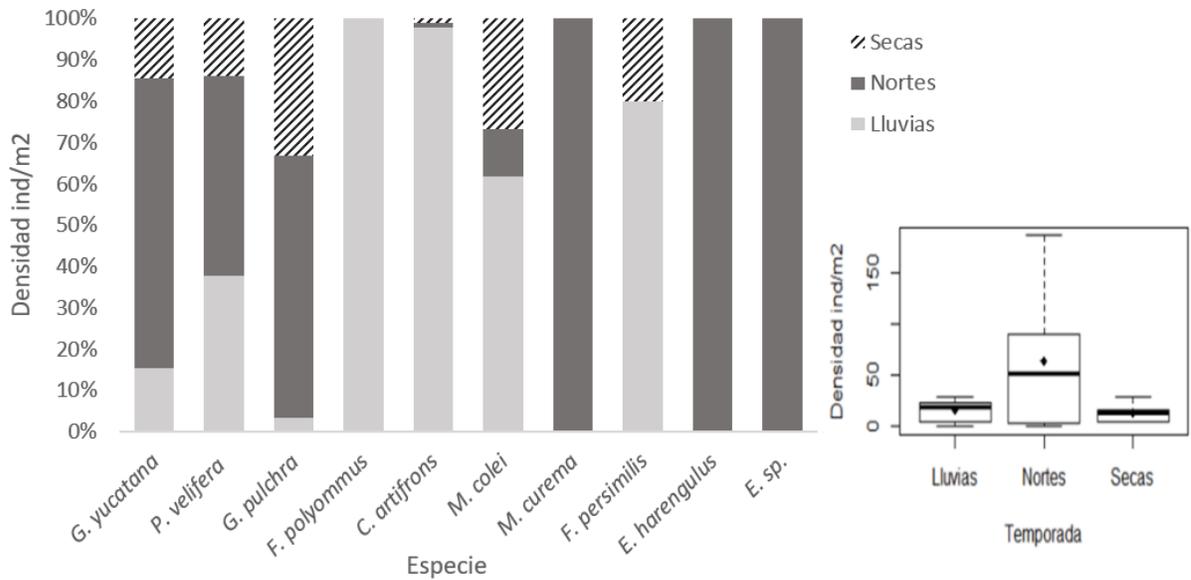


Figura 7. Contribución relativa correspondiente a cada temporada, de la densidad total capturada por especie y variación de la densidad de individuos capturados por m² por temporada climática (media●).

De acuerdo con la prueba de Friedman, no se encontraron diferencias significativas para la densidad ($p > 0.05$) y biomasa ($p > 0.05$), ni se observaron diferencias en los intervalos de confianza para los números efectivos por temporada (Tabla 2, Figura 9).

Por otro lado, el análisis de similitud ($R=0.121$, $p > 0.05$) no reflejó diferencias en la composición del ensamblaje de peces entre temporadas climáticas.

2019

Se registraron 3,065 organismos pertenecientes a cuatro órdenes y cinco familias, de siete especies capturadas: *Gambusia yucatanana*, *Poecilia velifera*, *Garmanella pulchra*, *Floridichthys polyommus*, *Cyprinodon artifrons*, *Menidia colei* y *Mugil curema*, así como el registro visual de individuos de *Mayaheros urophthalmus*, cuyo tamaño permitió identificarlos *in situ*. Ésta especie fue la única diferente respecto al registro de 2013.

La mayor densidad se registró en la temporada de nortes con una media aproximada de 21 individuos por m² y 17.97 de desviación estándar, seguida por secas y lluvias. Durante el ciclo de muestreo las especies que estuvieron presentes en las tres temporadas climáticas fueron *G. yucatanana*, *P. velifera*, *G. pulchra* y *C. artifrons* (Figura 8).

Gambusia yucatanana (0.4 cm -3.5 cm LE) y *C. artifrons* (1.1 cm- 3.3 cm LE) presentaron las mayores tallas promedio en temporada de nortes con un peso relativamente constante a lo largo de las temporadas, mientras que para *G. pulchra* (0.8 cm - 2.8 cm LE) y *P. velifera* (0.9 cm - 4.9 cm LE) las mayores tallas y los mayores valores de peso se presentaron en secas.

Respecto a las especies con poca representación en las diferentes temporadas, no fue posible realizar el seguimiento, sin embargo, sus rangos de talla fueron: *F. polyommus* 2.8 cm - 3.9 cm LE, *M. colei* 1.6 cm - 2.5 cm LE y *M. curema* 3 cm LE, de esta última solo se capturó un organismo.

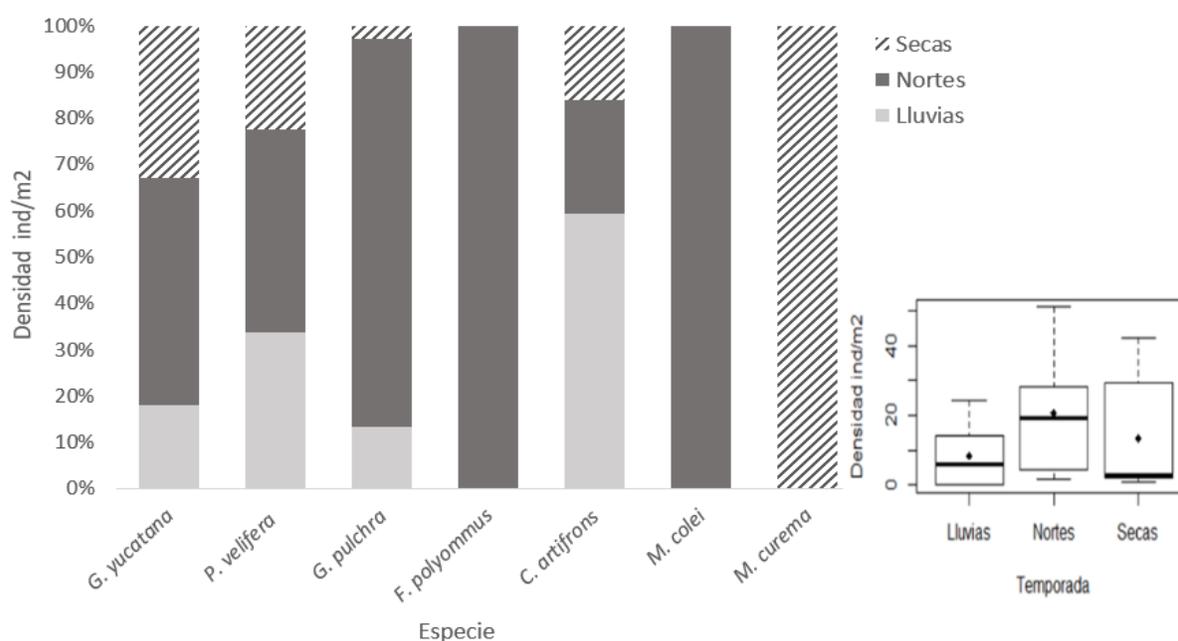


Figura 8. Contribución relativa correspondiente a cada temporada, de la densidad total capturada por especie y variación de la densidad de individuos capturados por m² por temporada climática (media ●).

De acuerdo con la prueba de Friedman, no se encontraron diferencias significativas para la densidad ($p > 0.05$) y biomasa ($p > 0.05$), ni se observaron diferencias en los intervalos de confianza para los números efectivos por temporada (Tabla 2, Figura 9).

Por otro lado, el análisis de similitud ($R = -0.028$, $p > 0.05$) no reflejó diferencias en la composición del ensamblaje de peces entre temporadas climáticas.

Comparación entre años

Un total de once especies fueron colectadas considerando ambos años (Anexo 1-2).

El mayor número de especies colectadas fue para la temporada de nortes del año 2013, mientras que la menor fue registrada para la temporada de lluvias de 2019, sin embargo, la temporada de nortes de ambos años fue la que presentó los valores más altos de densidad. Los índices de equidad y diversidad presentaron, en su mayoría, valores menores a 0.5, mientras que todas las temporadas presentaron una diversidad igual a la que tendría una comunidad teórica de menos de 2 especies efectivas donde todas tuvieran la misma abundancia (Figura 9), reflejando con ello la relativa baja riqueza y equidad de la comunidad de peces promovida por la dominancia de *Gambusia yucatanana* a lo largo del ciclo de muestreo (Tabla 4).

