



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

**PATRONES ESPACIO-TEMPORALES DE LA COMUNIDAD DE  
PECES EN UNA LAGUNA COSTERA SEMI-ÁRIDA  
SUBTROPICAL SUJETA A CONSERVACIÓN ECOLÓGICA.**

**T E S I S**

Que para obtener el grado de

**Doctora en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

**Nathaly Salas Mejía**

La Paz, Baja California Sur, marzo de 2025.

## ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 10:00 horas del día 3 del Mes de marzo del 2025, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

### "Patrones espacio-temporales de la comunidad de peces en una laguna costera semi-árida subtropical sujeta a conservación ecológica"

Presentada por la alumna:

**Nathaly Salas Mejía**

Aspirante al Grado de DOCTORA EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología marina**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

### LA COMISIÓN REVISORA



Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga  
Director de Tesis



Dr. Eduardo Francisco Balart Páez  
Co-Tutor de Tesis



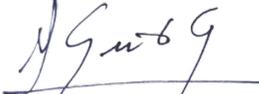
Dra. Hem Nalini Morzaria Luna  
Co-Tutora de Tesis



Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato  
Co-Tutor de Tesis



Dra. Thelma Michelle Ruiz Ruiz  
Co-Tutora de Tesis



Dra. Alejandra Nieto Garibay,  
Directora de Estudios de Posgrado y  
Formación de Recursos Humanos



La Paz, Baja California Sur, a 3 de marzo de 2025.

Los miembros del comité de tesis de la estudiante Nathaly Salas Mejía del Programa de Doctorado en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

### Tesis de Doctorado en Ciencias en UMPRN (CIBNOR)

Por Nathaly Salas Mejía

PATRONES ESPACIO-TEMPORALES DE LA COMUNIDAD DE PECES EN UNA LAGUNA COSTERA SEMI-ÁRIDA SUBTROPICAL SUJETA A CONSERVACIÓN ECOLÓGICA

- Herramienta antiplagio: **iThenticate**
  - Filtros utilizados: **Citas excluidas**  
**Bibliografía excluida**
  - Porcentajes de similitud: **13 % de similitud**
- Se muestra captura de pantalla

#### Detalles del documento

**13% Similitud general**

Filtrado desde el informe

- Citas
- Bibliografía



#### Fuentes principales

1	Internet	cibnor.repositorioinstitucional.mx	5%
2	Publicación	Nathaly Salas-Mejía, Jesús Guadalupe Padilla-Serrato, Hem Nalini Morzaría-Luna, ...	3%
3	Internet	dspace.unintru.edu.pe	<1%
4	Internet	hdl.handle.net	<1%
5	Publicación	Arturo Aguirre-León, Silvia Díaz-Ruiz, Mariela Gazca-Castro. "Variación espacio-te...	<1%
6	Internet	www.cienciasmarinas.com.mx	<1%
7	Publicación	"Clasificación y definición ilustrada de los artes de pesca", Food and Agriculture O...	<1%
8	Internet	www.researchgate.net	<1%
9	Publicación	Luis Gibran Juárez-Hernández, Margarito Tapia-García, José Martín Ramírez-Gutié...	<1%
10	Internet	worldwidescience.org	<1%
11	Internet	docplayer.es	<1%

Director de Tesis:

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

Estudiante:

  
Nathaly salas Mejía

Personal técnico de asesoría en el análisis:

  
M. en C. Edgar Alcántara Razo

## **Conformación de Comités**

### **Comité Tutorial**

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.  
Director de Tesis

Dr. Eduardo Francisco Balart Páez  
Sistema Nacional de Investigadoras e Investigadores-SNII  
Co-Tutor de Tesis

Dra. Hem Nalini Morzaria Luna  
Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos A.C.  
Co-Tutora de Tesis

Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato  
SECIHTI-Universidad Autónoma de Guerrero  
Co-Tutor de Tesis

Dra. Thelma Michelle Ruiz Ruiz  
Universidad de Guadalajara  
Co-Tutora de Tesis

### **Comité Revisor de Tesis**

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga  
Dr. Eduardo Francisco Balart Páez  
Dra. Hem Nalini Morzaria Luna  
Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato  
Dra. Thelma Michelle Ruiz Ruiz

### **Jurado de Examen**

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga  
Dr. Eduardo Francisco Balart Páez  
Dra. Hem Nalini Morzaria Luna  
Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato  
Dra. Thelma Michelle Ruiz Ruiz

### **Suplentes**

Dr. Jorge Eduardo Chávez Villalba  
Dr. Jony Ramiro Torres Velázquez

## Resumen

El estudio de la ecología de comunidades de peces en lagunas costeras establecidas como Áreas Naturales Protegidas, resulta una referencia útil para conocer el estado de salud del ecosistema, así como para hacer comparaciones con lagunas costeras sujetas a presiones antropogénicas. En el presente estudio, se estableció el objetivo de conocer los patrones espacio-temporales de la diversidad de peces en El Soldado, una laguna costera semi-árida subtropical sujeta a conservación ecológica ubicada en el Golfo de California. Para ello se analizaron los cambios en la estructura de la comunidad de peces antes (1972; 1978–79; 1990–92) y después (ciclo 1, 2018–2019; ciclo 2, 2019–2020) de su decreto como Área Natural Protegida, y también se determinaron los cambios espacio-temporales entre los dos ciclos anuales consecutivos. Los muestreos de peces se realizaron cada mes desde mayo de 2018 hasta febrero de 2020, con una red de arrastre, en tres sitios de la laguna, donde también se registraron variables de agua y sedimento, y se estimó la biomasa de macroalgas flotantes. Los resultados mostraron que estudios anteriores registraron 99 especies de peces y en este estudio se detectaron 11 nuevas. En el periodo 2018–2020, la comunidad de peces estuvo compuesta por 34 especies y nueve de ellas fueron dominantes en ambos ciclos anuales: *Achirus mazatlanus*, *Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus currani*, *E. dowii*, *Lutjanus argentiventris*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Sphoeroides annulatus*, *Urobatis maculatus* y *U. halleri*. En el ciclo 1 se observó mayor abundancia, riqueza y diversidad de peces que en el ciclo 2. Los cambios espaciales, en ambos ciclos, mostraron mayor abundancia, riqueza y diversidad de peces en la zona más interna de la laguna, caracterizada por sedimentos limosos y mayor biomasa de macroalgas. En el ciclo 1, los cambios temporales mostraron mayor abundancia, riqueza y diversidad de peces en verano-otoño, mientras que en el ciclo 2, los valores más altos se observaron en otoño-invierno. Estos cambios fueron explicados principalmente por las variaciones estacionales en la temperatura del agua y la afinidad biogeográfica de las especies de peces, así como a los cambios en la densidad de las especies dominantes. Una notable disminución de la riqueza, diversidad y densidad de peces ocurrió durante el verano del ciclo 2, atribuido a que fue un año más cálido. El análisis de la relación longitud-peso y factores de condición de las especies dominantes mostraron que el 61% de los peces fueron juveniles y los índices de condición indicaron que las poblaciones de estas especies tuvieron buenas condiciones de salud. La comunidad de peces de El Soldado mostró cambios antes y después del decreto como Área Natural Protegida, así como entre ciclos anuales consecutivos; estos cambios incluyen la adición de especies y la prevalencia de especies comunes en un periodo de 48 años, algunas actualmente dominantes y con buenas condiciones de salud. Estos resultados reflejan la efectividad en la conservación de este ecosistema, y el conocimiento aportado de la comunidad de peces apoyará la toma de decisiones para el manejo y conservación de El Soldado como Área Natural Protegida.

**Palabras clave:** Diversidad de peces, laguna costera, Área Natural Protegida, Golfo de California  
**Orcid ID:** <https://orcid.org/0000-0003-0273-7316>

Vo.Bo. Director de Tesis



Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

## Summary

The study of fish community ecology in coastal lagoons designated as Natural Protected Areas serves as a useful reference for understanding the health status of the ecosystem and for making comparisons with coastal lagoons subject to anthropogenic pressures. In the present study, my objective was to understand the spatial-temporal patterns of fish diversity in El Soldado, a semi-arid subtropical coastal lagoon subject to ecological conservation located in the Gulf of California. I reviewed the changes in the fish community structure were reviewed before (1972; 1978–79; 1990–92) and after (cycle 1, 2018–2019; cycle 2, 2019–2020) its decree as a Natural Protected Area, and determined the spatial-temporal changes between two consecutive annual cycles were determined. I conducted fish sampling was conducted monthly from May 2018 to February 2020 using a trawl net at three sites, where water and sediment variables were recorded, and estimated drifting macroalgae biomass was estimated. Results showed 99 fish species have been recorded in previous studies, while this study added 11 species. In the period 2018-2020, the fish community (2018-2020) comprised 34 species and nine of them were dominant in both cycles: *Achirus mazatlanus*, *Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus currani*, *E. dowii*, *Lutjanus argentiventris*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Sphoeroides annulatus*, *Urobatis maculatus*, and *U. halleri*. In cycle 1, fish abundance, richness, and diversity were higher than in cycle 2. Spatial changes, in both cycles, showed higher fish abundance, richness, and diversity in the innermost area of the lagoon, characterized by silty sediment and higher drift macroalgae biomass. Temporal changes showed higher fish abundance, richness, and diversity in summer-autumn during cycle 1, while during cycle 2, the higher values were in winter-autumn, mainly associated with seasonal variations in water temperature and the biogeographic affinity of fish species, but were also attributed to changes in the density of species classified as dominant. There was notable a drastic decrease of fish richness, diversity, and density during summer in cycle 2, which was attributed to being a warmer year. The analysis of length-weight relationships and condition factors of dominant species showed that 61% of the fish were juveniles, and the condition indices indicated that the populations of these species had good health conditions. El Soldado fish community changed changes before and after the decree as a Natural Protected Area, but also in the consecutive annual cycles; these changes include the addition of species, the prevalence of common species over 48 years, some of which are currently dominant and healthy. The results emphasize the effectiveness of conservation in this ecosystem and how knowledge provided of the fish community can support decision-making for the management and conservation of El Soldado as a Natural Protected Area.

**Keywords:** Fish diversity, coastal lagoon, Natural Protected Area, Gulf of California

**Orcid ID:** <https://orcid.org/0000-0003-0273-7316>

Vo.Bo. Director de Tesis



Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

## Dedicatoria

Una vez alguien me dijo: *“te soñé como una niña pequeña que trataba de alcanzar algo, pero no podía. Había muchas personas a tu alrededor y te ayudaban”*.

Su anécdota perdura en mí, y no podría representar más fielmente la verdad.

Dedico esta tesis a todas las personas que me han brindado su amor de maneras únicas y maravillosas, las cuales atesoro con todo mi corazón.

## **Agradecimientos**

A la Secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca No. 864348 otorgada para realizar estudios de doctorado en el CIBNOR, S.C.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. (CIBNOR) y a la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos, por proporcionarme la formación y el apoyo necesario para concluir este doctorado en ciencias, especialmente en un contexto tan desafiante como lo fue la pandemia. A la Unidad La Paz, que en ese momento superó los retos impuestos por la "nueva normalidad", brindando formación de calidad y demostrando lo que el compromiso puede lograr. A la Unidad Guaymas, un profundo agradecimiento, por las relaciones de trabajo, amistad y de apoyo que hemos construido durante estos largos años.

Al personal directivo y operativo del Área Natural Protegida Estero El Soldado por todas las facilidades otorgadas para llevar a cabo este estudio, brindándome la oportunidad de contribuir al conocimiento científico del área y a la educación ambiental.

A mi director de tesis el Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga, por aceptarme una vez más como alumna. Los alumnos encontramos en nuestros directores de tesis recursos invaluable para este complejo camino de la investigación. Orientación en nuestro trabajo y revisiones meticulosas, inspiración para ser críticos y creativos con nuestros enfoques, apoyo en la construcción de redes académicas y profesionales, guía para nuestras dudas y apoyo en los momentos de incertidumbre. Gracias, su influencia perdurará mucho más allá de la culminación de mi trabajo de tesis.

A mi comité tutorial, el Dr. Eduardo Francisco Balart Páez, la Dra. Hem Nalini Morzaria Luna, el Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato y la Dra. Thelma Michelle Ruiz Ruiz por aceptar formar parte de este trabajo, por el tiempo dedicado, su invaluable conocimiento, sus preguntas, consejos y paciencia a lo largo de estos cuatro años.

A la M. en C. María del Refugio López Tapia por las facilidades de apoyo otorgadas en el Laboratorio de Calidad de Agua del CIBNOR, Unidad Guaymas.

Al M. en C. Edgar Alcántara Razo por su ayuda en la edición de gráficos y observaciones en los análisis de la información.

Al Ing. David Urías Laborín por la elaboración de la figura del área de estudio y edición de gráficos.

Al Ing. Xicohtécatl Galicia García, por las facilidades de apoyo otorgadas en biblioteca y centro de informática.

A todas las personas que de alguna manera u otra contribuyeron en la realización del presente trabajo. Gracias por recorrer este camino conmigo.

## Contenido

<b>Resumen</b> .....	i
<b>Summary</b> .....	ii
<b>Dedicatoria</b> .....	iii
<b>Agradecimientos</b> .....	iv
<b>Contenido</b> .....	v
<b>Lista de figuras</b> .....	viii
<b>Lista de tablas</b> .....	ix
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	3
2.1 Lagunas costeras y sus comunidades de peces.....	3
2.2 Estudios en lagunas costeras del Golfo de California (GC) y en el ANP El Soldado.....	5
2.2.1 Estero Morúa, Sonora .....	6
2.2.2 Estero La Salina, Sonora.....	6
2.2.3 Laguna El Sargento, Sonora .....	6
2.2.4 Laguna La Cruz, Sonora .....	6
2.2.5 Laguna Las Guásimas, Sonora .....	7
2.2.6 Laguna Lobos, Sonora .....	7
2.2.7 Laguna Los Algodones, Sonora .....	7
2.2.8 Laguna Santa Rosa, Sonora .....	8
2.2.9 Laguna El Soldado, Sonora.....	8
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b> .....	9
<b>4. HIPÓTESIS</b> .....	10
<b>5. OBJETIVOS</b> .....	11
5.1 Objetivo general .....	11
5.2 Objetivos particulares.....	11
<b>6. MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	12
6.1 Área de estudio.....	12
6.2 Obtención de datos .....	13
6.3 Cambios en la riqueza de especies de peces antes y después del decreto como área natural protegida .....	15
6.4 Análisis espacio-temporal de la comunidad de peces: mayo de 2018-febrero de 2020 .....	15
6.4.1 Parámetros ambientales.....	15
6.4.2 Composición de especies y esfuerzo de muestreo.....	16
6.4.2.1 Elenco sistemático.....	16
6.4.2.2 Afinidad biogeográfica de las especies .....	16
6.4.2.3 Clasificación ecológica.....	17
6.4.2.4 Nivel trófico .....	18
6.4.2.5 Gremio trófico .....	18
6.4.2.6 Intervalos de talla de las especies.....	19
6.4.3 Especies dominantes .....	19
6.4.3.1 Índice de valor biológico (IVB).....	19
6.4.3.2 Índice de importancia relativa (IIR) .....	19
6.4.4 Abundancia .....	20

6.4.4.1 Estandarización de la abundancia .....	20
6.4.5 Diversidad .....	20
6.4.5.1 Esfuerzo de muestreo .....	20
6.4.5.2 Riqueza de especies (S) .....	21
6.4.5.3 Diversidad de Shannon (H').....	21
6.4.5.4 Equidad de Pielou (J') .....	21
6.4.5.5 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) .....	22
6.4.5.6 Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) .....	22
6.4.5.7 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER).....	22
6.5 Condición de las poblaciones de peces dominantes.....	23
6.5.1 Composición de tallas y porcentaje de juveniles.....	23
6.5.2 Parámetros de la relación longitud-peso.....	23
6.5.3 Factores de condición .....	23
<b>7. RESULTADOS</b> .....	25
7.1 Cambios en la riqueza de especies de peces antes y después del decreto como área natural protegida .....	25
7.2 Análisis espacio-temporal de la comunidad de peces: mayo de 2018-febrero de 2020 .....	27
7.2.1 Parámetros ambientales.....	27
7.2.2 Composición de especies y esfuerzo de muestreo.....	31
7.2.3 Especies dominantes .....	37
7.2.4 Abundancia .....	37
7.2.5 Diversidad .....	38
7.3 Condición de las poblaciones de peces dominantes.....	43
<b>8. DISCUSIÓN</b> .....	48
8.1 Cambios en la riqueza de especies de peces antes y después del decreto como área natural protegida .....	48
8.2 Análisis espacio-temporal de la comunidad de peces: mayo de 2018-febrero de 2020 .....	50
8.2.1 Parámetros ambientales.....	50
8.2.2 Características de la comunidad de peces.....	51
8.2.3 Especies dominantes .....	53
8.2.4 Variación espacial en la comunidad de peces .....	54
8.2.5 Variación estacional en la comunidad de peces.....	55
8.3 Condición de las poblaciones de peces dominantes .....	57
8.3.1 Características de las especies dominantes.....	57
8.3.2 Composición de tallas y porcentaje de juveniles.....	59
8.3.3 Parámetros de la relación longitud-peso.....	60
8.3.4 Factores de condición .....	66
<b>9. CONCLUSIONES</b> .....	69
<b>10. LITERATURA CITADA</b> .....	71
<b>11. ANEXOS</b> .....	82
Anexo A. Elenco sistemático de las especies de peces observadas en la laguna El Soldado en publicaciones previas y en el presente estudio. Nuevo registro en el área de estudio (*). .....	82
Anexo B. Artículo publicado. Observing changes of fish community in a semi-arid subtropical coastal lagoon subject to ecological conservation.....	88

Anexo C. Artículo sometido. Examining the condition of dominant fish populations in a marine protected area in the Gulf of California. ....104

## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b> Localización de la laguna costera El Soldado mostrando la ubicación de los sitios de muestreo. ....	13
<b>Figura 2.</b> Provincias biogeográficas del Pacífico Este de acuerdo con Boschi (2000) y Robertson y Cramer (2009). (Tomado de Padilla-Serrato <i>et al.</i> , 2017).....	17
<b>Figura 3.</b> Comparación de la riqueza de especies, las especies de peces compartidas y exclusivas entre los ciclos anuales. ....	27
<b>Figura 4.</b> Variabilidad espacial y estacional de la temperatura (a, e) salinidad (b, f), y oxígeno disuelto del agua (c, g) y biomasa de macroalgas (d, h) en la laguna El Soldado. C1 2018-2019 (□), C2 2019-2020 (■), promedio (×). La mediana, los cuartiles, los rangos y los valores atípicos de los datos se muestran para cada sitio y estación.....	29
<b>Figura 5.</b> Similitud entre sitios de muestreo en función de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, biomasa de macroalgas y textura de sedimentos en la laguna El Soldado, mediante un análisis nMDS (escalamiento multidimensional no métrico). S1, S2 y S3 son los sitios de muestreo. ....	30
<b>Figura 6.</b> Curvas de acumulación de especies de peces capturados en la laguna El Soldado. Subs: especies observadas.....	31
<b>Figura 7.</b> Tallas de los de peces en la laguna El Soldado. Promedio (×); talla máxima (■) reportada por FishBase; talla de primera madurez (◇) reportada por FishBase ( <i>L. argentiventris</i> , <i>L. guttatus</i> , <i>L. peru</i> , <i>S. ovale</i> , <i>P. maculatofasciatus</i> , <i>U. halleri</i> , <i>H. ingens</i> ), González-Sansón et al. (2014) ( <i>A. mazatlanus</i> , <i>D. brevisrostris</i> , <i>E. currani</i> , <i>E. dowii</i> , <i>C. sagittula</i> , <i>G. simillimus</i> , <i>C. caninus</i> , <i>L. colorado</i> ); Valdez-Pineda et al. (2014) ( <i>S. annulatus</i> ); Acevedo-Cervantes et al. (2012) ( <i>D. pacificum</i> ); y Rábago-Quiroz et al. (2008) ( <i>P. woolmani</i> , <i>C. fragilis</i> ). No se encontraron reportes de talla de primera madurez para 14 especies. ....	36
<b>Figura 8.</b> Variación espacial y estacional de la densidad (a, c) y biomasa (b, d) de la comunidad de peces en la laguna El Soldado. C1 2018–2019 (□), C2 2019–2020 (■), promedio (×). La mediana, los cuartiles, los rangos y los valores atípicos de los datos se muestran para cada sitio y temporada.....	38
<b>Figura 9.</b> Variación espacial y estacional de la riqueza de especies (a, d), diversidad (b, e) y equidad (c, f) de la comunidad de peces en la laguna El Soldado. C1 2018–2019 (□), C2 2019–2020 (■), promedio (×). La mediana, los cuartiles, los rangos y los valores atípicos de los datos se muestran para cada sitio y temporada.....	39
<b>Figura 10.</b> Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), en los dos ciclos anuales, mostrando: a) las abundancias de las especies de peces con salinidad (S), biomasa de macroalgas (MA), % de arena, % de limo, % de arcilla y contenido de materia orgánica en sedimentos (% MO) en la laguna El Soldado y b) la ordenación de la riqueza de especies con los sitios en ambos ciclos anuales. Las abreviaturas de las especies se describen en la Tabla 3. ....	40
<b>Figura 11.</b> Comportamiento estacional de la comunidad de peces en la laguna El Soldado, mediante un análisis nMDS (escalamiento multidimensional no métrico). 1 y 2 son los ciclos anuales, P la primavera, V el verano, O el otoño e I el invierno. ....	41
<b>Figura 12.</b> Relación longitud-peso (a), comparación del peso observado y predicho (b), y factor de condición Kn por clase de longitud (c) y por sitio (d) para siete especies de peces dominantes observadas en la laguna El Soldado. Diferentes letras sobre el diagrama de caja indican diferencias significativas a $p < 0.05$ . ....	47

## Lista de tablas

<b>Tabla 1.</b> Sinopsis de la riqueza de especies de peces registrada y las estrategias de muestreo utilizadas por diferentes estudios en la laguna El Soldado. La riqueza de especies reportada por el autor está entre paréntesis, y sin paréntesis son la riqueza de especies revisada por nosotros..25	
<b>Tabla 2.</b> Riqueza estimada, especies faltantes por registrar y eficiencia de muestreo por cada estimador. ....31	31
<b>Tabla 3.</b> Listado de las especies de peces observadas en la laguna El Soldado. Abundancia relativa (N); Peso relativo (P); Frecuencia de ocurrencia (F); Índice de valor biológico (IVB); Índice de importancia relativa (IIR); Clasificación según su Afinidad geográfica (AG): PO = Provincia Oregoniana, PCA = Provincia de California, PC = Provincia de Cortés, PP = Provincia Panámica; Clasificación ecológica según su tolerancia a la salinidad (CE): ME = marino eurihalino, MS = marino estenohalino, E = estuarino, D = dulceacuícola; Clasificación según su Gremio trófico (GT): H = herbívoro, P = planctívoro, O = omnívoro, CI = carnívoro de primer orden o invertívoro, CII = carnívoro de segundo orden o ictio-invertívoro, CIII = carnívoro de tercer orden o piscívoro; Especies dominantes (•); Nuevo registro en el área de estudio (*); Abreviaturas (AB) utilizadas en la Fig. 8 correspondiente análisis de correspondencias canónicas (ACC).....33	33
<b>Tabla 4.</b> Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) y análisis de varianza permutacional multivariado (PERMANOVA) para las especies observadas en la laguna El Soldado. Grupos proporcionados por el test SIMPROF basado en datos de abundancia. Grupo B (I1-I2-Au2) y grupo C (V1-V2-O1-P1). 1 y 2 corresponden a los ciclos anuales. P, primavera; V, verano; O, otoño; I, invierno.....42	42
<b>Tabla 5.</b> Análisis SIMPER de las especies de peces observadas en la laguna El Soldado. Grupos proporcionados por el test SIMPROF basado en datos de abundancia. Grupo B (I1-I2-O2) y grupo C (V1-V2-O1-P1). 1 y 2 corresponden a los ciclos anuales. P, primavera; V, verano; O, otoño; I, invierno.....42	42
<b>Tabla 6.</b> Parámetros estimados de la relación longitud-peso (RLP) y factor de condición de siete especies dominantes de peces observadas en la laguna El Soldado. n = tamaño de la muestra, IC = intervalo de confianza. La media ± DE se indica entre paréntesis y los valores P significativos están en negrita.....46	46
<b>Tabla 7.</b> Relaciones longitud-peso (RLP) de siete especies de peces dominantes observadas en la laguna El Soldado y observadas en otros ambientes costeros del Golfo de California y del Pacífico Mexicano. ....63	63

## 1. INTRODUCCIÓN

Las comunidades de peces que habitan en las lagunas costeras y estuarios son ecológica y económicamente importantes. La mayoría de las especies de peces utilizan los estuarios y lagunas costeras durante sus etapas larvarias y juveniles, y por ello se ha enfatizado su protección como hábitats de crianza (Kennish, 2002; Potter *et al.*, 2015; Strydom y Kisten, 2020), aunque en su etapa adulta algunas especies constituyen recursos de interés para la pesca comercial o recreativa (Kennish y Paerl, 2010). Sin embargo, estos ecosistemas se encuentran entre los más modificados y amenazados por actividades humanas como la pesca, acuicultura, turismo, producción de energía eléctrica, desarrollos portuarios y urbanos, y descargas de aguas residuales domésticas e industriales (Kennish, 2002; Kennish y Paerl, 2010; Yáñez-Arancibia y Day, 2010; Lara-Domínguez *et al.*, 2011). Estas actividades aumentan la vulnerabilidad de los ecosistemas y las comunidades costeras ante fenómenos naturales (e.g., tormentas, huracanes) y los efectos del cambio climático (incremento de la temperatura superficial del mar y del nivel del mar) (Kennish, 2002; Yáñez-Arancibia y Day, 2010; Kennish y Paerl, 2010; Schwartzkopf *et al.*, 2020). Particularmente, se espera que las lagunas costeras y estuarios ubicados en latitudes subtropicales y tropicales tengan incrementos en la temperatura superficial y la salinidad del agua, induciendo cambios en la dinámica de comunidades de peces (Yáñez-Arancibia y Day, 2010; Arceo-Carranza y Chávez-López, 2019). Esto ha motivado el interés en estudiar y comprender los cambios en las comunidades de peces de lagunas costeras y estuarios, y su relación con las variables ambientales y los factores antropogénicos (Tournois *et al.*, 2021; Whitfield, 2021). En este contexto, las lagunas costeras y los estuarios prístinos pueden ser de suma importancia para establecer una condición de referencia y establecer una línea base para evaluar cuantitativamente los impactos naturales y de las actividades humanas.

Por otro lado, se ha observado que, al limitar los usos extractivos, la destrucción directa del hábitat y una serie de factores de estrés locales, las Áreas Marinas Protegidas (AMP) que corresponden a distintas categorías de Áreas Naturales Protegidas con ecosistemas costeros y marinos, pueden proporcionar beneficios; por ejemplo, hay evidencia de que las redes de AMP propician que las comunidades de peces arrecifales persistan en océanos que se están calentando, mantengan poblaciones grandes y promuevan la estabilidad a diferentes niveles de

organización biológica (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2024). Esto destaca la importancia de conocer el estado de las comunidades de peces, porque permite conocer el funcionamiento ecológico de ecosistemas que son o forman parte de un AMP.

El Golfo de California (GC) es un mar interior que forma parte de la región biogeográfica del Pacífico Oriental Tropical, donde se han registrado 911 especies de peces (Robertson y Allen, 2024), algunas de las cuales son endémicas, constituyen importantes recursos pesqueros o son de importancia para la conservación (Thomson *et al.*, 2000), lo que ha propiciado la existencia de importantes áreas de pesca, así como de Áreas Naturales Protegidas con ambientes costeros y marinos. En este mar se encuentra un conjunto de lagunas costeras localizadas en su mayoría en la costa este, cuyo origen geológico está asociado a sistemas deltaicos, en una región semiárida subtropical con altas tasas de evaporación ( $\sim 2500 \text{ mm año}^{-1}$ ), escasos aportes de agua dulce por las escorrentías de las lluvias ( $< 600 \text{ mm año}^{-1}$ ) y salinidades relativamente altas con variaciones mínimas (35–39 ups) (Arreola-Lizárraga, 2018). La mayoría de estas lagunas costeras tienen influencia antropogénica principalmente por recibir aguas residuales urbanas, agrícolas y camaronícolas (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2016; Ruiz-Ruiz *et al.*, 2017), pero también hay lagunas que no reciben aguas residuales y mantienen buen estado de conservación (Medina-Galván *et al.*, 2021) que representan sitios de interés para el estudio de comunidades biológicas como referencia para análisis ecológicos comparativos.

En 2006, la laguna costera El Soldado fue decretada como Área Natural Protegida (ANP), y desde entonces están prohibidas las actividades de pesca y acuicultura, permitiendo únicamente actividades recreativas, de educación ambiental y de investigación científica (BOGES, 2018). Este estudio se realizó 12 años posterior al decreto de esta laguna como ANP, con el objetivo determinar (1) si hay cambios en la estructura de la comunidad de peces en El Soldado entre los períodos anteriores y posteriores al decreto como ANP, (2) si la estructura de la comunidad de peces exhibe cambios espaciales y temporales entre dos ciclos anuales consecutivos con base en datos actualizados, y (3) presentar una primera aproximación de peces dominantes como indicadores de la condición ambiental de la laguna costera.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Lagunas costeras y sus comunidades de peces

Las lagunas costeras son cuerpos de agua someros bajo influencia marina, pero separadas del mar abierto por una barrera excepto, por una o varias entradas temporales o permanentes que permite la entrada de organismos y un intercambio generalmente restringido de agua entre ambos sistemas (Lankford, 1977; Kennish, 2002; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019); esto crea un gradiente de las condiciones fisicoquímicas del agua entre la entrada y el interior de la laguna, también ocurre una acumulación e incluso azolvamiento por sedimentos y propicia condiciones para el desarrollo de vegetación circundante e interna como manglares, marismas, pastos marinos y macroalgas que contribuyen a incrementar la productividad primaria (Kennish, 2002). Asimismo, presentan características propias de su ubicación geográfica por influencias particulares de factores oceanográficos y climáticos, además de su origen geológico y aspectos geomorfológicos. Son ambientes dinámicos que se ven fuertemente afectados por la variabilidad climática interanual, los procesos océano-atmósfera desde el mar y los procesos atmosféricos sobre la tierra se propagan a los cuerpos de aguas costeros (Feyrer *et al.*, 2015), pero alojan una gran biodiversidad con predominio de especies y estadios de desarrollo altamente tolerantes a las fluctuaciones ambientales derivadas de su naturaleza estructural y baja profundidad (Whitfield, 1999; Kennish, 2002).

En este tipo de ecosistemas las comunidades de peces tienen un papel relevante como reguladores de otras poblaciones, así como importadores y exportadores de energía (Kennish, 2002), debido a que utilizan las lagunas costeras y estuarios, como hábitats permanentes o temporales, en alguna fase de su ciclo de vida, como áreas de reproducción, desove, crianza, alimentación y protección. Estas comunidades de peces son particularmente importantes, ya que se estima que sustentan una gran parte de la producción pesquera costera (Lara-Domínguez *et al.*, 2011; Aguirre-Léon *et al.*, 2020; Schwartzkopf *et al.*, 2020). La estructura y los cambios en las comunidades de peces pueden tener impactos amplios y duraderos en las lagunas costeras y estuarios; alterando la estructura trófica, el tamaño y la disponibilidad de recursos presa, la estructura del hábitat y el tamaño de la población de depredadores (Schwartzkopf *et al.*, 2020).

Los estudios sobre las comunidades de peces en lagunas costeras y estuarios abordan aspectos como la taxonomía, estructura, biología, ecología, pesca y comportamiento de los peces en sus etapas críticas de desarrollo, como las etapas juveniles y de reproducción. Aunque estos aspectos constituyen conocimientos centrales, algunos de ellos siguen considerándose poco comprendidos, en parte debido al limitado muestreo temporal y a la falta de series de datos históricos. Sin embargo, debido a su importancia, se han incrementado y utilizado muchos enfoques para comprender la dinámica de las comunidades durante largos períodos de tiempo.

Aunque los programas de muestreo continuo proporcionan una comprensión más completa de los cambios en las comunidades, la disponibilidad de los recursos necesarios para mantener mediciones continuas generalmente no es factible. Por ello, es fundamental utilizar estrategias alternativas como muestrear intensivamente durante varios años, esperar unos años y luego repetir el esfuerzo para comparar los resultados (Kimball *et al.*, 2020); también es importante considerar opciones como integrar años de investigaciones previas y realizar estudios comparativos entre los periodos. Sin embargo, una limitación de los estudios realizados en bloques discretos de años es que no se puede determinar si los cambios observados en el último período son el resultado de una transición continua o de un cambio reciente (Kimball *et al.*, 2020).

Algunos de estos estudios que muestran la importancia del monitoreo continuo a largo plazo corresponden a Feyrer *et al.* (2015) quienes examinaron 33 años de datos (1980–2012) sobre peces pelágicos y demersales a lo largo del gradiente de salinidad en un estuario templado del Pacífico (San Francisco, EE. UU.). Identificaron cinco gremios de peces: limnéticos (salinidad = 0–1), oligohalinos (salinidad = 1–12), mesohalinos (salinidad = 6–19), polihalinos (salinidad = 19–28) y euhalinos (salinidad = 29–32). Los efectos climáticos que se propagan desde el Océano Pacífico (Oscilación del Giro del Pacífico Norte) afectaron la estructura de los gremios euhalinos y polihalinos, mientras que los efectos climáticos que se propagan sobre la tierra (flujo de salida de agua dulce de la cuenca hidrográfica), afectaron los gremios oligohalinos, mesohalinos, polihalinos y euhalinos. Destacó el flujo de agua dulce como un importante impulsor de las comunidades bióticas en los estuarios dominados por los ríos. Las poblaciones de pelágicos y demersales mostraron patrones opuestos de cambio a lo largo del tiempo: la abundancia de pelágicos disminuyó en los gremios limnéticos, oligohalinos y mesohalinos, mientras que la de

demersales aumentó en los gremios polihalinos y euhalinos. Este patrón surgió, al menos en parte, debido a las diferentes respuestas de las especies pelágicas y demersales a la variabilidad climática.

Schwartzkopf *et al.* (2020), evaluaron durante 2008-2009, 2012-2013 y 2016-2017, la comunidad de peces demersales juveniles en hábitats naturales (pastos marinos *Zostera marina*) y artificiales (muelles) en un estuario templado del Pacífico (Yaquina Bay, EE. UU.). Encontraron que pocas especies dominaron la comunidad de peces juveniles. La estructura de la comunidad mostró variaciones entre años y hábitats, con diferencias mayores entre los hábitats que entre los años; el pasto marino mostró mayor abundancia y menor variabilidad en el tiempo, subrayando la importancia de su conservación y monitoreo a largo plazo; los muelles presentaron menor abundancia y mayor variabilidad en el tiempo, pero añadieron complejidad al hábitat marino con una mayor abundancia de especies oportunistas, algunas de interés comercial y recreativo. Por otro lado, las diferencias en la estructura de la comunidad se relacionaron con variables climáticas regionales (Oscilación decadal del Pacífico) y locales (surgencias, temperatura y salinidad), pero con correlaciones débiles.

## **2.2 Estudios en lagunas costeras del Golfo de California (GC) y en el ANP El Soldado**

En esta región semiárida subtropical del GC, existen cerca de 36 lagunas costeras (Farreras-Sanz, 2004), y se ha reportado la riqueza de peces para algunas de estas: El Sargento, 66 (Castro-Longoria *et al.*, 1991), La Cruz, 96 (Grijalva-Chon *et al.*, 1996), La Salina, 61 (Iris-Maldonado, 2011), Las Guásimas, 79-95 (Rodríguez-Félix, 2010; Ontiveros-Granillo, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2016, 2017) Lobos, 49-53 (Yépiz-Velásquez, 1990; Arreola-Lizárraga, 1995), Los Algodones, 47 (Yépiz-Velásquez, 1990), Santa Rosa, 41 (larvas) (Grijalva-Chon *et al.*, 1992), Morúa, 45 (Iris-Maldonado, 2011), Navachiste, 95 (Moreno-Pérez *et al.*, 2024), Topolobampo-Ohuira-Santa María, 109 (Balart *et al.*, 1992) y El Soldado, 35-75 (Thomson, 1973; Loesch, 1980; Güereca-Hernández, 1994).

Estas comunidades de peces han sido objeto de estudio en diversos aspectos de su estructura comunitaria, tales como composición, abundancia, diversidad y dominancia, principalmente desde una escala temporal (diurna, mensual, estacional) y cubriendo un ciclo anual. Aunque son los menos, algunos estudios cubrieron una escala interanual de dos a cuatro años (Castro-Longoria *et al.*, 1991; Rodríguez-Félix, 2010; Ontiveros-Granillo, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2016).

### **2.2.1 Estero Morúa, Sonora**

Los valores más altos de *abundancia*, *riqueza* y *diversidad* fueron registrados durante el verano, mientras que los valores más bajos de abundancia y riqueza fueron en invierno. La riqueza y diversidad fueron mayores durante mareas muertas (Iris-Maldonado, 2011).

### **2.2.2 Estero La Salina, Sonora**

Los valores más altos de *abundancia*, *riqueza* y *diversidad* fueron registrados durante el verano, mientras que los valores más bajos de abundancia y riqueza fueron en invierno. La riqueza fue mayor en mareas vivas y la diversidad fue mayor en mareas muertas (Iris-Maldonado, 2011).

### **2.2.3 Laguna El Sargento, Sonora**

Durante junio y julio se presentaron los valores más altos de *riqueza* y *diversidad*, con un segundo incremento de menor importancia en septiembre. Se observó mayor abundancia en febrero y marzo, disminuyendo el resto del año (Castro-Longoria *et al.*, 1991).

### **2.2.4 Laguna La Cruz, Sonora**

Se utilizaron cuatro artes de muestreo: red de plancton, red de playa, atarraya y red de arrastre. Las capturas con las tres primeras artes se llevaron a cabo mensualmente, de febrero de 1989 a febrero de 1990. En el caso de la red de arrastre de fondo, los muestreos se llevaron a cabo quincenalmente, desde mayo de 1990 hasta abril de 1991. Con red de plancton, se presentaron los valores más altos de abundancia en diciembre, y simultáneamente los mayores más altos de riqueza y diversidad de familias en junio. Con red de playa, presentaron simultáneamente los valores más altos de abundancia y riqueza de especies y familias en junio, con un segundo máximo de riqueza de especies y familias en enero, mientras que los valores máximos de diversidad se presentaron en octubre. Con atarraya, se presentaron los valores más altos de abundancia, riqueza y diversidad en abril. Con red de fondo, se presentaron los valores más altos de abundancia, riqueza y diversidad en agosto (Grijalva-Chon *et al.*, 1996).

