



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**“Variación espacio-temporal de la composición íctica del estero de Urías, Golfo de California”**

**TESIS**  
**(POR ARTÍCULO CIENTÍFICO)**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
BIOLOGÍA MARINA

PRESENTA:  
**HERNÁNDEZ ÁLVAREZ YARELI**

**TUTOR PRINCIPAL:**  
DR. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

**COMITÉ TUTOR:**  
DR. ENRIQUE MORALES BOJÓRQUEZ- Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste  
DR. EDUARDO FRANCISCO BALART PÁEZ- Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste  
DR. VÍCTOR MANUEL MURO TORRES- Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste  
DR. DANIEL ARCEO CARRANZA- Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Sisal.

**Mazatlán, Sinaloa, México, noviembre 2023**



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.



**“Variación espacio-temporal de la composición íctica del estero de Urías, Golfo de California”**

**TESIS  
(POR ARTÍCULO CIENTÍFICO)**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
BIOLOGÍA MARINA

PRESENTA:  
**HERNÁNDEZ ÁLVAREZ YARELI**

**TUTOR(A) O TUTORES PRINCIPALES:**  
DR. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM

**COMITÉ TUTOR:**  
DR. ENRIQUE MORALES BOJÓRQUEZ- Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste  
DR. EDUARDO FRANCISCO BALART PÁEZ- Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste  
DR. VÍCTOR MANUEL MURO TORRES- Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste  
DR. DANIEL ARCEO CARRANZA- Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Sisal.

**Mazatlán, Sinaloa, México, noviembre 2023**

## AGRADECIMIENTOS

A lo largo de mis estudios de posgrado conocí a muchas personas que me acompañaron en este camino y que fueron muy importantes en el desarrollo de esta tesis, es por ello que en este apartado me permito expresar lo agradecida que me siento con la vida y con cada persona que me brindó su tiempo, ayuda, consejos y apoyo. En primera instancia, quiero agradecer a mi director de tesis el Dr. Felipe Amezcua Martínez por haberme brindado la oportunidad de llevar a cabo este proyecto en su laboratorio bajo su tutoría, gracias por todo su apoyo profesional, por mostrarme el apasionante mundo de los peces y la ecología, por brindarme sus conocimientos en esta área y sobre todo mostrarme el potencial que tengo.

Gracias también al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, a la Unidad Académica de Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y a mi casa de estudios la Universidad Nacional Autónoma de México, por darme la oportunidad de desarrollarme académicamente, por el apoyo institucional, las instalaciones y las herramientas necesarias para mi crecimiento profesional y para poder llevar a cabo este proyecto de investigación. Agradezco también al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico que me fue asignado durante mis estudios de maestría, CVU: 1106837.

A mi Comité Tutorial; Dr. Enrique Morales Bojórquez, Dr. Eduardo Francisco Balart Páez, Dr. Víctor Manuel Muro Torres y Dr. Daniel Arceo Carranza, muchísimas gracias a todos por sus observaciones, asesorías, consejos y apoyó académico en la realización tanto del artículo como de esta tesis.

A la Dra. Georgina Ramírez Ortiz infinitas gracias por su amistad, sus valiosos consejos, así como por su asesoría estadística y editorial durante todo el proceso de publicación del artículo; sin su ayuda nada de esto hubiese sido posible.

Muchas gracias a Roberto Cruz García, técnico de laboratorio y amigo por su inmensa ayuda en la recolección y procesamiento de muestras, así como a todos los alumnos de Servicio Social que también contribuyeron mucho en estas actividades y por ende en este proyecto.

Gracias también a mis compañeros y amigos de laboratorio; Ximena García, María Rechimont, Gael Le Croizier, Inés Pinho, Allan Rosales, Jennifer Sánchez, Jacqueline Hernández y Carla Ureña, por su valiosa compañía y amistad en este importante proceso de mi vida, gracias por las charlas, las risas, por hacer ameno el trabajo y por su apoyo con las muestras en el laboratorio.

Infinitas gracias a todos donde quiera que estén.

## AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Gracias a mis padres; María Guadalupe Álvarez González y Sergio Hernández Cruz, por ser un gran ejemplo para mí, por todas las herramientas que me han brindado, por su apoyo durante este proceso, y por todo su amor. Gracias, mamá por ser esa mujer a la que he admirado toda mi vida, gracias por enseñarme a encontrar esta fortaleza dentro de mí y por enseñarme el valor del trabajo. Gracias a mi papá por ser un hombre del cual aprendí la humildad, la conexión con mis raíces y a llevar una sonrisa puesta, los amo mucho a los dos.

Especialmente quiero agradecer a mi hija Iyari Yoalli Ortiz Hernández, porque su llegada me cambio la vida entera, gracias a ella comencé a conocer mi verdadero potencial, gracias a ella conocí el verdadero y puro amor incondicional, ella está en mi mente y mi corazón todo el tiempo, es uno de los motivos más grandes que tengo para querer ser una mejor persona, la amo hoy y siempre, sin duda es lo mejor que me ha pasado en la vida.

Gracias a mi esposo Juan Ortiz Romero por todo su amor y su apoyo, gracias por siempre confiar en mis proyectos, por seguirme la corriente, gracias por tus consejos y por todos los momentos que hemos vivido juntos, gracias por ser mi maestro y compañero de vida, vamos por muchos años más para acompañarnos en el cumplimiento de nuestras metas, te amo.

A mi hermana Yanin Hernández Álvarez gracias por ser una gran compañera de vida, gracias por esta conexión cósmica de complicidad y amor, gracias por todos los aprendizajes, por darme un gran ejemplo de valentía y de confianza en mí misma, te admiro muchísimo, gracias por los consejos y el apoyo cuando más lo necesito, te amo.

Gracias también a mi sobrino Carlos Ledesma Hernández, por todo su apoyo y compañía en este proceso, porque siempre sabe cómo hacerme reír y ponerme de buen humor, gracias por ser un hombre tan sensible y amoroso, gracias por reconocermelo como una gran mujer, te amo.

Finalmente, gracias por todo su apoyo a Alejandro Lizardi quien ha sido como un hermano para mí, que admiro y aprecio mucho.

Gracias familia por tanto amor.

## CONTENIDO

RESUMEN .....	1
ABSTRACT .....	2
<b>CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>3</b>
INTRODUCCIÓN.....	3
ANTECEDENTES .....	9
JUSTIFICACIÓN .....	12
HIPÓTESIS .....	13
OBJETIVO GENERAL Y PARTICULARES .....	13
<b>CAPÍTULO 2 .....</b>	<b>14</b>
INTRODUCCIÓN.....	1
<b>MATERIAL Y MÉTODOS .....</b>	<b>3</b>
ÁREA DE ESTUDIO .....	3
DISEÑO DE MUESTREO .....	5
ANÁLISIS DE DATOS AMBIENTALES .....	5
ANÁLISIS DE ENSAMBLAJES DE PECES .....	6
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>8</b>
ANÁLISIS DE DATOS AMBIENTALES .....	8
ANÁLISIS DE ENSAMBLAJES DE PECES .....	9
DISCUSIÓN .....	14
DATOS AMBIENTALES Y CARACTERISTICAS DE HABITAT .....	14
ENSAMBLAJES DE PECES.....	15
<b>DISCUSIÓN GENERAL .....</b>	<b>37</b>
<b>CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>42</b>
<b>LITERATURA CITADA.....</b>	<b>43</b>
<b>ANEXO I.....</b>	<b>54</b>
MATERIAL COMPLEMENTARIO DEL ARTÍCULO.....	54

## RESUMEN

Se analizaron las diferencias en la estructura de ensamblajes de peces y su relación con variables ambientales en el sistema estuarino de Urías en el Golfo de California, México, con el fin de determinar la respuesta de las especies ícticas a su entorno en ecosistemas tropicales del Pacífico. El registro de variables ambientales y las capturas de peces usando chinchorro playero como arte de pesca, fueron realizadas bimensualmente entre junio de 2018 y noviembre de 2021, que incluyó el periodo antes y durante la pandemia por COVID-19. Con los datos ambientales se definieron zonas con base en sus características bióticas y abióticas, y así poder comparar su efecto sobre los ensamblajes de peces. Se identificaron dos zonas, un sistema lagunar estuarino con bosque de manglares, y una zona de oleaje en la zona costera aledaña al sistema. Se evaluó la composición, biomasa y diversidad ( $\alpha$  y  $\beta$ ) entre los factores del período (antes-durante COVID-19), estaciones climáticas y zonas. Un total de 5947 peces fueron capturados y analizados, encontrándose 41 especies. De acuerdo con los análisis multivariados, la estructura de los ensamblajes de peces fue diferente entre zonas y períodos. Las variables abióticas (temperatura, salinidad y materia total suspendida), bióticas (áreas de manglar) y temporales (época climática y período antes-durante COVID-19) indicaron un efecto sobre la biomasa y la diversidad  $\alpha$ , mientras que los resultados de diversidad  $\beta$  solo indican cambios en el componente de anidamiento antes-durante el confinamiento. Estos resultados indican un cambio en la estructura y composición de los ensamblajes de peces entre períodos, lo que podría ser consecuencia de la limitación de las actividades humanas derivadas de la pandemia, cambios climáticos o una combinación de ambos efectos, además nos muestran que los ensamblajes de peces en los sistemas estuarinos del Pacífico oriental tropical son únicos y sensibles ante los cambios ambientales naturales y de origen antrópico, por lo que es necesario establecer estrategias de manejo local para estos ecosistemas.



## ABSTRACT

Differences in the structure of fish assemblages and their relationship with environmental variables in the Urías estuarine system in the Gulf of California, Mexico were analyzed. The environmental variables and fish catches were carried out bimonthly between June 2018 and November 2021, which included the period before and during the COVID-19 pandemic. Multivariate analyzes were carried out in the study area to define zones based on their environmental, biotic and abiotic characteristics, and their effect on fish assemblages. Two zones were identified, an estuary with mangrove forest and a surf zone in the coastal zone outside the estuarine system. The composition, biomass and diversity ( $\alpha$  and  $\beta$ ) were evaluated among the factors of the period (before-during COVID-19), climatic seasons and zones. A total of 5947 fish were caught arranged in 41 species using beach seine as fishing gear. According to the multivariate analyses, the structure of the fish assemblages was different between zones and periods. The abiotic (temperature, salinity and total suspended matter), biotic (mangrove areas) and temporal (climatic season and period before-during COVID-19) variables indicated an effect on biomass and  $\alpha$  diversity, while diversity results  $\beta$  only indicate changes in the nesting component before-during confinement. These results indicate a change in the structure and composition of fish assemblages between periods, which could be a consequence of the limitation of human activities derived from the pandemic, climate changes, or a combination of both effects. Results show that the fish assemblages in the estuarine systems of the tropical eastern Pacific are unique and sensitive to natural and anthropogenic environmental changes, which is why it is necessary to establish local management strategies for these ecosystems.





# CÁPITULO 1

## INTRODUCCIÓN GENERAL

El litoral mexicano presenta una extensión de 11 592.76 km, y se caracteriza por ecosistemas costeros como: bahías, ensenadas, lagunas costeras y estuarios que, por siglos, han sustentado a sus alrededores muchas comunidades debido a su alta productividad, por lo que representan un recurso económico y pesquero importante, ya que una gran parte de los desembarques del mundo consisten en especies que pasan al menos una parte de su vida en estos hábitats (Contreras y Castañeda 2004, Miranda et al. 2005, Lara et al. 2011).

Dentro de este litoral, los sistemas lagunares estuarinos (SLE) se extienden en 1,567,000 ha, por lo que cuentan con una alta productividad biológica, tanto primaria como secundaria, puesto que reciben y acumulan en abundancia materia orgánica y nutrientes provenientes de diversas fuentes que posteriormente son transportados por los ríos y aguas subterráneas hacia el mar; adicionalmente mantienen vínculos ecológicos con los sistemas adyacentes que les otorga una alta complejidad al albergar una gran diversidad de especies y biotopos como por ejemplo manglares, praderas de pastos marinos, playas arenosas, etc. (Lankford 1977, Kjerfve 1994, Flores-Verdugo et al. 2007). Por lo anterior, los SLE juegan un papel esencial en el mantenimiento de la biodiversidad, además de brindar otros servicios ambientales al actuar como sistemas naturales de control de inundaciones, barreras contra huracanes e intrusión salina, control contra la erosión, contribuyen en el mantenimiento de procesos naturales, mantienen procesos de sedimentación y poseen un alto valor estético, recreativo y de investigación (Sánchez-Rodríguez y Calvario-Martínez 2020).

Otra característica importante de estos sistemas es que son ambientes de continuo cambio y poseen condiciones fisicoquímicas particulares, las cuales son causadas principalmente por los efectos hidrológicos resultantes de su ubicación entre dos masas de agua de diferentes orígenes y propiedades físico-químicas, originando la presencia espacio-temporal de diversos hábitats que permiten el establecimiento de organismos, poblaciones e incluso comunidades con diferentes requerimientos (Contreras y Castañeda 2004, De la Lanza-Espino 2004). En consecuencia, muchos organismos como los peces se ven beneficiados de los SLE, ya que utilizan frecuentemente estas zonas para la búsqueda de alimento, de refugio y para realizar actividades de reproducción. Asimismo, la ictiofauna es uno de los principales componentes bióticos en estos ambientes gracias a su elevada riqueza y abundancia, la cual se debe a múltiples factores como: la conectividad de los ambientes costeros, la diversidad de hábitats, los gradientes ambientales, los ciclos de intensidad de luz y la alta disponibilidad de alimento; especialmente esta última favorece el desarrollo de larvas y el crecimiento de juveniles, dando como resultado elevadas abundancias de estos estadios (Dahlgren et al. 2006, Velázquez-Velázquez et al. 2008a,



González-Sansón et al. 2016), por lo que estas condiciones reconocen a estos ambientes como zonas de crianza (Beck et al. 2001).

Siguiendo con lo anterior, resulta razonable que los peces presenten adaptaciones conductuales, fisiológicas y morfológicas que les permiten incursionar y colonizar de manera efectiva estos sitios, donde las condiciones hidrológicas varían de modo considerable, lo cual se refleja en la conformación de asociaciones representadas por una mezcla de especies tolerantes, tanto marinas como dulceacuícolas y especies residentes (Zárate-Hernández et al. 2007, Arceo-Carranza et al. 2010). De hecho, muchas especies de peces son consideradas dependientes estuarinos, ya que ingresan regularmente o completan todo su ciclo de vida dentro de los SLE (Kuo et al. 2001, Díaz-Ruiz et al. 2003, McLusky y Elliott 2004, Harrison y Whitfield 2008).

En este sentido, la ictiofauna ocupa los SLE de forma permanente, transitoria, ocasional o durante periodos de vida particulares, por lo que puede ser clasificada y agrupada con respecto a su distribución dentro de estos sistemas: 1) peces de origen marino, que a su vez se dividen en; a) visitantes marinos ocasionales (entran esporádicamente al sistema, limitados a zonas con altas salinidades) y b) migrantes marinos (ingresan a los SLE durante sus etapas juveniles para encontrar refugio o alimento), 2) peces estuarinos que se dividen en; a) estuarinos residentes (capaces de completar todo su ciclo de vida en el estuario) y b) peces estuarinos migrantes (con etapas larvarias completadas fuera del estuario). Finalmente, 3) peces dulceacuícolas que pueden dividirse en; a) migrantes (su distribución se encuentra más allá las secciones oligohalinas y en abundancias moderadas) y b) rezagados (su distribución está limitada a áreas con baja salinidad) (Elliott et al. 2007).

De igual modo, la zona de oleaje de las playas costeras es otro ecosistema costero con alto dinamismo y que sustenta diversos ensamblajes de especies de peces, ya que esta zona brinda una gran cantidad de recursos alimenticios atraídos por la marea creciente y durante la cual muchas especies de peces se desplazan hacia la playa para aprovechar la rica variedad de alimento. Además, estos sitios funcionan como rutas de tránsito, ya que la ictiofauna se desplaza de esta zona a otros hábitats (estuario, arrecifes de coral y arrecifes rocosos) para alimentarse, desovar y dispersarse, del mismo modo encontramos una gran cantidad de postlarvas y juveniles tempranos de especies asociadas a estuarios, lo que sugiere que la zona de oleaje podría funcionar como sitio de asentamiento o áreas de crianza provisionales para algunas especies de peces (Sheaves 2005, Able et al. 2012, Whitfield y Patrick 2015, Olds et al. 2017).

De modo que, el desplazamiento de la ictiofauna entre distintos hábitats costeros disponibles podría ser la solución para las especies en las que un solo hábitat no puede satisfacer sus necesidades, y estos movimientos pueden ocurrir en escalas de tiempo largas p.ej. temporadas climáticas o una vez durante la ontogenia, o en escalas de tiempo más cortas; p.ej. ciclos lunares, diurnos o de marea (Krumme 2009).



Es decir, la composición y estructura de la ictiofauna en ecosistemas costeros sufre cambios cíclicos y temporales constantes al modificarse los patrones de biomasa, diversidad, abundancia y distribución de las poblaciones de peces, debido a múltiples factores como: la estrecha relación con las características del hábitat, el grado de complejidad del mismo (Yáñez-Arancibia et al. 1993, Díaz-Ruiz et al. 2003, Chaudhuri et al. 2013), los efectos de la conectividad espacial con otros ecosistemas a través del intercambio del material orgánico (Crawley et al. 2009, Hyndes et al. 2014, Vargas-Fonseca et al. 2016), los factores biológicos relacionados con el ciclo de vida de los organismos (incluidos los patrones de desove y reclutamiento) (Mendoza et al. 2009, Castillo-Rivera et al. 2010), y los cambios en la distribución de especies migratorias, marinas o de agua dulce (Ecoutin et al. 2005).

Por otro lado, el peculiar dinamismo presente en los SLE es resultado de la gran influencia de las fluctuaciones constantes en los factores ambientales, las cuales están determinadas principalmente por la variación en la precipitación, el régimen de mareas y la temperatura. En este sentido, los cambios en el clima inducidos por fenómenos como El Niño, La Niña y la Oscilación Decenal del Pacífico (ODP) pueden exacerbar los efectos del aumento del nivel del mar y cambiar las propiedades biogeoquímicas del agua, lo cual también afecta la diversidad y densidad de peces en los SLE tropicales y sus áreas adyacentes, por lo que estos ecosistemas son altamente vulnerables a los efectos de los impactos humanos y el cambio climático (Lara-Lara et al. 2008, Anthony et al. 2009, Chaudhuri et al. 2013, Sreekanth et al. 2019).

Particularmente encontramos que las principales variables ambientales que afectan la composición de peces en los ecosistemas costeros son; la salinidad, debido a que dentro de los SLE tiene el potencial de fluctuar ampliamente dependiendo el caudal del río, del estado de las mareas y de la evaporación, por lo que los peces estuarinos son capaces de hacer frente a la fluctuación de la salinidad, pero su capacidad para hacerlo varía de una especie a otra, lo cual influye en su distribución. La relación existente entre el número de peces y la salinidad ha sido ampliamente documentada (Blaber 2000, Lugendo et al. 2007, Whitfield y Patrick 2015). De igual manera, la temperatura del agua es otro factor con alto impacto en los ensamblajes de peces, sobre todo con la actual problemática del calentamiento global, ya que algunos organismos realizan migraciones en la búsqueda de condiciones óptimas de temperatura para sobrevivir o reproducirse (Pittman y McAlpine 2003, Pittman et al. 2004). Igualmente, la turbidez se ha reportado como una variable importante por atraer algunos peces sobre todo de etapas juveniles que prefieren áreas con gran cantidad de partículas suspendidas para ocultarse de sus depredadores (Blaber y Blaber 1980, Huxham et al. 2004). Y finalmente, el oxígeno disuelto (OD) es una característica crítica para los peces, ya que, en las cantidades adecuadas promueve el funcionamiento saludable del ecosistema, mientras que bajas concentraciones de OD contribuyen al empobrecimiento de la fauna íctica (Blaber et al. 1984, Duque et al. 2020).



Algunos otros aspectos que acompañan a las variables ambientales y que influyen en la diversidad y abundancia de especies son: la hidrología ya que todos los procesos y formas de uso de los SLE están regulados por cambios en los patrones hidrológicos. Por un lado, la entrada de agua dulce procedente de fuentes de agua superficial y subterránea, que depende principalmente de la precipitación, la evapotranspiración y la capacidad del suelo para almacenar agua. Mientras que, por la parte marina los sistemas lagunares costeros están influenciados por la acción de las corrientes costeras, las olas y el movimiento de las mareas (Gillanders et al. 2011, Molina et al. 2020). En los SLE dominados por mareas, por ejemplo, las corrientes de marea proporcionan un modo de transporte para muchas especies, ya que se invierten regularmente y pueden usarse para viajar selectivamente en una dirección particular. En la mayoría de las costas el comportamiento rítmico de los organismos costeros está fuertemente sincronizado con la marea y el ciclo diario, adicionalmente existen diferentes tipos de marea con características distintas a lo largo de las costas del mundo; su duración y velocidad de corriente dependerán de la topografía local o la vegetación intermareal, mientras que en los SLE las mareas pueden ser extremadamente complejas ya que la corriente varía con la ubicación del sistema y el nivel de marea (Krumme 2009).

También la geomorfología desempeña un papel importante en este sentido, aunque los SLE son geológicamente jóvenes, son ambientes complejos, dinámicos y variables que cambian continuamente con el aporte de sedimentos de la tierra y el mar, por lo que se originan geoformas (lagunas, bocas y canales) que son hábitats con diversos atributos físicos (profundidad, ancho, sustrato, etc.) que ciertas especies de peces utilizan en distintos momentos con diferentes estrategias a lo largo de su ciclo de vida, por ejemplo, los canales y desembocaduras son sitios de conexión entre el ambiente marino y estuarino que son utilizados como sitios de tránsito, mientras que las lagunas que usualmente presentan menos circulación del agua y mayor complejidad estructural son ocupadas frecuentemente como áreas de alimentación y crianza de juveniles (Roy et al. 2001, Saintilan 2004, Selleslagh y Amara 2008, Gillanders et al. 2011). Por consiguiente, el flujo de agua, el ciclo de nutrientes y los procesos del ecosistema estarán influidos por la forma y la posición de los SLE a lo largo de la costa (Gillanders et al. 2011).