Tabla 2. Valores promedio de los parámetros comunitarios por temporada climática en ambos años.

Año	Temporada	S	Densidad ind/m ²	Biomasa g/m ²	J'	H' (log _e)
2013	Lluvias	6	16	2.95	0.3482	0.6238
	Nortes	8	64	9.06	0.0917	0.1907
	Secas	6	14	2.54	0.1499	0.2685
2019	Lluvias	4	8	2.54	0.4312	0.5978
	Nortes	6	21	3.53	0.2095	0.3753
	Secas	6	13	3.69	0.1547	0.2772

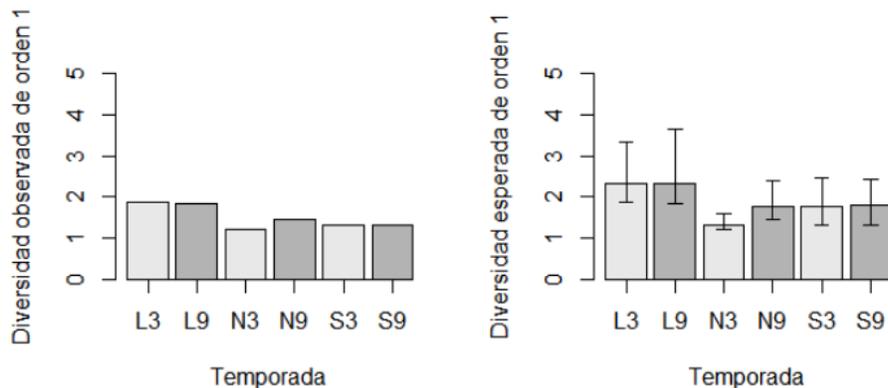


Figura 9. Diversidad (¹D) observada y esperada (con intervalos de confianza al 95%) de peces registrados por temporada climática (L=lluvias, N=nortes, S=secas), para 2013 (barra gris claro (3)) y 2019 (barra gris oscuro (9)) en el canal de estudio.

De acuerdo con los análisis ANOSIM realizados no existieron diferencias significativas en la composición del ensamblaje de peces, entre años ($R= 0.054$, $p > 0.05$) entre temporadas ($R= 0.047$, $p > 0.05$), ni en las temporadas dependiendo del año ($R= 0.04$, $p > 0.05$).

De acuerdo con ART no existieron diferencias significativas entre la biomasa, pero si para la densidad capturada entre años (Tabla 3). A través de la prueba SIMPER realizada en PRIMER se observó que las especies que más contribuyen a los ensamblajes son *G. yucatanana* y *P. velifera* teniendo cambios en su porcentaje de contribución en la captura, disminuyendo para la primera y aumentando en la segunda de 2013 a 2019, teniendo un cambio en el tercer grupo de *Menidia colei* en 2013 a *C. artifrons* en 2019 (Tabla 4)

Tabla 3. Valores de F y p asociados a diferencias en biomasa y densidad de los peces capturados ($p < 0.05^*$)

Parámetro	Efecto	F	p
Biomasa	temporada	1.28	0.29
	año	1.18	0.28
	temporada:año	0.79	0.46
Densidad	temporada	2.36	0.11
	año	5.94	0.02*
	temporada:año	2.40	0.11

Tabla 4. Disimilitud entre años y especies presentes en cada uno de ellos con su respectivo porcentaje de contribución. Los números en negritas corresponden a aproximadamente el 99.5% acumulado

Disimilitud entre años: 67.50		2013	2019
Especie	% de Con.	% de Con. en su año Similitud: 33.79	% de Con. en su año Similitud: 31.06
<i>G. yucatanana</i>	83.20	95.59	92.19
<i>P. velifera</i>	6.08	3.13	4.89
<i>C. artifrons</i>	3.79	0.17	2.36
<i>M. curema</i>	1.93	0.23	
<i>M. colei</i>	1.89	0.67	
<i>G. pulchra</i>	1.26	0.18	0.56
<i>E. harengulus</i>	0.86		

Tabla 4 (Continuación). Disimilitud entre años y especies presentes en cada uno de ellos con su respectivo porcentaje de contribución. Los números en negritas corresponden a aproximadamente el 99.5% acumulado

Disimilitud entre años: 67.50		2013	2019
Especie	% de Con.	% de Con. en su año Similitud: 33.79	% de Con. en su año Similitud: 31.06
<i>Eucinostomus. sp</i>	0.48		
<i>M. urophthalmus</i>	0.19		
<i>F. polyommus</i>	0.18		
<i>F. persimilis</i>	0.13	0.03	

9.3 Aspectos ecológicos

Tabla 5. Clasificación de las especies encontradas dentro de los gremios funcionales propuestos por Elliott *et al.* 2007

Especie	Uso estuarino	Modo de alimentación
<i>Cyprinodon artifrons</i>	Estuarina:	Detritívoro
<i>Fundulus persimilis</i>	Residente	Zoobentívoro
<i>Menidia colei</i>	Estuarina: Migrante	Zooplanctívoro/Zoobentívoro
<i>Floridichthys polyommus</i>		Omnívoro
<i>Poecilia velifera</i>		
<i>Gambusia yucatana</i>	Estuarina	Oportunista
<i>Garmanella pulchra</i>		Detritívoro
<i>Mayaheros urophthalmus</i>	Migrante dulceacuícola	Omnívoro/Piscívoro
<i>Mugil curema</i>	Migrante marino:	Detritívoro
<i>Eucinostomus harengulus</i>	Marino estuarino- oportunista	Zoobentívoro

* En aquellas especies estuarinas donde no se menciona si es residente o migrante es debido a que puede ser ubicada dentro de ambas divisiones establecidas por Elliott *et al.* 2007. La definición de las categorías mencionadas puede consultarse en el Anexo 3.

10. Discusión

10.1 Variables hidrológicas

2013 y 2019

Con los datos registrados, la variación registrada a lo largo de las temporadas y dentro de ellas, ocurrió en gran medida para algunas variables (salinidad, SDT, OD, profundidad), mientras que en otras (temperatura y pH), fue menor y se presentó alrededor de medias similares, lo cual propició que no hubiera evidencia suficiente para encontrar diferencias significativas en los análisis realizados para cada uno de los años de manera individual. Sin embargo, el comportamiento de algunas de las variables estuvo de acuerdo a los fenómenos atmosféricos que ocurren dentro de cada temporada, por ejemplo, en la temporada de lluvias, la mayor media para temperatura pudo estar influida por la toma del registro en agosto, mes en que finaliza el periodo de la canícula y donde aún se presentan temperaturas altas (Estrada-Medina *et al.*, 2016, Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2013a; 2018a; 2019a); mientras que en nortes, la acción de las masas de aire frío sobre los cuerpos de agua favorecen los procesos de convección y con ello la disminución de la temperatura, aunado al incremento en las precipitaciones (Aguilar Martínez, 2015).

En el caso de la profundidad las medias para ambos años fueron mayores en lluvias, ya que algunos de los mayores volúmenes de precipitación se presentaron durante los meses incluidos en dicha temporada (agosto-octubre) tanto para 2013 (205.6 mm y 177.1 mm respectivamente) como para 2019 (102.1mm y 87 mm respectivamente) (CONAGUA, 2013b; 2018b; 2019b).

Ambos años presentaron los máximos valores para la salinidad en temporada de secas, lo cual se debe al incremento en la evaporación, la limitación en la mezcla de agua por carencia de vientos y bajas precipitaciones (Aguilar Martínez, 2015), en contraste con las temporadas de lluvias y nortes. De igual modo, el pH presentó los valores más altos durante esta temporada, con valores fluctuantes en un rango de 7 a 9, similares a los reportados por diferentes autores en ciénagas y lagunas ubicadas a lo largo de la península (Batllori 2007; Botello 1977; Febles-Patrón *et al.* 2009), sugiriendo la dominancia de aguas de

características alcalinas, lo que se relaciona con las características cársicas del suelo de la región (Valdés *et al.*, 1988; Herrera-Silveira 1997)

Con respecto a SDT y OD no presentaron comportamientos similares en las temporadas respectivas a cada año y los resultados no estuvieron ligados a otras variables con las que se esperaba tuvieran relación. Este comportamiento puede explicarse debido a que dichas variables suelen tener una amplia fluctuación dependiendo de la vegetación presente, la degradación de la materia orgánica, la turbulencia en el cuerpo de agua, la temperatura y, en el caso del OD, incluso la hora del día (Arora *et al.*, 2017).