### **2.2.5 Laguna Las Guásimas, Sonora**

Rodríguez-Félix (2010) estudió las variaciones estacionales e interanuales de peces durante 1996-2000. En la escala interanual, la estructura de la comunidad de peces tuvo cambios en número de especies y composición específica. La riqueza de especies fue mayor en primavera y verano. En este mismo sistema, Ontiveros-Granillo (2011) estudió la variabilidad diurna, estacional e interanual durante dos ciclos anuales (1998-1999) y se observaron dos grupos comunitarios, uno que mostró especies con afinidad al día y otro hacia la noche, y este patrón se reflejó en todas las estaciones del año. La diversidad nocturna fue mayor a la diurna en ambos años. La composición de la comunidad de peces ocurrida en 1998 fue distinta a la de 1999 en un 60%. También, Padilla-Serrato *et al.* (2016, 2017) estudiaron la variación estacional desde otoño 2010 a verano de 2012. La riqueza de especies y la diversidad mostraron un patrón estacional: la riqueza fue mayor en las temporadas frías, mientras que la abundancia fue mayor durante temporadas cálidas. También observaron que la mayoría de las especies son de amplia distribución, son marinas, y un gran número son especies raras. Además, encontraron una diferencia de 45 especies que no observaron en comparación con un estudio previo en el mismo lugar, ofreciendo como potencial explicación los cambios ambientales como efecto de actividades antropogénicas (pesca, acuicultura y residuos urbanos).

### **2.2.6 Laguna Lobos, Sonora**

Yépiz-Velásquez (1990) reportó 49 especies durante un ciclo anual (1985-1986). Arreola-Lizárraga (1995) reportó 37 familias, 60 géneros y 74 especies de peces para el período de octubre 1992 a febrero 1993. La abundancia se comportó de forma semejante al período de octubre 1985 a febrero 1986, aunque el número de organismos colectados fue mayor en los años 1992-1993.

### **2.2.7 Laguna Los Algodones, Sonora**

Yépiz-Velásquez (1990) determinó la abundancia de peces durante un ciclo anual (1985-1986), reportando 47 especies.

### **2.2.8 Laguna Santa Rosa, Sonora**

Grijalva-Chon *et al.* (1992) encontraron durante un ciclo anual (noviembre 1987-octubre 1988), 41 tipos de larvas de peces representadas por 20 familias. La variabilidad en la diversidad estuvo influenciada por la sucesión de especies dominantes. En general, no se detectaron diferencias significativas espaciales en la abundancia anual total.

### **2.2.9 Laguna El Soldado, Sonora**

En esta laguna, en tres estudios en periodos distintos y con diversas artes de captura, se ha reportado la riqueza de especies. Thomson (1973) con chinchorro playero, red de arrastre e ictiocidas, reportaron 75 especies de peces. Loesch (1980) en un ciclo anual (mayo 1977–mayo 1978) con red de arrastre reportó 40 especies de peces y la mayor riqueza se observó en agosto. Güereca-Hernández (1994) con atarraya y chinchorro reportó 35 especies de peces en un ciclo anual (otoño 1990-invierno 1992).

Las lagunas costeras brindan hábitats esenciales de crianza durante las etapas larvarias y juveniles de muchas especies de peces, así como de alimentación para peces adultos. Sin embargo, estos ecosistemas enfrentan amenazas significativas debido a actividades humanas y el cambio climático. Por ello reviste singular interés la ecología de comunidades de peces en ecosistemas costeros bajo regímenes de conservación. El presente estudio busca detectar cambios históricos e interanuales en la comunidad de peces y su relación con variables ambientales, en la laguna costera El Soldado, que fue decretada como Área Natural Protegida en 2006.

### 3. JUSTIFICACIÓN

El Soldado, una laguna costera semiárida subtropical ubicada en la costa este del Golfo de California, resulta de interés para la investigación científica debido a que: (1) es un Área Natural Protegida bajo la categoría estatal de Zona Sujeta a Conservación Ecológica (BOGES, 2006) y Humedal de Importancia Internacional Sitio Ramsar (FIR-ES, 2011); (2) se puede considerar un sistema prístino o con condiciones naturales, debido a que nunca ha recibido vertimientos de aguas residuales y están prohibidas las actividades de pesca y acuicultura; y (3) las numerosas amenazas presentes y futuras, asociadas al creciente desarrollo urbano en las inmediaciones de la laguna y a los efectos del cambio climático, enfatizan la importancia de continuar con su monitoreo para futuras evaluaciones ante posibles cambios en el ecosistema.

Este estudio se enfoca en la comprensión de la dinámica espacial y temporal de las comunidades de peces, considerando que esto es fundamental para interpretar aquellos factores que influyen en la estructura de la comunidad de peces (Potter *et al.*, 2015; Schwartzkopf *et al.*, 2020); de tal forma que los resultados de esta tesis, ayudarán a establecer una línea de base para la comparación con otras lagunas de esta región semiárida subtropical sujetas a presiones antropogénicas, pero también con lagunas costeras de otras regiones del mundo establecidas como áreas marinas protegidas. Asimismo, permitirá una mejor comprensión del funcionamiento de El Soldado como Área Natural Protegida y con ello apoyar la toma de decisiones en su manejo y conservación.

#### 4. HIPÓTESIS

La comunidad de peces en El Soldado mantendrá sus poblaciones dominantes a través del tiempo y mostrará un incremento de la riqueza de especies posterior al decreto como Área Natural Protegida, debido a que no se permiten actividades extractivas desde 2006 y a la protección de los hábitats.

La estructura de la comunidad de peces exhibirá una sucesión estacional controlada principalmente por las especies dominantes, y los cambios estacionales en la abundancia y riqueza de especies estarán influenciados, principalmente, por la temperatura del agua, de tal forma que los valores más altos se observarán en verano. Se observará un patrón de distribución espacial con mayor abundancia y riqueza de especies en la parte interna de la laguna, asociado por las características del sedimento y la biomasa de macroalgas flotantes.

Las especies de peces dominantes del ANP El Soldado presentarán poblaciones saludables, debido a que utilizan un cuerpo de agua con buena condición ambiental y con restricción de actividades extractivas. Estas poblaciones dominantes estarán compuestas principalmente por juveniles (tallas por debajo de la talla de primera madurez), las relaciones longitud-peso (RLP) mostrarán un crecimiento isométrico y factores de condición  $K_n \sim 1$ .

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1 Objetivo general**

Conocer los cambios espaciales y temporales en la comunidad de peces en El Soldado, una laguna costera semi-árida subtropical sujeta a conservación ecológica.

### **5.2 Objetivos particulares**

- 1.** Detectar los cambios en la estructura de la comunidad de peces entre los períodos anterior y posterior al decreto como Área Natural Protegida.
- 2.** Determinar los cambios espaciales y temporales en la estructura de la comunidad de peces entre dos ciclos anuales consecutivos.
- 3.** Examinar las condiciones de las poblaciones de peces dominantes mediante la relación longitud-peso y el factor de condición de cada especie.

## 6. MATERIAL Y MÉTODOS

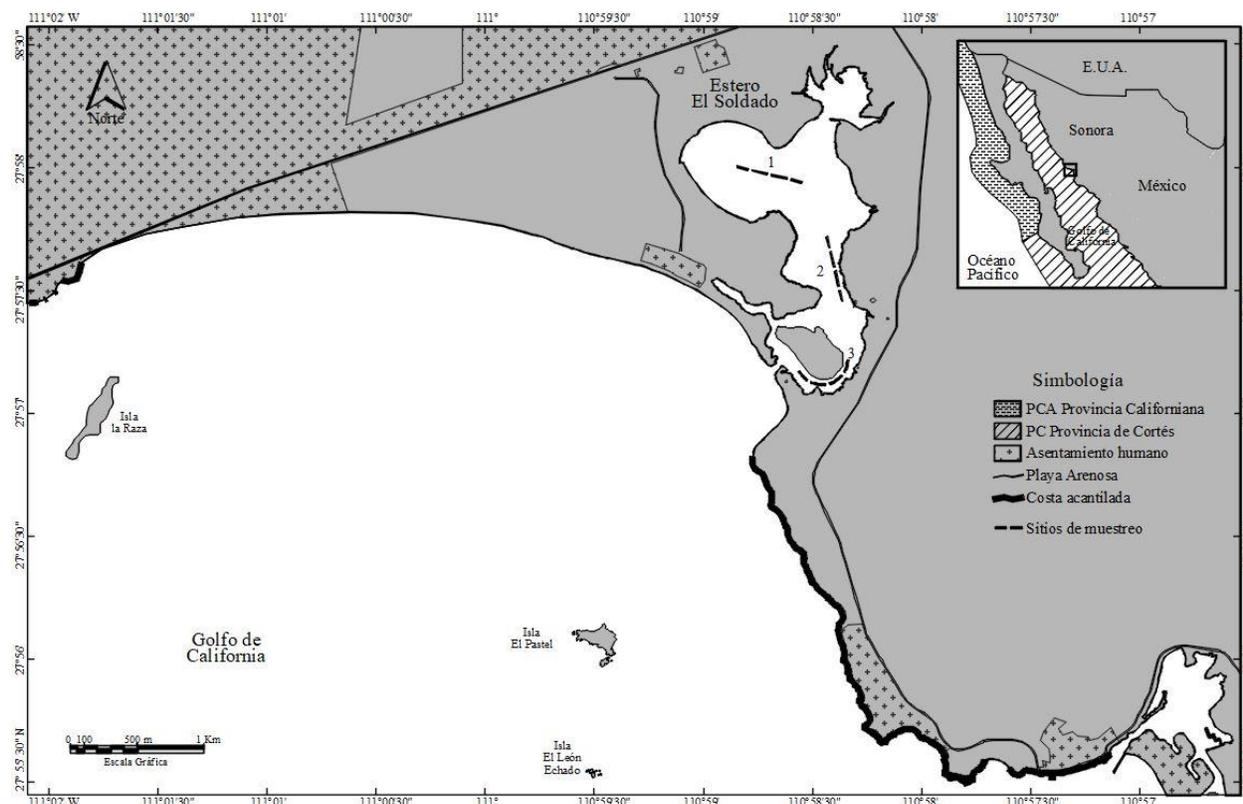
### 6.1 Área de estudio

El Soldado es una laguna costera localizada en la costa este del Golfo de California (27°57'10" N, 110°58'40" O), en el estado de Sonora (Fig. 1). Está influenciada por un clima muy semiárido, con una temperatura ambiental promedio anual de 25 °C, lluvias en verano e invierno (García, 2004) con una precipitación anual < 300 mm y evaporación ~ 2800 mm, y aportes de agua dulce que provienen únicamente de las lluvias y sus escorrentías (Medina-Galván *et al.*, 2021).

La laguna tiene una superficie de 1.6 km<sup>2</sup>, una profundidad de ~ 1–1.5 m y una boca de comunicación permanente con el mar de ~ 50 m de largo y profundidad máxima de ~ 1.2 m (Rosales-Grano *et al.*, 2023). Por su origen geológico se clasifica como una laguna Tipo III-B (Lankford, 1977) y presenta marea mixta con predominancia diurna (Rosales-Grano *et al.*, 2023). Presenta intervalos anuales de temperatura del agua de 13–35 °C, salinidades de 22–39 ups y oxígeno disuelto de 3–12 mg L<sup>-1</sup> (Ávila-García *et al.*, 2023). Los sedimentos son predominantemente areno-limosos; los sedimentos más finos con mayor cantidad de materia orgánica se localizan en la parte interna de la laguna y los sedimentos más gruesos en las inmediaciones de la boca (Vargas-González *et al.*, 2017). Tiene vegetación acuática compuesta por las especies de mangle negro (*Avicennia germinans*), rojo (*Rhizophora mangle*) y blanco (*Laguncularia racemosa*) (Torres *et al.*, 2021), macroalgas flotantes principalmente en verano, y pastos marinos (*Zostera marina*) que se desarrollan en invierno y primavera en las inmediaciones de la boca de la laguna (Salas-Mejía *et al.*, 2024). La franja costera exterior a la laguna es costa rocosa hacia el sur y playa de arena hacia el norte, y a ~ 5 km frente a la laguna hay tres islas circundadas por ambientes rocosos (Fig. 1).

La laguna fue declarada Área Natural Protegida Estatal bajo la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica en 2006 (BOGES, 2006), y designada Humedal de Importancia Internacional Sitio Ramsar en 2011 (FIR-ES, 2011). Tiene un valor ecológico regional para la conservación de la biodiversidad. Es un sitio de crianza y alimentación de peces, algunos con valor comercial y de consumo, y alberga especies con estatus de protección legal por la NOM-059,

ECOL-2010. Además, es un sitio recreativo de importancia para los habitantes de la ciudad de Guaymas y sus alrededores (BOGES, 2018).



**Figura 1.** Localización de la laguna costera El Soldado mostrando la ubicación de los sitios de muestreo.

## 6.2 Obtención de datos

Se realizó una recopilación bibliográfica de la riqueza de peces reportada en la laguna El Soldado a partir de estudios previos al decreto como Área Natural Protegida: Thomson (1973), Loesch (1980) y Güereca-Hernández (1994), y se realizaron muestreos de peces en dos ciclos anuales para obtener información reciente sobre la riqueza. Se utilizó el protocolo de muestreo de Loesch (1980) como referencia para llevar a cabo los dos ciclos anuales y como referencia principal para comparar las observaciones obtenidas. Loesch (1980) realizó muestreos mensuales durante un ciclo anual de mayo de 1977 a mayo de 1978 en tres sitios dentro de la laguna utilizando una red de arrastre. En este estudio se realizó un muestreo mensual en los mismos sitios reportados por Loesch (1980) durante dos ciclos anuales de mayo de 2018 a febrero de 2020, utilizando también una red de arrastre (Fig. 1, especificaciones de muestreo en la Tabla 1).

Las muestras de mayo de 2018 a abril de 2019 se codificaron como ciclo 1 (C1), y de mayo de 2019 a febrero de 2020 como ciclo 2 (C2). Las temporadas de muestreo se agruparon de la siguiente manera: primavera (mayo, marzo, abril), verano (junio, julio, agosto), otoño (septiembre, octubre, noviembre) e invierno (diciembre, enero, febrero). Los datos de la primavera C1 fueron más escasos que en las otras estaciones debido a que marzo y abril de 2020 no se muestrearon debido a las restricciones asociadas a la pandemia de COVID-19. Los sitios de muestreo se consideraron como parte interna (sitio 1), parte media (sitio 2) y boca (sitio 3), y están caracterizados por diferentes tipos de sedimentos (Vargas-González *et al.*, 2017): S1 (limo-arcilloso: arena = 0.4%, limo = 93%, arcilla = 6.6% y materia orgánica [MO] = 1.3%), S2 (areno-limoso: arena = 50%, limo = 49.9%, arcilla = 0.1% y MO = 2.0%) y S3 (areno-limoso: arena = 74.3%, limo = 25.4%, arcilla = 0.3% y MO = 0.6%). En cada lance, las muestras de peces se colocaron en bolsas de plástico etiquetadas y se conservaron en hielo para su posterior identificación y análisis en el laboratorio. Se registró la temperatura (°C), la salinidad (ups) y el oxígeno disuelto (mg L<sup>-1</sup>) del agua subsuperficial (30 cm de profundidad) en cada sitio utilizando una sonda multiparamétrica modelo XR-420 serie 17125 RBR. Adicionalmente, se cuantificó la biomasa en peso húmedo de las macroalgas flotantes recolectadas por la red (Hall *et al.*, 2022) y se tomó una muestra para estimar su biomasa en peso seco (ps, kg ha<sup>-1</sup>) en el laboratorio, considerando esta vegetación como refugio y sitio de alimentación para peces juveniles y pequeños adultos. En el laboratorio, las especies de peces fueron separadas y contabilizadas, y de cada individuo se registró longitud total (Lt) y peso total (Pt) utilizando un vernier digital (+/- 0.2 mm) y una balanza digital (+/- 0.05 g), respectivamente. La identificación taxonómica se realizó con las claves y descripciones de Fischer *et al.* (1995a-b) y de Robertson y Allen (2024). Las macroalgas se lavaron con agua corriente para eliminar arena y organismos adheridos, posteriormente se secaron en un horno a una temperatura constante de 90 °C durante 24 h; una vez secas las muestras se pesaron para estimar la biomasa total por lance, la cual se expresó en kg ha<sup>-1</sup> peso seco.

Se seleccionaron siete de las 14 especies dominantes considerando los siguientes criterios: presentaron los valores más altos de dominancia (índice de Valor Biológico, IVB e índice de Importancia Relativa, IIR) durante dos ciclos anuales, contribuyeron de forma significativa a la abundancia y biomasa de la comunidad de peces (70% en número, 69% en peso), tuvieron un tamaño de muestra (> 20) y en su etapa adulta constituyen recursos pesqueros. De las siete

especies dominantes que cumplieron con los criterios de selección, se midieron y pesaron un total de 295 individuos: 41 de la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus* (14%), 40 del pargo *Lutjanus argentiventris* (14%), 44 del ronco *Orthopristis reddingi* (15%), 37 de la raya *Urobatis halleri* (13%), 22 de la raya *Urobatis maculatus* (7%), 33 de la mojarra *Eucinostomus currani* (11%) y 78 de la mojarra *Eucinostomus dowii* (26%).

### **6.3 Cambios en la riqueza de especies de peces antes y después del decreto como área natural protegida**

Para cuantificar y comparar la riqueza de peces resultante en este estudio y la riqueza reportada (datos de presencia) antes del decreto de El Soldado como Área Natural Protegida, (1) se elaboró una sinopsis de la riqueza de especies, géneros, familias, órdenes y clases registradas y las estrategias de muestreo utilizadas por los diferentes estudios en la laguna (Tabla 1), (2) se construyó una lista taxonómica siguiendo los criterios de Nelson *et al.* (2016) en la que se verificaron los nombres válidos de las especies en la base de datos del Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS) (WoRMS, 2024), y se indicó el estado de conservación de las especies con base en la norma mexicana NOM-059 (SEMARNAT, 2010) y la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (UICN, 2023) (Anexo 1), y (3) se presentó un Diagrama de Venn que compara la riqueza de especies, las especies de peces compartidas y exclusivas entre los ciclos anuales mayo 1977–mayo 1979 (Loesch, 1980), C1 mayo 2018–abril 2019 y C2 mayo 2019–febrero 2020 (este estudio).

### **6.4 Análisis espacio-temporal de la comunidad de peces: mayo de 2018-febrero de 2020**

#### **6.4.1 Parámetros ambientales**

Se elaboraron gráficos de caja y bigotes para presentar los valores promedio, tanto mensuales como por sitio de muestreo, de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto del agua y biomasa de macroalgas flotantes. Para comparar las diferencias de las variables entre los sitios y entre los meses, se utilizó un análisis no paramétrico (muestras pequeñas) de Kruskal-Wallis con significancia  $P < 0.05$  (Kruskal y Wallis, 1952), y finalmente una prueba de rangos múltiples de Dunn (Dunn, 1964), con la corrección de Bonferroni (1930). Los análisis se realizaron con el software PAST v2.14 (Hammer *et al.*, 2001).

Para evaluar la similitud entre los sitios de muestreo se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) utilizando la temperatura del agua, la salinidad, el oxígeno disuelto y biomasa de macroalgas flotantes registradas en cada sitio (basado en datos transformados logarítmicamente), así como las características texturales y la concentración de materia orgánica en los sedimentos reportados por Vargas-González *et al.* (2017). Los análisis se realizaron con el software PRIMER© V6 (Clarke y Gorley, 2006).