Así mismo, algunos estudios sobre vegetación acuática sumergida han demostrado que existe mayor riqueza de especies de peces en comparación de hábitats con sustratos arenosos desprovistos de la misma (Lazzari y Tupper 2002, Lazzari et al. 2003). En este sentido el patrón de distribución de la ictiofauna se ha relacionado con las características de los manglares, ya que algunos autores han resaltado la importancia de estos como hábitat y áreas de crianza para los peces; por ejemplo, se ha reportado que el aumento de la ictiofauna está relacionado con la producción de materia orgánica, puesto que las raíces y hojas caídas pueden proporcionar refugio contra los depredadores. Complementariamente estos ecosistemas se han caracterizado por la presencia de especies de peces pequeños en etapas juveniles, debido a la posibilidad de capturar presas de una manera óptima y por la



reducción de exposición a depredadores (Flores-Verdugo et al. 1990, Laegdsgaard y Johnson 2001, Sheridan y Hays 2003, Zagars et al. 2013). Además la composición de la ictiofauna puede cambiar entre los microhábitats de un SLE (bosque intermareal, marismas bordeadas de mangle, playas sin vegetación, etc.), ya que algunos estudios han demostrado que los peces se alimentan principalmente en los manglares marginales o ribereños al tener acceso continuo a ellos con mayor tiempo de permanencia, en comparación con los manglares de cuenca circundantes en donde solo se tiene acceso durante la marea (Ikejima et al. 2003, Lugendo et al. 2007, Nanjo et al. 2014).

Finalmente factores estresantes como la sobreexplotación de recursos pesqueros, los efectos difusos de la degradación del hábitat, las descargas de agua no tratada que traen consigo el aumento abrupto en el contenido de nutrientes y elementos xenobióticos, contaminación acústica, y otras diversas actividades humanas que se llevan a cabo en estos ecosistemas también pueden repercutir negativamente en la composición de las comunidades de peces y alterar el funcionamiento natural de los ecosistemas acuáticos, ya que se ha reconocido que estos ecosistemas responden positivamente a la disminución de estrés, y esto a su vez se refleja en la biodiversidad (Chu et al. 2015).

En síntesis la distribución espacio-temporal de los peces en diferentes hábitats de los ecosistemas costeros es una respuesta de cada especie a restricciones fisiológicas que están fuertemente influenciadas por: los cambios en los factores ambientales (naturales y antrópicos), las escalas de tiempo (diario, estacional, interanual, etc.), la influencia de los hábitats adyacentes, la geomorfología, la hidrología, la vegetación asociada y por el ciclo de vida de las especie (Methven et al. 2001, Vega-Cendejas y Hernández De Santillana 2004, Harrison y Whitfield 2006, Pérez-Ruzafa et al. 2007, Ayala-Pérez et al. 2014, Romero-Berny et al. 2020).

De acuerdo con lo anterior, el análisis de la interacción entre el ambiente y los organismos vivos se torna sumamente complejo y fundamental, por consiguiente, conocer los factores que influyen en la distribución y abundancia espacial y temporal de los ensamblajes de peces en los SLE es primordial para entender su papel ecológico, y de esta manera tener elementos para proteger estos hábitats. Es por lo que, la ocurrencia de un evento extraordinario como es el confinamiento provocado por la pandemia de COVID-19 nos brinda un escenario único para estudiar el efecto de la reducción y suspensión de las actividades antropogénicas en los factores ambientales, así como en los ensamblajes de peces. Particularmente, en el Pacífico Norte mexicano existe una intensa actividad de pesca de pequeña escala asociada a los sistemas estuarinos, capturando especies de peces demersales y bentopelágicas (Amezcuca et al. 2019, Bennett et al. 2020), no obstante, esta actividad junto con otras como el turismo y el comercio portuario fueron llevadas al cierre total o parcial a raíz de las medidas preventivas causadas por la pandemia de COVID.19 (Saadat et al. 2020), afectando así las actividades socioeconómicas de la zona.



En particular, el sistema lagunar estuarino de Urías es una laguna costera dominada por mareas, comunicada en su parte norte con el Golfo de California y bordeada principalmente por manglar rojo (*Rhizophora mangle*), blanco (*Laguncularia racemosa*) y negro (*Avicennia germinans*) (Amezcuca et al. 2019). Se encuentra contenida en gran parte dentro de la ciudad y puerto de Mazatlán, que es el centro urbano y comercial más importante de la costa occidental de México y de la región hidrológica 11, y cuenta con un puerto que alberga la mayor flota camaronera, atunera y sardinera del estado de Sinaloa (Administración del Sistema Portuario Nacional Mazatlán 2019). Es decir, es un hábitat que se encuentra sujeto a una elevada presión ambiental debido a su cercanía con asentamientos humanos, crecimiento poblacional, desarrollo industrial y profundas transformaciones territoriales generadas por las actividades de comercio, turismo y pesca (Soto-Jiménez y Páez-Osuna 2001). Las cuales, se vieron afectadas ante el surgimiento de la pandemia por COVID-19, debido a la suspensión de las actividades económicas no esenciales. En esta temporada, los desembarques de la pesquería de escama no aumentaron, reportándose un total de 169,887.307 toneladas durante la antropona en comparación a 168,651.288 toneladas desembarcadas en 2019 y 179,412.604 toneladas en 2021 cuando se reanudaron todas las actividades (CONAPESCA 2021). Asimismo, el sector del turismo de cruceros tuvo que hacer frente a una suspensión de actividades de hasta 12 meses durante el confinamiento (Sbarbati 2022), mientras que el comercio marítimo tuvo una drástica caída del -7,4% respecto a 2019 (Barleta y Sánchez 2021).

En consecuencia, la rápida degradación de los ecosistemas costeros y estuarinos en las últimas décadas ha propiciado el interés en la investigación de peces y su hábitat, con el fin de conocer y entender los efectos de estas alteraciones en la dinámica poblacional y la estructura de los ensamblajes ícticos, ya que como se ha reportado, los peces son buenos indicadores del estado de salud de estos ecosistemas. En las lagunas costeras del Pacífico Mexicano se sabe poco de cómo las variables ambientales determinan la estructura espacial y temporal de la ictiofauna. Por lo tanto, el propósito de este estudio es investigar la influencia de los factores ambientales (naturales y antrópicos) y factores espacio-temporales que intervienen en la estructura de los ensamblajes de peces en el sistema lagunar estuarino Urías y la zona de oleaje contigua.



## ANTECEDENTES

En el Pacífico mexicano existen diversos estudios sobre la composición de peces en lagunas costeras (Amezcue-Linares 1977, Warburton 1978, Velázquez-Velázquez et al. 2008b, Mendoza et al. 2009, Rodríguez-Romero et al. 2011, González-Sanson et al. 2016, Romero-Bermy et al. 2020), los cuales indican que los patrones en los ensamblajes de peces dependen de los cambios físicos y químicos asociados con la estacionalidad (por ejemplo, variaciones en la salinidad, temperatura del agua, turbidez, oxígeno disuelto, etc.),

En el Golfo de California existen varias investigaciones que abordan aspectos ecológicos de las comunidades de peces en lagunas costeras, algunos de los cuales han analizado la composición espacio-temporal de los ensamblajes ícticos en relación a las características del hábitat, a las condiciones hidrológicas y/o a los parámetros ambientales. En este sentido encontramos algunos estudios de sistemas lagunares estuarinos cercanos a nuestra zona de estudio: Amezcue-Linares (1977) documentó que el sistema lagunar costero Huizache -Caimanero está compuesto por 27 familias, 46 géneros y 60 especies de peces, y que su composición taxonómica varía de acuerdo con las condiciones hidrológicas del sistema causadas por la estación del año, así como también se ven influenciadas por las localidades dentro del SLE y sus gradientes de salinidad. De manera análoga, Warburton (1978) identificó un total de 44 especies de peces distribuidos en 19 familias en la misma laguna y encontró que la composición de peces cambiaba en respuesta al tipo de hábitat y ubicación geográfica dentro del SLE. Por otra parte Álvarez-Rubio et al. (1986), analizaron la ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua brava, en donde encontraron un total de 76 especies de peces que utilizan el estero principalmente como zona de alimentación, protección y crianza, además los autores sugieren que este sistema estuarino puede desarrollar un importante papel ecológico como mecanismo de productividad del litoral de la plataforma continental adyacente, gracias a que está provisto de amplios pantanos de manglares, a la dinámica del cuerpo de agua, la descarga de ríos, el rango de mareas y la presencia predominante de peces juveniles y preadultos, mientras que Flores-Verdugo et al. (1990) investigaron la productividad primaria, ecología de manglar y dinámica de la comunidad de peces en el sistema lagunar-estuarino Teacapán-Agua Brava, en donde encontraron que la estructura de la comunidad íctica está controlada por las características del hábitat, la descarga del río y la estacionalidad climática. Mientras que Aburto-Oropeza et al. (2008) realizó un estudio en el que indicó que, para el Golfo de California, los desembarques de pesca se relacionaron positivamente con la abundancia local de manglares y, en particular, con el área productiva en la franja manglar-agua que es utilizada como sitio de crianza o zona de alimentación por muchas especies de importancia comercial. Por otro lado, Amezcue y Amezcue-Linares (2014), analizaron los cambios estacionales de la composición de peces en la laguna costera de Santa María la Reforma y encontraron 191 especies dispuestas en 47 familias en donde pudieron concluir que la



composición en esta laguna cambia estacionalmente, lo cual podría atribuirse a la migración de especies fuera del sistema a medida que crecen, y esto podría estar relacionado con los cambios en la temperatura durante el año. Mientras que Flores-Verdugo et al. (2014), analizaron los cambios en el régimen hidrológico de las lagunas costeras que afectan manglares y pesca artesanal en el complejo manglar-estuarino de Marismas Nacionales, en el cual concluyen que la influencia de las mareas y los aportes de agua dulce son de importancia clave para la relación entre los manglares y los peces, al crearse un flujo neto de biomasa de los manglares a los hábitats adyacentes, lo cual mejora la pesca local, adicionalmente señalan que los manglares marginales o ribereños son los más beneficiosos para los peces y para el rendimiento de las pesquerías. Finalmente Padilla-Serrato et al. (2017) analizaron la estructura de la composición de peces y su variación espacio temporal en relación con la temperatura y la salinidad en la laguna costera Las Guásimas en el cual indicaron que la riqueza, diversidad y equidad tuvieron un comportamiento estacional.

Por otro lado, existen algunos estudios con comparaciones espacio-temporales de la composición de especies ícticas en diferentes sistemas lagunares estuarinos de México, tal como Muro-Torres et al. (2022), quienes reportaron que las estructuras de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos en el Golfo de California, se veían influenciado por la presencia y características de manglar, así como por la profundidad y la salinidad. También encontramos el trabajo de Cabrera-Páez et al. (2021) en donde determinaron que los cambios en la composición de los ensamblajes de peces en cuatro lagunas estuarinas de la costa del Pacífico mexicano estuvieron relacionados principalmente con el tipo de comunicación de cada laguna con el océano, así como por la salinidad y por el tamaño de las partículas de sedimento. Por su parte Mendoza et al. (2009) mencionan que la salinidad y el oxígeno disuelto fueron las variables más importantes para determinar la variabilidad observada en la composición de la comunidad de peces en la laguna de Chacahua, Oaxaca. Adicionalmente Velázquez-Velázquez et al. (2008) sugirieron que la distribución espacial y temporal de las comunidades de peces de una laguna costera en Chiapas está determinada por diferencias en los regímenes de salinidad y transparencia causados principalmente por el aporte de agua dulce de los ríos.

Finalmente existen algunos estudios realizados en el sistema lagunar estuarino de Urías, entre los cuales encontramos de carácter biológico como: Amezcua et al. (2019) que realizó la clasificación y comparación de cinco SLE en el sureste del Golfo de California basado en variables ambientales y la composición de peces, en donde registró para Urías un total de 25 especies de peces con predominancia de especies demersales como el burro cabeza manchada *Genyatremus dovii*. también se menciona que la composición de especies en las lagunas costeras del sureste del Golfo de California podría estar relacionada principalmente con el tamaño de la cuenca, el volumen del sistema y la salinidad. Por su parte Ramírez-Rodríguez et al. (2014), realizaron un estudio en el que propuso la zonificación de la pesca artesanal a lo largo de las costas del estado de Sinaloa con el fin de comprender





los procesos de pesca en cada región e identificar los posibles cambios de las comunidades marinas en el tiempo y espacio de dicha región; se obtuvo que para Uriás la principal pesca artesanal es de camarón, seguida de algunos moluscos y finalmente de sierra del Pacífico. Otro estudio donde se habla someramente de la composición ictiofaunística del sistema Uriás es en Van Der Heiden y Findley (1988) que realizaron un listado de peces marinos y estuarinos del sur del estado de Sinaloa, reportando un total de 600 especies de peces para el sur del estado, pertenecientes a 318 géneros y 110 familias.

Con respecto a estudios de carácter abiótico en nuestro sitio de estudio: Cardoso-Mohedano (2013), dividió al sistema de acuerdo a su morfología e hidrología en diferentes áreas: 1) la zona cercana al puerto, con las mayores profundidades, más altas velocidades de corriente y tiempos de residencia más bajos, 2) la zona intermedia, que es la más ancha, presenta velocidades y tiempos de recambio medios, es la zona con más altos gradientes de temperatura y salinidad, y recibe las aguas de enfriamiento provenientes de la planta termoeléctrica que impactan local y estacionalmente al ecosistema y 3) la cabeza lagunar que es la más estrecha, presenta las velocidades más bajas, los tiempos de residencia más altos y es la que recibe descargas de las granjas acuícolas.



## JUSTIFICACIÓN

Las lagunas costeras y estuarios son de los ecosistemas más productivos del mundo y sustentan gran diversidad de comunidades entre las cuales encontramos a los peces, por lo que estos ecosistemas son una fuente importante de proteína para los humanos y de gran relevancia económica, ya que la pesca ribereña que se lleva a cabo por parte de pescadores de pequeña escala en los sistemas lagunares estuarinos del Pacífico Mexicano contribuye hasta un 38% de la producción nacional. Por otro lado, estos ecosistemas poseen alta complejidad con características estructurales heterogéneas dando lugar a diferentes hábitats, microhábitats y condiciones fisicoquímicas exclusivas como resultado de su ubicación en la interfaz de dos masas de agua con diferentes propiedades fisicoquímicas, por lo que se consideran altamente vulnerables a cambios en las variables ambientales como los eventos asociados al cambio climático, los fenómenos del Niño y la Niña, y otros impactos antrópicos. Este dinamismo de las variables ambientales de dichos sistemas y otras características como la geomorfología, ciclo de nutrientes y conexiones espaciales con otros ecosistemas, pueden influir en la distribución, abundancia y biomasa de los peces. Por lo que entender el vínculo entre las interacciones de las condiciones físicas, biológicas y los impactos indirectos de las actividades humanas en la ictiofauna y los sistemas lagunares estuarinos, podría mejorar nuestra comprensión de los procesos ecológicos y del impacto de nuestra forma de vida en estos ecosistemas.



## HIPÓTESIS

Es probable que existan variaciones espacio-temporales en la estructura de la ictiofauna del sistema lagunar estuarino de Urías y la zona marina adyacente al sistema relacionadas con las actividades antrópicas y efectos climáticos.

## OBJETIVO GENERAL

Determinar los cambios espaciotemporales en la estructura de la ictiofauna en el sistema lagunar estuarino de Urías y la zona marina adyacente, y su relación con factores ambientales y antrópicos.

## OBJETIVOS PARTICULARES

- Analizar la estructura de la ictiofauna en el sistema lagunar estuarino de Urías y la zona de oleaje adyacente al sistema.
- Caracterizar cada sitio de muestreo de acuerdo con los factores ambientales de temperatura, salinidad y materia total suspendida, así como con área y altura de manglar del sistema.
- Analizar los efectos de las variables abióticas (temperatura, salinidad, materia total suspendida) que mejor explican las variaciones en la composición de peces en los diferentes sitios de muestreo, épocas climáticas y periodo antes-durante COVID-19.
- Determinar los parámetros de diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  para cada zona de muestreo, época climática y periodo del 2018 al 2021.
- Analizar qué factores ambientales (período, época climática, temperatura, salinidad, materia total suspendida y área de manglar) explican mejor la composición de la ictiofauna.



# **Variabilidad espacio-temporal en los ensamblajes de peces en un Sistema costero y estuarino en el Pacífico Oriental Tropical durante la antropausa**

Trabajo publicado en: Hernández-Álvarez, Y.; Ramírez-Ortiz, G.; Flores-de-Santiago, F.; Amezcua-Linares, F.; Muro-Torres, V.; Arceo-Carranza, D.; Amezcua, F. Spatiotemporal Variability in Fish Assemblages in a Coastal and Estuarine System in the Tropical Eastern Pacific during the Anthropause. *Diversity* 2023, 15, 934. <https://doi.org/10.3390/d15080934>



Article

# Spatiotemporal variability in fish assemblages in a coastal and estuarine system in the Tropical Eastern Pacific during the anthropause

Yareli Hernández-Álvarez<sup>1</sup>, Georgina Ramírez-Ortiz<sup>2</sup>, Francisco Flores-de-Santiago<sup>3</sup>, Felipe Amezcua-Linares<sup>3</sup>, Víctor Muro-Torres<sup>4</sup>, Daniel Arceo-Carranza<sup>5</sup>, Felipe Amezcua<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Cto. de los Posgrados S/N, C.U., Coyoacán, México City 04510, Mexico; [hdz-alfarez.y94@outlook.es](mailto:hdz-alfarez.y94@outlook.es)

<sup>2</sup>Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Joel Montes Camarena s/n, Mazatlán 82000, Sinaloa, México; [gramirezortiz@ola.icmyl.unam.mx](mailto:gramirezortiz@ola.icmyl.unam.mx); [famezcua@ola.icmyl.unam.mx](mailto:famezcua@ola.icmyl.unam.mx)

<sup>3</sup>Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, Mexico City 04510, Mexico; [ffloresd@cmarl.unam.mx](mailto:ffloresd@cmarl.unam.mx), [amezcua@cmarl.unam.mx](mailto:amezcua@cmarl.unam.mx)

<sup>4</sup>CONACYT-Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, Av. Instituto Politécnico Nacional 195; La Paz 23096, B.C.S., México; [vmuro@cibnor.mx](mailto:vmuro@cibnor.mx)

<sup>5</sup>Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Sisal, Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. Puerto de Abrigo s/n, Sisal 97356, México;

\*Correspondence: [famezcua@ola.icmyl.unam.mx](mailto:famezcua@ola.icmyl.unam.mx); Tel.: 52-6699852845

**Citation:** Hernández-Álvarez, Y.; Ramírez-Ortiz, G.; Flores-de-Santiago, F.; Amezcua-Linares, F.; Muro, V.; Arceo-Carranza, D.; Amezcua F. Temporal variability in fish assemblages at a neotropical estuarine system in the Mexican North Pacific: climate against COVID-19 pandemic effects. *Diversity* **2023**, *x*, <https://doi.org/10.3390/xxxxx>

Academic Editor: Firstname Lastname

Received: date

Accepted: date

Published: date

**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



**Copyright:** © 2022 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4/>).

**Abstract:** Differences in fish assemblages' composition and their relationship with the environmental variables were analyzed in the Urías estuarine system, Mexican North Pacific. Environmental variables and fish catches were recorded bimonthly between June 2018 and November 2021, including a period before and during the COVID-19 pandemic. Multivariate analyzes were performed in the studied area, to define zones based on their environmental, biotic, and abiotic characteristics, and the effect of these on the fish assemblages. Two zones were identified, an estuarine with mangrove forest and a surf zone, in the coastal area outside the estuarine system. Fish composition, biomass, and diversity ( $\alpha$  and  $\beta$ ) were evaluated among the factors of the period (before-during COVID-19), climatic seasons, and zones. A total of 5,947 fish individuals of 41 species were collected using beach seines as fishing gear. The structure of the fish assemblages was different between zones and periods. Abiotic (temperature, salinity, and total matter suspended), biotic (mangrove area), and temporal (season, and period before-during COVID-19) variables had an effect on fish biomass and  $\alpha$  diversity, while the results of the  $\beta$  diversity only indicate changes in the nestedness component before-during the lockdown. These results indicate a change in fish assemblages' structure and composition between periods which might be a consequence of the limitation of human activities derived from the pandemic, climatic changes, or a combination of both effects. Our results show that fish assemblages in the estuarine systems of the Tropical Eastern Pacific are unique, and there is a need to establish local management strategies for these ecosystems.

**Keywords:** Mangrove forests, COVID-19,  $\alpha$ -diversity,  $\beta$ -diversity, Generalized Additive Models.

## 1. Introduction

Tropical coastal and estuarine systems support diverse communities and high biomass at different trophic levels, making them among the most productive ecosystems worldwide (Tockner and Stanford 2002, Junk et al. 2006). These coastal ecosystems host multiple species of fish that use them to feed, reproduce, and as

nursery habitats (Junk and Wantzen 2004). Besides that, these ecosystems are usually an essential source of protein for human populations and an utmost economic resource, especially for developmental emerging countries (Welcomme 2001).

The ichthyofauna in these systems is affected in two ways. Firstly, human activities can negatively affect fish communities and alter the natural functioning of aquatic ecosystems through stressors on the systems (Chu et al. 2014). Secondly, constant fluctuations in environmental factors (precipitation, tidal regime, temperature, salinity, etc.) affect the diversity and density of fish in tropical coastal systems (Lara-Lara et al. 2008, Chaudhuri et al. 2013, Newton et al. 2018)

In the first case, the stressors can be direct such as overexploitation of fishing resources, or cumulative, such as diffuse effects of habitat degradation associated with chemical alterations throughout a watershed (e.g., point source contaminant loads and nutrient transport disruption) leading to an abrupt increase in nutrient content and various xenobiotic elements (i.e., eutrophication) (Chu et al. 2014). In the second case, fish abundance and diversity are altered as a consequence of changes in the annual rainfall and river discharges induced by phenomena such as El Niño, La Niña, and the Pacific Decadal Oscillation (PDO), exacerbating the effects of sea level rise and changing the biogeochemical properties of the water (Sreekanth et al. 2019). As a result, these ecosystems are highly vulnerable to the effects of human impacts and climate change (Anthony et al. 2009).