La variación temporal observada para temperatura y salinidad concuerda con lo reportado por Flores Rivero (2020), para la Ciénaga de Progreso, lo cual se explica por las condiciones atmosféricas de incidencia solar y precipitación en la zona.

Comparación entre años

De acuerdo con el diseño factorial utilizado, que la interacción de temporada con año no resultara significativa, muestra que al menos, con los datos proporcionados, no es posible hacer una distinción de las temporadas de un año respecto a las temporadas del otro. Las causas de este resultado están ligadas al comportamiento cíclico y relativamente similar de las temporadas año tras año y al grado de variabilidad de los parámetros medidos. Por ejemplo, la temperatura al depender de fenómenos atmosféricos a gran escala y al ser constantes sus efectos, permitió observar la distinción significativa entre nortes respecto a las otras dos temporadas.

Por otro lado, la diferencia significativa entre años muestra que, para 2019, existió un aumento en SDT, OD y salinidad. Las causas del aumento en las primeras dos variables podrían estar asociadas al crecimiento y aumento de la vegetación circundante al canal. Esto debido a que, en el caso de los SDT, el aumento del detritus, generado en el sistema por la caída de hojas y su posterior descomposición por hongos, bacterias y otros microorganismos, pone a disposición en la columna de agua diferentes compuestos susceptibles a dilución (Beckman, 2013; Hogarth, 2015); mientras que en el caso del OD pudo influir el aumento en la actividad fotosintética de microorganismos o bien el efecto de las raíces de los ejemplares de *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, ya que se han

realizado experimentos donde se ha observado que la efectividad del transporte de gases en sus sistemas radiculares es tal que son capaces de airear los suelos circundantes (McKee,1993; Thibodeau y Nickerson, 1986; Hogarth, 2015), por tanto, podría tener algún efecto en el oxígeno disponible en la columna de agua.

En el caso de la salinidad, podría deberse a diversos factores que incluyen cambios globales, regionales o locales. A nivel global, de acuerdo con el reporte anual 2019 de National Oceanic and Atmospheric Administration (2020), dicho año ha sido el segundo más cálido en un registro de 140 años desde 1880, con una temperatura global de la superficie terrestre y oceánica que se alejó del promedio del siglo veinte por $+0.95^{\circ}\text{C}$, aunado a ello, de 2013 al 2019, todos los años están incluidos dentro de la lista de los 10 más cálidos del mismo registro; modificando con ello los patrones de precipitación (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013). Así, se han realizado predicciones que incluyen al estado de Yucatán, que consideran incrementos en la temperatura promedio, así como disminuciones en la precipitación anual (Márdero *et al.* 2012) impactando cuerpos de agua someros. Finalmente, en la parte local, podría deberse a factores como: carencia en la conectividad hídrica del canal que permita la mezcla y recambio de agua, fomentada por la retención de sedimentos de algunas zonas (Beckman, 2013). En cierto grado podría estar relacionado a la presencia de *Avicennia germinans*, en cuyo proceso de exclusión de sal, hasta el 90% de ésta queda en la superficie de la raíz pudiendo incrementar hasta el 97% si la salinidad del medio incrementa; en un experimento con plántulas realizado por Scholander en 1955, para entender este proceso, se observó después de varias horas que la concentración de sal en el agua rodeando las raíces incrementó diez veces (Hogarth, 2015).

10.2 Parámetros comunitarios

2013 y 2019

La riqueza encontrada de 10 y 8 especies respectivamente, fue menor a la riqueza reportada por Arceo Carranza *et al.* (2016), de 12 especies para el mismo sitio y a la reportada por Flores Rivero (2020) para la Ciénaga de Progreso, quien registró un total de 18 especies incluyendo ejemplares de origen marino como *Elops saurus*, *Anchoa mitchilli*, *Mugil trichodon*, *Strongylura notata*, *Fundulus grandissimus*, *Oligoplites saurus*, *Eucinostomus*

lefroyi, *Eucinostomus gula*, *Gerres cinereus* y *Cynoscion nebulosus*. Las diferencias en la captura respecto a este último estudio, podrían estar relacionadas, al igual que en el caso de algunas variables hidrológicas, a la proximidad con otras secciones de la ciénaga y a la conectividad con la laguna de Chelem, en donde se presentan hábitats con menor impacto en la vegetación o a las restricciones en la distribución espacial de algunas especies dada la relación que mantienen con las variables hidrológicas, por ejemplo, de acuerdo al análisis de redundancia realizado por el mismo autor, especies como *G. yucatanana*, *G. pulchra* y *P. velifera* mostraron relación con altas salinidades, mientras que, los peces del componente marino se vieron influenciados por el caso contrario, pudiendo limitar su ingreso al canal en donde el máximo registrado fue de 75.4 ups en 2019.

A pesar de dichas diferencias, el valor de riqueza se encontró en el rango de especies reportadas para algunas de las Ciénagas de Yucatán, como Yobain, (Chabihau) y Sinanché (San Crisanto) con menos de 20 especies y la Ciénaga de Telchac con menos de 10 (Vega-Cendejas y Hernández de Santillana, 2010).

La ausencia de diferencias significativas para número de especies entre temporadas, así como los valores de equidad (a pesar de un ligero incremento en 2019), se relaciona con la frecuencia en la captura del grupo central de cuatro especies que son residentes y dominantes en los canales de manglar (*G. yucatanana*, *P. velifera*, *C. artifrons* y *G. pulchra*). Esto concuerda con algunos de los ensamblajes de peces encontrados en estos sistemas caracterizados por una dominancia muy marcada de un número pequeño de especies, correspondientes a especies estuarinas con reemplazo generacional constante y a una fuerte actividad biológica y ecológica (reproducción, ciclos vitales, transferencia de energía), considerándose de baja estabilidad y menor grado de madurez y estructuración (Albaret, 1999; Vega-Cendejas y Hernández de Santillana, 2010).

Aun así, ambos años presentaron la mayor riqueza y densidad en nortes. En el caso de la riqueza, pudo estar relacionado con el aumento de la superficie inundada ocasionando la conexión del canal con áreas adyacentes, y con ello, aumentando el volumen de agua disponible para el desplazamiento de los peces; mientras que, en el caso de la densidad, puede deberse al aumento de grupos tróficos disponibles como fuente de alimentación, dado el aporte de materia orgánica y nutrientes por acción de las lluvias, como lo reporta

Flores-Rivero (2020), al encontrar mayores componentes tróficos en los análisis de contenido estomacal de las especies capturadas en el sistema, durante esta temporada y en lluvias.

Cabe señalar que, este aumento en la densidad reflejó prioritariamente el comportamiento de la especie dominante *G. yucatanana*, cuya especie es de las más abundantes y frecuentes en la ictiofauna de la Península de Yucatán. Siendo la especie más eurihalina, ya que se distribuye en una amplia variedad de ambientes (Pérez-León y Schmitter-Soto, 2007), su establecimiento es favorecido por su alta resiliencia y su capacidad de duplicar su población en menos de 15 meses (Froese y Pauly, 2019). Al tener un rango amplio de alimento, su congregación concordaría con el aumento de componentes tróficos, mientras que la frecuencia en su captura podría deberse a su desplazamiento en cardúmenes (Schmitter-Soto, 1998).

Comparación entre años

La composición y estructura de la comunidad íctica permanece similar a lo largo de las temporadas climáticas. En los ciclos anuales de manera individual, así como en el intervalo de 6 años, con una ligera tendencia a presentar mayores densidades durante la época de nortes y con diferencias en las especies transitorias encontradas, punto que se retomará más adelante. Sin embargo, la densidad de captura fue significativamente menor durante 2019 respecto a 2013. Esta disminución concuerda parcialmente con lo reportado en algunos estudios enfocados a mejorar la conectividad hidrológica, como el realizado por Vose y Bell (1994), quienes reportan de igual modo una baja en la densidad y biomasa de especies, atribuyéndolo a fenómenos atmosféricos y a posibles cambios en la cadena trófica; y el realizado por Arceo-Carranza *et al.* (2016), quienes, en el estudio de cuatro sitios de manglar con diferentes tiempos de restauración en Yucatán, reportaron una menor abundancia, pero mayor diversidad y equidad en el sitio con mayor tiempo bajo las acciones implementadas, además mencionan a *G. yucatanana* como dominante para todos los sitios, con un decremento en su dominancia conforme aumentó el tiempo de restauración.