## **6.4.2 Composición de especies y esfuerzo de muestreo**

### **6.4.2.1 Elenco sistemático**

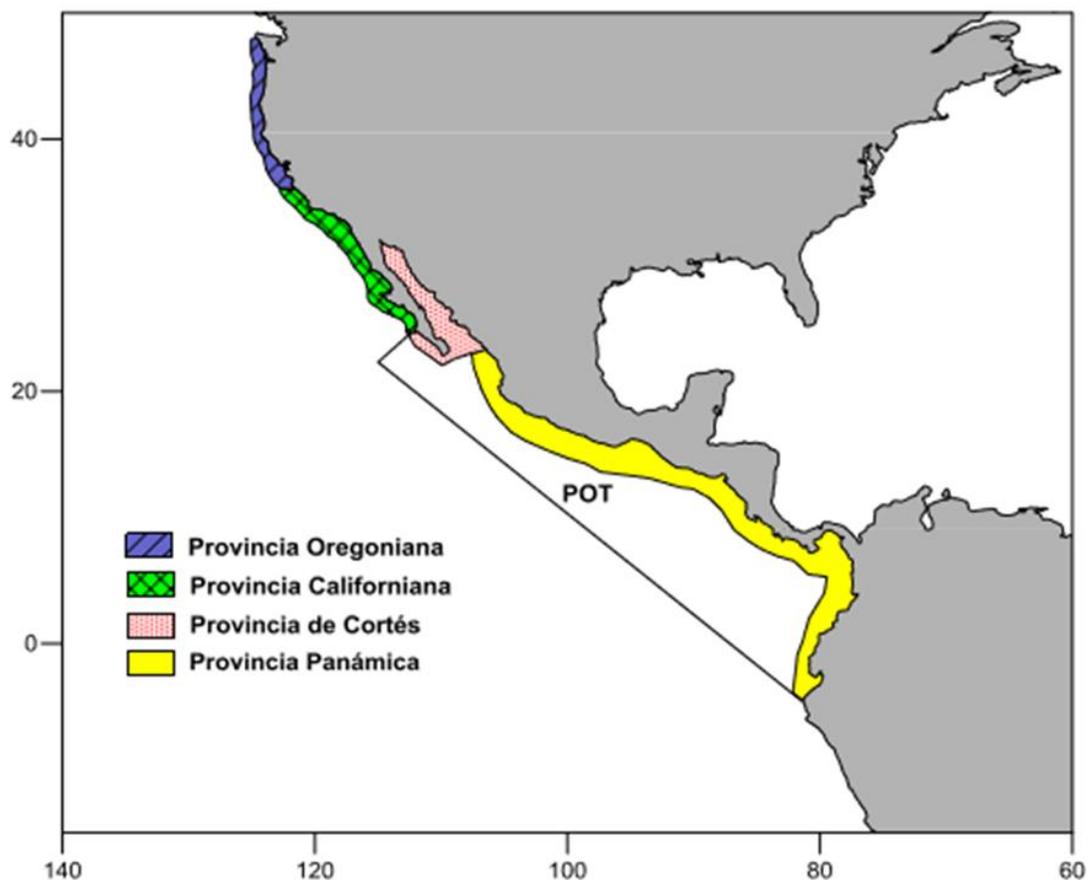
Se elaboró siguiendo los criterios propuestos por Nelson *et al.* (2016) y los nombres válidos de las especies se presentaron según la base de datos WoRMS (2024).

### **6.4.2.2 Afinidad biogeográfica de las especies**

La distribución geográfica de las especies se verificó con las bases de datos Fishbase (Froese y Pauly, 2024) y Sistema de Peces del Pacífico Oriental (Robertson y Allen, 2024). Para el análisis se consideraron las provincias propuestas por Boschi (2000) y Robertson y Cramer (2009) (Fig. 2):

1. Provincia Oregoniana (PO): 48° a 36°N, corresponde a la zona templada-fría.
2. Provincia Californiana (PCA): 36° a 23°N, corresponde a la zona templada-cálida.
3. Provincia de Cortés (PC): incluye la costa del Pacífico sur de Baja California y todo el Golfo de California hasta el norte de Mazatlán, Sinaloa. Corresponde a la zona templado-cálida y subtropical.

4. Provincia Panámica (PP): se extiende desde el sur de Mazatlán, Sinaloa hasta Perú, entre 23°N y 6°S.



**Figura 2.** Provincias biogeográficas del Pacífico Este de acuerdo con Boschi (2000) y Robertson y Cramer (2009). (Tomado de Padilla-Serrato *et al.*, 2017).

### 6.4.2.3 Clasificación ecológica

Se estableció de acuerdo con su tolerancia a la salinidad, siguiendo el criterio de Castro-Aguirre *et al.* (1999):

1. Eurihalino marino (ME): especies típicamente oceánicas que pueden tolerar varios grados de disminución en la salinidad o permanecer cercar de las áreas de franca influencia marina (7–35 ups). Los adultos residen y se reproducen en el mar, mientras que los juveniles utilizan los sistemas estuarinos como áreas de crianza donde encuentran alimento y protección contra sus depredadores. Estas especies constituyen la mayoría de la ictiofauna estuarino-lagunar.

2. Estenohalino marino (MS): especies que visitan ocasionalmente los sistemas estuarinos, con baja tolerancia a amplios cambios de salinidad (30–40 ups).
3. Estuarino (E): especies que viven y se reproducen dentro del sistema, suelen permanecer dentro de un intervalo variable de salinidades intermedias. Son relativamente escasos en número y por lo general pequeños.
4. Dulceacuícola (D): especies dulceacuícolas que ocasionalmente penetraran a los sistemas estuarinos, pero que no soportan la salinidad marina (35 ups).

#### **6.4.2.4 Nivel trófico**

La información del nivel trófico de cada especie se obtuvo de la base de datos Fishbase (Froese y Pauly, 2024); con ella se determinó el número de especies por nivel trófico. Los valores del nivel trófico indican la posición de las especies en la cadena trófica, la cual incluye herbívoros y detritívoros (2.00–2.19), planctívoros y consumidores secundarios (2.20–2.79), carnívoros bentónicos (2.80–3.90) y piscívoros o depredadores (4–5).

#### **6.4.2.5 Gremio trófico**

Con base en el tipo de alimento predominante en la dieta de cada especie se asignó un hábito alimenticio, siguiendo la clasificación de Bouchon-Navaro *et al.* (1992). La información de la dieta se obtuvo de las bases de datos Fishbase (Froese y Pauly, 2024) y Sistema de Peces del Pacífico Oriental (Robertson y Allen, 2024), así como de las contribuciones de Bouchon-Navaro *et al.* (1992), Palacios-Salgado (2011) y Mejía y Garzón-Ferreira (2000).

1. Herbívoros (H): especies que consumen más del 80% de algas o fanerógamas marinas.
2. Planctívoros (P): especies que se alimentan de plancton.
3. Omnívoros (O): especies que ingieren invertebrados y al menos un 10% de algas.
4. Carnívoros de primer orden o invertívoros (CI): especies que consumen principalmente invertebrados bentónicos.

5. Carnívoros de segundo orden o ictio-invertívoros (CII): especies que consumen principalmente invertebrados bentónicos y al menos un 10% de peces.
6. Carnívoros de tercer orden o piscívoros (CIII): su dieta está constituida en más del 80% por peces.

#### 6.4.2.6 Intervalos de talla de las especies

Se presentaron mediante un gráfico de cajas y bigotes, y se indicó la talla máxima y de primera madurez reportadas en la base de datos FishBase (Froese y Pauly, 2024), así como en otras contribuciones para algunas de las especies de peces las cuales fueron referidas en el gráfico (Rábago-Quiroz *et al.*, 2008; Acevedo-Cervantes *et al.*, 2012; González-Sansón *et al.*, 2014; Valdez-Pineda *et al.*, 2014).

#### 6.4.3 Especies dominantes

##### 6.4.3.1 Índice de valor biológico (IVB)

Determina la dominancia de las especies considerando la abundancia numérica y frecuencia de aparición. A través de la asignación de puntajes en función a la abundancia numérica en cada muestra, evita la ordenación de las especies con base en datos puntuales dominantes, pero poco representativos (Loya-Salinas y Escofet, 1990).

$$IVB_i = \sum_{j=1} pu_{ij} \quad (1)$$

donde  $i$  es cada especie,  $j$  es la estación de muestreo y  $pu_{ij}$  es el puntaje de la especie  $i$  en la muestra  $j$ .

##### 6.4.3.2 índice de importancia relativa (IIR)

Determina la dominancia de las especies considerando la abundancia numérica, abundancia en peso y frecuencia de aparición (Pinkas *et al.*, 1971).

$$IIR = (\%N + \%P)(\%F) \quad (2)$$

donde %N es el porcentaje de la contribución en número individuos por la especie a la captura total, %P es el porcentaje de contribución en peso de la especie a la captura total y %F es frecuencia de aparición porcentual de la especie con relación al número total de muestreos.

#### 6.4.4 Abundancia

##### 6.4.4.1 Estandarización de la abundancia

Se expresó en términos de densidad (ind ha<sup>-1</sup>) y biomasa promedio (kg ha<sup>-1</sup>), estimada por el método de área barrida (Sparre y Venema, 1997) mediante la siguiente ecuación:

$$\text{captura por unidad de área} = \frac{c}{(D)(h)} \quad (3)$$

donde  $c$  es la captura en peso o número de organismos,  $D$  es la distancia recorrida y  $h$  es la abertura horizontal de la red.

#### 6.4.5 Diversidad

##### 6.4.5.1 Esfuerzo de muestreo

Se evaluó con curvas de acumulación de especies (Chao1, Chao2, Jackknife1, Jackknife2 y Bootstrap). Las curvas se construyeron con 1000 aleatorizaciones. Con los valores máximos calculados de riqueza se determinó el porcentaje de representatividad:

$$Chao1 = S + \frac{a^2}{2b} \quad (4)$$

$$Chao2 = S + \frac{L^2}{2M} \quad (5)$$

$$Jack1 = S + L + \frac{m-1}{m} \quad (6)$$

$$Jack2 = S + \frac{L(2m-3)}{m} - \frac{M(m-2)^2}{m(m-1)} \quad (7)$$

$$Bootstrap = S + \sum (1 - p_j)^n \quad (8)$$

donde  $S$  es el número de especies en la muestra,  $a$  es el número de especies que están representadas solamente por un único individuo en esa muestra y  $b$  es el número de especies representadas por dos individuos en la muestra.  $L$  es el número de especies que ocurren solamente en una muestra y  $M$  es el número de especies que ocurren en exactamente dos muestras,  $m$  es el número de muestras y  $p_j$  es la proporción de unidades de muestreo que contiene cada especie  $j$ .

#### 6.4.5.2 Riqueza de especies (S)

Se define como el número de especies presentes en un área determinada.

#### 6.4.5.3 Diversidad de Shannon (H')

Este índice considera la proporción del número de individuos con respecto al total de especies. Valores del índice menores a dos se consideran bajos y mayores a tres se consideran altos en diversidad de especies. Su expresión es la siguiente:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left( \frac{n_i}{N} \right) \ln \left( \frac{n_i}{N} \right) \quad (9)$$

donde  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$ ,  $N$  es el número total de individuos de todas las especies,  $S$  es el número de especies, y  $\ln$  es logaritmo natural.

#### 6.4.5.4 Equidad de Pielou (J')

Este índice representa el grado de uniformidad de las especies en la muestra. Su escala es de cero a uno, un valor de uno indica que todas las especies son igualmente abundantes. La expresión es la siguiente:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad (10)$$

donde  $H'$  es la diversidad calculada para la muestra,  $H'_{\max}$  es igual al  $\ln(S)$ , y  $S$  es el número de especies.

#### 6.4.5.5 Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)

La asociación de la distribución espacial de las especies con los parámetros ambientales se determinó mediante este análisis. Para ello se elaboraron dos matrices, una de riqueza y densidad de las especies por ciclo anual y sitio, y otra de parámetros ambientales (textura y materia orgánica de sedimentos, biomasa de macroalgas y salinidad). El análisis se realizó con el programa CANOCO © V5 (Smilauer y Leps, 2014). Las condicionantes del análisis ACC se enfocaron en las relaciones entre casos (densidad de especies por ciclo anual y sitio) utilizando transformación logarítmica de datos en la matriz de las especies.

#### 6.4.5.6 Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS)

Determinaron las asociaciones de peces basado en su composición y densidad, aplicando un análisis clúster en una matriz de similitud y utilizando el índice de similaridad de Bray-Curtis ( $S_B$ ) como medida de distancia.

$$S_B = 1 - \left[ \frac{\sum |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum (X_{ij} + X_{ik})} \right] \quad (11)$$

donde  $X_{ij}$  y  $X_{ik}$  son la abundancia de la especie  $i$  en la muestra  $j$  y  $k$ , respectivamente.

El nMDS representa en un espacio de dos dimensiones las distancias entre grupos. Los grupos diferentes se ubican alejados y los similares cerca. Su algoritmo evalúa el grado de estrés, donde a medida que el valor de estrés decrece, la ordenación resultante es menos distorsionada y por lo tanto más adecuada. Un estrés menor a 0.1 permite realizar interpretaciones confiables.

#### 6.4.5.7 Análisis de porcentaje de similaridad (SIMPER)

Estimó la contribución de cada especie entre los grupos. Los análisis se realizaron con el programa PRIMER© V6 (Clarke y Gorley, 2006).

## 6.5 Condición de las poblaciones de peces dominantes

### 6.5.1 Composición de tallas y porcentaje de juveniles

Para cada especie se estimó el porcentaje de individuos en etapa juvenil, es decir, individuos con tallas por debajo de la longitud de primera maduración ( $< LM$ ). La información sobre la LM se obtuvo de la base de datos FishBase (Froese y Pauly, 2024).

### 6.5.2 Parámetros de la relación longitud-peso

Las relaciones de longitud-peso por especie se estimaron mediante la ecuación de alometría (Keys, 1928; Froese, 2006)

$$P_t = aL_t^b \quad (12)$$

donde  $P_t$  es el peso total (g),  $L_t$  es la longitud total (mm),  $a$  es la ordenada de origen y  $b$  es la pendiente o coeficiente de alometría, indicando el tipo de crecimiento.

Los parámetros  $a$  y  $b$  del modelo se estimaron transformando logarítmicamente los datos de longitud y peso, ajustando la relación lineal resultante por mínimos cuadrados usando al peso como variable dependiente (Keys, 1928; Froese, 2006)

$$\log P_t = \log a + b (\log L_t) \quad (13)$$

Los parámetros del modelo se estimaron utilizando el programa informático Microsoft Excel 2016.

### 6.5.3 Factores de condición

El factor de condición se calculó mediante dos modelos diferentes. El factor de condición de Fulton (Ricker, 1975)

$$K = \left( \frac{P_t}{L_t^b} \right) \times 100 \quad (14)$$

donde  $K$  es el factor de condición de Fulton,  $P$  es el peso (g),  $L_t$  es la longitud total (mm) y 100 es una constante para garantizar que el valor  $K$  tienda hacia uno (Blackwell *et al.*, 2000; Froese, 2006).

El factor de condición relativo (Le Cren, 1951)

$$K_n = \frac{P_t}{P_m'} \quad (15)$$

donde  $K_n$  es el factor de condición relativo,  $P_t$  es el peso del individuo y  $P_m'$  es el peso medio específico de la población para un individuo de la misma longitud, estimado a partir de la RLP ( $P_m' = aL_t^b$ ) (Blackwell *et al.*, 2000; Froese, 2006).

La variación de  $K_n$  se analizó por especie, los datos se agruparon por sitios y por intervalos de tallas determinados mediante la regla de Sturges (1926). El análisis gráfico se realizó mediante diagramas de cajas y bigotes, y el análisis estadístico mediante test ANOVA de una vía con pruebas post hoc de Tukey para comparar las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ). Los análisis se realizaron con el programa Minitab® versión 22.1.

## 7. RESULTADOS

### 7.1 Cambios en la riqueza de especies de peces antes y después del decreto como área natural protegida

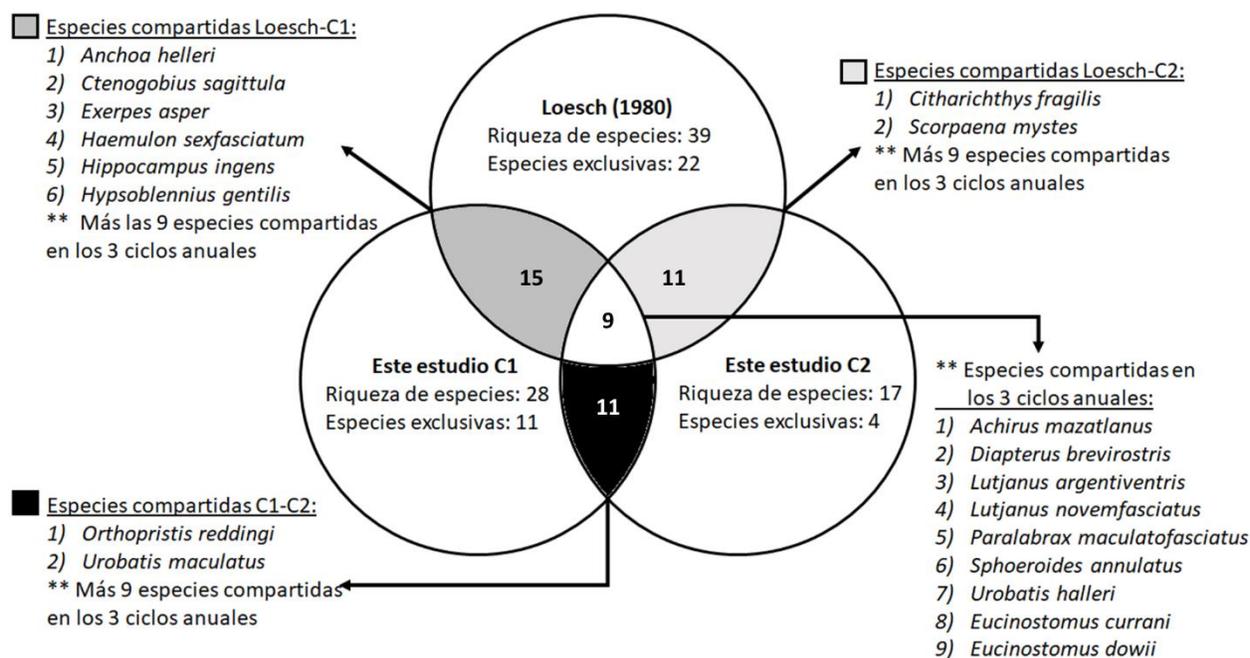
La composición de especies de peces reportada para El Soldado antes de que esta laguna fuera decretada como ANP en 2006 (BOGES, 2006) fue de 99 especies. Específicamente, Thomson (1973) reportó 75 especies de peces recolectadas con redes de arrastre de playa, redes de arrastre e ictiocidas; Loesch (1980) colectó 40 especies con redes de arrastre; y finalmente Güereca-Hernández (1994) colectó 35 especies con redes de arrastre de playa durante un ciclo anual. Nuestro estudio se realizó 12 años después del decreto de ANP y los resultados mostraron 34 especies con redes de arrastre, de éstas, 11 especies no habían sido reportadas en los estudios previos. Así, la riqueza de especies registrada para El Soldado es de 110 (Tabla 1, Anexo A). La comparación entre los cinco períodos de estudio mostró que solo seis especies (5% del total) constituyen registros comunes. En contraste, 72 especies (65% del total) se mencionan en solo una de ellas (Anexo A). De las 110 especies de peces, según la SEMARNAT, una especie está sujeta a Protección Especial y el resto no son de interés para la conservación, pero de acuerdo con la Lista Roja de la UICN, una especie está catalogada como En Peligro, cuatro especies están catalogadas como Vulnerables, cuatro especies están catalogadas como Casi Amenazadas, 86 especies están catalogadas como Preocupación Menor y ocho especies catalogadas como Datos insuficientes (Anexo A).