It has been recognized that aquatic ecosystems respond positively to decreases in stress, and this reflects in the biodiversity (Chu et al. 2014). As a result of the global pandemic by COVID-19 declared by the World Health Organization on March 11, 2020, a drastic reduction in human activities occurred (Bayley 1995) which in turn resulted in a reduction of different stressors leading to a sudden drop in carbon and nitrogen dioxide emissions, improvements in water quality, decrease in pollution by anthropogenic waste, and reduction of acoustic pollution (Arora et al. 2020, World Health Organization 2020, Zambrano-Monserrate et al. 2020a, Chaudhuri and Bhattacharyya 2021), which in turn resulted in the increase in aquatic biota (Mallik et al. 2022).

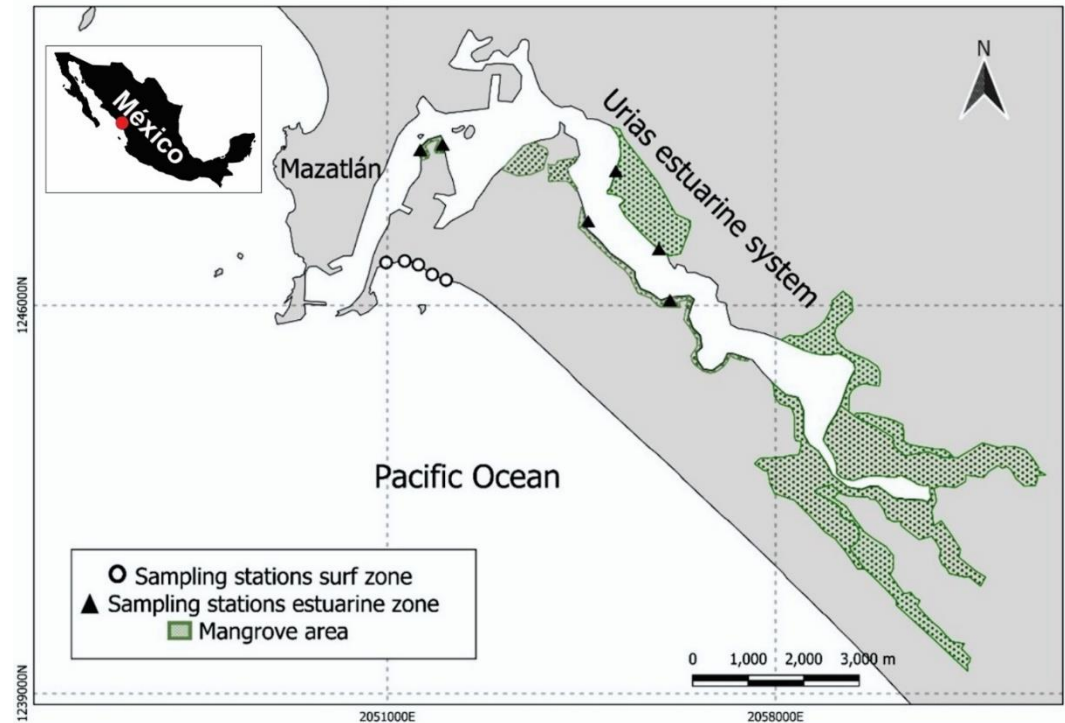
In the Mexican North Pacific preventive measures due to the pandemic led to the total or random closure of small-scale fishing, tourism, and port trade (Saadat et al. 2020), thus affecting the socioeconomic activities in the area. Estuarine systems in this region support small-scale fisheries from demersal and benthopelagic species of local and regional commercial importance (Amezcuca et al. 2019, Bennett et al. 2020). For the specific case of the Urías estuarine system, small-scale landings of fish did not increase during the anthropause, despite a steady increase of more than 10,000 metric tons per year, since 2016. A total of 169,887,307 tons were landed during the anthropause compared to 168,651,288 tons landed in 2019-, and 179,412,604 tons in 2021 when all the activities resumed ([CSL STYLE ERROR: reference with no printed form.], Amezcuca et al. 2019). Also, the cruise tourism sector had to face a suspension of activities of up to 12 months during the confinement (Sbarbati 2022), while maritime trade had a drastic drop of -7.4% compared to 2019 (Eliana P. Barleta and Ricardo J. Sánchez 2020).

Fish composition, and therefore fish landings in the Urías estuarine system changed seasonally due to its location at the Sinaloan Gap, which is a transition zone separating the temperate Cortez and the tropical Mexican biogeographic provinces (Amezcu-Linares 2009), and as a consequence, the climatic events that change the water temperature can affect the fish assemblages in this system. Hence, this work aimed to determine if there were changes in the fish assemblages of the Urías estuarine system and the contiguous marine area, through the comparison of abundance, biomass,  $\alpha$  (Hill numbers), and  $\beta$  diversity (turnover and nestedness) from 2018 to 2021, and if this variation could be related to the reduction of socio-economic activities due to the anthropause. We hypothesized that fish abundance, biomass, and diversity increased from 2018 to 2021, due to the global and local reduction/stability of socio-economic activities (e.g., trade, tourism, small-scale fishing) during the COVID-19 lockdown.

## 2. Materials and Methods

### 2.1 Study Area

The studied area was the estuarine system of Urías and the adjacent surf zone at the entrance of the system denominated Isla de la Piedra, on the northwestern coast of Mexico (Figure 1). Urías is a type II estuarine system (tide dominated estuary), communicated in its northern part through an inlet to the Pacific Ocean (Roy et al. 2001). It is populated by red mangrove (*Rhizophora mangle*), white mangrove (*Laguncularia racemosa*), and black mangrove (*Avicennia germinans*), with an average coverage of 1,153 ha, leading to high biological diversity and a complex food chain (Amezcu 2014, Amezcu et al. 2019, Valderrama-Landeros et al. 2021). This coastal system has average values of depth of 3 m, temperature of 25 °C, salinity of 33, precipitation per year of 812 mm, annual evaporation of 1500 mm, and water replacement time of 5.5 to 6.5 days. The main contribution of fresh water to this system comes from surface runoff and from the small streams located in the highest part of the lagoon, which includes a group of tidal channels that present a coefficient runoff of 14.24% with a daily natural surface runoff of 135,488 m<sup>3</sup> (Vasavilbazo Saucedo and Covantes Rodríguez 2012).



**Figure 1.** Urías estuarine system (Mexican North Pacific). Circles and triangles indicate the sampling stations at the studied zones.

### 1.2 Sampling Design

A suite of sampling stations was placed along different beaches in the studied area including both environments found in the system (estuarine and surf zone; Figure 1). At each station, the date, time, the abiotic variables of temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), and salinity ( $\text{‰}$ ) were recorded with a Horiba U-50 Series multiparameter water quality checker.

Fish were collected at each sampling station using an 80 m long by one-meter width beach seine net, with a mesh size of 1 cm. Because the depth at each sampling station was  $< 2$  m, the trawling was carried out from the beach covering a total area per haul of  $\sim 120$   $\text{m}^2$ , which was multiplied by the number of hauls made at each sampling station to calculate the actual sampled area. After each sampling endeavor, the collected organisms were iced and transported to the laboratory. Fish were identified to species level (Fischer et al. 1995, Amezcua-Linares 2009), and the biometric measurements of total length (TL) and total weight (PT) were recorded using an ichthyometer ( $+ 0.05$  mm) and a digital scale ( $0.01 - 200$  g  $+ 0.001$ ). Samples were collected bimonthly during the morning hours from June 2018 to November 2021, which included two pre-COVID pandemic years (2018 - 2019), and two years during the COVID pandemic restrictions (2020 - 2021).

To assess if the anthropause affected turbidity, we obtained the total suspended matter (mg/L) as it is a good indicator of the anthropogenic impact on coastal systems. This was obtained by downloading Sentinel-2 multispectral images from the official website of the European Space Agency (<https://scihub.copernicus.eu/>).



Image dates correspond to the field campaigns using the specific field-of-view T13QCF. Then, each image was selected in a 2A format with the atmospheric correction algorithm (sen2cor). Each of the sentinel-2 images was imported into the free SNAP software that extracts the band b5 (red-edge 704 nm), the area of each sampling site (10x10 m) and calculates the total suspended matter (mg/L) using the methodology of Mishra and collaborators (2021) for water quality monitoring in coastal areas (Mishra et al. 2021).

The studied area was divided into zones according to abiotic, biotic, and geomorphological characteristics. The biotic characteristics included mangrove extension and height, and total suspended matter (mg/L). Mangrove forest extension was quantified using a 200-m constant vector shape in front of the sampling station over a freely available Google Earth image. Mangrove height was calculated using a portable Vertex Laser VL400 hypsometer to estimate average values per specie.

With the abiotic, biotic, and geomorphological information, two zones were established: (1) Estuarine zone: which includes a tidal channel and a lagoon zone. The tidal channel is characterized by an estuarine beach with a mean depth of 1.5 m, strongly influenced by the cycle of semi-diurnal tides of the Pacific Ocean, and bordered by marginal black mangrove (*A. germinans*) with an average height of 3 m and extension of 1.5 ha. This area receives the highest human impact because it receives residual discharges from the city and industrial zone of Mazatlán, and it is the site with the highest traffic of ships (fishing, commercial, and tourist). The lagoon zone is distinguished by an estuarine beach with a mean depth of 1.5 m, influenced by freshwater inputs, and bordered by fringe red mangrove (*R. mangle*) with an average height of 5 m and extension of 0.17 ha. This zone is the most "conserved" in terms of mangrove forest and receives less anthropogenic impacts from the city and industry because it is further away. (2) Marine surf zone: represented by a coastal beach with a mean depth of 2 m, adjacent to the estuarine system of Uriás with a direct connection with the Pacific Ocean, and high effect of littoral currents, tidal forces, and waves from local wind. This zone is only impacted by beach tourism and small-scale coastal fishing.

Comparisons between fish diversity were made using the factors zones (estuarine and marine surf zone) as spatial variables; period (pre-COVID 2018-2019 and during-COVID restrictions 2020-2021), and season ([11](DC) Dry-cold, December to March; (DW) Dry-warm, April to June; (RW) Rainy-warm, July to November) as temporal variables (Amezcuca et al. 2019).

### 2.3 Analysis of Environmental Data

Differences in temperature (°C), salinity, and total suspended matter (mg/L) between the zones were analyzed for every season using a one-way ANOVA. Cochran's C test was used to test for homogeneity of variance, and Tukey's HSD test was used for pairwise mean comparison in case of significant results.

To determine spatiotemporal variations in zones according to their environmental characteristics (salinity, water temperature, total suspended matter, mangrove area, and height), multivariate analyzes (PERMANOVA and PCoA) were performed according to the aforementioned factors (zone, period, and season). Because environmental data involve multiple variables measured on different scales, a normalization procedure was applied, transforming each variable into a mean of 0 and a standard deviation of 1. Pearson's correlation coefficients and

corresponding P-values were tested using the RStudio “cor” function, to determine statistically significant correlations between environmental variables. If significant correlations were found, data were fourth-root transformed, and the analysis was rerun until the correlation was not significant. Afterward, a similarity matrix of environmental data between sampling stations was constructed using the Euclidean distance.

A permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was performed on the similarity matrix (Anderson et al. 2008), to test the  $H_0$ : the period before-during the COVID-19 pandemic is not different despite differences between the environmental factors analyzed, with a significance of  $p < 0.05$ . To reduce type I error, a Bonferroni test was applied by dividing  $\alpha$  (0.05) by the number of comparisons.

To visualize how the different sampling stations or periods clustered, in case of statistical differences, a Principal Coordinate Analysis (PCoA) was performed. This analysis allowed us to determine which features best-explained cluster separation through a two-dimensional scatterplot, and the environmental characteristics of each sampling station overlaid as vectors. The importance of a given environmental factor in the groups of sampling stations is indicated by the trajectory of the vector, so both axes have a scale from  $-n$  to  $n$ , with a centroid of value 0,0 where all the points should be if the null hypothesis was true (Anderson 2017).

#### 2.4 Analysis of fish assemblages

The similarity between fish assemblages at each zone, season, and period, was calculated based on biomass per species. To avoid variations among fishing operations, biomass data of each haul were standardized as Catch per Unit of Effort (CPUE) by dividing the number of organisms caught in each fishing operation by the swept area (i.e., the length of the net multiplied by the distance hauled) (Tolimieri et al. 2017)

To determine if the samples represented adequately the species composition in the studied area, randomized species accumulation curves were performed. Samples were randomized 1,000 times using Chao's 2 estimator which depends on the number of species found in a sample (Chao 1984), and estimates the number of species considering the species distribution between samples and the possibility to find new species, taking into account the rare species. Its arithmetic notation is:

$$S_{est} = S_{obs} + \left( \frac{Q_1^2}{2Q_2} \right)$$

Where  $S_{est}$  is the estimated number of species,  $S_{obs}$  is the observed number of species in the sample,  $Q_1$  is the number of species that occur in one sample only (unique species), and  $Q_2$  is the number of species that occur in two samples (Magurran 2004).

Spatiotemporal differences in fish assemblages were tested using hierarchical multivariate analyzes with period, season, and zone as levels. A matrix containing  $j$  columns (seine-hauls), and  $i$  lines (species), was created and from this, a Bray-Curtis similarity matrix was generated, where each zone was considered a replicate within each season and period. To test the  $H_0$  that fish assemblages did not differ according to the environmental factors, a PERMANOVA was used with a fixed factor (model type I), and its statistical significance was tested using a type

III sum of squares, with 10,000 unrestricted permutations of raw data (Anderson et al. 2008). A permutation test was conducted to examine the homogeneity of species composition between zone, season, and period, using the PERMDISP routine from PRIMER 7. To determine if periods, seasons, and zones differed, pairwise tests were performed by applying a Bonferroni procedure to correct multiple comparisons.

To identify the environmental variables that affected the variation of fish assemblages between periods, seasons, and zones, a distance-based linear model permutation test (DistLM) was performed, meeting the assumption of this analysis (the number of samples was higher than the number of variables) [40] [45,46]. In this analysis, the variation in the data is partitioned and displayed as a resemblance matrix calculated by multiple regression models [46]. Additionally, a marginal test shows the amount of variation explained by each variable ignoring the other variables, and a sequential test (forward direction) selects individual variables based on the Akaike information criterion (AIC). The lowest AIC values indicated the parsimonious model (the best combination of environmental variables that explain fish assemblages' composition), and the proportion of explained variation attributed to each variable is added to the model as a function of the other variables already present [40]. Based on the parsimonious model selected, a distance-based redundancy analysis (dbRDA) was conducted, to visualize the relationship between environmental variables and fish assemblages' composition. To determine which species accounted for most of the dissimilarities among the spatiotemporal compositions, a similarity of percentages analysis (SIMPER, Bray–Curtis index, and cutoff at 90%) was used (Collins and Williams 1982, Clarke and Warwick 1994), thereby identifying characteristic species for each system.

Once the factors that contribute to the observed differences in fish assemblages were identified,  $\alpha$ -diversity indices were computed based on haul-specific species biomass data standardized by the CPUE. The  $\alpha$  diversity was estimated using Hill numbers or effective species numbers ( ${}^qD$ ), which are the number of equally likely elements needed to produce the given value of the diversity index (Jost 2007, Chao et al. 2012). The selected indices were: order 0 or species richness ( ${}^0D$ ), which gives disproportionate weight to rare species because it is not sensitive to the biomass of the species; order 1 or exponential of the Shannon entropy ( ${}^1D$ ), sensitive to the number of common species in the community since the influence of each species depends on its biomass in the sample; and order 2 or inverse concentration of Simpson ( ${}^2D$ ), sensitive to the number of dominant species in the community since it favors species with high biomass (Jost 2006, 2007, Chao et al. 2012). Differences between these indices according to the contributed factors were analyzed using factorial ANOVA. Homoscedasticity of variances was checked using Cochran's C test, and if significant differences were found, pairwise comparisons were performed using a Tukey HSD test.

Hill numbers and biomass values were used as response variables in Generalized Additive Models (GAM), which replace the linear form  $\sum B_j X_j$  with a sum of smooth functions  $\sum S_j(X_j)$ , where the  $S_j()$ 's are unspecified functions estimated using a scatterplot smoother in an interactive procedure called a local scoring algorithm [29]. In contrast, explanatory variables were the environmental

factors that affected the fish assemblages' composition according to the previous multivariate analyzes (period, season, temperature, salinity, total matter suspended, and mangrove area). According to the behavior of the data, the binomial probability distribution was used with a logit link function (biomass, and hill numbers 1D and 2D), and Gaussian with a natural logarithm link function in the case of species richness.

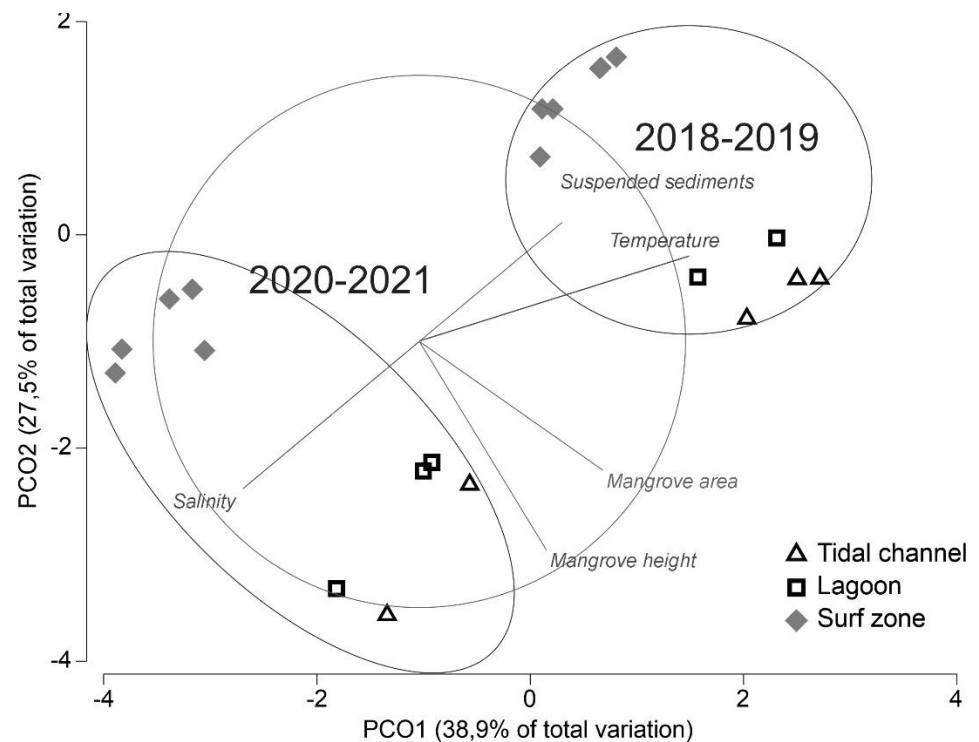
The biomass per species matrix was transformed to a presence matrix, to calculate the local contribution of each sample to both components of  $\beta$ -diversity (turnover and nestedness), using the Jaccard dissimilarity coefficient (Jaccard 1912). Parametric statistical tests were undertaken in STATISTICA 12 (StatSoft Inc.). Multivariate analyzes and species accumulation curves were completed using PRIMER 7 with PERMANOVA (PRIMER-e, serial no. 7875) (Clarke and Warwick 2001, Anderson et al. 2008).  $\alpha$ -diversity, hill numbers, and  $\beta$ -diversity components (turnover and nestedness) were estimated using the function "beta.div.comp" of the package "adespatial" (Baselga 2010, Dray et al. 2018) and GAM were performed using the "mgcv" package in R (Team 2020).

### 3. Results

#### 3.1. Analysis of Environmental Data

Marked seasonal differences were found in water temperature according to the established climatic seasons, as it was significantly lower during the DC season ( $23.94 \pm 1.01$  °C), followed by the DW season ( $27.7 \pm 1.06$  °C), and the RW season ( $32.52 \pm 0.74$  °C;  $F_{(2, 17)} = 53.38$ ,  $p < 0.05$ ). In contrast, no significant differences were found for salinity and total suspended matter between seasons. Additionally, no significant correlations were found among environmental variables after normalization (Pearson's correlation coefficient = 0.53,  $p > 0.05$ ).

Based on environmental data, significant differences for the factor period (pseudo- $F_{(1,19)} = 3.90$ ,  $p = 0.002$ ), and zone (pseudo- $F_{(2,19)} = 7.68$ ,  $p = 0.001$ ) were revealed by PERMANOVA, while no significant differences were found between climatic seasons (pseudo- $F_{(2,19)} = 1.94$ ,  $p > 0.05$ ). Differences between zones were displayed in the PCoA graph (Figure 2), where the sampling stations exhibited horizontal separation (PCO1 explained 38.9% of the variation), and vertical separation (PCO2 explained 27.5% of the variation). According to the period, suspended sediments and temperature were relevant previous to the COVID-19 pandemic, and then decreased during the anthropause, whilst salinity was relevant during the COVID-19 pandemic when this parameter increased, and also was related to the separation between the surf area and the areas inside the lagoon. According to zones, the relevant factors were the mangroves' presence in the estuarine areas, but absent in the surf zone. (Figure 2).



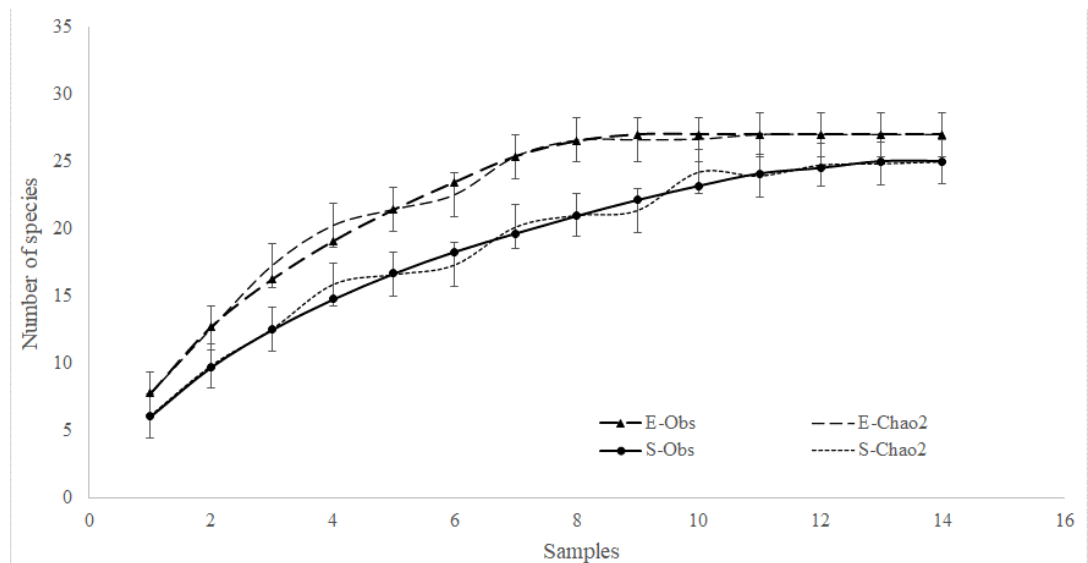
**Figure 2.** Principal coordinate analysis (PCoA) plot showing relationships between environmental and spatiotemporal variables.