No obstante, realizar una comparación adecuada de este resultado con otros estudios es difícil debido a la poca bibliografía existente en torno a la composición y estructura de la

comunidad de peces en ciénagas de la región, mientras que la comparación contra estudios realizados en estuarios presenta dificultades debido a la diferencia en la metodología utilizada y a las variaciones en las características hidrográficas y geográficas.

10.3 Aspectos ecológicos

2013 y 2019

Ambos años presentaron categorías de gremios de uso estuarino y modo de alimentación similares, encontrando especies residentes y migratorias, así como diferentes niveles tróficos compartidos. Siendo las temporadas de nortes donde se presentaron las especies migratorias en 2013, mientras que, en 2019, se registraron además en secas. Pese a ello, durante 2019 se capturó menor diversidad y abundancia de especies migratorias y residentes respecto a 2013. Esta disminución podría atribuirse a la dinámica hidrológica, la cual varía, entre otras cosas, dependiendo de la intensidad de marea proveniente de la laguna de Chelem, que funge un papel importante como fuente de reclutamiento. De acuerdo con Valentine-Rose y Layman (2011) junto con las características del paisaje y la batimetría, la fuente de reclutamiento influye en las diferencias encontradas en las comunidades de peces. En los dos arroyos de marea donde realizaron modificaciones en la conectividad hidrológica, durante su investigación, observaron el incremento de peces transitorios en variedad y abundancia, sin embargo, solo en uno se observó el incremento significativo de la riqueza y producción secundaria de las especies residentes. Las diferencias entre sitios se relacionaron a los factores antes mencionados, ya que, donde existió incremento en especies residentes tenía mayor proximidad con diferentes hábitats estructuralmente complejos cercanos a la costa, mientras que el arroyo sin incrementos estuvo dominado por un sustrato homogéneo de roca de carbonato de calcio con poca probabilidad para el restablecimiento de tipos de hábitat estructuralmente complejos. Como muestra dicho estudio, la variación de la respuesta a las modificaciones es amplia dependiendo del sitio.

Por otro lado, Vose y Bell (1994), dentro de la disminución general en la densidad capturada, reportan modificaciones en ciertas especies antes abundantes después de las acciones de conectividad hidrológica. Dominando tanto en el sitio impactado como en el de

referencia *Lucania parva*, seguida de *Gambusia holbrooki* en el impactado y *Microgobius gulosus* en el de referencia. Después de la modificación las poblaciones de los peces disminuyeron y, a pesar de que el muestreo del tercer año demostró densidades similares a las del sitio de referencia, los patrones de abundancia y biomasa en el impactado no mostraron la misma magnitud de antes, en particular la de los peces residentes y aumentando las proporciones en la captura de otras especies como *Anchoa mitchilli*, y el registro de otras especies piscívoras, lo cual fue interpretado como un aumento en la complejidad de la cadena trófica, debido a un aumento en los gremios y niveles tróficos, respondiendo a más interacciones depredador-presa.

Aunque el presente estudio difiere en muchos sentidos al anterior, ligeros cambios en la composición del ensamblaje se pudieron observar de un año a otro, a pesar de no presentar diferencias significativas. Así, las especies más abundantes para ambos fue *G. yucatanana* y *P. velifera* teniendo cambios en su porcentaje de contribución en la captura, disminuyendo para la primera especie y aumentando para la segunda especie de 2013 a 2019. Aunado a ello, el tercer grupo cambió por completo, en 2013, fue *Menidia colei*, pasando de capturas a lo largo de las tres temporadas a solo capturarse en secas, mientras que, en 2019, pasó a ser *C. artifrons* aumentando considerablemente su abundancia.

En cuanto a los gremios de alimentación (haciendo un lado la dominancia de oportunistas debida a la gran densidad de *G. yucatanana*), los más diversos en especies fueron detritívoros, correspondientes a consumidores de primer orden al alimentarse de detritus y microalgas, y zoobentívoros, considerados como consumidores de segundo orden al alimentarse de invertebrados asociados con el sustrato; mientras que, el grupo de consumidores terciarios se vio limitado a una sola especie en 2019, reflejando distintos componentes de una red trófica aparentemente simple, pero funcional. Generalmente, la diversidad trófica está dada por la diversidad de productores primarios. En manglares, esta diversidad incluye fitoplancton, plantas de pantano, pasto marino y fitobentos, por ello, mientras más componentes tenga, se podría esperar mayores representantes de grupos tróficos (Albaret, 1999). En este caso, el aporte de nutrientes por parte de productores primarios posiblemente se restringió al detritus generado por microalgas y a la producción arbórea, la cual es degradada por una red microbiana rica y compleja antes de ser

consumida por los peces (Hogarth, 2015), influyendo en la complejidad de la red a nivel de la comunidad de peces. Por otro lado, la presencia de las especies de las familias Cyprinodontidae y Poeciliidae son importantes dado su papel en la red trófica en un panorama más amplio al ser consumidas por aves piscívoras de la región (De Dios Arcos, 2014)

Comparación entre años

De acuerdo con Whitfield y Elliott (2002) y considerando solo los registros de los años analizados, puede decirse que la comunidad observada en el canal se encuentra aún en situación de estrés al tener una disminución en especies migrantes. Además, podría encontrarse entre las categorías “justa” (cuando la cantidad y calidad del agua restringe el paso de la mayoría de las especies migratorias clave y la comunidad de peces residentes está modificada) y “pobre” (cuando la cantidad y calidad del agua permite poco o nulo paso a especies migratorias clave y la comunidad de peces residentes se encuentra empobrecida) del sistema de clasificación propuesto por los mismos autores, al observar las respuestas de las especies migratorias y residentes. Proveyendo con ello un resumen del estatus de los peces en el sistema.

En el caso del modo de alimentación no hubo cambios o adiciones en los grupos funcionales, más que la presencia de *Mayaheros urophthalmus* que incluye en su dieta peces, indicando un leve aumento en la complejidad de la cadena trófica para este sitio. Sin embargo, para poder ligarlo a una mejora en la calidad del ambiente su proporción en la captura debería haber sido mayor o incluir otras especies piscívoras, Velázquez-Velázquez y Vega-Cendejas (2004), mencionan al menos una proporción del 5%, junto con una reducción en la proporción de omnívoros y oportunistas.

Dada la observación de que muchos peces estuarinos son oportunistas o que tienen una gran flexibilidad trófica, en el sentido de que cambian de dieta fuera de su espectro normal cuando las oportunidades incrementan, dependiendo del conjunto de presas disponibles (Elliott *et al.*, 2007; Álvarez Fuentes 2016), estudios complementarios de análisis de contenido estomacal podrían reflejar diferencias entre periodos estudiados, como lo han hecho las comparaciones realizadas en sitios de manglar impactados contra conservados

por parte de Shinnaka *et al.* (2007) y Hernández Mendoza (2020). Este último realizado en Quintana Roo, México, en donde se encontró diferencias significativas en la dieta de *F. polyommus* consumiendo decápodos y microcrustáceos en la zona conservada y detrito y macrófitas en la zona restaurada, clasificándose por tanto en diferente gremio y nivel trófico entre zonas.

10.4 En conjunto

Dado que es un sitio abierto, las variables hidrológicas, reflejaron cambios relacionados al sistema más que al canal de manglar o al proceso de interés en sí mismo y cuando fueron detectados estuvieron ligados principalmente a fenómenos atmosféricos de la región. No mostrando diferencias a escala temporal (más que para la temperatura), pero si a escala anual. De las variables en las que se distinguió un aumento, la salinidad podría estar contribuyendo en la distribución de los peces dentro de la ciénaga al comparar los resultados con otros estudios realizados en ella.