**Tabla 1.** Sinopsis de la riqueza de especies de peces registrada y las estrategias de muestreo utilizadas por diferentes estudios en la laguna El Soldado. La riqueza de especies reportada por el autor está entre paréntesis, y sin paréntesis son la riqueza de especies revisada en este estudio.

Referencias	Periodo de estudio mes/año	Arte de pesca	Protocolo de muestreo	Sitios de colecta	Riqueza	Nuevos registros spp.
Thomson (1973)	10 y 11/72	Redes de arrastre de playa, redes de arrastre y ictiocidas	6 días	Varios sitios en la laguna, incluyendo aguas superficiales, fondos fangoso-arenosos, costas rocosas y manglares	72 (75) spp. 61 géneros 36 familias 22 ordenes 2 clases	72 spp.
Loesch (1980)	05/78 a 05/79	Red de arrastre (6 m de largo, 3 m de apertura y 2.5	12 muestreos mensuales en 3 sitios	Interior, medio y cerca de la boca de la laguna.	39 (40) spp. 34 géneros 26 familias	19 spp.

		cm de tamaño de malla) remolcada por un bote con un motor fuera de borda de 40 hp. Cada lance duró diez minutos.	(36 lances totales)	Ocasionalmente, lances de pesca fuera de la laguna.	17 ordenes 2 clases	
Güereca-Hernández (1994)	10/90 a 02/1992	Redes de arrastre de playa	4 muestreos nictemerales (24h), uno por estación del año, a intervalos de 2 horas en 1 sitio (48 lances totales)	Boca del canal	33 (35) spp. 30 géneros 23 familias 17 ordenes 2 clases	8 spp.
Este estudio C1	05/18 a 04/19	Red de arrastre (6 m de largo, 3 m de apertura y 2.5 cm de tamaño de malla) remolcada por un bote con un motor fuera de borda de 40 hp. Cada lance duró diez minutos.	12 muestreos mensuales en 3 sitios (36 lances totales)	Interior, medio y cerca de la boca de la laguna. Mismos sitios que Loesch (1980).	28 spp. 24 géneros 14 familias 8 ordenes 2 clases	8 spp.
Este estudio C2	05/19 a 02/20	Red de arrastre (6 m de largo, 3 m de apertura y 2.5 cm de tamaño de malla) remolcada por un bote con un motor fuera de borda de 40 hp. Cada lance duró diez minutos.	10 muestreos mensuales en 3 sitios (30 lances totales)	Interior, medio y cerca de la boca de la laguna. Mismos sitios que Loesch (1980).	17 spp. 13 géneros 12 familias 7 ordenes 2 clases	3 spp.

Las comparaciones entre los ciclos anuales 1977–1978 y C1 2018–2019, y entre 1977–1978 y C2 2019–2020 mostraron 15 y 11 especies en común, respectivamente. Nueve especies fueron comunes a los tres períodos de estudio, con 22 especies exclusivas en 1977–1978, 11 en C1 y 4 en C2 (Fig. 3).



**Figura 3.** Comparación de la riqueza de especies, las especies de peces compartidas y exclusivas entre los ciclos anuales.

## 7.2 Análisis espacio-temporal de la comunidad de peces: mayo de 2018-febrero de 2020

### 7.2.1 Parámetros ambientales

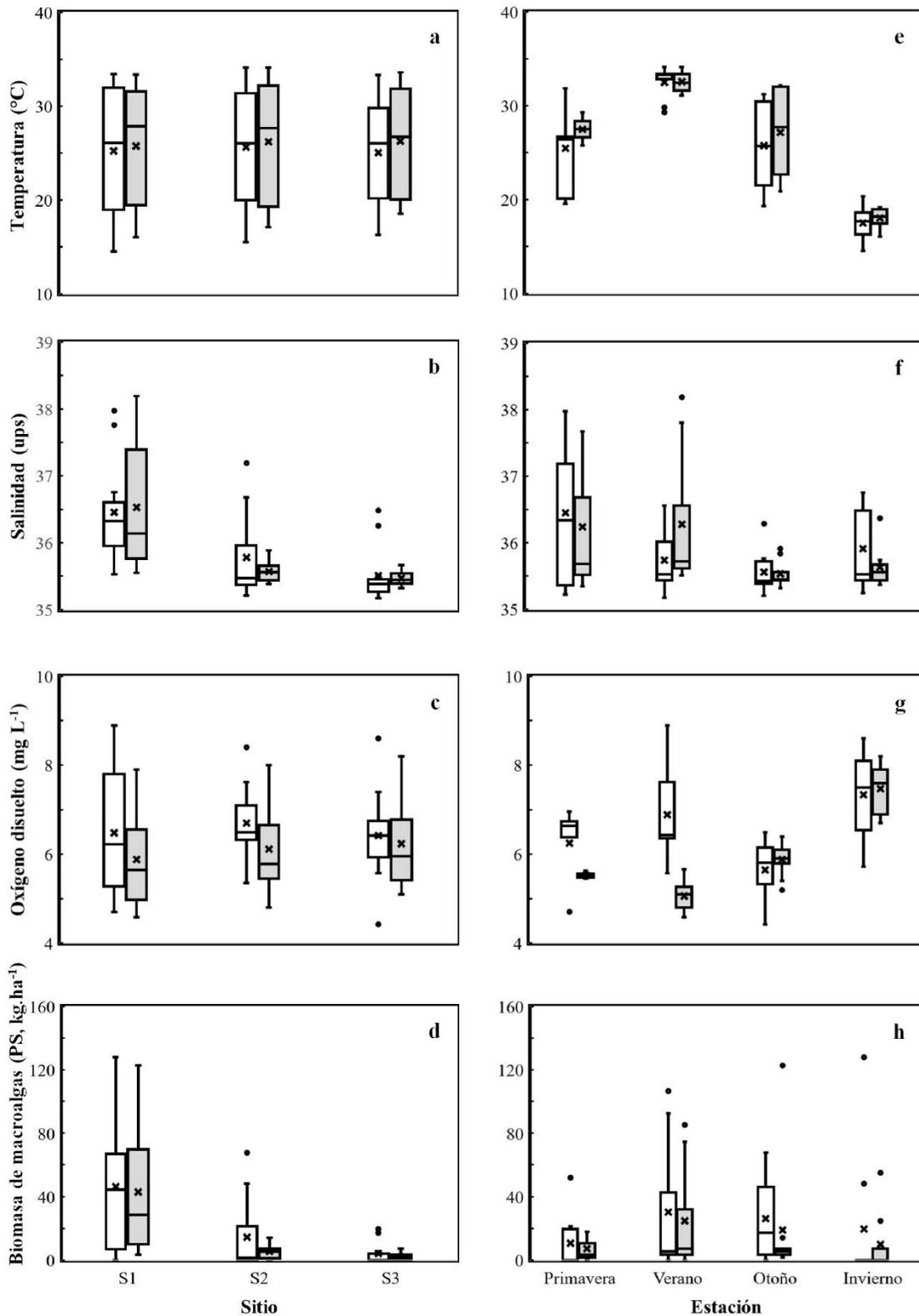
La temperatura del agua, en ambos ciclos anuales, tuvo un comportamiento espacial y estacional similar. El intervalo de variación en los tres sitios de muestreo fue de 18–32°C con valores promedio de ~ 25°C (Fig. 4a). Se observaron diferencias en los valores promedio, siendo más altos en verano (~ 26°C) y más bajos en invierno (~ 18°C) (Fig. 4e).

La salinidad del agua, en ambos ciclos anuales, tuvo escasa variación en el año (35-38 ups), pero mostró diferencias estadísticas entre los sitios de muestreo con valores promedio más altos (~ 36.5 ups) en la parte interna de la laguna (sitio 1) y más bajos (~ 35.5 ups) en las inmediaciones de la boca de comunicación con el mar (sitio 3) (Fig. 4b). Fue más alta en primavera con valores promedio ~ 36.5 ups y tuvo mayor variación ( $\pm 1$ ) y fue menor en otoño con valores promedio ~ 35.5 ups y menor variación ( $\pm 0.2$ ) (Fig. 4f).

El oxígeno disuelto en el agua, en ambos ciclos anuales, tuvo concentraciones similares en los tres sitios de muestreo con valores promedio de ~ 6.4 mg L<sup>-1</sup> y variaciones de  $\pm 0.8$  (Fig. 4c). Entre

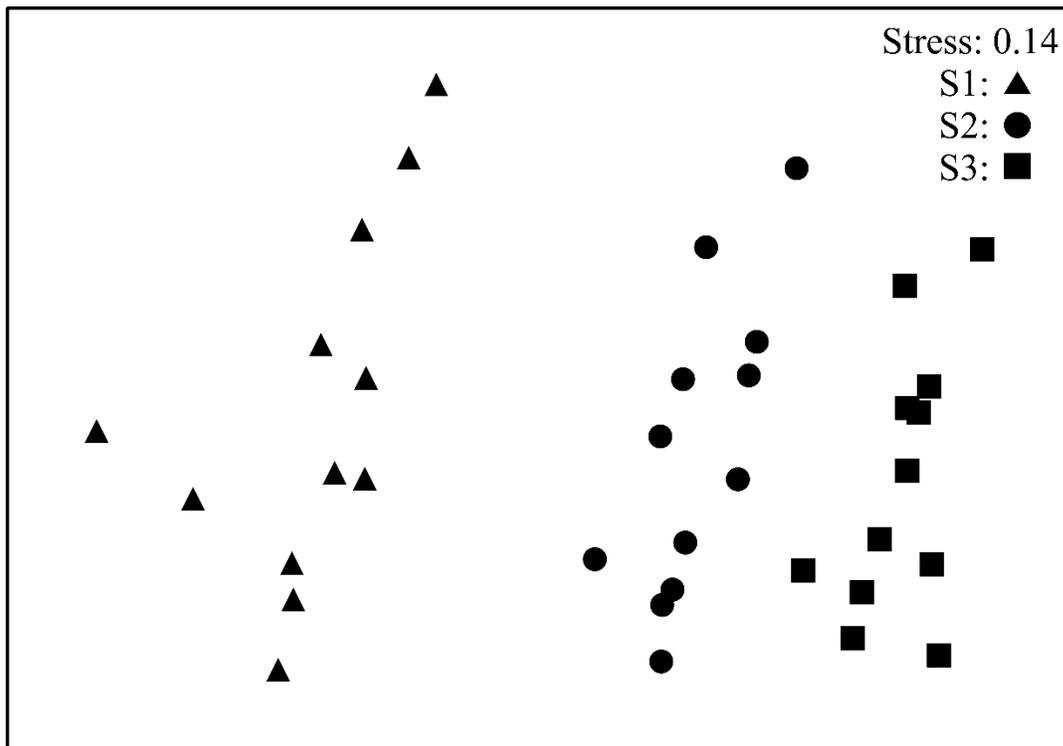
primavera y verano se observaron diferencias en las concentraciones de oxígeno disuelto, con valores más altos en el C1; mientras que en otoño e invierno las concentraciones fueron similares. Los valores más altos se observaron en invierno ( $\sim 7.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) y los más bajos ( $\sim 5 \text{ mg L}^{-1}$ ) en verano del C2 (Fig. 4g).

La biomasa de macroalgas, en ambos ciclos anuales, mostró diferencias estadísticas entre los sitios de muestreo con valores promedio más altos ( $\sim 50 \text{ kg ha}^{-1}$ ) en la parte interna de la laguna (sitio 1) y más bajos ( $< 2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) en las inmediaciones de la boca (sitio 3) (Fig. 4d). Se observó el mismo patrón con valores promedio más altos de biomasa de macroalgas en verano ( $\sim 40 \text{ kg ha}^{-1}$ ) y más bajos en primavera ( $\sim 10 \text{ kg. ha}^{-1}$ ), los valores promedio en todas las estaciones del año fueron mayores en el C1 con respecto C2 (Fig. 4h).



**Figura 4.** Variabilidad espacial y estacional de la temperatura (a, e) salinidad (b, f), y oxígeno disuelto del agua (c, g) y biomasa de macroalgas (d, h) en la laguna El Soldado. C1 2018–2019 (□), C2 2019–2020 (■), promedio (x). La mediana, los cuartiles, los rangos y los valores atípicos de los datos se muestran para cada sitio y estación.

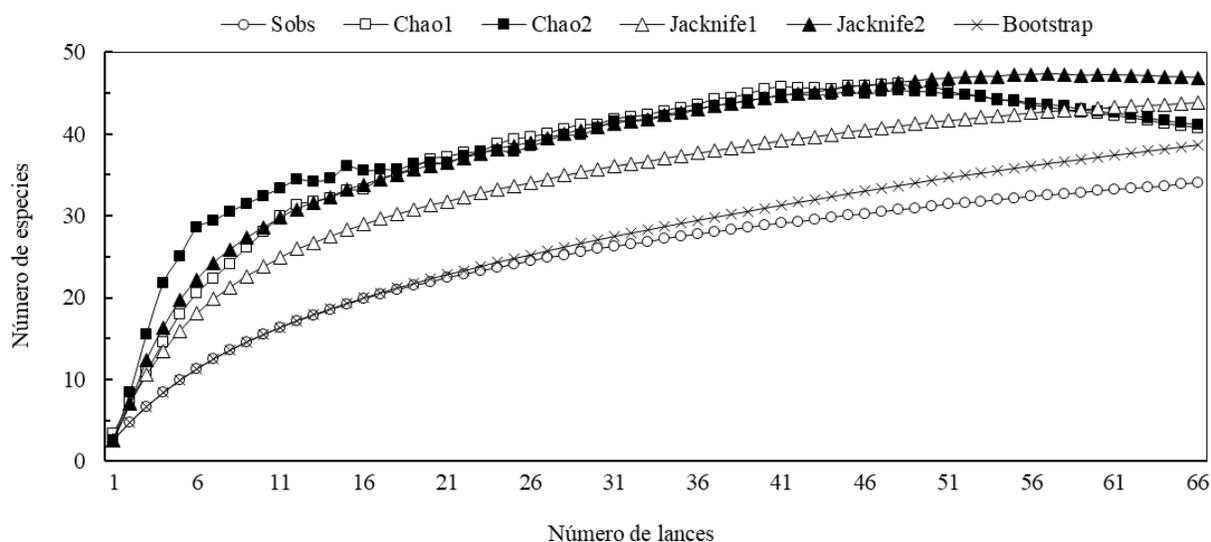
El análisis nMDS, en función de las variables temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, así como biomasa de macroalgas y sedimentos (considerando % de arena, % de limo, % de arcilla y contenido de materia orgánica), mostró que los tres sitios de muestreo en la laguna son diferentes entre sí (Fig. 5).



**Figura 5.** Similitud entre sitios de muestreo en función de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto del agua, biomasa de macroalgas y textura de sedimentos en la laguna El Soldado, mediante un análisis nMDS (escalamiento multidimensional no métrico). S1, S2 y S3 son los sitios de muestreo.

### 7.2.2 Composición de especies y esfuerzo de muestreo

Las curvas de acumulación de especies mostraron un esfuerzo de muestreo adecuado con una representatividad promedio del 81% de las especies esperadas (valores teóricos de eficiencia de muestreo > 70%; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). El valor máximo de número de especies (47) se obtuvo con el estimador Jackknife2, mientras que el menor número (39) fue estimado por Bootstrap, indicando que faltan por encontrar entre 5 y 13 especies si se aumenta el esfuerzo de muestreo (Fig. 6 y Tabla 2).



**Figura 6.** Curvas de acumulación de especies de peces capturados en la laguna El Soldado. Sobs: especies observadas.

**Tabla 2.** Riqueza estimada, especies faltantes por registrar y eficiencia de muestreo por cada estimador.

Estimador	Riqueza estimada	Spp. faltantes por registrar	Eficiencia de muestreo (%)	Eficiencia de muestreo promedio (%)
Sobs	34			
Chao1	41	7	83	
Chao2	41	7	83	81%
Jackknife1	44	10	78	
Jackknife2	47	13	73	
Bootstrap	39	5	88	

En el C1 se observaron 28 especies que representaron a 23 géneros contenidos en 14 familias, ocho órdenes y dos clases. Las familias mejor presentadas en número de especies fueron Gerreidae (*Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii*, *E. currani* y *Gerres simillimus*), Haemulidae (*Haemulon sexfasciatum*, *Haemulopsis elongatus*, *Orthopristis reddingi* y *Pomadasys macracanthus*) y Lutjanidae (*Lutjanus argentiventris*, *L. guttatus*, *L. novemfasciatus* y *L. peru*) con cuatro especies cada una (Tabla 3).

En el C2 se observaron 17 especies que representaron a 13 géneros contenidos en 12 familias, siete órdenes y dos clases. Las familias mejor presentadas en número de especies fueron Gerreidae (*D. brevirostris*, *E. dowii* y *E. currani*), y Lutjanidae (*L. argentiventris*, *L. colorado* y *L. novemfasciatus*) con tres especies cada una (Tabla 3).

Se observaron 11 especies no reportadas anteriormente en El Soldado: el camotillo *Diplectrum pacificum* (C1), el ronco *Haemulopsis elongatus* (C1), la chopa *Kyphosus elegans* (C1), el pez-pipa *Syngnathus auliscus* (C1), los pargos *Lutjanus guttatus*, *L. peru* (C1), *L. colorado* (C2), los lenguados *Paralichthys woolmani* (C1), *P. aestuarius* (C2), el jurel *Caranx caninus* (C2), y la raya *Urobatis maculatus* (C1 y C2) (Tabla 3, Anexo A).