### 3.2 Analysis of Fish Assemblages

A total of 5,947 fish individuals were collected, corresponding to 41 species, being the most important in terms of biomass the striped herring *Lile stolifera* (28.57%), the California halfbeak *Hyporhamphus rosae* (16.73%), the white mullet *Mugil curema* (9.88%), and the Pacific crevalle jack *Carax caninus* (9.40%). The estuarine zone was characterized by high biomass of the striped herring *L. stolifera* (59.48%), followed by the mullet *M. curema* (17.45%) and the dark-spot mojarra *Eucinostomus entomelas* (4.83%). In contrast, in the surf zone, the highest biomass corresponded to the California halfbeak *H. rosae* (38.3%), followed by the Pacific crevalle jack *C. caninus* (20.97%), and the yellowfin herring *Pliosteostoma lutipinnis* (13.34%). The rest of the species represent less than 27.4% of the total biomass (Table 1).

In terms of total abundance, the striped herring *L. stolifera* (49.21%), the Pacific crevalle jack *C. caninus* (13.57%), and the California halfbeak *H. rosae* (8.38%) were the most relevant. In the estuarine zone, the most abundant species were the striped herring *L. stolifera* (75.95%), and the mojarras *E. entomelas* (7.41%), *E. gracilis* (5.05%). The most abundant species in the surf zone were the Pacific crevalle jack *C. caninus* 38.12%, the California halfbeak *H. rosae* (23.57%), and the Dove's longfin herring *Opisthopterus dovii* (10.26%).

The sample-based rarefactions using Chao 2 model showed that the sampling effort was representative of both studied zones (Figure 3), with equal values between potential and observed species for both systems.



**Figure 3.** Observed and estimated fish species accumulation curves for the studied zones. E-Obs: observed species in the estuarine zone. S-Obs: observed species in the surf zone. E-Chao2: estimated species in the estuarine zone. S-Chao2: estimated species in the surf zone. Estimated species were calculated using Chao’s 2 estimator based on presence/absence data.

PERMANOVA results showed significant differences in fish assemblages’ composition between periods (pseudo- $F_{(1,19)} = 1.83, p < 0.05$ ) and zones (pseudo- $F_{(2,19)} = 2.79, p < 0.05$ ) (Supplementary Material Table S1), but no differences were found between seasons (pseudo- $F_{(2,19)} = 1.38, p > 0.1$ ). According to PERMDISP, the composition of the fish groups was homogeneous among the factors, that is, the data were only influenced by position effects according to the significance of the PERMANOVA test.

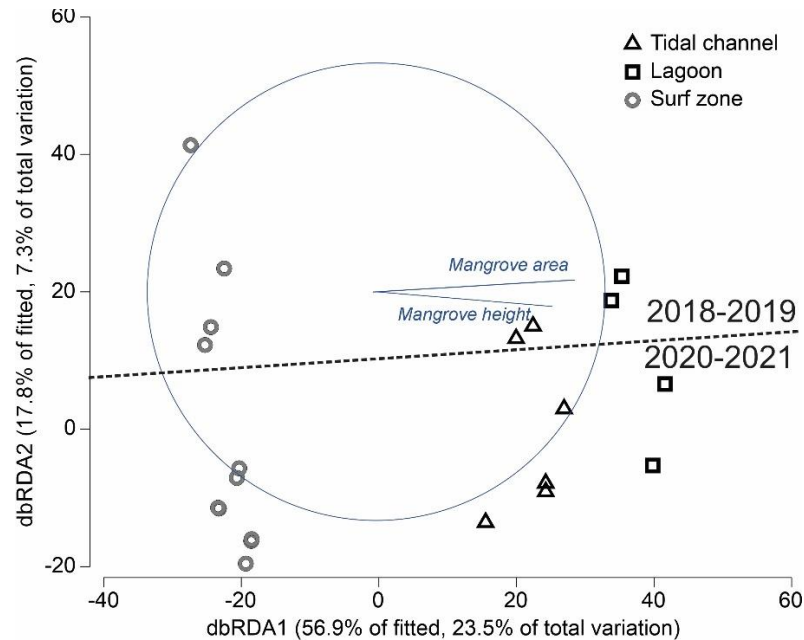
**Table 1.** Abundance (a) and biomass (b, g/m<sup>2</sup>) of the fish species in the Urías system in the period 2018 to 2021 per zone. EZ=Estuarine zone, SZ= Surf zone, T = total for both zones combined.

Family	Species	aEZ	aSZ	aT	bEZ	bSZ	bT
Elopidae	<i>Elops affinis</i>	10	1	11	4.31	1.01	5.33
Pristigasteridae	<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0	101	101	0	17.53	17.53
	<i>Opisthopterus dovii</i>	0	215	215	0	2.19	2.19
Engraulidae	<i>Anchoa naus</i>	5	0	5	0.1	0	0.1
	<i>Anchoa walkeri</i>	0	65	65	0	1.54	1.54
Clupeidae	<i>Harengula thrissina</i>	0	8	8	0	0.97	0.97
	<i>Lile stolidera</i>	2930	0	2930	115.61	0	115.61
	<i>Opisthonema libertate</i>	0	3	3	0	0.06	0.06
Poeciliidae	<i>Poeciliopsis latidens</i>	5	0	5	0.001	0	0.001
Gobiidae	<i>Ctenogobius sagittula</i>	13	1	14	0.09	0	0.09
	<i>Gobiosoma paradoxum</i>	9	0	9	0.02	0	0.02

	<i>Rhinogobiops nicholsii</i>	5	0	5	0.006	0	0.006
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	93	10	103	33.92	4.36	38.28
	<i>Mugil cephalus</i>	40	0	40	2.18	0	2.18
Cichlidae	<i>Oreochromis sp.</i>	1	1	2	0.015	0.015	0.03
Atherinopsidae	<i>Leuresthes sp.</i>	77	92	169	0.13	0.30	0.43
	<i>Atherinella sp.</i>	1	0	1	0.002	0	0.002
Carangidae	<i>Caranx caninus</i>	9	799	808	1.31	27.69	29.00
	<i>Oligoplites saurus</i>	1	0	1	0.13	0	0.13
	<i>Oligoplites refulgens</i>	2	15	17	0.04	0.15	0.19
	<i>Selene brevoortii</i>	0	1	1	0	0.1	0.1
	<i>Trachinotus kennedyi</i>	0	9	9	0	0.22	0.22
	<i>Trachinotus paitensis</i>	6	60	66	0.36	2.04	2.40
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus saltator</i>	0	1	1	0	0.09	0.09
	<i>Hyporhamphus rosae</i>	5	494	499	0.59	50.34	50.93
Belonidae	<i>Tylosurus pacificus</i>	0	1	1	0	5.08	5.08
Cyclopsettidae	<i>Citharichthys gilberti</i>	1	0	1	0.02	0	0.02
Gerreidae	<i>Diapterus brevirostris</i>	0	5	5	0	0.1	0.1
	<i>Eucinostomus dowii</i>	74	0	74	3.95	0	3.95
	<i>Eucinostomus currani</i>	59	7	66	2.76	1.13	3.88
	<i>Eucinostomus entomelas</i>	286	0	286	9.39	0	9.39
	<i>Eucinostomus gracilis</i>	195	0	195	7.11	0	7.11
	<i>Gerres simillimus</i>	12	0	12	7.37	0	7.37
Haemulidae	<i>Rhencus macracanthus</i>	6	0	6	0.18	0	0.18
Lutjanidae	<i>Lutjanus argentiventris</i>	3	0	3	0.52	0	0.52
	<i>Lutjanus colorado</i>	6	6	12	2.25	8.48	10.74
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	1	0	1	2.02	0	2.02
Scianidae	<i>Menticirrhus elongatus</i>	0	32	32	0	1.57	1.57
	<i>Umbrina xanti</i>	0	47	47	0	2.97	2.97
Polynemidae	<i>Polydactylus approximans</i>	0	115	115	0	3.88	3.88
	<i>Polydactylus opercularis</i>	0	2	2	0	0.23	0.23

The DistLM marginal test (Supplementary Material Table S2) indicated that mangrove height and area were the most important predictors for fish assemblages' composition. This pattern was exhibited in the dbRDA plot, which showed a clear aggragation of fish assemblages according to the factors, explaining 74.7% of the variation. The majority of the variation in the fitted model is explained by the horizontal axis (56.9%), which relates to the mangrove height and coverture. The fish assemblages in the estuarine zone were grouped to the right, and separated from the sampling stations of the surf zone to the left (Figure 4). The vertical axis explained 17.8% of the variability in the fitted model and it is related to variables that were not significant in the marginal test, such as salinity, temperature, and total suspended matter. However, these abiotic and biotic variables determined the separation of the

fish assemblages on the vertical axis of the graph according to the period before-during the COVID-19 pandemic, which agrees with the significant differences in biomass obtained in PERMANOVA concerning this period (Figure 4).



**Figure 4.** Distance-based redundancy analysis (dbRDA) plot performed from the distance-based linear model permutation test (DistLM) that describes the aggrupation of sampling stations due to its fish assemblages' composition. Vectors indicate environmental variables with significant effect, markers correspond to studied zones (estuarine and surf zones), while the dotted line divide samples in the previous (2018-2019) and during (2020-2021) COVID-19 restriction periods.

SIMPER indicated that the Average Dissimilarity (AD) between the estuarine zone and the surf zone was 68.34%. But when analyzing specific regions this number changed considerably; the AD between the surf zone and the tidal channel was 0.49%, and between the surf zone and the lagoon zone was 88.8%. The fish species contributing prominently to the aggrupation of sampling stations of the surf zone were pelagic species such as the California halfbeak *H. rosae*, the Pacific crevalle jack *C. caninus*, the pompano *T. paitensis*, and the bobo *P. aproximans*. For the estuarine zone, fish species from benthopelagic and demersal habitats such as the striped herring *L. stolifera*, mullets *M. curema*, mojarras (*E. currani*, *E. entomelas*, *E. gracilis.*), snappers (*L. argentiventris*, *L. Colorado*, and *L. novemfasciatus*) and the Pacific ladyfish *E. affinis*, contributed to the separation of these habitats.

In terms of spatiotemporal factors, the AD between the periods before-during Covid-19 was 84.36%. In the surf zone previous to the COVID-19 pandemic, fish species such as the Pacific crevalle jack *C. caninus*, the bobo *P. aproximans*, the pompano *T. paitensis*, and the croaker *M. elongatus*, were representative, while during pandemic restrictions the California halfbeak *H. rosae*, the Pacific crevalle jack *C. caninus*, and the yellowfin herring *P. lutipinnis* dominated. In contrast, for the estuarine zones in pre-COVID-19 years snapper *L. Colorado*, and mojarras (*E. entomelas*, and *G. simillimus*), were representative, whilst during COVID-19



restrictions as characterized by the high presence and biomass of mullet (*M. curema*), striped herring *L. stolifera*, mojarra *E. currani*, and Pacific ladyfish *E. affinis*. (Supplementary Material Table S3).

For the  $\alpha$ -diversity indicators, no significant differences were found according to the factors analyzed (period, season, and zone) or their interactions.  ${}^0D$  values varied from 3 in the surf zone at the DWS during the COVID-19 pandemic period, to 13 in the same period at the estuarine system during the RWS season, however, no significant differences were observed ( $p > 0.1$ ).  ${}^1D$  also exhibited no significant differences ( $p > 0.1$ ), with values from 1.4 at the estuarine system at the DWS during the COVID-19 restrictions, to 6.4 in the same system and period, but during the RWS season.  ${}^2D$  showed no significant differences ( $p > 0.1$ ), but variation in its values, from 1.17 at both zones during the pandemic at the DWS and DCS, to 5.52 at the estuarine system at the RWS during COVID-19 restrictions.

According to the GAM, abiotic (temperature, salinity, and total matter suspended), biotic (mangrove area), temporal (season, and period), and spatial (zone) variables affected fish biomass and diversity (Table 2). First, fish biomass was better explained by the variation in water temperature, mangrove area, and the period before-during the COVID-19 pandemic, with deviance explained at 58.3%, but only the former had significant differences. However, the period factor was kept in the model because if removed, the obtained explained deviance was 47.7%, and the factor's temperature and mangrove extension lost significance. A similar situation occurred with the variables that were not significant in the richness model (Supplementary Material Table S4 and Figure S1).

Second, for species richness ( ${}^0D$ ) the analysis showed that salinity gradient, season, and zone had an effect on this indicator, but only the first was significant, probably as a result of inter intra-annual seasonality (Supplementary Material Table S5 and Figure S2). Third, for diversity  ${}^1D$  the GAM showed that total suspended matter, and season (deviance explained 52.4%) had an effect on this indicator, but no statistical differences were found (Supplementary Material Table S6 and Figure S3). Finally,  ${}^2D$  seems to be better explained by total suspended matter and season but no statistical differences were found either (Supplementary Material Table S7 and Figure S4).

For  $\beta$ -diversity, the nestedness component (species richness differences) and the spatial turnover (species replacement) did not show significant differences between zones ( $F_{\beta_{jine} (2,17)} = 0.159, p > 0.1$ ;  $F_{\beta_{jtu} (2,17)} = 0.757, p > 0.1$ ), or seasons ( $F_{\beta_{jine} (2,17)} = 0.397, p = 0.678$ ;  $F_{\beta_{jtu} (2,17)} = 1.65, p = 0.221$ ). The nestedness component was different according to the period ( $t_{\beta_{jine} (18)} = 1.239, p < 0.05$ ), but the spatial turnover during this period was not different ( $t_{\beta_{jtu} (18)} = -0.96865, p > 0.1$ )

Response variable	Select Variables	% DV	AIC	R <sup>2</sup>
Biomass	s(Temperature)*+ Mangrove area*+ Period	58.3	149.05	0.465
${}^0D$	s(Salinity)*+ Season+ Zone	61.1	86.07	0.447
${}^1D$	s(Total matter suspended)+ Season	52.4	76.89	0.424
${}^2D$	s(Total matter suspended)+ Season	49.5	71.59	0.386

**Table 2.** A summary of GAM used. \* indicates statistically significant results. . DV= Deviance explained, AIC= Akaike information criterion, R<sup>2</sup>= Coefficient of determination. <sup>0</sup>D = Hill number order 0, <sup>1</sup>D = Hill number order 1, <sup>2</sup>D= Hill number order 2.

#### 4. Discussion

With the emergence of the COVID-19 pandemic, which triggered a decrease in many human activities worldwide, the effect of this event on biodiversity began to be studied (Zambrano-Monserrate et al. 2020b, Bates et al. 2021, Gilby et al. 2021). Our study is the first analysis of changes in fish assemblages in a tropical estuarine system before and during this event in the Tropical Eastern Pacific.

##### 4.1. Environmental data and habitat characteristics

The measurement of physical, biological, and other environmental variables allowed us to identify zones within the studied system, as well as temporal patterns. Within the estuarine system, the lagoon zone is bordered by tall red mangrove areas reduced by the presence of contiguous aquaculture lands (Vasavilbazo Saucedo and Covantes Rodríguez 2012). In contrast, the tidal channel is bordered by large areas of short black mangroves. Its reduced height is due to the stress induced by the higher salinity within this area and attributed to the large human settlements nearby (Zúñiga-Zataráin 2011, Vasavilbazo Saucedo and Covantes Rodríguez 2012, Sánchez-Rodríguez and Calvario-Martínez 2019). Outside the system, the surf zone is devoid of vegetation and has a high connection with the estuarine system due to its location near the inlet.

The seasonal changes are related to the fluctuations in temperature and rain, causing lower temperatures and total suspended matter but high salinity during the DC season, higher total suspended matter and temperature and higher salinity during the DW season, and higher temperatures and total suspended matter, but lower salinities during the RW season. At the beginning of the rainy season, surface runoff of freshwater increases, causing a considerable amount of freshwater to enter the estuary and the ocean, provoking a decrease in salt concentration and an increase in total matter suspended dragged by the rains, while during the dry seasons, the total matter suspended dragged into the system decrease and salinity increase due to the increase in evaporation and the entry of seawater into the system (Paez-Ozuna et al. 2010, Serrano and Valle-Levinson 2021). However, the seasonal changes were not found to be an important factor when defining the spatiotemporal changes observed in the studied area, probably as a consequence of the shortness of the time series analyzed, which preclude us from finding significant results in terms of temporal changes.

Multivariate results indicated that changes occurred in total suspended matter, which was lower during the pandemic compared to the period before the closure, and the salinity which was higher during confinement compared to the period before the pandemic. These results point to an effect of the COVID-19 pandemic on these factors. Previous studies have reported that during the anthropause the levels of total suspended matter and total suspended solids decreased abnormally during confinement on some coasts of the world (Jayaram et al. 2021, Patterson Edward et al. 2021, Azidane et al. 2023), thus improving the quality of the water, which is

consistent with our research since the total suspended matter was significantly lower during the pandemic period, therefore, we attribute this effect to the probable decrease in wastewater discharges from the industrial, tourist, and fishing sectors into the Urías estuarine system during the contingency.

Concerning the behavior of the salinity and temperature, Shehhi *et al.* 2021 (Al Shehhi and Abdul Samad 2021) mention that there was a cooling of 0.5°C in the average surface temperature of various coastal areas during the anthropause, while Sala *et al.* 2022 (Sala *et al.* 2022) mention that in this period there were also slightly higher salinities that are attributed to the decrease in wastewater discharges of the tourism sector, which also agrees with our results. Likewise, studies in other oceans have highlighted that as a consequence of the lockdown, the concentrations of nutrients, microplastics, and heavy metals decreased in the studied area (Patterson Edward *et al.* 2021), but in the present study those parameters were not assessed.

It is necessary to point out that our study period coincides with a change from a weak El Niño event, which occurred before the pandemic (2018-2019), to a moderate La Niña event during 2020-2021 (Center). As such, the observed changes could also be related to these oscillations, as the pre-pandemic years had higher temperatures and higher precipitation as a result of El Niño, which resulted in lower salinities and higher total matter suspended because of the runoff. In contrast, the period during the pandemic lockdown showed lower temperature, as a result of La Niña, and also total suspended matter, but higher salinity, which can be explained by the decrease in the temperature and the rainfall, causing droughts, which in turn increases the salinity and decrease the total matter suspended (Center). Unfortunately, we cannot say with certainty whether the changes observed in environmental variables during the pandemic are the result of a joined effect of climatic variables and confinement since we did not carry out a study on a broader time scale where we could better observe these effects. Additionally, during 2021 the environmental variables tended to return to the values they presented before the pandemic, which could not be explained by climatic events, but probably by the reactivation and reopening of some socioeconomic activities.

#### 4.2. Fish assemblages

According to the rarefaction model used, the species found in both the mangrove and surf zone adequately represented the fish species in the habitats analyzed within the system. In terms of species composition and biomass, the estuarine system is mainly inhabited by small pelagics and demersal species (Amezcuca *et al.* 2019); the typical estuarine conditions in this zone seem to favor the presence of estuarine resident species like *L. stolifera*, and other regular visitors of these zones such as Gerreidae and Lujanidae. In contrast, the surf zone was inhabited by typical marine species that use this area as a nursery and refuge, as well as some predators that probably take advantage of the high abundance of juvenile organisms, such as the Pacific needlefish, *T. pacificus*, and other species of large jacks and pompanos eventually found in this zone.

Multivariate analyzes allowed us to determine that the fish assemblage biomass and composition were clearly and significantly different between the estuarine zone with values higher than the surf zone. The presence of mangrove forests was the

variable with the highest effect on the structure and composition of the fish assemblages; the highest variation explained by the dbRDA plot across the horizontal axis indicates the importance of these ecosystems for fish assemblages in semi-arid regions (Amezcuca et al. 2019). This is relevant information considering that an important part of these areas is reduced due to the urban and industrial growth that borders a large part of the lagoon (Vasavilbazo Saucedo and Covantes Rodríguez 2012). The presence of mangrove forests serves also as a proxy for the hydrological regime and salinity variations, which are typical of estuarine conditions and favor the presence of certain fish species (Amezcuca et al. 2019). In contrast, the surf zone is a typical marine area influenced by Urías estuarine system, but that is also used as a nursery and refuge zone by juvenile marine fish species, as the presence of waves creates conditions favorable to the early life stages of typical marine fish (Ayvazian and Hyndes 1995).

The other important variable for the observed grouping of fish assemblages was the temporary effect of the years previous and during the COVID-19 pandemic. Some studies have indicated an increase in fish density and diversity as a consequence of the lockdown resulting from the COVID-19 pandemic (Patterson Edward et al. 2021, Olán-González et al. 2022). Although changes in the fishing assemblages were evident, the mean abundances did not change significantly from one period to another, as neither changed the mean diversity values estimated using the Hill numbers. In contrast, the GAM indicated that the environmental parameters and their interactions determined the spatiotemporal variation of the fish assemblages, therefore, we tried to rescue the simplest models that best explained the variation in biomass and  $\alpha$  diversity, which agreed with the results of the multivariate analyzes contemplating the area of mangrove and period During-Before COVID-19 as an important predictor of biomass, while the most important factors in defining diversity  $\alpha$  of fish assemblages were temperature, salinity, total suspended matter and season. According to the  $\beta$ -diversity, only had differences in nestedness component (species richness differences) between the period before-during COVID-19.

At the beginning of the pandemic, there was a rapid change in the composition of fish species but no significant changes in diversity or biomass were observed in this period. The carnivorous/omnivorous species that dominated before the pandemic was replaced by planktivorous species that had a higher presence during the confinement. This observation coincided with the drastic reduction in human activities, as tourism was completely stopped, and small-scale fishing was reduced, therefore maritime traffic decreased diminishing the pollution. However, these changes also coincided with climatic fluctuations caused by El Niño Southern Oscillation (ENSO) as a change from La Niña conditions changed to El Niño conditions. This climatic phenomenon was likely the case for the observed differences in environmental variables, and this has previously been discussed elsewhere (Funes-Rodríguez et al. 2011, Andreotti et al. 2021).