Por otro lado, el evaluar diferentes atributos de la comunidad de peces permitió observar cambios, respecto a las especies residentes y migratorias registradas en ambos años obteniendo resultados contrastantes de respuestas esperadas, sucesivas a las acciones de mejora a la calidad del ambiente. Sin embargo, realizar conclusiones contundentes del estado del canal a partir del número de años muestreados podría ser falible por diferentes puntos.

En principio, de acuerdo con Lewis (2009), el periodo de tiempo en el que la comunidad de peces se ha recuperado en número y composición de especies abarca de 3 a 5 años en manglares y marismas restaurados, ofreciendo, además, un rango de 5 a 10 años al incluir el conjunto completo de fauna móvil y sésil, por lo que, durante este periodo siguen ocurriendo cambios. Aunado a ello la carencia de un sitio de referencia en la región y datos pre-disturbio, dificulta la distinción de la variación natural (generalmente alta en estuarios) de la variación debida a las acciones implementadas, a través de métodos más adecuados como BACI (McComb *et al.*, 2010). Por último, Smokorowski *et al.*, (2015), menciona que, idealmente, en un programa de monitoreo para la detección de cambios se debería contar con información de 3 años anteriores al impacto, 3 años de muestreo inmediatamente

pos-cambio, 3 años de muestreo en un tiempo lejano y, la revisita 10 años después del impacto inicial, para permitir la cuantificación de la variabilidad interanual, incrementando la probabilidad de distinguir entre los efectos del proyecto de la variabilidad natural, mencionando, además, que es preferible el monitoreo en años continuos que intermitentes. Esto último, debido a que podrían presentarse fluctuaciones cada cierto tiempo de manera natural de acuerdo con la historia de vida de las especies en la comunidad (Escalera Vázquez, 2011). Como ejemplifica Smokorowski y Randall (2017), mediante un muestreo continuo de ciertas especies en talla pequeña, identificaron que la biomasa de la comunidad generalmente no fluctuaba año tras año, sin embargo, después de 3 años, un efecto negativo en la biomasa fue detectable, periodo en el cual, la mayoría de las especies completaron una generación, lo cual no hubiera sido posible detectar con un muestreo intermitente.

Con ello, no se niega que la conectividad hidrológica esté ayudando a la recuperación del lugar, y a sus funciones como hábitat y sitio de alimentación pues permite el tránsito de especies marinas como *Mugil curema* en estadios juveniles, , así como el hecho de que existe una comunidad de peces con diferentes gremios funcionales, además de que incrementa la cadena trófica para fauna de la zona, pues se observaron, aves piscívoras, moluscos y decápodos, además de los ligeros cambios en los porcentajes de contribución de captura de *G. yucatanana* de 2019 respecto a 2013. Esto es importante ya que es un ecosistema protegido con hábitats de especies endémicas como, *F. persimilis*, *M. colei*, y *P. velifera*, incluidas dentro de la Norma Oficial Mexicana para la protección ambiental de especies nativas de flora y fauna silvestres del país (SEMARNAT, 2010).

Por último, la aproximación del estudio de las comunidades en grupos funcionales es interesante ante su relación con el mantenimiento del ecosistema. Ya que algunos grupos pueden compartir especies de diferente índole, que aprovechen los mismos recursos, genera la pregunta de ¿cuáles son los grupos funcionales vitales o cuántas especies son necesarias para su mantenimiento? (Fonseca y Ganade, 2001).

Cabe señalar que, las ausencias tanto de sitios comparativos, como de estudios de la comunidad anterior al impacto (los registros más antiguos corresponden a los reportados en Castro-Aguirre *et al.* 1999 de Hubbs 1936 y Álvarez 1950), dificultan la aplicación del término “restauración” en sentido estricto y por tanto es más adecuado considerarlo como

sitio en proceso de rehabilitación (SER, 2004). Estas ausencias a su vez dificultan realizar la comparación taxonómica, sin embargo, si se considera el aspecto funcional quizá se podría considerar como proceso de rehabilitación válido, aunque las especies presentes no sean exactamente las mismas, con la condición de que estén ocupando los recursos de manera similar o utilizando los mismos nichos que los grupos registrados en sistemas similares.

11. Conclusiones

-Dentro de las variables hidrológicas, se encontraron diferencias significativas temporalmente únicamente en la temperatura, siendo menor durante nortes respecto a las demás temporadas.

-Anualmente se encontraron diferencias en salinidad, sólidos disueltos y oxígeno disuelto.

-La riqueza encontrada fue de 8 y 10 especies durante los años muestreados sin diferencias significativas entre temporadas y entre años. Dichos valores se encuentran en el rango reportado en ciénagas de la región.

-La composición y estructura de la comunidad de peces no difirió entre años, siendo *G. yucatanana* y *P. velifera* las más abundantes entre temporadas y entre años, pero se mostró un ligero cambio en el porcentaje de contribución en la captura de la tercera especie mayoritaria pasando de *M. colei* a *C. artifrons*.

-El soporte base de la comunidad de peces para ambos años estuvo conformada por 4 especies principalmente, cuya presencia fue constante a lo largo del ciclo anual y después de 6 años. A pesar de que las especies migratorias difirieron entre años, se presentaron principalmente en nortes.

- Los gremios funcionales se encontraron dentro de tres niveles tróficos, principalmente en consumidores primarios y secundarios, señalando una red trófica con presencia ocasional de consumidores terciarios.

-La mayoría de las especies registradas son especies residentes estuarinas que se encuentran adaptadas a los cambios hidrológicos abruptos característicos de la zona.

-Entre años no se modificaron drásticamente los aspectos ecológicos en cuanto a los grupos observados. Sin embargo, se encontró una baja significativa en la densidad de organismos capturados.

-El estar inmerso en un sistema mayor y ser un canal abierto restringe la posibilidad de ligar los resultados obtenidos a factores únicamente producto de la restauración/rehabilitación de la conectividad hidrológica.

- La importancia del seguimiento interanual, así como contar con sitios de referencia en el contraste de resultados se hace tangible en el entendimiento del funcionamiento y desarrollo de proyectos que buscan la mejoría de sistemas impactados, por ello, su inclusión y promoción en los estudios es fundamental para poder dar un mantenimiento adecuado. Este proceso, a su vez, se ve enriquecido si los enfoques abarcan diferentes ámbitos dentro del ecosistema.

12. Literatura citada

- Able, K. W. (2005). A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 6, 5-17.
- Aguilar-Garavito, M. y Ramírez, W. (Eds.) (2015). *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Aguilar Martínez, P. (2015). *Variación estacional de parámetros ambientales e hidrológicos de la laguna de Chacmochuch, Quintana Roo* [Tesis de Maestría] Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- Agraz Hernández, C. M. (1999) *Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México* [Tesis de Doctorado] Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Albaret, J.-J. (1999). Les peuplements des estuaires et des lagunes. En Leveque, C., y Paugy, D. (Eds.) *Les poissons des eaux continentales africaines*. Paris, Francia: IRD.
- Álvarez Fuentes, C. J. (2016). *Hábitos alimentarios de Fundulus persimilis Miller 1955 y F. grandissimus Hubbs 1936 en la costa norte de Yucatán, México*. [Tesis de Maestría] Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Arceo-Carraza, D., Gamboa, E., Teutli-Hernández, C., Badillo-Alemán, M., y Herrera-Silveira, J. A. (2016). Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87 (2), 489-496.
- Arora, M., Casas-Mulet, R., Costelloe, F. J., Peterson, T. J., McCluskey, A. H., y Stewardson, J. M. (2017) Chapter 6- Impacts of Hydrological Alterations on Water Quality. En Horne, A. C., Webb, J. A., Stewardson, M. J., Richter, B. y Acreman, M. (Eds.) *Water for the Environment. From Policy and Science to Implementation and Management*. Londres, Inglaterra: Academic Press.