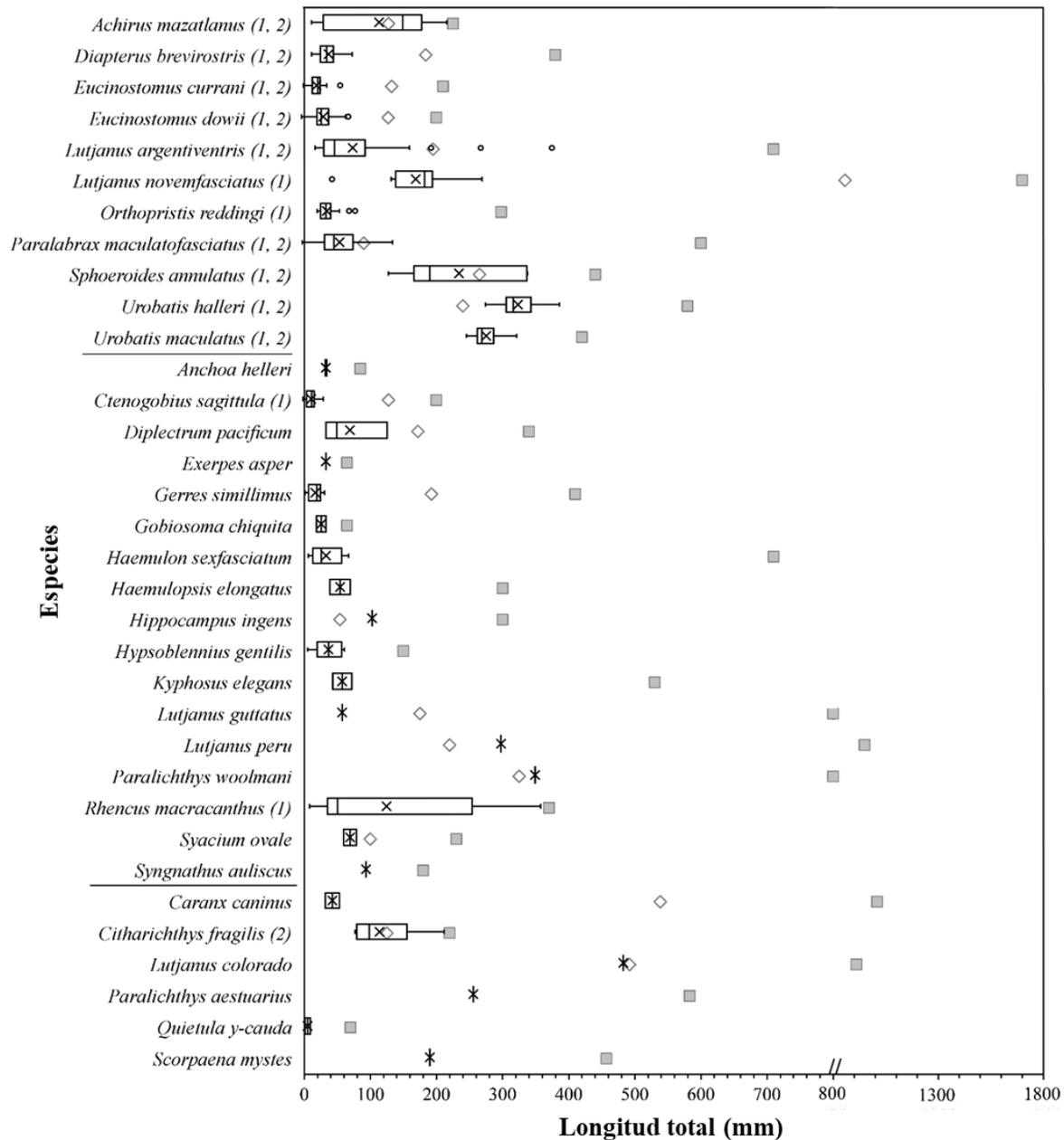
**Tabla 3.** Listado de las especies de peces observadas en la laguna El Soldado. Abundancia relativa (N); Peso relativo (P); Frecuencia de ocurrencia (F); Índice de valor biológico (IVB); Índice de importancia relativa (IIR); Clasificación según su Afinidad geográfica (AG): PO = Provincia Oregoniana, PCA = Provincia de California, PC = Provincia de Cortés, PP = Provincia Panámica; Clasificación ecológica según su tolerancia a la salinidad (CE): ME = marino eurihalino, MS = marino estenohalino, E = estuarino, D = dulceacuícola; Clasificación según su Gremio trófico (GT): H = herbívoro, P = planctívoro, O = omnívoro, CI = carnívoro de primer orden o invertívoro, CII = carnívoro de segundo orden o ictio-invertívoro, CIII = carnívoro de tercer orden o piscívoro; Especies dominantes (•); Nuevo registro en el área de estudio (\*); Abreviaturas (AB) utilizadas en la Fig. 8 correspondiente análisis de correspondencias canónicas (ACC).

Ciclo	Familia	Especie	AG	CE	GT	Ind. ha <sup>-1</sup>	%N	kg. ha <sup>-1</sup>	%P	%F	IVB	IIR	Ind. ha <sup>-1</sup>	%N	kg. ha <sup>-1</sup>	%P	%F	IVB	IIR
C1C2	Achiridae	<i>Achirus mazatlanus</i>	PCA-PC-PP	ME	CI	80	1.93	9.82	3.60	16.67	6.5	92.09	120	8.33	6.65	3.76	16.67	22 *	201.57 *
C1C2	Gerreidae	<i>Diapterus brevirostris</i>	PC-PP	ME	CI	107	2.57	0.32	0.12	8.33	12.5	22.42	133	9.26	0.29	0.17	16.67	12.5 *	157.07 *
C1C2	Gerreidae	<i>Eucinostomus currani</i>	PCA-PC-PP	ME	CI	173	4.18	0.15	0.06	11.11	12.5	47.07	267	18.52	0.12	0.07	10.00	17.5 *	185.85 *
C1C2	Gerreidae	<i>Eucinostomus dowii</i>	PCA-PC-PP	ME	CI	800	19.29	1.39	0.51	36.11	20.0 *	715.13 *	240	16.67	0.27	0.15	23.33	21.5 *	392.5 *
C1C2	Lutjanidae	<i>Lutjanus argentiventris</i>	PCA-PC-PP	MS	CII	467	11.25	29.27	10.72	33.33	23.5 *	732.49 *	67	4.63	0.19	0.11	13.33	12.5	63.2
C1C2	Lutjanidae	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	PCA-PC-PP	ME	CII	93	2.25	8.55	3.13	8.33	13.0	44.87	13	0.93	2.72	1.54	3.33	1.43	8.22
C1C2	Haemulidae	<i>Orthopristis reddingi</i> *	PCA-PC-PP	MS	CI	573	13.83	1.27	0.47	19.44	10.0	277.93	13	0.93	0.06	0.04	3.33	1.43	3.2
C1C2	Serranidae	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	PCA-PC-PP	MS	CII	480	11.58	3.35	1.23	38.89	23.5 *	497.82 *	67	4.63	1.05	0.60	10.00	10	52.25
C1C2	Tetraodontidae	<i>Sphoeroides annulatus</i>	PCA-PC-PP	ME	CI	53	1.29	27.55	10.09	11.11	7.5	126.41	40	2.78	13.80	7.81	10.00	4.93	105.85
C1C2	Urotrygonidae	<i>Urobatis halleri</i>	PCA-PC-PP	ME	CII	213	5.14	84.71	31.03	8.33	17.0 *	301.45 *	280	19.44	105.40	59.61	16.67	11.43 *	1317.6 *
C1C2	Urotrygonidae	<i>Urobatis maculatus</i> *	PCA-PC-PP	MS	CI	253	6.11	70.19	25.71	19.44	18.5 *	618.74 *	40	2.78	13.63	7.71	10.00	13 *	104.87 *
C1	Engraulidae	<i>Anchoa halleri</i>	PC	ME	P	40	0.96	0.03	0.01	2.78	3	2.71	-	-	-	-	-	-	-
C1	Oxudercidae	<i>Ctenogobius sagittula</i>	PCA-PC-PP	ME	H	227	5.47	0.05	0.02	16.67	13	91.38	-	-	-	-	-	-	-
C1	Serranidae	<i>Diplectrum pacificum</i> *	PCA-PC-PP	MS	CII	40	0.96	0.58	0.21	8.33	1	9.81	-	-	-	-	-	-	-
C1	Labrisomidae	<i>Exerpes asper</i>	PCA-PC	MS	CI	13	0.32	0.01	0.01	2.78	1	0.91	-	-	-	-	-	-	-
C1	Gerreidae	<i>Gerres simillimus</i>	PC-PP	ME	CI	80	1.93	0.06	0.02	5.56	5.5	10.83	-	-	-	-	-	-	-
C1	Gobiidae	<i>Gobiosoma chiquita</i>	PC	MS	CI	27	0.64	0.02	0.01	5.56	1	3.61	-	-	-	-	-	-	-
C1	Haemulidae	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	PCA-PC-PP	MS	CII	67	1.61	0.19	0.07	11.11	5	18.62	-	-	-	-	-	-	-
C1	Haemulidae	<i>Haemulopsis elongatus</i> *	PC-PP	ME	CI	27	0.64	0.12	0.04	5.56	1	3.82	-	-	-	-	-	-	-
C1	Syngnathidae	<i>Hippocampus ingens</i>	PO-PCA-PC-PP	MS	P	13	0.32	0.11	0.04	2.78	1	1.01	-	-	-	-	-	-	-

C1	Blenniidae	<i>Hypsoblennius gentilis</i>	PCA-PC	ME	O	93	2.25	0.32	0.12	13.89	7.5	32.88	-	-	-	-	-	-	-	
C1	Kyphosidae	<i>Kyphosus elegans</i>	PCA-PC-PP	MS	O	27	0.64	0.24	0.09	5.56	-	4.06	-	-	-	-	-	-	-	
C1	Lutjanidae	<i>Lutjanus guttatus</i> *	PCA-PC-PP	MS	CII	13	0.32	0.07	0.03	2.78	-	0.97	-	-	-	-	-	-	-	
C1	Lutjanidae	<i>Lutjanus peru</i> *	PCA-PC-PP	MS	CII	13	0.32	5.62	2.06	2.78	-	6.61	-	-	-	-	-	-	-	
C1	Paralichthyidae	<i>Paralichthys woolmani</i>	PCA-PC-PP	ME	CII	13	0.32	8.51	3.12	2.78	-	9.55	-	-	-	-	-	-	-	
C1	Haemulidae	<i>Pomadasys macracanthus</i>	PC-PP	ME	CI	120	2.89	20.30	7.44	16.67	13	172.16	-	-	-	-	-	-	-	
C1	Paralichthyidae	<i>Syacium ovale</i>	PCA-PC-PP	ME	CII	27	0.64	0.18	0.07	5.56	4.5	3.94	-	-	-	-	-	-	-	
C1	Syngnathidae	<i>Syngnathus auliscus</i>	PCA-PC-PP	ME	P	13	0.32	0.01	0.00	2.78	1	0.91	-	-	-	-	-	-	-	
C2	Carangidae	<i>Caranx caninus</i>	PCA-PC-PP	ME	CII	-	-	-	-	-	-	-	27	1.85	0.07	0.04	6.67	8.5	12.63	
C2	Paralichthyidae	<i>Citharichthys fragilis</i>	PO-PCA-PC	MS	CII	-	-	-	-	-	-	-	67	4.63	2.24	1.27	13.33	21.5 *	78.6 *	
C2	Lutjanidae	<i>Lutjanus colorado</i>	PC-PP	MS	CII	-	-	-	-	-	-	-	13	0.93	24.29	13.74	3.33	1.43	48.88	
C2	Paralichthyidae	<i>Paralichthys aestuarius</i>	PC-PP	ME	CII	-	-	-	-	-	-	-	13	0.93	3.01	1.70	3.33	-	8.76	
C2	Oxudercidae	<i>Quietula y-cauda</i> *	PCA-PC	MS	CI	-	-	-	-	-	-	-	27	1.85	0.00	0.00	6.67	7.93	12.36	
C2	Scorpaenidae	<i>Scorpaena mystes</i>	PCA-PC-PP	MS	CII	-	-	-	-	-	-	-	13	0.93	2.99	1.69	3.33	1.43	8.72	
TOTAL						4147	100	273	100				1440	100	177	100				

En ambos ciclos, de acuerdo con su afinidad geográfica, las especies se distribuyen en su mayoría desde la Provincia Californiana, de Cortés y Panámica (PCA-PC-PP) (C1, 19 especies y C2, 12 especies), seguido de la Provincia de Cortés y Panámica (PC-PP) (C1, 4 especies y C2, 3 especies) (Tabla 3). Con base en su categoría ecológica (tolerancia a la salinidad), la mayoría de las especies fueron clasificadas como eurihalino marinas (C1, 16 especies y C2, 9 especies) (Tabla 3). Con base en su gremio trófico la mayoría de las especies fueron carnívoros de primer orden o invertívoros (C1, 10 especies y C2, 9 especies), seguido de carnívoros de segundo orden o ictio-invertívoro (C1, 12 especies y C2, 8 especies) (Tabla 3).

La composición de tallas de las especies mostró que la mayoría de los individuos (72%) tuvieron tallas < 100 mm y no alcanzaron las tallas máximas reportadas para su especie. Los individuos de nueve especies tuvieron tallas por debajo de la talla de primera madurez (*Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus currani*, *E. dowii*, *Lutjanus novemfasciatus*, *L. guttatus*, *Ctenogobius sagittula*, *Diplectrum pacificum*, *Gerres simillimus* y *Caranx caninus*), cinco por encima (*Urobatis halleri*, *Hippocampus ingens*, *Lutjanus peru*, *L. colorado* y *Paralichthys woolmani*) y seis por debajo y por encima (*Achirus mazatlanus*, *Lutjanus argentiventris*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Sphoeroides annulatus*, *Syacium ovale* y *Citharichthys fragilis*) (Fig. 7).



**Figura 7.** Tallas de los de peces en la laguna El Soldado. Promedio (x); talla máxima (■) reportada por FishBase; talla de primera madurez (◇) reportada por FishBase (*L. argentiventris*, *L. guttatus*, *L. peru*, *S. ovale*, *P. maculatofasciatus*, *U. halleri*, *H. ingens*), González-Sansón *et al.* (2014) (*A. mazatlanus*, *D. brevirostris*, *E. currani*, *E. dowii*, *C. sagittula*, *G. simillimus*, *C. caninus*, *L. colorado*); Valdez-Pineda *et al.* (2014) (*S. annulatus*); Acevedo-Cervantes *et al.* (2012) (*D. pacificum*); y Rábago-Quiroz *et al.* (2008) (*P. woolmani*, *C. fragilis*). No se encontraron reportes de talla de primera madurez para 14 especies.

### 7.2.3 Especies dominantes

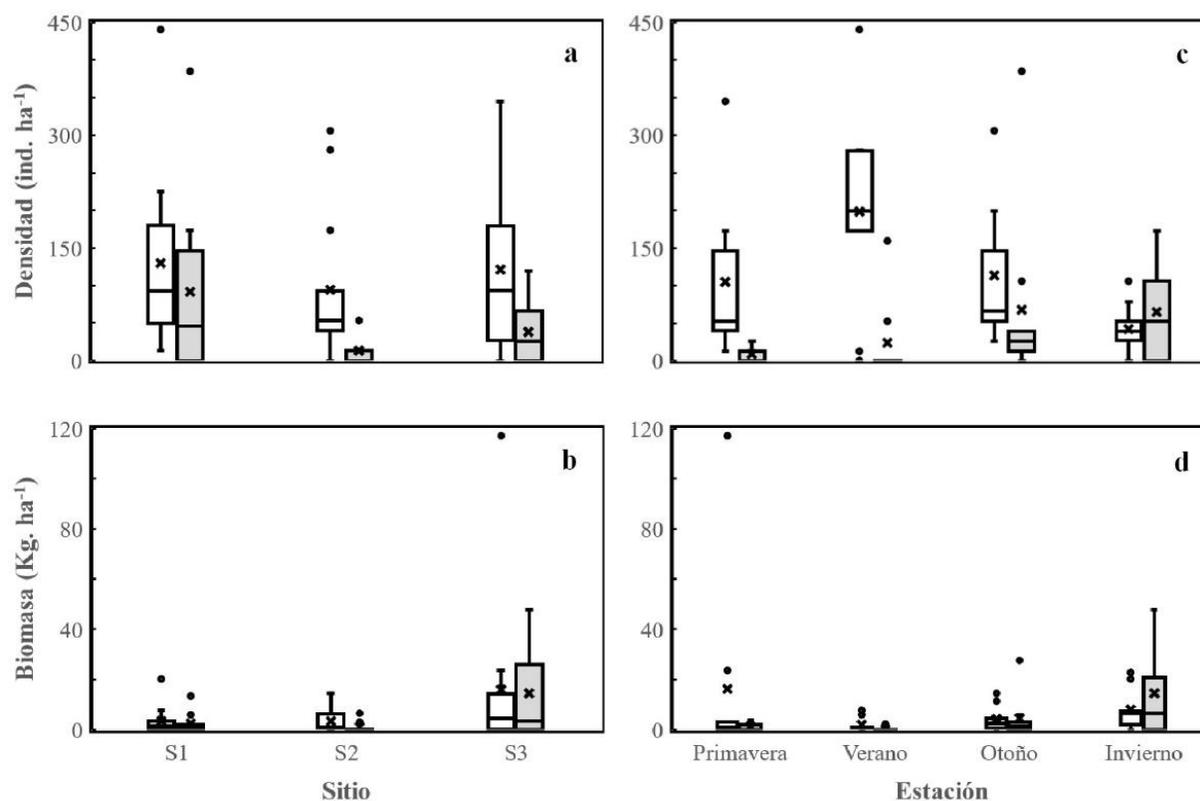
En el C1 los índices de valor biológico (IVB) e importancia relativa (IIR) indicaron que la comunidad de peces estuvo dominada por 13 especies: la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus*\*, los pargos *Lutjanus argentiventris*\*, *L. novemfasciatus*, los roncós *Orthopristis reddingi*, *Pomadasys macracanthus*, el lenguado *Achirus mazatlanus*, las rayas *Urobatis maculatus*, *U. halleri*, las mojarrras *Eucinostomus currani*, *E. dowii*, *Diapterus brevirostris*, el botete *Sphoeroides annulatus* y el gobio *Ctenogobius sagittula*, las cuales representaron el 88% en número y el 94% en peso de la captura total. Los asteriscos (\*) presentan las especies con los valores más altos de IVB y IIR (Tabla 3).

En el C2 los índices IVB e IIR mostraron la dominancia de diez especies: la cabrilla *P. maculatofasciatus*\*, el pargo *L. argentiventris*\*, los lenguados *A. mazatlanus*, *Citharichthys fragilis*, las rayas *U. maculatus*, *U. halleri*, las mojarrras *E. currani*, *E. dowii*, *D. brevirostris* y el botete *S. annulatus*, las cuales representaron el 92% en número y el 81% en peso de la captura total (Tabla 3). Los asteriscos (\*) presentan las especies con los valores más altos de IVB y IIR (Tabla 3).