As this study was not initially aimed to do a comparison of fish assemblage's structure and composition under these scenarios, it is not possible to ascertain the reason for these observed changes. For one part it is known that some fish species can be more sensitive to noise from boats moving away from this type of

disturbance, making it more difficult to fish or sight them, consequently, in the absence of noise, many fish return to occupy different micro-ecosystems within the estuary (Olán-González et al. 2022), which allows a redistribution of species and its biomass. The higher presence of species that were not common before the confinement, and a decrease in the presence of species that dominated before the COVID-19 pandemic could be a consequence of this. But for the other part, the climatic changes could also be responsible for these observed changes in fish assemblage structure and composition.

Previous studies have documented that the species composition, biomass, and diversity of estuarine fish have strong relationships with different environmental factors, especially temperature, and salinity (Pittman 2003, Pittman et al. 2004, Whitfield and Pattrick 2015). Results from this study confirm the importance of salinity, temperature, and total suspended matter in defining the composition of fish assemblages, as these factors could act as a physiological barrier that can shape the structure of fish assemblages (Faunce et al. 2004, Vega-Cendejas and Hernández De Santillana 2004, Barletta et al. 2005, Chaudhuri et al. 2013), and these factors changed from one period to another. The observed changes in the structure of fish assemblages and the diversity may be a combined response of climatic changes and confinement, as it seems that the climatic effects, were exacerbated by either an increment or decrement of human activities. So, although the changes in environmental variables have a delayed effect (Hofmann and Powell 1998, Moraes et al. 2012), human activities could make these changes be observed in shorter periods.

In conclusion, it is likely that the observed changes in the structure, composition, and diversity of fish assemblages, together with the changes in environmental variables before and during the COVID-19 pandemic, were related to the decrease in human activities as a consequence of the lockdown together with the climatic effects. This indicates that fish assemblages respond to the surrounding environment in terms of habitat structure, including the vegetation and specific seasonal water conditions, but also respond to short and medium-term changes in water quality as a consequence of human and climatic events. These results are relevant because indicate the importance of human activities in shaping fish assemblages, and how these could affect local fisheries, as these systems represent the livelihood for many small-scale fishers that depend on these ecosystems. Further studies would be convenient with larger time series in the area to know the true impact of climatic effects on fish communities in the studied area, as well as studies analyzing the concentration of pollutants previous, during, and after the COVID-19 pandemic. However, this first approach provided an insight into the complexity of the studies in tropical estuarine systems, considering also human and climatic interactions.

**Supplementary Materials:** The following supporting information can be downloaded at: [www.mdpi.com/xxx/s1](http://www.mdpi.com/xxx/s1)

**Author Contributions:** “Conceptualization, Y.H.A., F.A., G.R.O., F.F.S., and V.M.; methodology, Y.H.A., F.A., F.F.S., and G.R.O.; software, Y.H.A., F.A., F.F.S., and G.R.O.; validation, X F.A., F.F.S, and G.R.O.; formal analysis, Y.H.A., F.A., F.F.S., F.A.L. and G.R.O.;

investigation, Y.H.A., F.A., F.F.S., and F.A.L.; resources, V.M., F.A.L., Y.H.A., and F.A.; data curation, F.A., G.R.O., F.F.S., and Y.H.A.; writing—original draft preparation, F.A., G.R.O., F.F.S., and Y.H.A.; writing—review and editing, V.M., F.A., G.R.O., F.F.S., F.A.L., and Y.H.A.; visualization, V.M., F.A., G.R.O., F.F.S., F.A.L., and Y.H.A.; supervision, F.A., G.R.O., F.A.L., and F.F.S.; project administration, F.A., F.F.S., F.A.L., and G.R.O.; funding acquisition, F.A.L., F.A., V.M., and F.F.S. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.”

**Funding:** The National Autonomous University of México (UNAM) through the Institute of Marine Sciences and Limnology (ICMyL), funded the sapling program and laboratory research and analysis through the COVID-19 research grant, and paid the processing charge fee for this article.

**Institutional Review Board Statement:** “The study was conducted in accordance with the Ethics Code of the National Autonomous University of Mexico, and all the samples were legally obtained from fishers with the appropriate fishing permits issued by the National Commission for Fisheries and Aquaculture”

**Data Availability Statement:** Data supporting reported results can be found at <https://www.icmyl.unam.mx/uninmar/>

**Acknowledgments:** We thank R. Cruz-García for his help processing the samples and sorting the database, C. Suárez for editing the figures, and all the fishers that participated in the sampling program for their help in obtaining the fish samples, and environmental data.

**Conflicts of Interest:** “The authors declare no conflict of interest.”

## References

1. Junk, W.J.; Brown, M.; Campbell, I.C.; Finlayson, M.; Gopal, B.; Ramberg, L.; Warner, B.G. The Comparative Biodiversity of Seven Globally Important Wetlands: A Synthesis. *Aquat. Sci.* **2006**, *68*, 400–414. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
2. Tockner, K.; Stanford, J.A. Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends. *Environ. Conserv.* **2002**, *29*, 308–330. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
3. Junk, W.J.; Wantzen, K.M. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications—an Update. In Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional. Phnom Penh, Kingdom of Cambodia, 11–14 February 2004; pp. 117–149. [[Google Scholar](#)]
4. Welcomme, R.L. *Inland Fisheries: Ecology and Management*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations; Blackwell Science: Rome, Italy, 2001. [[Google Scholar](#)]
5. Chu, C.; Minns, C.K.; Lester, N.P.; Mandrak, N.E. An Updated Assessment of Human Activities, the Environment, and Freshwater Fish Biodiversity in Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2014**, *72*, 135–148. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
6. Lara-Lara, R.; Arreola-Lizarraga, J.; Calderon-Aguilera, L.; Camacho-Ibar, V.; Lanza-Espino, D.L.G.; Escofet-Giansone, A.; Espejel, I.; Guzmán-Arroyo, M.; Ladah, L.; López-Hernández, M.; et al. Los

- Ecosistemas Costeros, Insulares y Epicontinentales. *J. Comp. Capital. Nat. México* **2008**, *1*, 109–134. [[Google Scholar](#)]
7. Chaudhuri, A.; Mukherjee, S.; Homechaudhuri, S. Dinámica Estacional de Comunidades de Peces En Una Marisma Intermareal de Sundarbans Indio. *Sci. Mar.* **2013**, *77*, 301–311. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  8. Newton, A.; Brito, A.C.; Icely, J.D.; Derolez, V.; Clara, I.; Angus, S.; Schernewski, G.; Inácio, M.; Lillebø, A.I.; Sousa, A.I.; et al. Assessing, Quantifying and Valuing the Ecosystem Services of Coastal Lagoons. *J. Nat. Conserv.* **2018**, *44*, 50–65. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  9. Sreekanth, G.B.; Jaiswar, A.K.; Zacharia, P.U.; Pazhayamadom, D.G.; Chakraborty, S.K. Effect of Environment on Spatio-Temporal Structuring of Fish Assemblages in a Monsoon-Influenced Tropical Estuary. *Environ. Monit. Assess.* **2019**, *191*, 1–27. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  10. Anthony, A.; Atwood, J.; August, P.; Byron, C.; Cobb, S.; Foster, C.; Fry, C.; Gold, A.; Hagos, K.; Heffner, L. Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Ramifications in US Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecol. Soc.* **2009**, *14*, 8. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  11. Bayley, P.B. Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. *Bioscience* **1995**, *45*, 153–158. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  12. Chaudhuri, P.; Bhattacharyya, S. Impact of COVID-19 Lockdown on the Socioenvironmental Scenario of Indian Sundarban. In *Environmental Resilience and Transformation in Times of COVID-19: Climate Change Effects on Environmental Functionality*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2021; pp. 25–36. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  13. Zambrano-Monserrate, M.A.; Ruano, M.A.; Sanchez-Alcalde, L. Indirect Effects of COVID-19 on the Environment. *Sci. Total Environ.* **2020**, *728*, 138813. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  14. World Health Organization Archived: WHO Timeline—COVID-19. Available online: <https://www.who.int/news/item/27-04-2020-who-timeline—COVID-19> (accessed on 27 August 2022).
  15. Arora, S.; Bhaukhandi, K.D.; Mishra, P.K. Coronavirus Lockdown Helped the Environment to Bounce Back. *Sci. Total Environ.* **2020**, *742*, 140573. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  16. Mallik, A.; Chakraborty, P.; Bhushan, S.; Nayak, B.B. Impact of COVID-19 Lockdown on Aquatic Environment and Fishing Community: Boon or Bane? *Mar. Policy* **2022**, *141*, 105088. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
  17. Saadat, S.; Rawtani, D.; Hussain, C.M. Environmental Perspective of COVID-19. *Sci. Total Environ.* **2020**, *728*, 138870. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
  18. Amezcua, F.; Ramirez, M.; Flores-Verdugo, F. Classification and Comparison of Five Estuaries in the Southeast Gulf of California Based on Environmental Variables and Fish Assemblages. *Bull. Mar. Sci.* **2019**, *95*, 139–159. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
  19. Bennett, N.J.; Finkbeiner, E.M.; Ban, N.C.; Belhabib, D.; Jupiter, S.D.; Kittinger, J.N.; Mangubhai, S.; Scholtens, J.; Gill, D.; Christie, P. The COVID-19 Pandemic, Small-Scale Fisheries and Coastal Fishing Communities. *Coast. Manag.* **2020**, *48*, 336–347. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

20. Peces y Mariscos Comerciales | Biodiversidad Mexicana. Available online: <https://www.biodiversidad.gob.mx/diversidad/alimentos/peces> (accessed on 3 May 2023).
21. Sbarbati, P. *Impacto de la Pandemia de Enfermedad Por Coronavirus (COVID-19) en la Industria del Turismo de Cruceros en el Gran Caribe*; Documentos de Proyectos(LC/TS.2022/66); Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL): Santiago, Chile, 2022. [[Google Scholar](#)]
22. Eliana, P.; Barleta; Ricardo, J. Sánchez Informe Portuario 2020: El Impacto de La Pandemia Del COVID-19 en El Comercio Marítimo, Transbordo y Throughput de Los Puertos de Contenedores de América Latina y El Caribe. Available online: [https://perfil.cepal.org/l/es/pub/2020\\_ES.pdf](https://perfil.cepal.org/l/es/pub/2020_ES.pdf) (accessed on 22 May 2023).
23. Amezcua-Linares, F. *Peces Demersales Del Pacífico de México*; Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México: Ciudad de México, Mexico, 2009; ISBN 978-970-764-558-5. [[Google Scholar](#)]
24. Roy, P.S.; Williams, R.J.; Jones, A.R.; Yassini, I.; Gibbs, P.J.; Coates, B.; West, R.J.; Scanes, P.R.; Hudson, J.P.; Nichol, S. Structure and Function of South-East Australian Estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2001**, *53*, 351–384. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
25. Valderrama-Landeros, L.; Flores-Verdugo, F.; Rodríguez-Sobreyra, R.; Kovacs, J.M.; Flores-de-Santiago, F. Extrapolating Canopy Phenology Information Using Sentinel-2 Data and the Google Earth Engine Platform to Identify the Optimal Dates for Remotely Sensed Image Acquisition of Semiarid Mangroves. *J. Environ. Manag.* **2021**, *279*, 111617. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
26. Amezcua, F. Introduction on Managing Fisheries in Estuarine Systems of Mexico and Central America. In *Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries*; Amezcua, F., Bellgraph, B., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2014; pp. 1–28. ISBN 978-94-017-8916-5. [[Google Scholar](#)]
27. Vasavilbazo Saucedo, A.; Covantes Rodríguez, C. *Construcción Social de Inostenibilidad En El Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa*, 1st ed.; Universidad Autónoma de Sinaloa: Mazatlán, Mexico, 2012; ISBN 9780415475976. [[Google Scholar](#)]
28. Fischer, W.; Krupp, F.; Schneider, W.; Sommer, C.; Carpenter, K.; Niem, V. *Guía FAO Para La Identificación de Especies Para Los Fines de La Pesca, Pacífico Centro-Oriental*; FAO: Rome, Italy, 1995; ISBN 92-5-303408-4. [[Google Scholar](#)]
29. Mishra, D.R.; Kumar, A.; Muduli, P.R.; Acharyya, T.; Acharya, P.; Singh, S.; Rastogi, G. Landfall Season Is Critical to the Impact of a Cyclone on a Monsoon-Regulated Tropical Coastal Lagoon. *Sci. Total Environ.* **2021**, *770*, 145235. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
30. Anderson, M.J.; Gorley, R.N.; Clarke, K.R. *Primer + for Permanova: Guide to Software and Statistical Methods*. 214; Primer-e: Plymouth, UK, 2008. [[Google Scholar](#)]
31. Anderson, M.J. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Stat. Ref. Online* **2017**, *1*, 1–15. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]



32. Tolimieri, N.; Holmes, E.E.; Williams, G.D.; Pacunski, R.; Lowry, D. Population Assessment Using Multivariate Time-Series Analysis: A Case Study of Rockfishes in Puget Sound. *Ecol. Evol.* **2017**, *7*, 2846–2860. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
33. Chao, A. Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scand. J. Stat.* **1984**, *11*, 265–270. [[Google Scholar](#)]
34. Magurran, A.E. *Measuring Biological Diversity*, 1st ed.; Blakwell Publishing: Oxford, UK, 2004; ISBN 0-632-05633-9. [[Google Scholar](#)]
35. Collins, N.R.; Williams, R. Zooplankton Communities in the Bristol Channel and Severn Estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **1982**, *9*, 1–11. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
36. Clarke, K.R.; Warwick, R.M. Similarity-Based Testing for Community Pattern: The Two-Way Layout with No Replication. *Mar. Biol.* **1994**, *118*, 167–176. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
37. Jost, L. Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology* **2007**, *88*, 2427–2439. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
38. Chao, A.; Chiu, C.-H.; Hsieh, T.C. Proposing a Resolution to Debates on Diversity Partitioning. *Ecology* **2012**, *93*, 2037–2051. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
39. Jost, L. Entropy and Diversity. *Oikos* **2006**, *113*, 363–375. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
40. Jaccard, P. The Distribution of The Flora in The Alpine Zone.1. *New Phytol.* **1912**, *11*, 37–50. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
41. Clarke, K.R.; Warwick, R.M. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd ed.; Plymouth Marine Laboratory, Ed.; Plymouth Marine Laboratory: Plymouth, UK, 2001; ISBN 1855311402, 9781855311404. [[Google Scholar](#)]
42. Dray, S.; Blanchet, G.; Borcard, D.; Clappe, S.; Guenard, G.; Jombart, T.; Larocque, G.; Legendre, P.; Madi, N.; Wagner, H.H. Package “Adespatial”. *R Package Version* **2018**, *82*, 3–8. [[Google Scholar](#)]
43. Baselga, A. Partitioning the Turnover and Nestedness Components of Beta Diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2010**, *19*, 134–143. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
44. Team, R.C. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing Website. Available online: <https://www.r-project.org/> (accessed on 12 May 2022).
45. Bates, A.E.; Primack, R.B.; Biggar, B.S.; Bird, T.J.; Clinton, M.E.; Command, R.J.; Richards, C.; Shellard, M.; Geraldi, N.R.; Vergara, V.; et al. Global COVID-19 Lockdown Highlights Humans as Both Threats and Custodians of the Environment. *Biol. Conserv.* **2021**, *263*, 109175. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
46. Gilby, B.L.; Henderson, C.J.; Olds, A.D.; Ballantyne, J.A.; Bingham, E.L.; Elliott, B.B.; Jones, T.R.; Kimber, O.; Mosman, J.D.; Schlacher, T.A. Potentially Negative Ecological Consequences of Animal Redistribution on Beaches during COVID-19 Lockdown. *Biol. Conserv.* **2021**, *253*, 108926. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
47. Sánchez-Rodríguez, M.A.; Calvario-Martínez, O. Evaluación Espacial y Estacional Del Estado Trófico En El Sistema Estuarino Uriás, Mazatlán, México. *Ideas Cienc. Ing.* **2019**, *1*, 9–26. [[Google Scholar](#)]

48. Zúñiga-Zataráin, C.R. *Capacidad de Carga del Estero de Urías*; Sinaloa POR: Mazatlán, Mexico, 2011; p. 167. [[Google Scholar](#)]
49. Serrano, D.; Valle-Levinson, A. Effects of River Discharge and the California Current on Pycnocline Depth at the Eastern Entrance to the Gulf of California. *Cont. Shelf Res.* **2021**, *215*, 104356. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
50. Paez-Ozuna, F.; Montañón-Ley, Y.; Bojorquez-Leyva, H. Intercambio de Agua, Fosforo y Material Suspendido Entre El Sistema Lagunar Del Puerto de Mazatlán y Las Aguas Costeras Adyacentes. *Rev. Int. Contam. Ambient.* **2010**, *6*, 19–32. [[Google Scholar](#)]
51. Jayaram, C.; Roy, R.; Chacko, N.; Swain, D.; Punnana, R.; Bandyopadhyay, S.; Choudhury, S.B.; Dutta, D. Anomalous Reduction of the Total Suspended Matter During the COVID-19 Lockdown in the Hooghly Estuarine System. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 454. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
52. Azidane, H.; Primadona, N.P.; Boko, M.; Elbouhaddioui, M.; Magrane, B. Impacts of COVID-19 Lockdowns on Water Quality along the Coast of Morocco. *Water Pract. Technol.* **2023**, *18*, 901–910. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
53. Patterson Edward, J.K.; Jayanthi, M.; Malleshappa, H.; Immaculate Jeyasanta, K.; Laju, R.L.; Patterson, J.; Diraviya Raj, K.; Mathews, G.; Marimuthu, A.S.; Grimsditch, G. COVID-19 Lockdown Improved the Health of Coastal Environment and Enhanced the Population of Reef-Fish. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, *165*, 112124. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
54. Al Shehhi, M.R.; Abdul Samad, Y. Effects of the COVID-19 Pandemic on the Oceans. *Remote Sens. Lett.* **2021**, *12*, 325–334. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
55. Sala, M.M.; Peters, F.; Sebastián, M.; Cardelús, C.; Calvo, E.; Marrasé, C.; Massana, R.; Pelejero, C.; Sala-Coromina, J.; Vaqué, D.; et al. COVID-19 Lockdown Moderately Increased Oligotrophy at a Marine Coastal Site. *Sci. Total Environ.* **2022**, *812*, 151443. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
56. Center, N.C.P. NOAA's Climate Prediction Center. Available online: [https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php) (access ed on 21 October 2022).
57. Ayvazian, S.G.; Hyndes, G.A. Surf-Zone Fish Assemblages in South-Western Australia: Do Adjacent Nearshore Habitats and the Warm Leeuwin Current Influence the Characteristics of the Fish Fauna? *Mar. Biol.* **1995**, *122*, 527–536. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
58. Olán-González, M.; Reyes-Bonilla, H.; Arreola-Alarcon, I.M.; Uribe, R.V.; Olivier, D. COVID-19 Lockdown Reveals Fish Density May Be Much Higher in Marine Reserves. *bioRxiv* **2022**, 492376. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
59. Funes-Rodríguez, R.; Zárate-Villafranco, A.; Hinojosa-Medina, A.; González-Armas, R.; Hernández-Trujillo, S. Mesopelagic Fish Larval Assemblages during El Niño-Southern Oscillation (1997–2001) in the Southern Part of the California Current. *Fish. Oceanogr.* **2011**, *20*, 329–346. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

60. Andreotti, G.F.; Alves, J.C.; Alves, D.C.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. The Response of Fish Functional Diversity to the El Niño Southern Oscillation (ENSO) in a Neotropical Floodplain. *Hydrobiologia* **2021**, *848*, 1207–1218. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
61. Pittman, S.; Mcalpine, C.; Pittman, K. Linking Fish and Prawns to Their Environment: A Hierarchical Landscape Approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2004**, *283*, 233–254. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
62. Pittman, S. *Linking Fish and Prawns to Their Environment in Shallow Water-Marine Landscapes*; University of Oxford: Oxford, UK, 2003. [[Google Scholar](#)]
63. Whitfield, A.K.; Patrick, P. Habitat Type and Nursery Function for Coastal Marine Fish Species, with Emphasis on the Eastern Cape Region, South Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2015**, *160*, 49–59. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
64. Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U.; Hubold, G. The Role of Salinity in Structuring the Fish Assemblages in a Tropical Estuary. *J. Fish. Biol.* **2005**, *66*, 45–72. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
65. Vega-Cendejas, M.E.; Hernández De Santillana, M. Fish Community Structure and Dynamics in a Coastal Hypersaline Lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2004**, *60*, 285–299. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
66. Faunce, C.H.; Serafy, J.E.; Lorenz, J.J. Density-Habitat Relationships of Mangrove Creek Fishes within the Southeastern Saline Everglades (USA), with Reference to Managed Freshwater Releases. *Wetl. Ecol. Manag.* **2004**, *12*, 377–394. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
67. Moraes, L.E.; Paes, E.; Garcia, A.; Möller, O.; Vieira, J. Delayed Response of Fish Abundance to Environmental Changes: A Novel Multivariate Time-Lag Approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2012**, *456*, 159–168. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
68. Hofmann, E.E.; Powell, T.M. Environmental Effects-Marine Fisheries S23 Environmental Variability Effects ON Marine Fisheries: Four Case Histories. *Ecol. Appl.* **1998**, *8*, 23–32. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

## DISCUSIÓN GENERAL

Con el surgimiento de un evento inusual como la pandemia de COVID-19, que desencadenó una disminución de muchas actividades humanas a nivel mundial, se comenzó a estudiar el efecto de este evento sobre la biodiversidad (Bates et al. 2021, Chaudhuri y Bhattacharyya 2021, Gilby et al. 2021). Nuestro estudio es el primer análisis de los cambios en los ensamblajes de peces en un sistema estuarino tropical antes y durante este evento en el Pacífico oriental tropical.

### Datos ambientales y características del hábitat

La medición de variables ambientales físicas y biológicas nos permitió identificar zonas y patrones temporales en el sistema estudiado. Dentro del sistema lagunar estuarino, la zona de la laguna está bordeada por manglares rojos altos, pero con áreas de distribución reducidas debido a la ocupación de estanques y granjas acuícolas en las zonas contiguas (Vasavilbazo y Covantes 2012). En contraste, el canal de marea está bordeado por grandes áreas de manglar negro, los cuales poseen una altura reducida, probablemente debido al estrés inducido por una mayor salinidad dentro de esta zona que se atribuye a las descargas de residuos de los grandes asentamientos humanos cercanos, así como por su cercanía a la boca de la laguna costera (Zúñiga-Zataráin 2011, Vasavilbazo y Covantes 2012, Sánchez-Rodríguez y Calvario-Martínez 2019). Fuera del sistema, la zona de oleaje carece de vegetación y tiene una alta conexión con el sistema estuarino debido a su ubicación cercana a la ensenada.