- Babier, E. B. (2017) Valuation of Mangrove Restoration. En Oxford Research, *Encyclopedia of Environmental Science: Environmental Economics*.
<http://dx.doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.458>
- Barimo, J. F. y Serafy, J. E. (2003) Fishes of a restored mangrove habitat on Key Biscayne, Florida. *Florida Scientist* 66, 12-22
- Bartl, E. y Keckeis, H. (2004). Growth and mortality of introduced fish larvae in a newly restored urban river. *Journal of Fish Biology* 64 (6), 1577-1592
- Batllorei Sampedro, E. (2007) Salinización de la Ciénega yucateca. *Revista de la Universidad Autónoma de Yucatán* 22 (241-242).
<http://www.revistauniversitaria.uady.mx/pdf/241-2/ru241-23.pdf>
- Beckman, W. D. (2013). *Marine Environmental Biology and Conservation*. Massachusetts, Estados Unidos: Jones & Bartlett Learning.
- Belyea, L. R. and Lancaster, J. (1999). Assembly Rules Within a Contingent Ecology. *Oikos*, 86 (3),402-416.
- Blaber, S. J. M. (2012). Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135, 57-65.
- Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B. I., Lewis, III, R. R., Field, C., Kairo, J. G. y Koedam, N. (2008). Functionality of restored mangroves: a review. *Aquatic Botany* 89 (2), 251-259
- Botello, A. V. (1977). Variación de los parámetros hidrológicos en las épocas de sequía y lluvias (Mayo y Noviembre de 1974) en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología* 5 (1), 159-177.
- Caro, T. (2010). *Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species*. Washington, Estados Unidos de América: Island Press.
- Carpenter, K. E. (Ed.) (2002). The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No.5*. Roma, Italia.

- Castellanos-Galindo, G. A. y Krumme, U. (2013). Tidal, diel and seasonal effects on intertidal mangrove fish in a high-rainfall area of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series 494*, 249-265
- Castro-Aguirre, J. L., Espinosa Pérez, H. y Schmitter-Soto, J. J. (1999). *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. México: Limusa.
- Castro-Aguirre, J. L. y Espinosa-Pérez, H. (2006). Los peces de la familia Atherinopsidae (Teleostei: Atheriniformes) de las lagunas costeras neutras e hipersalinas de México. *Hidrobiológica 16* (1), 89-101.
- Chao, A., Hsieh, T. C. y Ma, K.H. (2020). A Quick Introduction to iNEXT via Examples. Consultado el 16 de marzo de 2020 en <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/vignettes/Introduction.html>
- Clarke, K. R. y Gorley, R. N. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial PRIMER-E: Plymouth. Plymouth, Inglaterra: Plymouth Marine Laboratory.
- Colorado Zuluaga, G. J. (2015). How ecological communities are structured: a review on ecological assembly rules. *Revista EIA* (24), 27-53.
- Comisión Nacional del Agua (2013a). *Temperatura Media a Nivel Nacional y por Entidad Federativa* 2013. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Pron%C3%B3stico%20clim%C3%A1tico/Temperatura%20y%20Lluvia/TMED/2013.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (2013b). Precipitación (mm) por Entidad Federativa y Nacional 2013. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Pron%C3%B3stico%20clim%C3%A1tico/Temperatura%20y%20Lluvia/PREC/2013.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (2018a). *Temperatura Media a Nivel Nacional y por Entidad Federativa* 2018. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Pron%C3%B3stico%20clim%C3%A1tico/Temperatura%20y%20Lluvia/TMED/2018.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (2018b). Precipitación (mm) por Entidad Federativa y Nacional 2018. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Pron%C3%B3stico%20clim%C3%A1tico/Temperatura%20y%20Lluvia/PREC/2018.pdf>

- Comisión Nacional del Agua (2019a). *Temperatura Media a Nivel Nacional y por Entidad Federativa* 2019
<https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Pron%C3%B3stico%20clim%C3%A1tico/Temperatura%20y%20Lluvia/TMED/2019.pdf>
- Comisión Nacional del Agua (2019b). Precipitación (mm) por Entidad Federativa y Nacional 2019.
<https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatolog%C3%ADa/Pron%C3%B3stico%20clim%C3%A1tico/Temperatura%20y%20Lluvia/PREC/2019.pdf>
- Consultores en Ecosistemas S. C. P., (2012). MIA Particular- Sector Turístico por la construcción y operación de una Marina seca y húmeda en el Puerto de Abrigo de Yucalpetén, Municipio de Progreso, Yucatán.
<http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/yuc/estudios/2012/31YU2012T0005.pdf>
- Cuenca Soria, C. A., (2013). *Fisiología digestiva de la mojarra castarrica Cichlasoma urophthalmus (Teleostei: Cichlidae)*. [Tesis de Doctorado] Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas La Paz, B. C. S., Instituto Politécnico Nacional, México.
- Crona, I. B. y Rönnbäck, P. (2007). Community structure and temporal variability of juvenile fish assemblages in natural and replanted mangroves, *Sonneratia alba* Sm., of Gazi Bay, Kenya. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74, 44-52.
- Diario Oficial del Gobierno del Estado de Yucatán (2010). Decreto 285/2010. Que establece el Área Natural Protegida denominada Reserva Estatal Ciénagas y Manglares de la Costa Norte de Yucatán
- De Dios Arcos, C. (2014). *Ecología trófica de un gremio de aves piscívoras durante la temporada de reproducción en la Costa de Yucatán*. [Tesis de Maestría] Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Díaz-Ruiz, S., Aguirre-León, A., Mendoza-Sánchez, E., y Lara-Domínguez, A. L. (2018). Factores ambientales que influyen en la ictiofauna de la laguna La Mancha, sitio Ramsar, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical* 66 (1), 246-265 <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i1.28495>

- Echeverría-Ávila, S. C. (2013) *Evaluación del crecimiento de Avicennia germinans en un sitio de restauración ecológica en el puerto de Progreso, Yucatán*. [Tesis de Licenciatura] Universidad Autónoma de Yucatán.
- Elliott, M., Whitfield, A. K., Potter, I. C., Blaber, J. M. S., Cyrus, D. P., Nordlie, F. G. y Harrison, T. D., (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8 (3), 241-268.
- Escalera Vázquez, L. H. (2011) *Dinámica estacional en la comunidad de peces en petenes de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, Quintana Roo*. [Tesis de Doctorado]. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Estrada-Medina, H., Cobos-Gasca, V., Acosta-Rodríguez, J. L., Peña Fierro, S., Castilla-Martínez, M., Castillo-Carrillo, C., Franco-Brito, S., López-Castillo, D., López-Díaz, M., Luna-Flores, W., Maldonado-Repetto, A., Álvarez-Rivera, O., Cámara-Romero, J. L., Morales-Guadarrama, A., Moreno-Arjona, A. M., Pérez-Niño, B., Rodríguez-Lara, P., y Zapata-Luna, R. L. (2016). La sequía de la península de Yucatán. *Tecnología y ciencias del agua*, 7 (5), 151-165.
- FAO (2018). *Servicios ecosistémicos y biodiversidad*. Recuperado el 30 de marzo 2018 de <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/es/>
- Febles-Patrón, J. L., Novelo López, J., y Batllori Sampedro, E. (2009). Pruebas de reforestación de mangle en una ciénaga costera semiárida de Yucatán, México. *Madera y bosques*, 15(3), 65-86.
- Flores Rivero, M. A. (2020). *Análisis de la estructura y función de las comunidades ícticas en humedales con impacto antrópico en la costa norte de Yucatán*. [Tesis de Maestría] Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Fonseca, C. R. y Ganade, G. (2001). Species Functional Redundancy, Random Extinctions and the Stability of Ecosystems. *Journal of Ecology* 89 (1), 118-125.
- Franco-López, J. (2017) Análisis del comportamiento estacional e interanual de la comunidad ictiofaunística asociada a zonas de manglar en la Laguna de Alvarado Veracruz. *BIOCYT: Biología, Ciencia y Tecnología* 10 (38), 722-735.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N. y van der Laan, R. (Eds.) (2020) Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References. Versión electrónica consultada el 12 de febrero