### 7.2.4 Abundancia

Los valores promedio anuales de densidad y biomasa de peces fueron mayores en el C1 (115 ind ha<sup>-1</sup>, 48 kg ha<sup>-1</sup>) que en el C2 (8 ind ha<sup>-1</sup>, 6 kg ha<sup>-1</sup>). En ambos ciclos anuales, las mayores densidades se observaron en la parte interna de la laguna (sitio 1) y las menores en la parte media de la laguna (sitio 2) (sin diferencias significativas: Kruskal Wallis,  $H = 3.3$ ,  $p = 0.19$ ) (Fig. 8a). En ambos ciclos anuales, las mayores biomásas (~ 15 kg ha<sup>-1</sup>) se observaron en las inmediaciones de la boca de la laguna (sitio 3) y las menores en las partes media (~ 1.5 kg ha<sup>-1</sup>) e interna de la laguna (3 kg ha<sup>-1</sup>) (sin diferencias significativas: Kruskal Wallis,  $H = 4.4$ ,  $p = 0.10$ ) (Fig. 8b). En el C1 las mayores densidades se observaron en verano-otoño (114-198 ind ha<sup>-1</sup>), mientras que en el C2 se observaron en otoño-invierno (65-68 ind ha<sup>-1</sup>) (sin diferencias significativas: Kruskal Wallis,  $H = 0.5$ ,  $p = 0.91$ ) (Fig. 8c). Las mayores biomásas en el C1 se observaron en primavera (16 kg ha<sup>-1</sup>), y en el C2 en invierno (14 kg ha<sup>-1</sup>), en contraste, las menores biomásas se registraron en los veranos

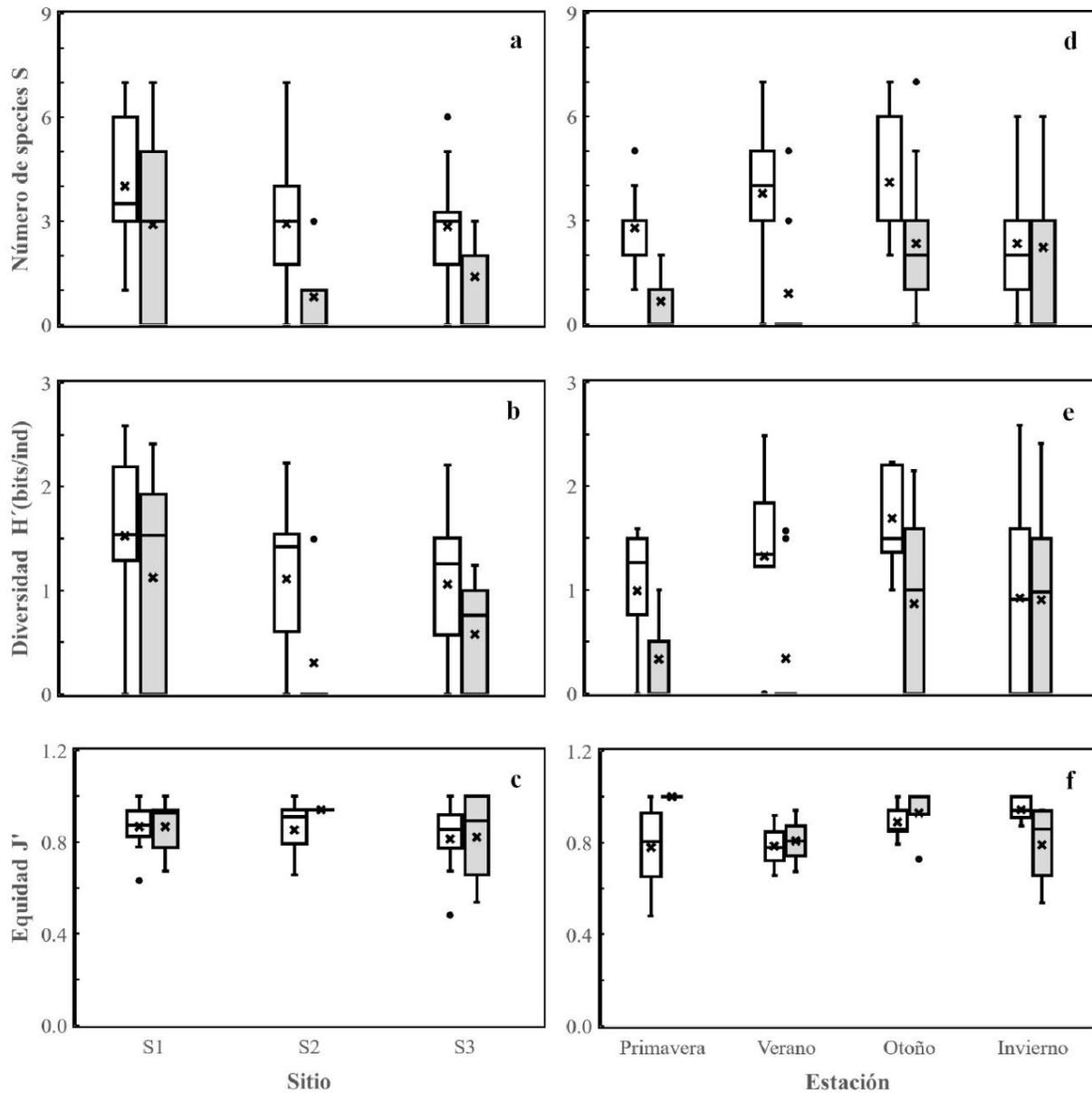
(< 2 kg ha<sup>-1</sup>), mientras que las biomاسas de ambos otoños fueron similares (~ 4 kg ha<sup>-1</sup>), lo que llevó a diferencias significativas (Kruskal Wallis, H = 9.5, *p* = 0.02) (Fig. 8d).



**Figura 8.** Variación espacial y estacional de la densidad (a, c) y biomasa (b, d) de la comunidad de peces en la laguna El Soldado. C1 2018–2019 (□), C2 2019–2020 (■), promedio (×). La mediana, los cuartiles, los rangos y los valores atípicos de los datos se muestran para cada sitio y temporada.

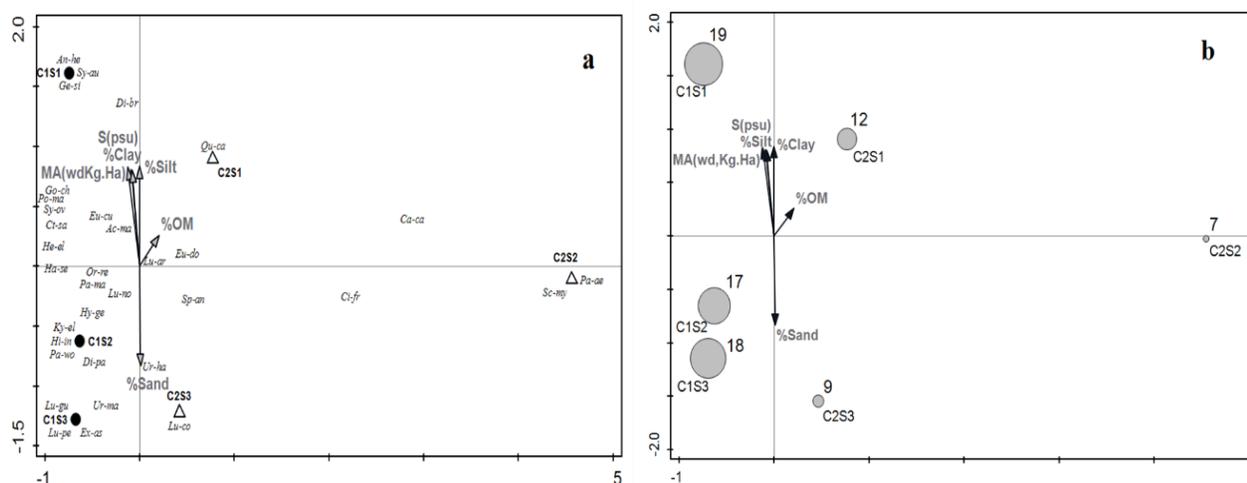
### 7.2.5 Diversidad

La riqueza y diversidad de peces fue mayor en el C1 con respecto al C2. En ambos ciclos anuales, la mayor riqueza y diversidad de peces se observaron en la parte interna de la laguna (S1) y la mayor equidad se observó en la parte intermedia de la laguna (S2) (Fig. 9 a, b, c). En ambos ciclos anuales, la mayor riqueza, diversidad y equidad de peces se observaron en otoño (Fig. 9 d, e, f).



**Figura 9.** Variación espacial y estacional de la riqueza de especies (a, d), diversidad (b, e) y equidad (c, f) de la comunidad de peces en la laguna El Soldado. C1 2018–2019 (□), C2 2019–2020 (■), promedio (×). La mediana, los cuartiles, los rangos y los valores atípicos de los datos se muestran para cada sitio y temporada.

El ACC mostró que las especies, en lo general, se distribuyeron a través de un gradiente ambiental: en la parte interna con sedimentos de grano fino, mayor cantidad de materia orgánica y mayor biomasa de macroalgas (C1S1 y C2S1), las especies con mayor asociación fueron *Diapterus brevirostris* (Di-br), *Eucinostomus currani* (Eu-cu), *E. dowii* (Eu-do), *Achirus mazatlanus* (Ac-ma), *Lutjanus argentiventris* (Lu-ar) y *Quietula y-cauda* (Qu-ca) (Fig. 10a). Fue notable que el C2S2 fue más distante y las especies no se asociaron con ningún tipo de sedimento en particular; las especies que mostraron mayor correlación fueron *Scorpaena mystes* (Sc-my) y *Paralichthys aestuarius* (Pa-ae). En el sitio con sedimentos de arena y menor biomasa de macroalgas en las inmediaciones de la boca de la laguna, en ambos ciclos (C1S3 y C2S3), se asociaron las rayas *Urobatis halleri* (Ur-ha) y *U. maculatus* (Ur-ma), y los pargos *Lutjanus colorado* (Lu-co), *L. guttatus* (Lu-gu) y *L. peru* (Lu-pe) (Fig. 9a). La mayor riqueza de especies se observó en el C1, y la ordenación de la riqueza en ambos ciclos anuales y sitios mostró mayor riqueza en el sitio 1 (Fig. 10b).

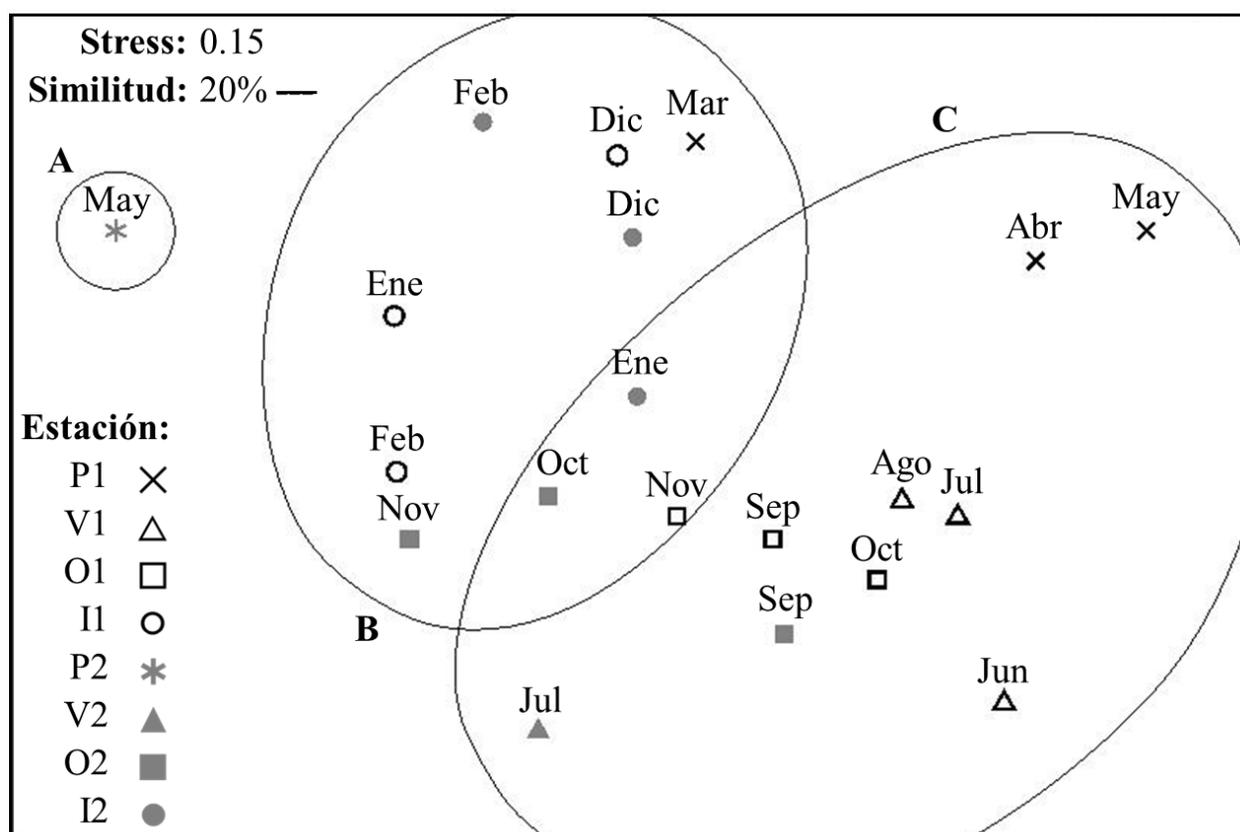


**Figura 10.** Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), en los dos ciclos anuales, mostrando: a) las abundancias de las especies de peces con salinidad (S), biomasa de macroalgas (MA), % de arena, % de limo, % de arcilla y contenido de materia orgánica en sedimentos (% MO) en la laguna El Soldado y b) la ordenación de la riqueza de especies con los sitios en ambos ciclos anuales. Las abreviaturas de las especies se describen en la Tabla 3.

El análisis de nMDS por estaciones mostró dos grupos distintos (B y C) identificados por análisis de conglomerados jerárquicos y prueba SIMPROF basada en datos de abundancia de peces (Fig. 11). Además, la comparación por pares (ANOSIM,  $R = 0.635$ ,  $p = 0.0001$ ; PERMANOVA,  $F = 6.541$ ,  $p = 0.0001$ ) mostraron diferencias significativas entre estos grupos (Tabla 4). El grupo B incluyó

los inviernos (I1-I2) y otoño (O2); el grupo C incluyó los veranos (V1-V2), un otoño (O1) y una primavera (P1); y P2 no se asoció a ningún grupo.

La similitud del grupo B (37%) estuvo influenciada principalmente por *Urobatis halleri*, *Achirus mazatlanus*, *Diapterus brevirostris* y *Urobatis maculatus*; por el contrario, el grupo C (33%) fue influenciado principalmente por *Eucinostomus dowii*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Lutjanus argentiventris* y *Orthopristis reddingi* (Tabla 5). La disimilitud entre los grupos B y C fue significativamente alta (83%), caracterizada principalmente por la presencia de las mismas especies (previamente identificadas como dominantes) pero diferenciándose entre sí por su abundancia (Tabla 5).



**Figura 11.** Comportamiento estacional de la comunidad de peces en la laguna El Soldado, mediante un análisis nMDS (escalamiento multidimensional no métrico). 1 y 2 son los ciclos anuales, P la primavera, V el verano, O el otoño e I el invierno.

**Tabla 4.** Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) y análisis de varianza permutacional multivariado (PERMANOVA) para las especies observadas en la laguna El Soldado. Grupos proporcionados por el test SIMPROF basado en datos de abundancia. Grupo B (I1-I2-Au2) y grupo C (V1-V2-O1-P1). 1 y 2 corresponden a los ciclos anuales. P, primavera; V, verano; O, otoño; I, invierno.

	ANOSIM		PERMANOVA	
	R	p	F	p
<u>Estadístico y p-valor</u>	0.675	0.001	3.032	0.0001
<u>Grupos comparados</u>				
C, B	0.635	0.0001	6.541	0.0001
C, A	0.916	0.091	2.839	0.0922
B, A	0.852	0.1	2.371	0.1006

**Tabla 5.** Análisis SIMPER de las especies de peces observadas en la laguna El Soldado. Grupos proporcionados por el test SIMPROF basado en datos de abundancia. Grupo B (I1-I2-O2) y grupo C (V1-V2-O1-P1). 1 y 2 corresponden a los ciclos anuales. P, primavera; V, verano; O, otoño; I, invierno.

Especies	Similitud promedio	Contribución %	Acumulado %	Abundancia promedio	Abundancia Promedio
<u>Grupo C</u>	<u>33.23</u>				
<i>Eucinostomus dowii</i>	9.88	29.73	29.73	8.37	
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	7.19	21.63	51.36	5.67	
<i>Lutjanus argentiventris</i>	4.87	14.66	66.03	5.13	
<i>Orthopristis reddingi</i>	2.7	8.12	74.15	4.71	
<i>Eucinostomus currani</i>	2	6.03	80.17	3.8	
<i>Ctenogobius sagittula</i>	1.99	6	86.17	3.1	
<i>Achirus mazatlanus</i>	1.01	3.04	89.21	1.46	
<i>Rhencus macracanthus</i>	0.78	2.35	91.56	1.83	
<u>Grupo B</u>	<u>37</u>				
<i>Urobatis halleri</i>	8.58	23.2	23.2		5.71
<i>Achirus mazatlanus</i>	7.61	20.56	43.76		3.41
<i>Diapterus brevirostris</i>	5.83	15.75	59.51		2.73
<i>Urobatis maculatus</i>	5.41	14.62	74.12		3.89
<i>Sphoeroides annulatus</i>	3.38	9.13	83.25		2.36
<i>Eucinostomus dowii</i>	2.33	6.3	89.55		1.79
<i>Lutjanus argentiventris</i>	2.08	5.62	95.17		1.96
Especies	Disimilitud promedio	Contribución %	Acumulado %	Abundancia promedio	Abundancia promedio
<u>Grupo C y B</u>	<u>82.7</u>				
<i>Eucinostomus dowii</i>	9.11	11.02	11.02	8.37	1.79
<i>Urobatis halleri</i>	7.2	8.71	19.73	0	5.71
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	6.82	8.25	27.98	5.67	1.62
<i>Lutjanus argentiventris</i>	5.92	7.15	35.13	5.13	1.96

<i>Orthopristis reddingi</i>	5.42	6.56	41.69	4.71	0
<i>Eucinostomus currani</i>	4.93	5.96	47.65	3.8	1.11
<i>Urobatis maculatus</i>	4.87	5.89	53.54	0.52	3.89
<i>Diapterus brevirostris</i>	4.33	5.23	58.77	1.62	2.73
<i>Ctenogobius sagittula</i>	4.14	5.01	63.78	3.1	0
<i>Achirus mazatlanus</i>	3.4	4.11	67.89	1.46	3.41
<i>Sphoeroides annulatus</i>	3.04	3.68	71.57	0	2.36
<i>Rhencus macracanthus</i>	2.34	2.83	74.4	1.83	0.81
<i>Hypsoblennius gentilis</i>	2.31	2.79	77.2	1.55	0.41
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	2.15	2.6	79.79	1.25	0.81
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	1.91	2.31	82.1	1.4	0
<i>Citharichthys fragilis</i>	1.47	1.78	83.89	0.52	0.57
<i>Gerres simillimus</i>	1.33	1.61	85.5	1.25	0
<i>Quietula y-cauda</i>	1.07	1.3	86.8	0.73	0
<i>Syacium ovale</i>	1.06	1.29	88.08	0	0.81
<i>Diplectrum pacificum</i>	0.97	1.17	89.25	0.88	0
<i>Caranx caninus</i>	0.89	1.08	90.34	0.52	0

### 7.3 Condición de las poblaciones de peces dominantes

Las mojarras presentaron la mayor abundancia (38%), mientras que las rayas contribuyeron con la mayor biomasa (88%). El 61% de los individuos fueron juveniles (tallas por debajo de la talla de primera madurez), el 17% fueron adultos (tallas por arriba de la talla de primera madurez, principalmente *U. halleri*) y el 22% en etapa de vida sin determinar por carecer de datos (*U. maculatus* y *O. reddingi*) (Tabla 6). Las relaciones longitud-peso (RLP) de las siete especies fueron altamente significativas, con un coeficiente de determinación ( $r^2$ ) con valores entre 0.7436 (*U. halleri*) y 0.9971 (*L. argentiventris*) (Tabla 1). Los valores del coeficiente de crecimiento ( $b$ ) mostraron que las siete especies presentaron un desarrollo comprendido dentro del rango isométrico ( $b = 2.5-3.5$ ; Froese 2006) (Tabla 6). El factor de condición  $K$  tuvo valores promedio entre 0.58 (*U. halleri*) y 1.34 (*P. maculatofasciatus*), mientras que todos los valores de  $K_n$  promedio fueron de  $\sim 1$ .

La cabrilla *P. maculatofasciatus* estuvo representada principalmente por individuos juveniles (76%). Su talla promedio fue de 7.2 cm (DE  $\pm$  3 cm) y su peso promedio de 8 g (DE  $\pm$  11.1 g) (Tabla 6). La mayoría de los individuos se agrupó en las clases modales de 5.7 y 7.7 cm, y se observaron con mayor frecuencia en el sitio 1 ( $n = 17$ , Fig. 12). El factor de condición  $K$  promedio fue de 1.34 (DE  $\pm$  0.16) y el  $K_n$  de 1.01 (DE  $\pm$  0.12). Aunque se observó un aumento de  $K_n$  en las clases modales,

estas diferencias no fueron significativas, sin embargo, se observaron diferencias significativas de Kn entre los sitios 1 y 2 (Tabla 6 y Fig. 12).