En cuanto a las variables ambientales de acuerdo a la temporada climática, detectamos que durante la temporada seca-fría (SF) los valores de temperatura y materia total suspendida fueron bajos, pero los de salinidad fueron altos, mientras que durante la temporada seca-calurosa (SC) la materia suspendida total, la temperatura y la salinidad tuvieron valores altos, y finalmente durante la temporada lluviosa-calurosa (LC) la temperatura y la materia total suspendida fueron altas, pero la salinidad baja. Lo cual puede ser explicado por los cambios estacionales que están relacionados con las fluctuaciones de temperatura y lluvia, ya que al inicio de la estación lluviosa aumenta la escorrentía superficial de agua dulce, provocando el ingreso de una cantidad considerable de agua dulce al Sistema Lagunar Estuarino (SLE) y al océano, ocasionando una disminución en la concentración de sales y un aumento de la materia total suspendida arrastrada por las lluvias. Mientras que, durante la época seca, la materia total suspendida que es arrastrada al sistema disminuye y la salinidad aumenta debido al aumento de la evaporación y la entrada de agua de mar al sistema (Paez-Ozuna et al. 2010, Serrano y Valle-Levinson 2021). Esta estacionalidad ha sido previamente registrada para este sistema (Amezcuca et al. 2019). Sin embargo, los cambios estacionales no fueron importantes a la hora de definir los cambios espacio-temporales observados en el



área de estudio, probablemente debido a la brevedad de la serie temporal analizada, lo que nos impidió encontrar resultados significativos.

Los resultados de los análisis multivariados apuntan a un efecto de la pandemia de Covid-19, ya que se observaron cambios en la materia total suspendida; la cual presentó valores menores durante la pandemia que antes del cierre de actividades, y la salinidad; con valores mayores durante el confinamiento en comparación con el período anterior a la pandemia. Estudios previos han reportado que durante la antropausa, los niveles de materia total suspendida y sólidos suspendidos totales disminuyeron anormalmente en algunas costas del mundo (Jayaram et al. 2021, Patterson Edward et al. 2021, Azidane et al. 2023), mejorando así la calidad del agua, lo cual es consistente con nuestra investigación ya que la materia suspendida total fue significativamente menor durante el período de pandemia; por lo tanto, atribuimos este efecto a la probable disminución de las descargas de aguas residuales y a la disminución de actividades socioeconómicas, que ya hemos mencionado antes, de los sectores industrial, turístico y pesquero en el sistema lagunar estuarino de Urías durante la contingencia.

En cuanto al comportamiento de la salinidad y la temperatura, se ha mencionado que hubo un enfriamiento de 0.5 °C en la temperatura superficial promedio de varias zonas costeras debido a la antropausa (Al Shehhi y Abdul Samad 2021), mientras que en este período también hubo salinidades ligeramente superiores que se atribuyen a la disminución de las descargas de aguas residuales del sector turístico (Sala et al. 2022), lo que también concuerda con nuestros resultados, ya que durante el año de confinamiento (2020) se reportaron únicamente 3,538,708 turistas en Sinaloa en comparación al año anterior (2019) con 4,737,527 turistas (Gobierno del Estado de Sinaloa, 2021), además se reportó que durante 2020 las llegadas turísticas internacionales descendieron 68% en México (Sbarbati 2022). Adicionalmente, estudios en otros océanos han puesto de manifiesto que, como consecuencia del confinamiento, las concentraciones de nutrientes, microplásticos y metales pesados disminuyeron (Pablo y Quezada 2020, Al Shehhi y Samad 2021, Edward et al. 2021), aunque, en el presente estudio, esos parámetros no fueron evaluados.

Es necesario señalar que nuestro período de estudio coincide con un cambio de un evento débil del Niño que ocurrió antes de la pandemia (2018-2019), a un evento moderado de la Niña durante 2020-2021 (Climate Prediction Center Internet Team). Por lo tanto, los cambios observados también podrían estar relacionados con estas oscilaciones, ya que los años previos a la pandemia tuvieron temperaturas y precipitaciones altas como resultado de El Niño, lo que resultó en salinidades bajas y mayor cantidad de materia total suspendida debido al aumento de la escorrentía superficial. En cambio, el período del confinamiento por la pandemia mostró baja temperatura y materia total suspendida pero alta salinidad, lo cual podría ser producto de La Niña, ya que este evento provoca sequías, que a su vez aumenta la salinidad y disminuye la materia suspendida total (Climate Prediction Center Internet Team). Desafortunadamente, no podemos decir con certeza si los cambios observados en las variables



ambientales durante la pandemia son el resultado de un efecto conjunto de las variables climáticas y el confinamiento, ya que no realizamos este estudio en una escala de tiempo más amplia donde pudiéramos observar mejor estos efectos. Adicionalmente, durante 2021, las variables ambientales tendieron a regresar a los valores que presentaban antes de la pandemia, lo que no podría explicarse por eventos climáticos, pero sí probablemente por la reactivación y reapertura de algunas actividades socioeconómicas.

### Ensamblajes de peces

De acuerdo con el modelo de rarefacción utilizado, las especies encontradas tanto en el manglar como en la zona de oleaje representaron adecuadamente a las especies de peces en los hábitats analizados dentro del sistema, adicionalmente el número de especies encontradas en este trabajo es superior a las reportadas previamente en el mismo sistema (Amezcuca et al. 2019), aunque es menor con respecto a otros ecosistemas estuarinos del Pacífico Tropical Mexicano como la laguna costera de Las Guásimas Sonora o la Joya Buenavista en Chiapas. (Padilla-Serrato et al. 2016, Romero-Berny et al, 2020).

En términos de composición de especies y biomasa, el SLE está habitado principalmente por pequeños pelágicos y especies demersales, tal como se ha reportado previamente (Amezcuca et al. 2019). Por otra parte, las condiciones estuarinas típicas dentro de este sistema parecen favorecer la presencia de especies estuarinas residentes como *L. stolifera* y otros visitantes habituales de estas zonas como especies de las familias Gerreidae y Lujanidae. En contraste, la zona de oleaje estuvo habitada principalmente por especies marinas típicas que utilizan esta área como sitio de crianza y refugio, así como algunos depredadores que probablemente se aprovechan de la alta abundancia de organismos juveniles, como el pez aguja del Pacífico, *T. pacificus* y otras especies de jureles y pámpanos grandes que eventualmente se encuentran en esta zona.

Los análisis multivariados permitieron determinar que la composición y la biomasa del ensamble de peces de la zona estuarina fue clara y significativamente diferente, con valores superiores a la zona de oleaje. Mientras que la variable con mayor efecto sobre la estructura y composición de los ensambles de peces fue la presencia de manglares, otros estudios han indicado la importancia de estos ecosistemas para los ensamblajes de peces en las regiones semiáridas (Amezcuca et al. 2019). Este resultado es información relevante considerando que una parte importante de estas áreas se encuentra en reducción debido al crecimiento urbano e industrial que bordea gran parte de la laguna (Vasavilbazo y Covantes 2012). La presencia de bosques de manglares también sirve como indicador del régimen hidrológico y las variaciones de salinidad, que son típicas de las condiciones estuarinas y favorecen la presencia de ciertas especies de peces (Amezcuca et al. 2019, Muro-Torres et al. 2022). Por el contrario, la zona de oleaje es un área marina típica influenciada por el sistema lagunar estuarino de Urías, pero



que también es utilizada como zona de crianza y refugio por especies de peces marinos juveniles, ya que la presencia de olas crea condiciones favorables para las primeras etapas de vida de los peces marinos (Ayvazian y Hyndes 1995).

Otra variable importante para la agrupación observada de ensamblajes de peces fue el efecto temporal de los años anteriores y durante la pandemia de COVID-19. Algunos estudios han indicado un aumento en la densidad y diversidad de peces como consecuencia del bloqueo resultante de la pandemia de COVID-19 (Edward et al. 2021, Olán-González et al. 2022). Aunque los cambios en los ensambles de peces fueron evidentes, las abundancias medias no cambiaron significativamente de un período a otro, como tampoco cambiaron los valores medios de diversidad estimados utilizando los números de Hill. En contraste, el GAM indicó que los parámetros ambientales y sus interacciones determinaron la variación espaciotemporal de los ensambles de peces, lo cual dificulta la interpretación de los resultados debido a la intervención de múltiples variables. Sin embargo intentamos rescatar los modelos más simples que mejor explicaban la variación de la biomasa y la diversidad  $\alpha$ , en consecuencia, los resultados de los GAM concordaron con los resultados de los análisis multivariados contemplando el área de manglares y el período durante–antes del COVID-19 como un predictor importante de la biomasa, mientras que los factores más importantes para definir la diversidad  $\alpha$  de los ensamblajes de peces fueron la temperatura, la salinidad, la materia suspendida total y la estación climática.

De acuerdo con la diversidad  $\beta$ , al comienzo de la pandemia, hubo un cambio rápido en la composición de las especies de peces, pero no se observaron cambios significativos en la diversidad o la biomasa en este período. Por lo que, de acuerdo con el SIMPER, las especies carnívoras/omnívoras que dominaban antes de la pandemia fueron sustituidas por especies planctívoras con mayor presencia durante el confinamiento, así como también especies que no eran avistadas frecuentemente antes de la pandemia comenzaron a aumentar su presencia durante el confinamiento, mientras que las especies dominantes disminuyeron su presencia ante la pandemia. Estas observaciones coinciden con la drástica reducción del turismo, el comercio, la pesca artesanal y el tráfico marítimo, causadas por la pandemia COVID-19, lo que a su vez redujo diversos tipos de contaminación en el sistema lagunar estuarino. Por un lado, se sabe que algunas especies de peces pueden ser más sensibles a la contaminación sonora, ya que el sonido de las embarcaciones puede afectar la comunicación y el comportamiento de estos organismos, en consecuencia, se alejan de este tipo de perturbaciones lo que dificulta su pesca o avistamiento; aunque nosotros no medimos este factor, la disminución documentada ante el confinamiento de embarcaciones podría explicar que muchos peces regresaran a ocupar diferentes microhábitats dentro del SLE en ausencia de ruido (Olán-González et al. 2022), lo que permitió la redistribución de especies y su biomasa. Por otro lado, los peces reaccionan positivamente a mejoras en la calidad del agua, lo cual podría explicar la relación de los ensamblajes de peces con la disminución de materia total suspendida durante la antropausa, lo cual también



podría estar asociado a la disminución de actividades socioeconómicas debido a una disminución de descargas residuales en este cuerpo de agua.

Sin embargo, estos cambios también coincidieron con las fluctuaciones climáticas causadas por El Niño Oscilación del Sur (ENOS) como un cambio de condiciones de El Niño a La Niña. Este fenómeno climático fue probablemente el caso de las diferencias observadas en las variables ambientales, y esto se ha discutido previamente en otros estudios (Funes-Rodríguez et al. 2011, Andreotti et al. 2021).

Como este estudio no tenía como objetivo inicial realizar una comparación de la estructura y composición del ensamblaje de peces en estos escenarios, no es posible determinar el motivo de estos cambios observados, ya que no realizamos un análisis en una escala temporal más grande que pudiera abarcar los cambios provocados por eventos climáticos como la oscilación del sur.

Por otro lado, estudios anteriores han documentado que la composición de especies, la biomasa y la diversidad de los peces de los SLE tienen una fuerte relación con diferentes factores ambientales, especialmente la temperatura y la salinidad (Pittman 2003, Pittman et al. 2004, Whitfield y Patrick 2015). Los resultados de este estudio confirman la importancia de la salinidad, la temperatura y la materia suspendida total en la definición de la composición de los ensamblajes de peces, ya que estos factores podrían actuar como una barrera fisiológica que puede dar forma a la estructura de la ictiofauna (Fauce et al. 2004, Vega-Cendejas y Hernández De Santillana 2004, Barletta et al. 2005, Chaudhuri et al. 2013). Los cambios observados en la estructura de los ensamblajes de peces y la diversidad podría ser una respuesta combinada de los cambios climáticos y los efectos indirectos del confinamiento. Así, aunque los cambios en las variables ambientales tienen un efecto retardado que se refleja en los ensamblajes de peces después de un periodo de tiempo (Hofmann y Powell 1998, Moraes et al. 2012), los impactos indirectos de las actividades socioeconómicas podrían hacer que estos cambios se observen en períodos más cortos.





## CONCLUSIONES GENERALES

Los cambios observados en la estructura, composición y diversidad de los ensamblajes de peces, junto con los cambios temporales en las variables ambientales parecen estar relacionados con la disminución de las actividades socioeconómicas como consecuencia del confinamiento, en conjunto con los efectos climáticos que ocurrieron al mismo tiempo. Este cambio indicó que los ensamblajes de peces responden al entorno circundante en términos de estructura del hábitat, incluida la vegetación y las condiciones estacionales específicas del agua, pero también responden a cambios en el corto y mediano plazo en la calidad del agua debido a efectos indirectos de las actividades humanas y eventos climáticos. Por lo que, estos resultados muestran los posibles impactos y consecuencias de las actividades socioeconómicas en la ictiofauna de los sistemas lagunares estuarinos.

Estudios con series de tiempo más amplias permitirían establecer el efecto de los cambios climáticos en los ensamblajes de peces. Sin embargo, este primer enfoque proporciona una idea de la complejidad de los ecosistemas estuarinos tropicales, en donde las interacciones humanas y climáticas tienen efectos sobre la ictiofauna.



## LITERATURA CITADA

- Able KW, Wuenschel MJ, Grothues TM, Vasslides JM, Rowe PM, **2012**. Do surf zones in New Jersey provide “nursery” habitat for southern fishes?. *Environmental Biology of Fishes* 96: 661-675. <http://doi.org/10.1007/s10641-012-0056-8>
- Aburto-Oropeza O, Ezcurra E, Danemann G, Valdez V, Murray J, Sala E. **2008**. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 10456–10459. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804601105>
- Administración del Sistema Portuario Nacional Mazatlán. **2019**. Programa Maestro de Desarrollo Portuario. Mazatlán, Sinaloa: Secretaría de Comunicaciones y Transporte. [https://www.puertomazatlan.com.mx/APIWEB/GC/PMDP\\_2019-2024\\_API\\_MAZATLAN.PDF](https://www.puertomazatlan.com.mx/APIWEB/GC/PMDP_2019-2024_API_MAZATLAN.PDF)
- Al Shehhi RM, Samad YA. **2021**. Effects of the Covid-19 pandemic on the oceans. *Remote Sensing Letters*, 12(4): 325-334. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2021.1880658>
- Álvarez-Rubio M, Amezcua-Linares F, Yañez Arancibia A. **1986**. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM 13(1): 185–242.
- Amezcua F, **2014**. Introduction on Managing Fisheries in Estuarine Systems of Mexico and Central America. In: Amezcua F, Bellgraph B, editor. Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries. Estuaries of the World. Dordrecht, Netherlands: Springer. pp. 1-28. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2\\_1](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2_1)
- Amezcua F, Amezcua-Linares F, **2014**. Seasonal changes of fish assemblages in a subtropical lagoon in the SE Gulf of California. *The Scientific World Journal* 2014: 16–19. <https://doi.org/10.1155/2014/968902>
- Amezcua F, Ramirez M, Flores-Verdugo F. **2019**. Classification and comparison of five estuaries in the southeast Gulf of California based on environmental variables and fish assemblages. *Bulletin of Marine Science* 95: 139–159. <https://doi.org/10.5343/bms.2018.0018>
- Amezcua-Linares F. **1977**. Generalidades Ictiológicas del Sistema Lagunar Costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM 4(1): 1–26.
- Amezcua-Linares F. **2009**. Peces Demersales del Pacífico de México. Ciudad de México, México.: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 281.
- Anderson MJ. **2017**. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* 1: 1–15. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. **2008**. PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Andreotti GF, Alves JC, Alves DC, Agostinho AA, Gomes LC. **2021**. The response of fish functional diversity to the El Niño Southern Oscillation (ENSO) in a Neotropical floodplain. *Hydrobiología* 848: 1207–1218. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04491-9>
- Anthony A, Atwood J, August P, Byron C, Cobb S, Foster C, Fry C, Gold A, Hagos K, Heffner L, Kellogg D. Q, Lellis-Dibble K, Opaluch J. J, Oviatt C, Pfeiffer-Herbert A, Rohr N, Smith L, Smythe T, Swift J, Vinhateiro N. **2009**. Coastal lagoons and climate change: Ecological and Social Ramifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society* 14: 1. <http://www.jstor.org/stable/26268055>



- Arceo-Carranza D, Vega-Cendejas ME, Montero-Muñoz JL, Hernández de Santillana MJ. **2010**. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81(3): 823–837. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.003.652>
- Arora S, Bhaukhandi KD, Mishra PK. **2020**. Coronavirus lockdown helped the environment to bounce back. *Science of the Total Environment* 742: 140573. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140573>
- Ayala-Pérez L, Vasco-Villa O, Sosa-Lopez A. **2014**. Evaluación de las asociaciones de peces dominantes influenciadas por el ciclo nictemeral y la variación temporal en la Reserva de la Biósfera Los Petenes, Campeche, México. *Ciencia UAT* 9(1): 33–43. ISSN 2007-7521.
- Ayvazian SG, Hyndes GA. **1995**. Surf-zone fish assemblages in south-western Australia: do adjacent nearshore habitats and the warm Leeuwin Current influence the characteristics of the fish fauna?. *Marine Biology* 122: 527–536. <https://doi.org/10.1007/BF00350675>
- Azidane H, Primadona NP, Boko M, Elbouhaddioui M, Magrane B. **2023**. Impacts of COVID-19 lockdowns on water quality along the coast of Morocco. *Water Practice and Technology* 18(4): 901–910. <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.047>
- Barleta E, Sánchez RJ. **2021**. Informe Portuario 2020: el impacto de la pandemia del COVID-19 en el comercio marítimo, transbordo y throughput de los puertos de contenedores de América Latina y el Caribe. *Boletín Facilitación, Comercio y Logística en América Latina y el Caribe*. 386(2): 1-22. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/46979-informe-portuario-2020-impacto-la-pandemia-covid-19-comercio-maritimo-transbordo>
- Barletta M, Barletta-Bergan A, Saint-Paul U, Hubold G. **2005**. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66(1): 45–72. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00582.x>
- Baselga A. **2010**. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*. 19(1): 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Bates AE, Primack RB, Biggar BS, Bird TJ, Clinton ME, Command RJ, Richards C, Shellard M, Geraldini NR, Vergara V, Acevedo-Charry O, Colón-Piñeiro Z, Ocampo D, Ocampo-Peñuela N, Sánchez-Clavijo LM, Adamescu CM, Cheval S, Racoviceanu T, Adams MD, Kalisa E, Kuuire VZ, Aditya V, Anderwald P, Wiesmann S, Wipf S, Badihi G, Henderson MG, Loetscher H, Baerenfaller K, Benedetti-Cecchi L, Bulleri F, Bertocci I, Maggi E, Rindi L, Ravaglioli C, Boerder K, Bonnel J, Mathias D, Archambault P, Chauvaud L, Braun CD, Thorrold SR, Brownscombe JW, Midwood JD, Boston CM, Brooks JL, Cooke SJ, China V, Roll U, Belmaker J, Zvuloni A, Coll M, Ortega M, Connors B, Lacko L, Jayathilake DRM, Costello MJ, Crimmins TM, Barnett LA, Denny EG, Gerst KL, Marsh RL, Posthumus EE, Rodriguez R, Rosemartin A, Schaffer SN, Switzer JR, Wong K, Cunningham SJ, Sumasgutner P, Amar A, Thomson RL, Stofberg M, Hofmeyr S, Suri J, Stuart-Smith RD, Day PB, Edgar GJ, Cooper AT, De Leo FC, Garner G, Des Brisay PG, Schrimpf MB, Koper N, Diamond MS, Dwyer RG, Baker CJ, Franklin CE, Efrat R, Berger-Tal O, Hatzofe O, Eguíluz VM, Rodríguez JP, Fernández-Gracia J, Elustondo D, Calatayud V, English PA, Archer SK, Dudas SE, Haggarty DR, Gallagher AJ, Shea BD, Shipley ON, Gilby BL, Ballantyne J, Olds AD, Henderson CJ, Schlacher TA, Halliday WD, Brown NAW, Woods MB, Balshine S, Juanes F, Rider MJ, Albano PS, Hammerschlag N, Hays GC, Esteban N, Pan Y, He G, Tanaka T, Hensel MJS, Orth RJ, Patrick CJ, Hentati-Sundberg J, Olsson O, Hessing-Lewis ML, Higgs ND, Hindell MA, McMahon CR, Harcourt R, Guinet C, Hirsch SE, Perrault JR, Hoover SR, Reilly JD, Hobaiter C, Gruber T, Huveneers C, Udyawer V, Clarke TM, Kroesen LP, Hik DS, Cherry SG, Del Bel Belluz JA, Jackson JM, Lai S, Lamb CT, LeClair GD, Parmelee JR, Chatfield MWH, Frederick CA, Lee S,