de

2020

en

<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

- Froese, R. y Pauly, D. (Eds.) (2019) FishBase. *World Wide Web electronic publication*.
www.fishbase.org, versión (12/2019).
- Gallardo, T. A., Badillo, A. M., Rivera, F. V., Rubio, M. J., De Santiago, G. C., Loera P. J.,
García, G. T., y Chiappa, C. X. (2014) *Catálogo de peces de la costa norte de
Yucatán*. Mérida, Yucatán, México: Consejo de Ciencia, Innovación y Tecnología
del Estado de Yucatán: Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad
Académica Sisal.
- Hellawell, J. M. (1991). Development of a rationale for monitoring. En Goldsmith, F. B.
(Ed.). *Monitoring for conservation and ecology*. Londres, Inglaterra: Chapman and
Hall.
- Hernández Mendoza, L. C. (2020). *Ictiofauna como indicador de recuperación de las
funciones ecológicas en una zona de manglar en la Reserva de la Biosfera Sian
Ka'An, Quintana Roo*. [Tesis de Maestría]. Posgrado en Ciencias del Mar y
Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hernández, V. A. (2017). FEIR 50: Contrastes no paramétricos. En *Fundamentos
Estadísticos para Investigación. Introducción a R y Modelos (Version 2.0)* Zenodo.
Universidad de Murcia. Consultado el 31 de enero de 2020 en
http://gauss.inf.um.es/feir/50/#1_contrastes_param%C3%A9tricos_frente_a_no_param%C3%A9tricos
- Heroico Ayuntamiento de Progreso (2015) Plan de Desarrollo Municipal, Progreso Yucatán
2015-2018. Estrategias con visión de futuro y justicia social.
<http://ayuntamientodeprogreso.gob.mx/PMD2015-2018.pdf>
- Herrera-Silveira, J. A. (1997). Biodiversidad de productores primarios de lagunas costeras
del norte de Yucatán, México. Instituto Politécnico Nacional. Centro de
Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida Informe final SNIB-CONABIO
proyecto No. B019. México D. F.
- Herrera-Silveira, J. A., Zaldivar-Jimenez, A., Teutli-Hernández, C., Pérez-Ceballos, R.,
Caamal, J. y T. Andueza. (2012). Rehabilitación de manglares en el estado de
Yucatán sometidos a diferentes condiciones hidrológicas y nivel de impacto: el caso

- de Celestún y Progreso. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados. Unidad Mérida. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto GH009. México, D.F.
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Gómez Ruiz, P. A. y Comín F. (2020). Restauración ecológica de manglares de México. En Rivera-Arriaga, E., Azuz-Adeath, I., Cervantes Rosas, O. D., Espinoza-Tenorio, A., Silva Casarín, R., Ortega-Rubio, A., Botello, A. V. y Vega Serratos, B. E. (Eds.), *Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares ante la Incertidumbre. Una guía para tomadores de decisiones*. Universidad Autónoma de Campeche, RICOMAR.
- Hogarth, J. P. (2015). *The biology of Mangroves and Seagrasses* (3ra. ed.) Nueva York, Estados Unidos: Oxford University Press.
- Holmlund, C. M. y Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*. 29 (2), 253-268.
- Instituto Nacional de Ecología- INE. (1986). *Proyecto de restauración de la Ciénaga de Progreso, Yucatán*. México: Comunatec, S.A.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Nueva York, Estados Unidos de America: Cambridge University Press.
- http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_ALL_FINAL.pdf
- Kollmann, J., Meyer, T. S., Bateman, R., Conradi, T., Gossner, M. M., De Souza Mendonça, M. Jr., Fernandes, G. W., Hermann, J.-M., Koch, C., Müller, S. C., Oki, Y., Overbeck, G. E., Paterno, G. B., Rosenfield, M. F., Toma, T. S. P. y Weisser, W. W. (2016). Integrating ecosystem functions into restoration ecology-recent advances and future directions. *Restoration Ecology* 24(6), 722-730.
- Lewis III, R. R. (2009). Methods and Criteria for Successful Mangrove Forest Restoration. En Perillo, G. M. E., Wolanski, E., Cahoon, D. R., y Brinson, M. M. (Eds.) *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*, 787-800. Oxford: Elsevier.
- Loftus, W. F., Nico L., Trexler, J., Herod, J. y Connert T. (2013) Influence of Hydrology on Life-History Parameters of Common Freshwater Fishes from Southern Florida (Abstract)https://archive.usgs.gov/archive/sites/sofia.usgs.gov/projects/lh_param/hydrolifabgeer00.html

- López Rasgado, F. J. (2013). *Cambios en la estructura de la comunidad íctica en tres sistemas de manglar áridos del Golfo de California: 1980-81 versus 2009-10*. [Tesis de Doctorado] Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.
- Lou, J. y González-Oreja, J. A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana* 56 (1-2), 3-14.
- Márdero, S., Nickl, E., Schmook, B., Schneider, L., Rogan, J., Christman, Z., y Lawrence, D. (2012). Sequías en el sur de la península de Yucatán: análisis de la variabilidad anual y estacional de la precipitación. *Investigaciones geográficas*, (78), 19-33.
- McComb, B.C., Zuckerberg, B., Vesely, D. y Jordan, C. (2010). *Monitoring Animal Populations and Their Habitats: A Practitioner's Guide*. Corvallis, Estados Unidos de América: Oregon State University
- McKee, K. L. (1993). Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - reciprocal effects? *Journal of Ecology* 81(3), 477-487.
- Mera O. V. (1999). *Género, Manglar y Subsistencia*. Quito-Ecuador: Ediciones Abyala-yala.
- Miller, R. R., Minckley, W.L. y Mark, N. S. (2009). *Peces dulceacuícolas de México*. (Schmitter-Soto J. J., trad.) México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (Obra original publicada en 2005). 559 pp.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, P. N. (2011) Reanálisis de diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82 (4), 1249-1261
- Mwandya, W. M., Gullström, M., Öhman, C. M., Andersson, H. M. y Mgaya, D. Y. (2008). Fish assemblages in Tanzanian mangrove creek systems influenced by solar salt constructions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82, 193-200.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (2020). *Global Climate Report-Annual 2019*. Recuperado el 28 de marzo de 2020 de <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201913>
- Opel, A. H., Cavanaugh, C. M., Rotjan, R. D. y Pakes N. J. (2017). The effect of coral restoration on Caribbean reef fish communities. *Marine Biology* 164 (12).

- Pérez-León, S. y Schmitter-Soto, J. J. (2007) Distribución y taxonomía del género *Gambusia* (Teleostei: Poeciliidae) en el norte y oriente de la península de Yucatán, México. *Universidad y Ciencia* 23 (2), 167-171.
- Poot, S., A. V., Canto, M., W. G., y Vega-Cendejas, M. E. (2005). Hábitos alimenticios de *Floridichthys polyommus* Hubbs, 1936 (Pisces: Cyprinodontidae) en dos sistemas lagunares costeros. *Hidrobiológica*, 15(2), 183-194.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972005000200007&lng=es&tlng=es
- Ramler D., y Keckeis H. (2019) Effects of large-river restoration measures on ecological fish guilds and focal species of conservation in a large European river (Danube, Austria). *Science of The Total Environment*. 686, 1076-1089.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.373>
- Robins, H. R. (2018) *Discover fishes. Mayaheros urophthalmus*. Museo de Historia Natural de Florida. Consultado el 29 de abril de 2020 de <https://www.floridamuseum.ufl.edu/discover-fish/species-profiles/mayaheros-urophthalmus/>
- Robertson, D. R., Peña, E. A., Posada, J. M. y Claro, R. (2019). Peces Costeros del Gran Caribe: sistema de información en línea. Version 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
<https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/pages>
- Root, R. B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37, 317– 350
- Romañach, S. S., DeAngelis, D. L., Koh, L. H., Li, Y., Teh, S. Y., Raja Barizany R. S., Zhai L. (2018). Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives and prognosis. *Ocean and Coastal Management*. 154, 72-82.
- Sánchez-Páez, H., Ulloa-Delgado, G. A. y Álvarez-León, R. (Eds) (1998). Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe Colombiano. Proyecto “Conservación y manejo para el uso múltiple y el desarrollo de los manglares en Colombia” PD 171/91, Rev 2. Fase II (Etapa I) Santa Fe de Bogotá, Ministerio del Medio Ambiente y Autores.

- Schmitter-Soto, J. J. (1998). *Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo*. Quintana Roo, México: Guías científicas ECOSUR.
- Schmitter-Soto, J. y Vega-Cendejas, M. (2019). *Mayaheros urophthalmus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019. <https://www.iucnredlist.org/species/62217/3110044#habitat-ecology>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental– Especies nativas de México de flora y fauna silvestres– Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio– Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación 30 diciembre, 2010.
- Shinnaka, T., Sano, M., Ikejima, K., Tongnunui, P., Horinouchi M. y Kukorura H. (2007) Effects of mangrove deforestation on fish assemblage at Pak Phanang Bay, southern Thailand. *Fisheries Science* 73, 862-870. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.03.023>
- Siddig, H. A. A., Ellison, M. A., Ochs, A., Villar-Leeman, C. y Lau, K. M. (2015). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators* 60, 223-230.
- Simberloff, D.A. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3) 247-257.
- Smokorowski, K. E., Bradford, M. J., Clarke, K. D., Clément M., Gregory, R. S., y Randall R. G. (2015). *Assessing the effectiveness of habitat offset activities in Canada: monitoring design and metrics*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Smokorowski, K.E. y Randall, R. G. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS* 2, 212-232. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0058>
- SER. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org Tucson, Estados Unidos de América: Society for Ecological Restoration International.
- Spalding, M., Blasco, F. y Field, C. (Eds.) (1997). *World Mangrove Atlas*. Oikanawa, Japón: The International Society for Mangrove Ecosystems.

- Spalding, M., Kainuma, M. y Collins L. (2010). *World Atlas of Mangroves*. Londres, Inglaterra: Earthscan
- Thibodeau, F. R. y Nickerson N. H. (1986) Differential Oxidation of Mangrove Substrate by *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle*. *American Journal of Botany* 73 (4), 512-516.
- Torre, D. A. (1929). Informe rendido por el Gobernador Constitucional de Yucatán C. Dr. Álvaro Torre Díaz, ante la XXX Legislatura del Estado el 1° de enero de 1929. Mérida, Yucatán: Talleres Tipográficos del Gobierno del Estado. 89 pp., 34-36.
Recuperado de http://acervo.bibliotecavirtualdeyucatan.com.mx/janiumbin/janium_zui.pl?fn=22996&jzd=/janim/AP2/9133/d.jzd
- Troche-Souza, C., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Velázquez-Salazar, S., Valderrama Landeros, L., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, A., Vázquez-Balderas, B., Cruz-López, M.I. y Ressler, R. (2016). *Manglares de México: extensión, distribución y monitoreo (1970/1980 — 2015)*. Ciudad de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Trujillo-Jiménez, P., Sedeño-Díaz, J. E. y López-López, E. (2018). Reproductive traits of the “ocellated killifish” *Floridichthys polyommus* Hubbs, 1936 (Pisces: Cyprinodontidae) inhabiting estuary of the Campotón River (Campeche, México) *Journal of Applied Ichthyology* 34 (4), 806-814.
- Universidad de Barcelona (2005) Pruebas para k muestras dependientes. http://www.ub.edu/aplica_infor/spss/cap6-5.htm
- Valderrama-Landeros, L. H., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Velázquez-Salazar, S., Villeda-Chávez, E., Alcántara-Maya, J. A., Vázquez-Balderas B., Cruz-López M. I., Ressler R., (2017). *Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015*. Ciudad de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Valdés, D., Trejo, J. y Real, E. (1988). Estudio hidrológico de la Laguna Celestún, Yucatán, México, durante 1985. *Ciencias marinas* 14 (2), 45-68.

- Valentine-Rose, L. y Layman, A. C. (2011). Response of Fish Assemblage Structure and Function Following Restoration of Two Small Bahamian Tidal Creeks. *Restoration Ecology* 19 (2), 205-215.
- Vega Cendejas, M. E. (2005). Evaluación de la ictiofauna en las áreas focales del corredor biológico costero-Yucatán. Instituto Politécnico Nacional. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. Y027. México D.F.
- Vega-Cendejas, M. E. y Hernández de Santillana M. (2010). Peces de sistemas lagunares y ciénegas. En Durán, R. y Méndez M. (Eds.) *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. Centro de Investigación Científica, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.
- Velázquez-Velázquez, E., y Vega-Cendejas, M. E. (2004). Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. *Biodiversitas* 57, 12-15.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D. y Vanni, J. M. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences* 79, 783-801.
- Vose, F. E. y Bell, S. S. (1994) Resident Fishes and Macrobenthos in Mangrove-Rimmed Habitats: Evaluation of Habitat Restoration by Hydrologic Modification. *Estuaries* 17 (3), 585-596.
- Young, R. C. (2013). *Ecological indicators of restoration success: fish community distribution, composition and sampling strategies within the Picayune Strand Restoration Project*. [Tesis de Maestría]. Facultad del Colegio de Artes y Ciencias, Universidad de la Costa del Golfo de Florida.
- Wobbrock, J. O., Findlater, L., Gergle, D. y Higgins, J. J. (2011). The Aligned Rank Transform for nonparametric factorial analyses using only ANOVA procedures. Proceedings of the ACM Conference on Human Factors in Computing Systems (CHI '11). Vancouver, British Columbia (Mayo 7-12, 2011). Nueva York: ACM Press, pp. 143-146
- Wobbrock, J. O., Findlater, L., Gergle, D. y Higgins, J. J. (2018). ARTool Align-and-rank data for nonparametric ANOVA. Consultado el 18 de enero de 2020 en <http://depts.washington.edu/acelab/proj/art/index.html>

Whitfield, A. K. y Elliott, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61(Supplement A), 229-250.

13. Anexos



Anexo 1. Ejemplares de organismos capturados. A) *Gambusia yucatana*, B) *Poecilia velifera*, C) *Floridichthys polyommus*, D) *Garmanella pulchra*, E) *Cyprinodon artifrons*, F) *Menidia colei*, G) *Mugil curema*

Anexo 2. Clasificación taxonómica de las especies encontradas en ambos años de muestreo

Orden	Familia	Especie
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Menidia colei</i>
Cichliformes	Cichlidae	<i>Mayaheros urophthalmus</i>
	Cyprinodontidae	<i>Floridichthys polyommus</i> <i>Cyprinodon artifrons</i> <i>Garmanella pulchra</i>
Cyprinodontiformes	Fundulidae	<i>Fundulus persimilis</i>
	Poeciliidae	<i>Gambusia yucatanana</i> <i>Poecilia velifera</i>
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil curema</i>
Perciformes	Gerreidae	<i>Eucinostomus harengulus</i> <i>Eucinostomus sp.</i>

Anexo 3. Definiciones de la clasificación de grupos funcionales de Elliot *et al.* 2007 (solo se presentan los observados en el estudio).

Grupo funcional	Categoría	Definición
Uso estuarino	<ul style="list-style-type: none"> Migrante marino: 	Especies que desovan en el mar, y que entran en números grandes a estuarios particularmente como juveniles. Algunas de estas especies son altamente eurihalinas y se mueven a lo largo de todo el estuario.
	Marinas estuarino-opportunistas	Cumplen con las características antes mencionadas, pero usan en diferentes grados aguas marinas cercanas a la costa como hábitat alternativo.
	<ul style="list-style-type: none"> Especie estuarina: 	
	Residentes	Especies capaces de completar su ciclo de vida entero dentro del ambiente estuarino.
	Migrantes	Especies estuarinas que tienen etapas larvales de su ciclo completadas fuera del estuario o que también están representadas por poblaciones discretas marinas y dulceacuícolas

Anexo 3 (Continuación). Definiciones de la clasificación de grupos funcionales de Elliot *et al.* 2007 (solo se presentan los observados en el estudio).

Grupo funcional	Categoría	Definición
Uso estuarino	• Migrantes dulceacuícolas:	Especies dulceacuícolas encontradas regularmente y en números moderados en estuarios y cuya distribución puede extenderse más allá de las secciones oligohalinas de estos sistemas
	• Detritívoro	Detritos y/o microbentos
Modo de alimentación (predominante)	• Omnívoro	Algas filamentosas, macrófitas, perifiton, epifauna e infauna
	• Oportunista	Diversos grupos por lo que no puede ser clasificado fácilmente a alguna otra categoría
	• Pscívoro	Peces, puede incluir invertebrados grandes del necton
	• Zoobentívoro	Invertebrados asociados con el sustrato, incluyendo hiperbentos, epifauna e infauna.
	• Zooplantívoro	Zooplankton como: hidroides, crustáceos planctónicos, larvas/huevos de peces.