Park H, Choi J, LeTourneux F, Grandmont T, de-Broin FD, Bêty J, Gauthier G, Legagneux P, Lewis JS, Haight J, Liu Z, Lyon JP, Hale R, D'Silva D, MacGregor-Fors I, Arbeláez-Cortés E, Estela FA, Sánchez-Sarria CE, García-Arroyo M, Aguirre-Samboní GK, Franco Morales JC, Malamud S, Gavriel T, Buba Y, Salingré S, Lazarus M, Yahel R, Ari Y Ben, Miller E, Sade R, Lavian G, Birman Z, Gury M, Baz H, Baskin I, Penn A, Dolev A, Licht O, Karkom T, Davidzon S, Berkovitch A, Yaakov O, Manenti R, Mori E, Ficetola GF, Lunghi E, March D, Godley BJ, Martin C, Mihaly SF, Barclay DR, Thomson DJM, Dewey R, Bedard J, Miller A, Dearden A, Chapman J, Dares L, Borden L, Gibbs D, Schultz J, Sergeenko N, Francis F, Weltman A, Moity N, Ramírez-González J, Mucientes G, Alonso-Fernández A, Namir I, Bar-Massada A, Chen R, Yedvab S, Okey TA, Opper S, Arkumarev V, Bakari S, Dobrev V, Saravia-Mullin V, Bounas A, Dobrev D, Kret E, Mengistu S, Pourchier C, Ruffo A, Tesfaye M, Wondafrash M, Nikolov SC, Palmer C, Sileci L, Rex PT, Lowe CG, Peters F, Pine MK, Radford CA, Wilson L, McWhinnie L, Scuderi A, Jeffs AG, Prudic KL, Larrivé M, McFarland KP, Solis R, Hutchinson RA, Queiroz N, Furtado MA, Sims DW, Southall E, Quesada-Rodríguez CA, Diaz-Orozco JP, Rodgers KS, Severino SJL, Graham AT, Stefanak MP, Madin EMP, Ryan PG, Maclean K, Weideman EA, Şekercioğlu ÇH, Kittelberger KD, Kusak J, Seminoff JA, Hanna ME, Shimada T, Meekan MG, Smith MKS, Mokhatla MM, Soh MCK, Pang RYT, Ng BXK, Lee BPYH, Loo AHB, Er KBH, Souza GBG, Stallings CD, Curtis JS, Faletti ME, Peake JA, Schram MJ, Wall KR, Terry C, Rothendler M, Zipf L, Ulloa JS, Hernández-Palma A, Gómez-Valencia B, Cruz-Rodríguez C, Herrera-Varón Y, Roa M, Rodríguez-Buriticá S, Ochoa-Quintero JM, Vardi R, Vázquez V, Requena-Mesa C, Warrington MH, Taylor ME, Woodall LC, Stefanoudis P V., Zhang X, Yang Q, Zukerman Y, Sigal Z, Ayali A, Clua EEG, Carzon P, Seguíne C, Corradini A, Pedrotti L, Foley CM, Gagnon CA, Panipakoochoo E, Milanes CB, Botero CM, Velázquez YR, Milchakova NA, Morley SA, Martin SM, Nanni V, Otero T, Wakeling J, Abarro S, Piou C, Sobral AFL, Soto EH, Weigel EG, Bernal-Ibáñez A, Gestoso I, Cacabelos E, Cagnacci F, Devassy RP, Loretto MC, Moraga P, Rutz C, Duarte CM. **2021**. Global COVID-19 lockdown highlights humans as both threats and custodians of the environment. *Biological Conservation* 263: 109175. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109175>

Bayley PB. **1995**. Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. *BioScience* 45(3): 153–158. <https://doi.org/10.2307/1312554>

Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MP. **2001**. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates: A better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience* 51(8): 633–641. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)

Bennett NJ, Finkbeiner EM, Ban NC, Belhabib D, Jupiter SD, Kittinger JN, Mangubhai S, Scholtens J, Gill D, Christie P. **2020**. The COVID-19 Pandemic, Small-Scale Fisheries and Coastal Fishing Communities. *Coastal Management* 48(4): 336–347. <https://doi.org/10.1080/08920753.2020.1766937>

Blaber SJM. **2000**. Tropical estuarine fishes: Ecology, exploitation and conservation. Oxford, England: Blackwell Science. pp. 384. ISBN: 978-0-632-05655-2

Blaber SJM, Blaber TG. **1980**. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology* 17(2): 143–162. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x>



- Blaber SJM, Hay DG, Cyrus DP, Martin TJ. **1984**. The ecology of two degraded estuaries on the north coast of Natal, South Africa. *South African Journal of Zoology* 19(3): 224–240. <https://doi.org/10.1080/02541858.1984.11447884>
- Cabrera-Páez Y, Aguilar-Betancourt CM, González-Sansón G, Hinojosa-Larios A. **2021**. Spatial and seasonal variation in littoral fish assemblages of four estuarine lagoons on the Mexican Pacific coast. *Regional Studies in Marine Science* 48: 102000. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102000>
- Cardoso-Mohedano JG. **2013**. Desarrollo de un modelo para el estudio de la dispersión de contaminantes provenientes de una granja de cultivo de camarón en el Complejo Lagunar Estero de Urías: una laguna costera urbanizada (México). Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya, Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental. <http://hdl.handle.net/2117/94910>
- Castillo-Rivera M, Zárate-Hernández R, Ortiz-Burgos S, Zavala-Hurtado J. **2010**. Diel and seasonal variability in the fish community structure of a mud-bottom estuarine habitat in the Gulf of Mexico. *Marine Ecology* 31(4): 633–642. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00394.x>
- Climate Prediction Center Internet Team, **2021**. National Weather Service. Historical El Niño / La Niña episodes (1950-present). [http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php)
- Chao A. **1984**. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11(4): 265–270. <http://www.jstor.org/stable/4615964>
- Chao A, Chiu C-H, Hsieh TC. **2012**. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology* 93(9): 2037–2051. <https://doi.org/10.1890/11-1817.1>
- Chaudhuri A, Mukherjee S, Homechaudhuri S. **2013**. Seasonal dynamics of fish assemblages in an intertidal mudflat of Indian Sundarbans. *Scientia Marina* 77(2): 301–311.
- Chaudhuri P, Bhattacharyya S. **2021**. Impact of Covid-19 lockdown on the socioenvironmental scenario of Indian Sundarban. Environmental Resilience and Transformation in times of COVID-19: Climate Change Effects on Environmental Functionality: *Elsevier* 25–36. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85512-9.00032-2>
- Chu C, Minns CK, Lester NP, Mandrak NE. **2015**. An updated assessment of human activities, the environment, and freshwater fish biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72(1): 135–148. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0609>
- Clarke KR, Warwick RM. **1994**. Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine Biology* 118: 167–176. <https://doi.org/10.1007/BF00699231>
- Clarke KR, Warwick RM. **2001**. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth marine laboratory. Plymouth, UK.
- Collins NR, Williams R. **1982**. Zooplankton communities in the Bristol Channel and Severn estuary. *Marine Ecology Progress Series* 9: 1–11.
- CONAPESCA **2021**, Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2021. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, Mazatlán, Sinaloa.
- Contreras E. F, Castañeda L. O. **2004**. La biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias* 76:46–56.
- Crawley KR, Hyndes GA, Vanderklift MA, Revill AT, Nichols PD. **2009**. Allochthonous brown algae are the primary food source for consumers in a temperate, coastal environment. *Marine Ecology Progress Series* 376: 33–44. <https://doi.org/10.3354/meps07810>
- Dahlgren C, Kellison G, Adams A, Gillanders B, Kendall M, Layman C, Ley J, Nagelkerken I. **2006**. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Marine Ecology-progress Series* 312: 291–295. <http://www.jstor.org/stable/24870767>



- Díaz-Ruiz S, Pérez-Hernández MA, Aguirre-León A. **2003**. Characterization of fish assemblages in a tropical coastal lagoon in the northwest Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas* 29(4B): 631–644. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v29i42.189>
- Dray S, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guenard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi N, Wagner H. H. **2018**. Package “adespatial.” *R. Package*: 3–8.
- Duque G, Gamboa-García DE, Molina A, Cogua P. **2020**. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environmental Science and Pollution Research* 27(20): 25740–25753. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- Ecoutin JM, Richard E, Simier M, Albaret JJ. **2005**. Spatial versus temporal patterns in fish assemblages of a tropical estuarine coastal lake: The Ebrié Lagoon (Ivory Coast). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64(4): 623–635. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.04.002>
- Edward JKP, Jayanthi M, Malleshappa H, Jeyasanta KI, Laju RL, Patterson J, Raj KD, Mathews G, Marimuthu AS, Grimsditch G. **2021**. COVID-19 lockdown improved the health of coastal environment and enhanced the population of reef-fish. *Marine Pollution Bulletin* 165: 112124. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112124>
- Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG, Harrison TD. **2007**. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: A global review. *Fish and Fisheries* 8(3): 241–268. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>
- Faunce CH, Serafy JE, Lorenz JJ. **2004**. Density-habitat relationships of mangrove creek fishes within the southeastern saline Everglades (USA), with reference to managed freshwater releases. *Wetlands Ecology and Management* 12: 377–394. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-4823-y>
- Fischer W, Krupp F, Schneider W, Sommer C, Carpenter K, Niem V. **1995**. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Pacífico centro-oriental. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. *Vertebrados*. Rome, Italy: FAO. pp. 647–1813.
- Flores-Verdugo FJ, Agraz-Hernández C, Benítez-Pardo D. **2007**. Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. In: O Sanchez, M Herzig, E Peters, R Márquez-Huitzil, and L Zambrano, editor. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología U.S. Fish & Wildlife Service Unidos para la Conservación, A.C. Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo*. pp. 147–166.
- Flores-Verdugo F, Amezcua F, Kovacs JM, Serrano D, Blanco-Correa M. **2014**. Changes in the hydrological regime of coastal lagoons affect mangroves and small scale fisheries: the case of the mangrove-estuarine complex of Marismas Nacionales (Pacific coast of Mexico). In: F Amezcua and B Bellgraph, editor. *Fisheries management of Mexican and Central American estuaries. Estuaries of the World*. Dordrecht: Springer. pp. 81–91. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2\\_6](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2_6)
- Flores-Verdugo F, González-Farías F, Ramírez-Flores O, Amezcua-Linares F, Yáñez-Arancibia A, Alvarez-Rubio M, Day JW. **1990**. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13(2): 219–230. <https://doi.org/10.2307/1351591>
- Funes-Rodríguez R, Zárate-Villafranco A, Hinojosa-Medina A, González-Armas R, Hernández-Trujillo S. **2011**. Mesopelagic fish larval assemblages during El Niño-southern oscillation (1997–2001) in the southern part of the California Current. *Fisheries Oceanography* 20(4): 329–346. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2011.00587.x>



- Gilby BL, Henderson CJ, Olds AD, Ballantyne JA, Bingham EL, Elliott BB, Jones TR, Kimber O, Mosman JD, Schlacher TA. **2021**. Potentially negative ecological consequences of animal redistribution on beaches during COVID-19 lockdown. *Biological Conservation* 253: 108926. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108926>
- Gillanders BM, Elsdon TS, Halliday IA, Jenkins GP, Robins JB, Valesini FJ. **2011**. Potential effects of climate change on Australian estuaries and fish utilising estuaries: a review. *Marine and Freshwater Research* 62(9): 1115–1131. <https://doi.org/10.1071/MF11047>
- Gobierno del Estado de Sinaloa **2021**. Turismo transversal, futuro estratégico de Sinaloa. Informe de Gobierno. <https://saludsinaloa.gob.mx/wp-content/uploads/2021/files/TURISMO .pdf>
- González-Sansón G, Aguilar-Betancourt C, Kosonoy-Aceves D, Lucano-Ramírez G, Ruiz-Ramírez S, Flores-Ortega JR. **2016**. Spatial and temporal variations of juvenile fish abundance in Barra de Navidad coastal lagoon, Jalisco, México: Effects of hurricane Jova. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(1): 123–136. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572016000100012>
- Harrison TD, Whitfield AK. **2006**. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66(1-2): 335–345. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.010>
- Harrison TD, Whitfield AK. **2008**. Geographical and typological changes in fish guilds of South African estuaries. *Journal of Fish Biology* 73(10): 2542–2570. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02108.x>
- Van Der Heiden AM, Findley LT. 1988. Lista de los peces marinos del sur de Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 15: 209–223.
- Hofmann EE, Powell TM. **1998**. Environmental variability effects on marine fisheries: four case histories. *Ecological Applications* 8 (1): S23–S32. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)8\[S23:EVEOMF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)8[S23:EVEOMF]2.0.CO;2)
- Huxham M, Kimani E, Augley J. **2004**. Mangrove fish: a comparison of community structure between forested and cleared habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60(4): 637–647. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.03.003>
- Hyndes GA, Nagelkerken I, McLeod RJ, Connolly RM, Lavery PS, Vanderklift MA. **2014**. Mechanisms and ecological role of carbon transfer within coastal seascapes. *Biological Reviews* 89(1): 232–254. <https://doi.org/10.1111/brv.12055>
- Ikejima K, Tongnunui P, Medej T, Taniuchi T. **2003**. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(3-4): 447–457. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00194-4](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00194-4)
- Jaccard P. **1912**. The Distribution of the Flora in the Alpine Zone. *The New Phytologist* 11(2): 37–50. <http://www.jstor.org/stable/2427226>
- Jayaram C, Roy R, Chacko N, Swain D, Punnana R, Bandyopadhyay S, Choudhury SB, Dutta D. **2021**. Anomalous Reduction of the Total Suspended Matter During the COVID-19 Lockdown in the Hooghly Estuarine System. *Frontiers in Marine Science* 8: 454. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.633493>
- Jost L. **2006**. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost L. **2007**. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88(10): 2427–2439. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>
- Junk WJ, Brown M, Campbell IC, Finlayson M, Gopal B, Ramberg L, Warner BG. **2006**. The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Sciences* 68: 400–414. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0856-z>



- Junk WJ, Wantzen KM. **2004**. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. In Welcomme RL, Petr T, editor. *Proceeding of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*. Bangkok: Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific. pp. 117–149
- Kjerfve B. **1994**. Coastal Lagoons. In: Elsevier Oceanography Series (60). USA: *Elsevier*. pp. 1-8. [https://doi.org/10.1016/S0422-9894\(08\)70006-0](https://doi.org/10.1016/S0422-9894(08)70006-0)
- Krumme U. **2009**. Diel and Tidal Movements by Fish and Decapods Linking Tropical Coastal Ecosystems. In: Nagelkerken I, editor. *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer: Dordrecht. pp. 271–324. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0\\_8](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0_8)
- Kuo SR, Lin HJ, Shao KT. **2001**. Seasonal changes in abundance and composition of the fish assemblage in Chiku Lagoon, southwestern Taiwan. *Bulletin of Marine Science* 68(1): 85–99.
- De la Lanza-Espino G. **2004**. Gran escenario de la zona costera y oceánica de México. *Ciencias* 76: 4–13.
- Laegdsgaard P, Johnson C. **2001**. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257(2): 229–253. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00331-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00331-2)
- Lankford RR. **1977**. Coastal Lagoons of Mexico Their Origin and Classification. In: Wiley M, editor. *Estuarine processes*. USA: *Elsevier*. pp. 182-215. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-751802-2.50022-9>
- Lara A, Contreras F, Castañeda O, Barba E, Perez M. **2011**. Lagunas costeras y estuarios. In: La biodiversidad de Veracruz un estudio de estado. Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana (UV), Instituto de Ecología AC (INECOL). pp. 297–313. ISBN:-607-7607-50-2
- Lara-Lara R, Arreola-Lizarraga J, Calderon-Aguilera L, Camacho-Ibar V, Lanza-Espino DLG, Escofet-Giansone A, Espejel I, Guzmán-Arroyo M, Ladah L, López-Hernández M, Meling-López A, Moreno-Casasola-Barceló P, Reyes-Bonilla H, Rios-Jara E, Zertuche J. **2008**. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. In: *Capital natural de México, Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO editor, 1: 109–134.
- Lazzari MA, Sherman S, Kanwit JK. **2003**. Nursery use of shallow habitats by epibenthic fishes in Maine nearshore waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(1): 73–84. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00122-1](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00122-1)
- Lazzari MA, Tupper B. **2002**. Importance of Shallow Water Habitats for Demersal Fishes and Decapod Crustaceans in Penobscot Bay, Maine. *Environmental Biology of Fishes* 63(1): 57–66. <https://doi.org/10.1023/A:1013891211826>
- Lugendo B, Nagelkerken I, Kruitwagen G, van der Velde G, Mgaya Y. **2007**. Relative importance of mangroves as feeding habitats for fishes: A comparison between mangrove habitats with different settings. *Bulletin of Marine Science* 80(3): 497–512.
- Magurran AE. **2004**. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing. pp. 256.
- Mallik A, Chakraborty P, Bhushan S, Nayak BB. **2022**. Impact of COVID-19 lockdown on aquatic environment and fishing community: Boon or bane?. *Marine Policy*, 141: 105088. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105088>
- McLusky D, Elliott M. **2004**. *The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats and Management*, 3<sup>rd</sup> edn UK: Oxford University Press. pp. 213.
- Mendoza E, Castillo-Rivera M, Zárate-Hernández R, Burgos S. **2009**. Seasonal variations in the diversity, abundance, and composition of species in an estuarine fish community in the





- Tropical Eastern Pacific, Mexico. *Ichthyological Research* 56: 330–339. <https://doi.org/10.1007/s10228-009-0102-5>
- Methven DA, Haedrich RL, Rose GA. **2001**. The fish assemblage of a Newfoundland estuary: Diel, monthly and annual variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52(6): 669–687. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0768>
- Miranda JR, Mouillot D, Hernandez DF, Lopez AS, Thang DC, Perez LA. **2005**. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: A functional interpretation. *Marine Ecology Progress Series* 304: 1–13. <https://doi.org/10.3354/meps304001>
- Mishra DR, Kumar A, Muduli PR, Acharyya T, Acharya P, Singh S, Rastogi G. **2021**. Landfall season is critical to the impact of a cyclone on a monsoon-regulated tropical coastal lagoon. *Science of the Total Environment* 770: 145235. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145235>
- Molina A, Duque G, Cogua P. **2020**. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity* 50: 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>
- Moraes LE, Paes E, Garcia A, Möller O, Vieira J. **2012**. Delayed response of fish abundance to environmental changes: a novel multivariate time-lag approach. *Marine Ecology Progress Series* 456: 159–168. <https://doi.org/10.3354/meps09731>
- Muro-Torres V, Amezcua F, Ramírez-Ortiz G, Flores-de-Santiago F, Amezcua-Linares F, Hernández Y. **2022**. Assessing the Spatiotemporal Relationship between Coastal Habitats and Fish Assemblages at Two Neotropical Estuaries of the Mexican Pacific. *Diversity* 14: 619. <https://doi.org/10.3390/d14080619>
- Nanjo K, Kohno H, Nakamura Y, Horinouchi M, Sano M. **2014**. Effects of mangrove structure on fish distribution patterns and predation risks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 461: 216–225. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.08.014>
- Newton A, Brito AC, Icely JD, Derolez V, Clara I, Angus S, Schernewski G, Inácio M, Lillebø AI, Sousa AI, Béjaoui B, Solidoro C, Tosic M, Cañedo-Argüelles M, Yamamuro M, Reizopoulou S, Tseng HC, Canu D, Roselli L, Maanan M, Cristina S, Ruiz-Fernández AC, Lima RF de, Kjerfve B, Rubio-Cisneros N, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Pastres R, Pranovi F, Snoussi M, Turpie J, Tuchkovenko Y, Dyack B, Brookes J, Povilanskas R, Khokhlov V. **2018**. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation* 44: 50–65. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
- Olán-González M, Reyes-Bonilla H, Arreola-Alarcon IM, Uribe RV, Olivier D. **2022**. COVID-19 lockdown reveals fish density may be much higher in marine reserves. *bioRxiv* <https://doi.org/10.1101/2022.05.17.492376>
- Olds A, Vargas-Fonseca E, Connolly R, Gilby B, Huijbers C, Hyndes G, Layman C, Whitfield A. **2017**. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. *Fish and Fisheries* 19(1):78-89. <https://doi.org/10.1111/faf.12237>
- Pablo J, Quezada A. **2020**. Caída del turismo por la covid-19. Desafío para México y experiencias internacionales. *Mirada legislativa* No. 186. Senado de la República. [https://bibliodigitalibd.senado.gob.mx/bitstream/handle/123456789/4882/ML\\_186.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://bibliodigitalibd.senado.gob.mx/bitstream/handle/123456789/4882/ML_186.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Padilla-Serrato J, López-Martínez J, Rodríguez-Romero J, Lluch-Cota D, Galván-Magaña F, & Acevedo-Cervantes A. **2016**. Composición y aspectos biogeográficos del ensamble de peces de la laguna costera Las Guásimas, Sonora, México. *Latin american journal of aquatic research*, 44(1), 85-98. <https://dx.doi.org/10.3856/vol44-issue1-fulltext-9>



- Padilla-Serrato J, López-Martínez J, Rodríguez-Romero J, Acevedo-Cervantes A, Galván-Magaña F, Lluich-Cota D. **2017**. Changes in fish community structures in a coastal lagoon in the Gulf of California, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52(3): 567–579.
- Paez-Ozuna F, Montañón-Ley Y, Bojórquez-Leyva H. **2010**. Intercambio de agua, fosforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 6(1): 19–32. Recuperado a partir de <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/21106>
- Pérez-Ruzafa A, Mompeán MC, Marcos C. **2007**. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. In: Viaroli P, Laserre P, Campostrini P, editors. Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues. *Developments in Hydrobiology* (192), Dordrecht: Springer. pp. 107–125. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6008-3\\_10](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6008-3_10)
- Pittman S. 2003. Linking fish and prawns to their environment in shallow water-marine landscapes. Published doctoral thesis. Institutional repository, The University of Queensland. pp. 427.
- Pittman S, McAlpine C, Pittman K. **2004**. Linking fish and prawns to their environment: A hierarchical landscape approach. *Marine Ecology Progress Series* 283: 233–254. <https://doi.org/10.3354/meps283233>
- Pittman SJ, McAlpine CA. **2003**. Movements of marine fish and decapod crustaceans: process, theory and application. *Advances in Marine Biology* 44: 205–294. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(03\)44004-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(03)44004-2)
- Ramírez-Rodríguez M, Amezcua F, Aguiar-Moreno A. **2014**. Managing Artisanal Fisheries in Estuarine Systems Through the Use of Fishing Zones in the South Eastern Gulf of California. In: Amezcua F and Bellgraph B, editor. Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries. *Estuaries of the World*. Springer, Dordrecht: 113–121 p. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-017-8917-2_8)
- Rodríguez-Romero J, Del L, López-González L del C, Galván-Magaña F, Sánchez-Gutiérrez F, Inohuye R, Pérez-Urbiola J. **2011**. Seasonal changes in a fish assemblage associated with mangroves in a coastal lagoon of Baja California Sur, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39(2): 250–260. <https://doi.org/10.3856/vol39-issue2-fulltext-6>
- Romero-Berny EI, Velázquez-Velázquez E, Schmitter-Soto JJ, Salgado-Ugarte IH. **2020**. The influence of habitat on the spatio-temporal dynamics of fish assemblages in a lagoon-estuarine system of the Mexican Pacific. *Latin American Journal of Aquatic Research* 48(1): 23–37. <https://doi.org/10.3856/vol48-issue1-fulltext-2349>
- Roy PS, Williams RJ, Jones AR, Yassini I, Gibbs PJ, Coates B, West RJ, Scanes PR, Hudson JP, Nichol S. **2001**. Structure and function of south-east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53(3): 351–384. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0796>
- Saadat S, Rawtani D, Hussain CM. **2020**. Environmental perspective of COVID-19. *Science of the Total Environment* 728: 138870. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138870>
- Saintilan N. **2004**. Relationships between estuarine geomorphology, wetland extent and fish landings in New South Wales estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61(4): 591–601. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.07.002>
- Sala MM, Peters F, Sebastián M, Cardelús C, Calvo E, Marrasé C, Massana R, Pelejero C, Sala-Coromina J, Vaqué D, Gasol JM. **2022**. COVID-19 lockdown moderately increased oligotrophy at a marine coastal site. *Science of The Total Environment* 812: 151443. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151443>



- Sánchez Rodríguez M, Calvario Martínez O. **2020**. Evaluación espacial y estacional del estado trófico en el sistema estuarino Urías, Mazatlán, México. *Ideas en Ciencias de la Ingeniería*; 1(1):10-26. ISSN 2992-7447 <https://ideasencienciasingenieria.uaemex.mx/article/view/14588>
- Sbarbati P. **2022**. Impacto de la pandemia de enfermedad por coronavirus (COVID-19) en la industria del turismo de cruceros en el Gran Caribe: efectos, desafíos y perspectivas. *Documentos de Proyectos* (LC/TS. 2022/66). Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) 1–79. <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/f1567ab8-9a65-4d71-bd90-04587b2bea0e/content>
- Selleslagh J, Amara R. **2008**. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79(3): 507–517. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.05.006>
- Serrano D, Valle-Levinson A. **2021**. Effects of river discharge and the California Current on pycnocline depth at the eastern entrance to the Gulf of California. *Continental Shelf Research* 215: 104356. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2021.104356>
- Sheaves M. **2005**. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series*, 302: 293–305. <https://doi.org/10.3354/meps302293>
- Sheridan P, Hays C. **2003**. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands* 23: 449–458. <https://doi.org/10.1672/19-20>
- Soto-Jiménez MF, Páez-Osuna F. **2001**. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53(3): 259–274. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0814>
- Sreekanth GB, Jaiswar AK, Zacharia PU, Pazhayamadom DG, Chakraborty SK. **2019**. Effect of environment on spatio-temporal structuring of fish assemblages in a monsoon-influenced tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment* 191, 305: 1-27. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7436-x>
- Team RC. 2020. [Internet]. Available from: <https://www.r-project.org/>
- Tockner K, Stanford JA. **2002**. Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental conservation* 29(3): 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Tolimieri N, Holmes EE, Williams GD, Pacunski R, Lowry D. **2017**. Population assessment using multivariate time-series analysis: A case study of rockfishes in Puget Sound. *Ecology and Evolution* 7(8): 2846–2860. <https://doi.org/10.1002/ece3.2901>
- Valderrama-Landeros L, Flores-Verdugo F, Rodríguez-Sobreyra R, Kovacs JM, Flores-de-Santiago F. **2021**. Extrapolating canopy phenology information using Sentinel-2 data and the Google Earth Engine platform to identify the optimal dates for remotely sensed image acquisition of semiarid mangroves. *Journal of Environmental Management* 279: 111617. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111617>
- Vargas-Fonseca E, Olds AD, Gilby BL, Connolly RM, Schoeman DS, Huijbers CM, Hyndes GA, Schlacher TA. **2016**. Combined effects of urbanization and connectivity on iconic coastal fishes. *Diversity and Distributions* 22(12): 1328–1341. <https://doi.org/10.1111/ddi.12495>
- Vasavilbazo SA, Covantes RC. **2012**. Construcción social de inostenibilidad en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Mazatlán, Sinaloa. *Tesis de maestría*. Universidad Autónoma de Sinaloa
- Vega-Cendejas ME, Hernández De Santillana M. **2004**. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60(2): 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.01.005>



- Velázquez-Velázquez E, Vega-Cendejas ME, Navarro-Alberto J. **2008**. Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 56(2): 557–574.
- Warburton K. **1978**. Community structure, abundance and diversity of fish in a Mexican coastal lagoon system. *Estuarine and Coastal Marine Science* 7(6): 497–519. [https://doi.org/10.1016/0302-3524\(78\)90061-0](https://doi.org/10.1016/0302-3524(78)90061-0)
- Welcomme RL. **2001**. Inland Fisheries: Ecology and Management. Oxford: Blackwell Science. pp 384. <http://dx.doi.org/10.1002/9780470995693>
- Whitfield AK, Pattrick P. **2015**. Habitat type and nursery function for coastal marine fish species, with emphasis on the Eastern Cape region, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 160: 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.04.002>
- World Health Organization **2020**. Archived: WHO Timeline - COVID-19. News. <https://www.who.int/news/item/27-04-2020-who-timeline---covid-19>
- Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL, Day JW. **1993**. Interactions between mangrove and seagrass habitats mediated by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. *Hydrobiologia* 264: 1–12. <https://doi.org/10.1007/BF00014659>
- Zagars M, Ikejima K, Kasai A, Arai N, Tongnunui P. **2013**. Trophic characteristics of a mangrove fish community in Southwest Thailand: Important mangrove contribution and intraspecies feeding variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 119: 145–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.01.005>
- Zambrano-Monserrate MA, Ruano MA, Sanchez-Alcalde L. **2020**. Indirect effects of COVID-19 on the environment. *Science of the Total Environment* 728: 138813. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138813>
- Zárate-Hernández R, Aguirre-León A, Ortiz-Burgos S, Castillo-Rivera M. **2007**. Ecomorfología de peces estuarinos del Golfo de México. *ContactoS* 66: 12–20. <http://www2.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n66ne/ecomorfologia.pdf>
- Zúñiga-Zataráin CR. **2011**. Capacidad de carga del estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Tesis de Maestría*. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Repositorio Institucional del CIAD. <http://ciad.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1006/421>



ANEXO

**Material complementario del artículo**

Tabla S1. Resultados PERMANOVA de las comparaciones por pares con los factores “zonas” para la matriz de conjuntos de peces utilizando la similitud de Bray-Curtis para la matriz de semejanza.

Zones	t	P(perm)	Unique perms
Tidal Channel, Lagoon	0.72	0.91	56
Tidal Channel, Surf zone	1.97	0.00	922
Lagoon, Surf zone	1.65	0.00	407

Tabla S2. Prueba marginal del modelo lineal basado en distancias (DistLM) que muestra la relación de los diferentes factores ambientales con las comunidades de peces. \* Indica resultados estadísticamente significativos.

Variable	SS(Trace)	Pseudo-F	p	Prop.
Temperature	5492.9	1.6224	0.09	8.27E-02
Salinity	3869.1	1.1132	0.338	5.82E-02
Total matter suspended	4278.2	1.239	0.262	6.44E-02
Mangrove height*	13551	4.6129	0.001	0.20
Mangrove area*	9588	3.0362	0.003	0.14

Tabla S3. Resultados del analisis SIMPER de acuerdo a periodo Antes-Durante la pandemia por COVID-19.

Species	Before COVID-19	During COVID-19	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Caranx caninus</i>	1.66	0.47	13.16	1.28	16.5	16.5
<i>Hyporhamphus rosae</i>	0.13	0.82	9.51	0.79	11.92	28.42
<i>Lutjanus colorado</i>	0.81	0.14	9.15	0.8	11.47	39.89
<i>Mugil curema</i>	0.69	1	5.46	0.91	6.84	46.73
<i>Polydactylus approximans</i>	0.57	0.1	4.49	1	5.62	52.36
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0	0.35	3.3	0.45	4.13	56.49
<i>Trachinotus paitensis</i>	0.43	0.12	3.16	1.24	3.96	60.45
<i>Opisthonema libertate</i>	0.32	0	3.12	0.55	3.91	64.36
<i>Menticirrhus elongatus</i>	0.36	0.05	2.85	0.92	3.57	67.93
<i>Gerres simillimus</i>	0.54	0.02	2.72	0.45	3.41	71.34
<i>Umbrina xanti</i>	0.13	0.16	2.69	0.73	3.37	74.71
<i>Eucinostomus entomelas</i>	0.55	0.15	2.49	0.45	3.12	77.84



<i>Lile stolifera</i>	0.09	1.31	2.35	0.34	2.95	80.78
<i>Anchoa walkeri</i>	0.25	0	2.08	0.48	2.61	83.39
<i>Tylosurus pacificus</i>	0	0.15	1.81	0.33	2.26	85.65
<i>Eucinostomus currani</i>	0	0.34	1.65	0.64	2.06	87.72
<i>Elops affinis</i>	0	0.29	1.27	0.45	1.59	89.31
<i>Opisthopterus dovii</i>	0.11	0	1.08	0.72	1.35	90.66
<i>Leuresthes sardina</i>	0	0.07	1.02	0.5	1.27	91.93
<i>Trachinotus kennedyi</i>	0.06	0.02	0.93	0.55	1.17	93.1
<i>Harengula thrissina</i>	0	0.07	0.73	0.33	0.92	94.02
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.08	0.02	0.72	0.54	0.9	94.92
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.06	0	0.54	0.48	0.67	95.6

Tabla S4. Resultados del GAM de acuerdo con la biomasa, Desviata explicada= 58.3%, Ajuste R<sup>2</sup>= 0.465 \* indica resultados estadísticamente significativos.

Parametric coefficients:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)*	2.6694	0.4048	6.595	4.27e-11
During COVID-19	-0.8667	0.4762	-1.820	0.06873
Mangrove area*	1.0377	0.3588	2.892	0.00383
Smooth terms	edf	Ref. df	Chi. sq	p-value
S(Temperature)*	2.779	3.417	15.54	0.00235

Tabla S5. Resultados del GAM de acuerdo con el número de Hill <sup>0</sup>D, Devianza explicada= 61.1%, Ajuste R<sup>2</sup>= 0.447 \* indica resultados estadísticamente significativos.

Parametric coefficients:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)*	8.3475	0.8605	9.700	1.7e-07
Season DW*	-2.6728	1.0411	-2.567	0.0227
Season DC	-0.5082	1.6090	-0.316	0.7569
Zone Surf	-1.2413	0.9542	-1.301	0.2148
Smooth terms	edf	Ref. df	Chi. sq	p-value
S(Salinity)*	2.358	2.894	3.787	0.0398

Tabla S6. Resultados del GAM de acuerdo con el número de Hill <sup>1</sup>D, Devianza explicada= 52.4%, Ajuste R<sup>2</sup>= 0.424 \* indica resultados estadísticamente significativos.

Parametric coefficients:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)*	1.2320	0.1960	6.286	3.27e-10
Season DW	-0.3936	0.3881	-1.014	0.311
Season DC	-0.1297	0.6619	-0.196	0.845
Smooth terms	edf	Ref. df	Chi. sq	p-value
S(Total matter suspended)	1.629	2.047	4.441	0.097



Tabla S7. Resultados del GAM de acuerdo con el número de Hill <sup>2</sup>D, Devianza explicada= 49.5% Ajuste R<sup>2</sup>= 0.386. \* indica resultados estadísticamente significativos.

Parametric coefficients:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)*	0.9848	0.1951	5.048	4.46e-07
Season DW	-0.2894	0.3681	-0.786	0.432
Season DC	-0.1429	0.6651	-0.215	0.830
Smooth terms	edf	Ref. df	Chi. sq	p-value
S(Total matter suspended)*	1.246	1.455	5.193	0.0756

Figura S1. Resultados del GAM de acuerdo a la biomasa, Devianza Explicada 58.3%, Ajuste R<sup>2</sup>= 0.465.

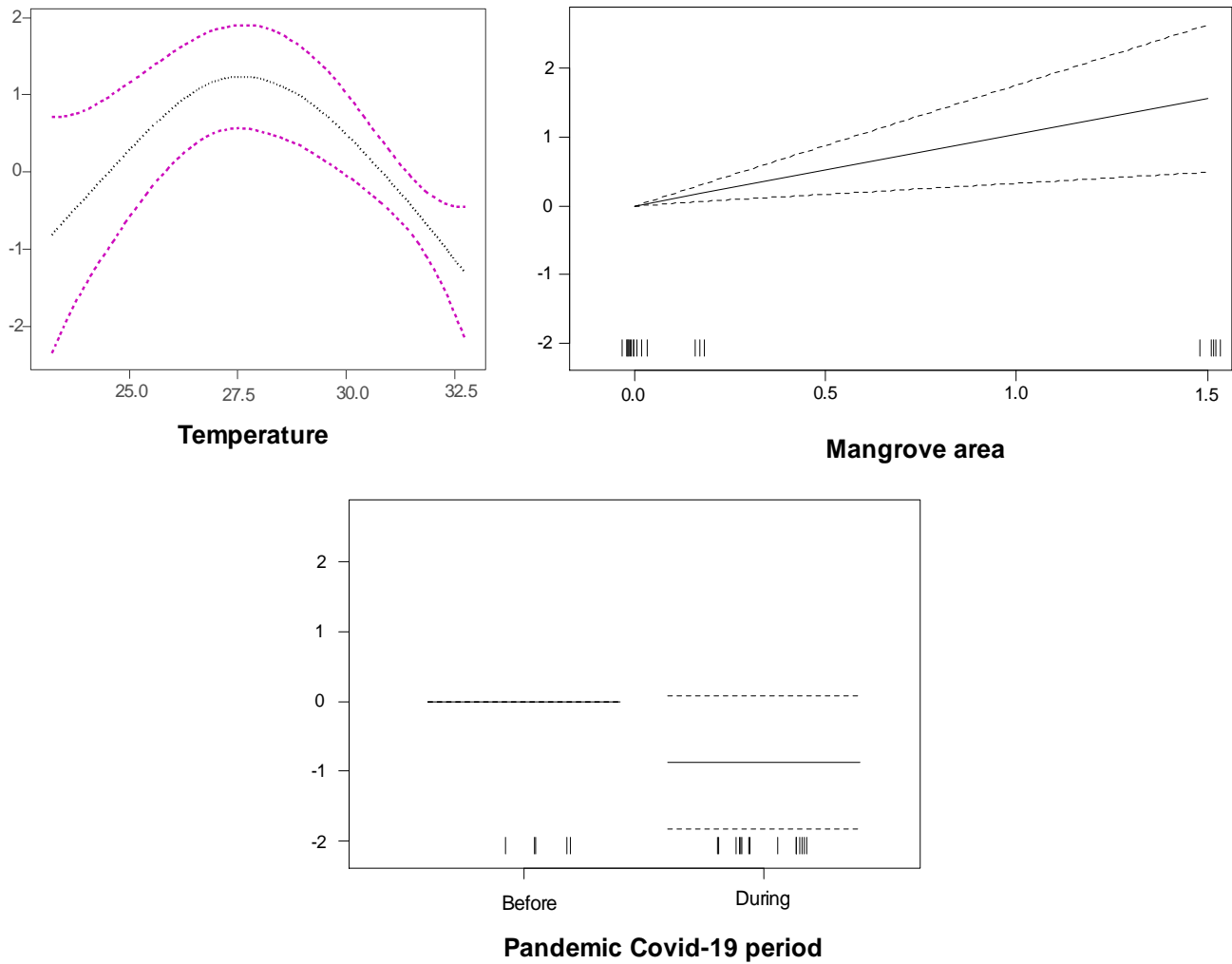


Figura S2. Resultados del GAM de acuerdo a número de hill <sup>0</sup>D, Devianza explicada= 61.1%, Ajuste R<sup>2</sup>= 0.447



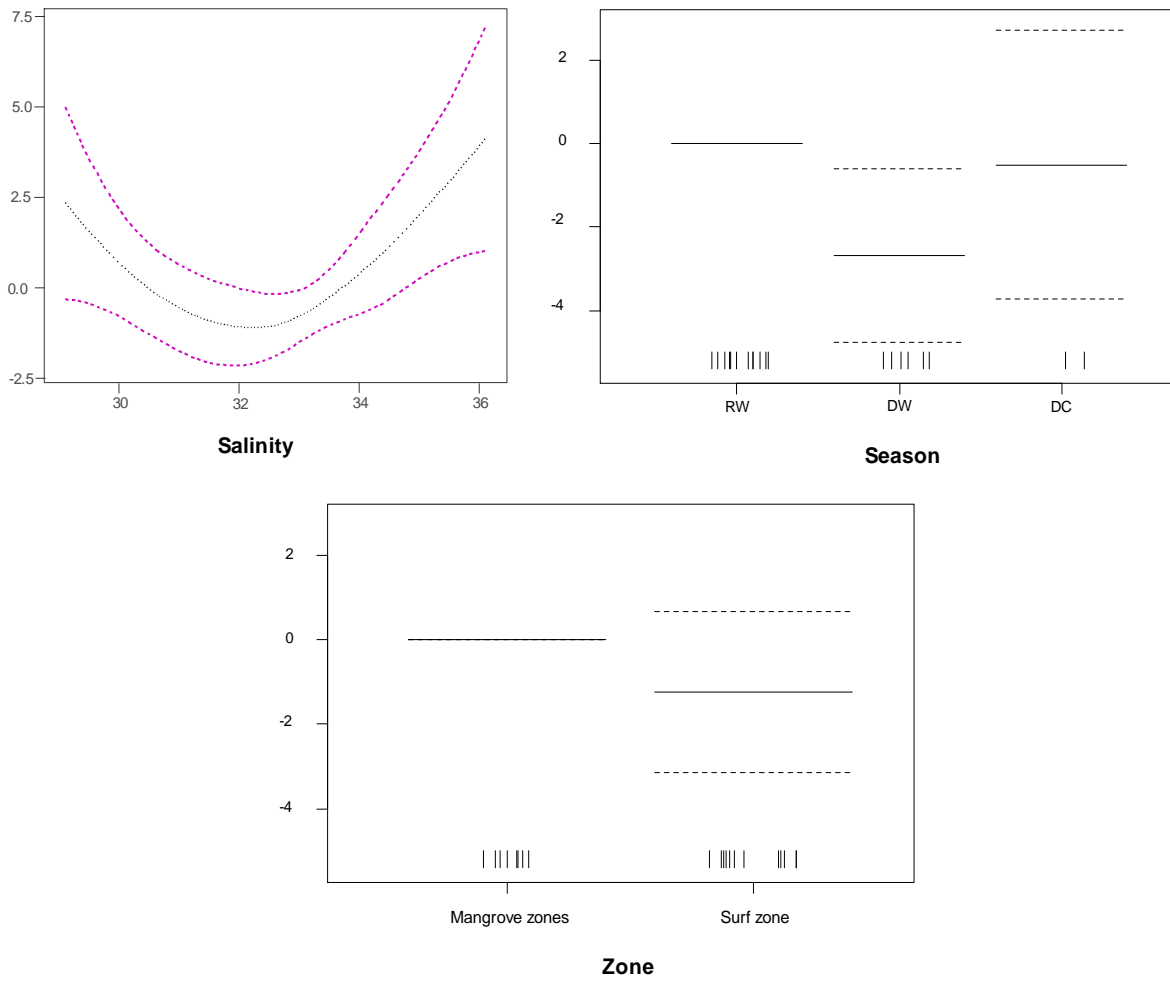


Figura S3. Resultados del GAM de acuerdo al número de hill <sup>1</sup>D, Devianza explicada = 52.4%, Ajuste  $R^2=0.424$ .

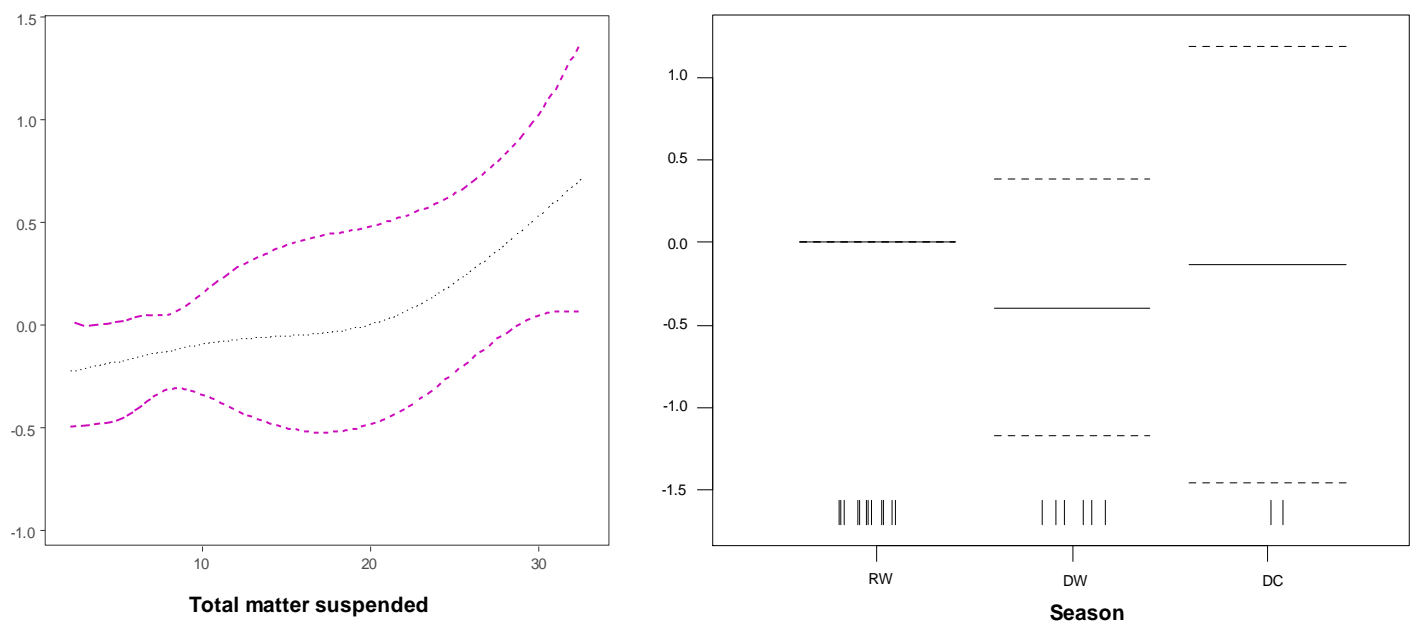




Figura S4. Resultados del GAM de acuerdo al número de hill <sup>2</sup>D, Devianza explicada = 49.5%, Ajuste R<sup>2</sup>= 0.386