El pargo *L. argentiventris* estuvo representado por 93% de individuos juveniles, con una talla promedio de 9.2 cm (DE  $\pm$  7 cm) y un peso de 55.2 g (DE  $\pm$  204.3 g) (Tabla 6). La mayor cantidad de individuos se observó en la clase modal de 8.6 cm, con preferencia por el sitio 1 (n = 19, Fig. 12). El factor de condición K promedio fue de 1.30 (DE  $\pm$  0.12) y el Kn de 1 (DE  $\pm$  0.09). No hubo diferencias significativas de Kn entre las clases modales, ni entre los sitios (Tabla 6 y Fig. 12).

El ronco *O. reddingi* presentó una talla promedio de 5.3 cm (DE  $\pm$  1.1 cm) y su peso promedio de 2.3 g (DE  $\pm$  1.9 g) (Tabla 6). La mayoría de los individuos se agrupó en las clases modales de 4.9 y 5.9 cm, con preferencia por el sitio 2 (n = 24, Fig. 12). El factor de condición K promedio fue de 0.95 (DE  $\pm$  0.13) y el Kn de 1.01 (DE  $\pm$  0.14). No hubo diferencias significativas de Kn entre las clases modales, ni entre los sitios (Tabla 6 y Fig. 12).

La raya *U. halleri* presentó un 100% de individuos adultos. Su talla promedio fue de 33.5 cm (DE  $\pm$  2.4 cm) y su peso promedio de 385.4 g (DE  $\pm$  102.8 g) (Tabla 6). La mayor cantidad de individuos se observó en la clase modal de 32.7 cm, con preferencia por el sitio 3 (n = 34, Fig. 12). El factor de condición K promedio fue de 0.58 (DE  $\pm$  0.08) y el Kn de 1.01 (DE  $\pm$  0.14). No hubo diferencias significativas de Kn entre las clases modales, ni entre los sitios (Tabla 6 y Fig. 12).

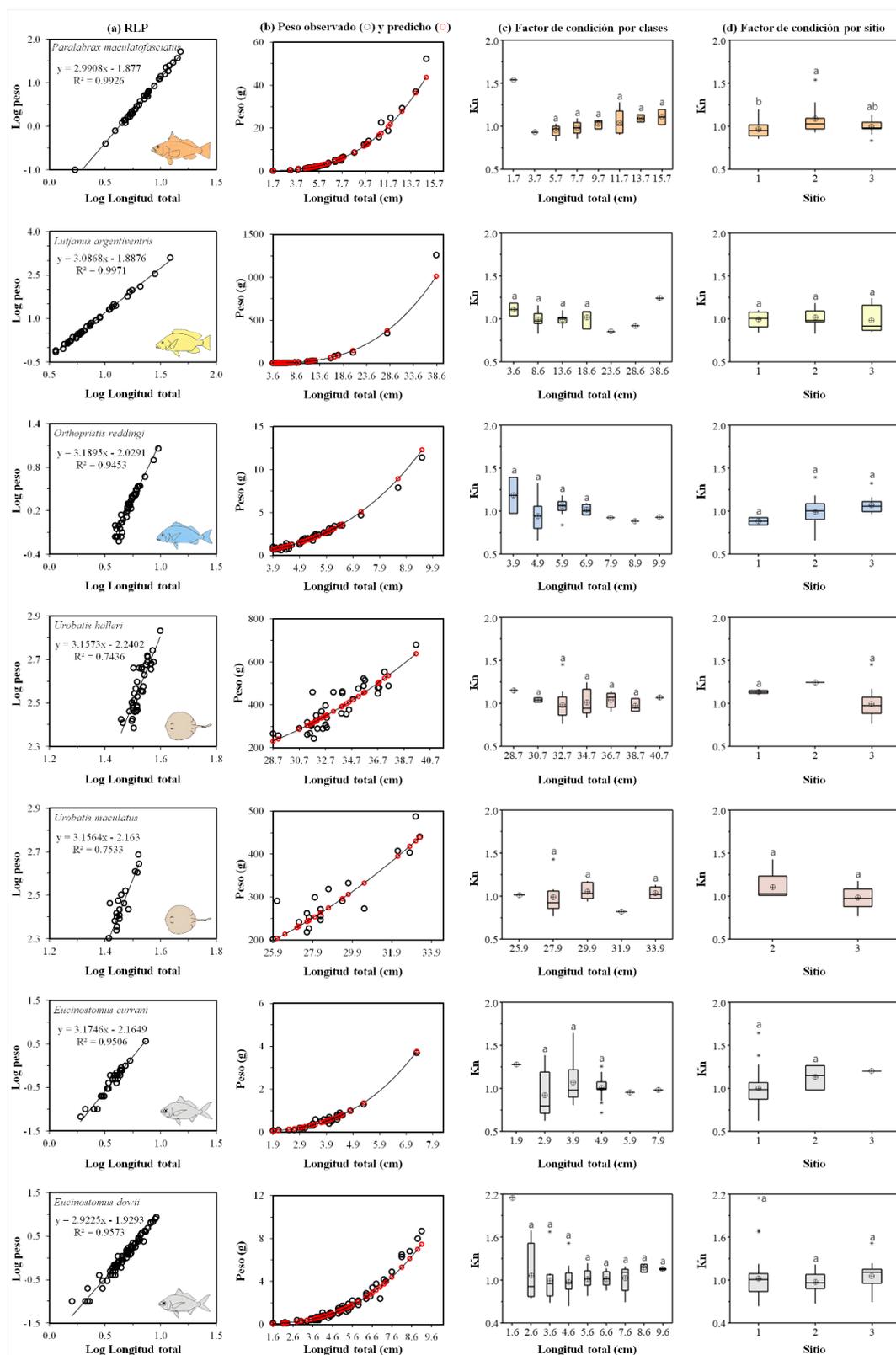
La raya *U. maculatus* presentó una talla promedio de 28.8 cm (DE  $\pm$  2.2 cm) y su peso promedio de 285.8 g (DE  $\pm$  83.5 g) (Tabla 6). La mayor cantidad de individuos se agrupó en las clases modales de 27.9 y 29.9 cm, con preferencia por el sitio 3 (n = 17, Fig. 12). El factor de condición K promedio fue de 0.69 (DE  $\pm$  0.10) y el Kn de 1.01 (DE  $\pm$  0.14). No hubo diferencias significativas de Kn entre las clases modales, ni entre los sitios (Tabla 6 y Fig. 12).

La mojarra *E. currani* presentó un 100% de individuos juveniles. Su talla promedio fue de 3.8 cm (DE  $\pm$  1 cm) y su peso promedio de 0.6 g (DE  $\pm$  0.6 g) (Tabla 6). La mayoría de los individuos se agrupó las clases modales de 3.9 y 4.9 cm, con preferencia por el sitio 1 (n = 29, Fig. 12). El factor de condición K promedio fue de 0.7 (DE  $\pm$  0.14) y el Kn de 1.02 (DE  $\pm$  0.2). No hubo diferencias significativas de Kn entre las clases modales, ni entre los sitios (Tabla 6 y Fig. 12).

La mojarra *E. dowii* presentó un 100% de individuos juveniles. Su talla de captura promedio fue de 4.8 cm (DE  $\pm$  1.6 cm) y su peso promedio de 1.6 g (DE  $\pm$  1.8 g) (Tabla 6). La mayor cantidad de individuos se observó en la clase modal de 4.6 cm, con preferencia por el sitio 1 (n = 38, Fig. 12). El factor de condición K promedio fue de 1.2 (DE  $\pm$  0.28) y el Kn de 1.02 (DE  $\pm$  0.24). No hubo diferencias significativas de Kn entre las clases modales, ni entre los sitios (Tabla 6 y Fig. 12).

**Tabla 6.** Parámetros estimados de la relación longitud-peso (RLP) y factor de condición de siete especies dominantes de peces observadas en la laguna El Soldado. n = tamaño de la muestra, IC = intervalo de confianza. La media  $\pm$  DE se indica entre paréntesis y los valores *P* significativos están en negrita.

Parámetros	Serranidae	Lutjanidae	Haemulidae	Urotrygonidae		Gerreidae	
	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (n = 41)	<i>Lutjanus argentiventris</i> (n = 40)	<i>Orthopristis reddingi</i> (n = 44)	<i>Urobatis halleri</i> (n = 37)	<i>Urobatis maculatus</i> (n = 22)	<i>Eucinostomus currani</i> (n = 33)	<i>Eucinostomus dowii</i> (n = 78)
Longitud total, LT (cm)	1.7–15 (7.2 $\pm$ 3)	3.6–38.5 (9.2 $\pm$ 7)	3.9–9.5 (5.3 $\pm$ 1.1)	28.7–39.6 (33.5 $\pm$ 2.4)	25.9–33.3 (28.8 $\pm$ 2.2)	1.9–7.3 (3.8 $\pm$ 1)	1.6–9.1 (4.8 $\pm$ 1.6)
Peso, P (g)	0.1–52.3 (8 $\pm$ 11.1)	0.7–1260 (55.2 $\pm$ 204.3)	0.6–11.4 (2.3 $\pm$ 1.9)	242.8–680 (385.4 $\pm$ 102.8)	184–487.3 (285.8 $\pm$ 83.5)	0.1–3.7 (0.6 $\pm$ 0.6)	0.1–8.7 (1.6 $\pm$ 1.8)
Peso predicho, P' (g)	0.1–43.7 (7.7 $\pm$ 9.9)	0.7–1014.7 (50.3 $\pm$ 169.2)	0.7–12.3 (2.3 $\pm$ 2.1)	230.6–637.2 (382.1 $\pm$ 88.6)	198.6–439 (283.3 $\pm$ 73.6)	0.1–3.8 (0.6 $\pm$ 0.6)	0–7.5 (1.5 $\pm$ 1.6)
Factor de condición de Fulton, K	1.10–2.05 (1.34 $\pm$ 0.16)	1.07–1.61 (1.30 $\pm$ 0.12)	0.62–1.30 (0.95 $\pm$ 0.13)	0.44–0.84 (0.58 $\pm$ 0.08)	0.53–0.98 (0.69 $\pm$ 0.10)	0.43–1.12 (0.70 $\pm$ 0.14)	0.75–2.53 (1.20 $\pm$ 0.28)
Factor de condición relativo, Kn	0.83–1.54 (1.01 $\pm$ 0.12)	0.83–1.24 (1 $\pm$ 0.09)	0.66–1.39 (1.01 $\pm$ 0.14)	0.76–1.45 (1.01 $\pm$ 0.14)	0.77–1.43 (1.01 $\pm$ 0.14)	0.62–1.64 (1.02 $\pm$ 0.2)	0.64–2.15 (1.02 $\pm$ 0.24)
Coefficiente de determinación, r <sup>2</sup>	0.9926	0.9971	0.9453	0.7436	0.7533	0.9506	0.9573
anti-log $\alpha$ valor	–1.877	–1.8876	–2.0291	–2.2402	–2.163	–2.1649	–1.9293
$\alpha$ valor	0.0133	0.0130	0.0094	0.0058	0.0069	0.0068	0.0118
<i>b</i> valor (95% ICs)	2.9908 (2.9070–3.0745)	3.0868 (3.0321–3.1414)	3.1895 (2.9507–3.4284)	3.1573 (2.5212–3.7934)	3.1564 (2.3139–3.9988)	3.1746 (2.9095–3.4397)	2.9225 (2.7815–3.0635)
<i>P</i> (t-test) <i>b</i> comparado con 3	0.8272	<b>0.0030</b>	0.1210	0.6237	0.7095	0.1958	0.2968
Tipo de crecimiento, <i>G</i>	I	A+	I	I	I	I	I
Longitud de primera maduración, LM (cm)	9	19–20	–	24	–	13.4	12.9
%<LM (Juveniles)	76	93	–	0	–	100	100



**Figura 12.** Relación longitud-peso (a), comparación del peso observado y predicho (b), y factor de condición Kn por clase de longitud (c) y por sitio (d) para siete especies de peces dominantes observadas en la laguna El Soldado. Diferentes letras sobre el diagrama de caja indican diferencias significativas a  $p < 0.05$ .

## 8. DISCUSIÓN

### 8.1 Cambios en la riqueza de especies de peces antes y después del decreto como área natural protegida

La comunidad de peces en El Soldado, incluyendo todos los estudios previos y los resultados del presente estudio, es de 110 especies. Esto es consistente con la riqueza de especies (95-109) reportada para otras lagunas costeras ubicadas en esta región semiárida subtropical del Golfo de California (Balart *et al.*, 1992; Grijalva-Chon *et al.*, 1996; Padilla-Serrato *et al.*, 2016). Las diferencias en la riqueza de especies entre las lagunas de esta región, así como dentro de la laguna durante los períodos de estudio, se atribuyen a diferencias en el muestreo de peces (artes de pesca, sitios de muestreo, esfuerzo de muestreo) y cambios naturales (temporales) o antropogénicos (por ejemplo, descargas de aguas residuales) en las condiciones ambientales particulares de cada laguna. Sin embargo, se debe considerar el área de cada laguna porque El Soldado cubre un área de 1.6 km<sup>2</sup> (69 spp. km<sup>-2</sup>, estimada con base en la riqueza de especies que se muestra en la Tabla 1), y de las otras lagunas: La Cruz 2.3 km<sup>2</sup> (42 spp. km<sup>-2</sup>) (Grijalva-Chon *et al.*, 1996), laguna del sistema Ohuira-Topolobampo-Santa María 60 km<sup>2</sup> (1.8 spp. km<sup>-2</sup>) (Balart *et al.*, 1992), 51 km<sup>2</sup> (1.9 spp. km<sup>-2</sup>) de Las Guásimas (Padilla-Serrato *et al.*, 2016), esto destaca la riqueza de especies de peces en El Soldado y su rol relevante como área natural protegida.

Los muestreos de peces realizados por Thomson (1973), Loesch (1980) y Güereca-Hernández (1994) se llevaron a cabo utilizando diferentes artes de pesca y cuando se permitía la pesca en El Soldado. Este estudio se realizó 12 años después de que se prohibiera la pesca en El Soldado por ser declarada área natural protegida (BOGES, 2006), y mostró que 11 especies no habían sido reportadas en los estudios previos al decreto, incluyendo *Urochloa maculatus*, que también calificó como dominante. En particular, la contribución de Loesch (1980) es una referencia útil para comparar las observaciones recientes, ya que este estudio replicó el muestreo mensual en los tres sitios dentro de la laguna y con el mismo arte de pesca. Loesch (1980) también incluyó ocasionalmente un sitio de muestreo, fuera de la laguna en el mar adyacente, que este estudio no replicó. Las campañas de pesca de Loesch (1980) se llevaron a cabo entre mayo de 1977 y mayo de 1978, es decir, 28 años antes del decreto de El Soldado como área natural protegida (BOGES, 2006); este estudio se realizó 40 años después del estudio de Loesch (1980) y 12 años

después del decreto. La riqueza de la comunidad de peces observada por Loesch (1980) fue mayor (37 spp.) que la observada tanto en el C1 mayo 2018–abril 2019, donde se observaron 9 especies menos, como en el C2 mayo 2019–febrero 2020 donde se observaron 20 especies menos, aunque se debe considerar que el C2 fue un ciclo anual incompleto (10 meses). La mayor riqueza y el mayor número de especies exclusivas observadas por Loesch (1980) pueden atribuirse, en parte, al hecho de que cinco de las especies de peces registradas son típicamente marinas y rara vez ingresan a estuarios y lagunas costeras: *Balistes polylepis*, *Cynoscion parvipinnis*, *Doryrhamphus excisus*, *Mulloidichthys dentatus* y *Symphurus fasciolaris*, según Robertson y Allen (2024) y Froese y Pauly (2024). Aunque Loesch (1980) no indicó el sitio de muestreo donde se capturó cada especie, esto sugiere que estas especies fueron capturadas en el sitio de muestreo fuera de la laguna en el mar adyacente.

Las comparaciones entre 1977–1978 y C1 2018–2019 y entre 1977–1978 y C2 2019–2020 mostraron 15 y 11 especies en común, respectivamente. Nueve especies fueron comunes a los tres períodos de estudio, y fue notable que todas ellas calificaron como dominantes en C1 y C2 de acuerdo con el IVB y el IIR, y seis especies fueron dominantes en 1977–1978 en función de su abundancia. En 1977–1978, las únicas especies que no se consideraron dominantes fueron las rayas *Urobatis maculatus*, *U. halleri* y el pargo *Lutjanus argentiventris*. Los cambios en la estructura de la comunidad de peces se asociaron con las especies exclusivas (22 especies en 1977–1978, 11 en C1 y 4 en C2) observadas en cada uno de los tres períodos de estudio que calificaron como visitantes ocasionales y con la abundancia de algunas visitantes estacionales que calificaron como especies dominantes (e.g., *Paralabrax maculatofasciatus* 273 ind ha<sup>-1</sup> en 1977–1978, 480 en C1 y 67 en C2), que durante un período de 40 años puede ser influenciado por una variedad de factores, incluyendo cambios en las condiciones ambientales y la dinámica poblacional de cada especie, pero esto también ocurrió entre ciclos anuales contiguos como se observa entre C1 y C2. La influencia de los visitantes ocasionales y estacionales en la estructura de los peces comunitarios en las zonas costeras se ha observado para otras lagunas costeras ubicadas en esta región semiárida subtropical del Golfo de California, por ejemplo, Las Guásimas cuenta con 49 especies estacionales y 33 ocasionales de un total de 95 especies (Padilla-Serrato *et al.*, 2017). Existen evidencias de que las variables climáticas locales y regionales inducen cambios en la composición de las especies de peces, como se observó en un estuario dominado

por procesos marinos en la costa noreste del Pacífico donde la estructura comunitaria de juveniles de peces demersales exhibió cambios a lo largo de los seis años observados (Schwartzkopf *et al.*, 2020), y esto destaca la importancia del monitoreo continuo a largo plazo.

La composición actual de la comunidad de peces proporciona evidencia de que algunas poblaciones de especies identificadas como dominantes (ver especies dominantes) se consideran grupos objetivo en las pesquerías marinas y grupos con una fuerte influencia en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, sirviendo como indicadores del estado de salud de los ecosistemas. Por ejemplo, el pargo *L. argentiventris* es una especie objetivo de la pesquería y se ha reportado previamente como una población saludable que utiliza la laguna El Soldado como sitio de reproducción y alimentación (Salas-Mejía *et al.*, 2023). Es importante considerar que los objetivos del área natural protegida El Soldado son: (1) conservar, proteger y/o restaurar la biodiversidad, (2) conservar los valores paisajísticos, (3) promover las actividades de investigación y monitoreo científico de los recursos naturales, y (4) promover la conciencia ecológica en la sociedad. Este estudio responde al objetivo 3 y aporta evidencias para evaluar al objetivo 1, que se centra en la diversidad de peces bajo protección y los cambios interanuales observados. La evidencia de las especies dominantes (e.g., pargos y cabrillas) sugiere que el Área Natural Protegida El Soldado está funcionando con efectividad, lo que podría deberse a que cumple con algunas características clave que propician los beneficios de conservación en las Áreas Marinas Protegidas como fue reportado por Edgar *et al.* (2014) y corresponden a: es un área sin pesca, está bien monitoreada o controlada, y tiene > 10 años de haber sido establecida como ANP.

## **8.2 Análisis espacio-temporal de la comunidad de peces: mayo de 2018-febrero de 2020**

### **8.2.1 Parámetros ambientales**

En El Soldado, las condiciones ambientales de la laguna se caracterizaron por temperatura del agua con una diferencia de ~ 15°C entre verano e invierno, esta variación estacional y la afinidad biogeográfica de las especies ayudan a explicar el patrón estacional observado, donde la riqueza y la diversidad de peces se incrementa de verano a otoño. La salinidad del agua con escasa variación en el año (35–39 ups), similar a la observada por Loesch (1980) en el ciclo anual 1977–1978 (35.5–38 ups), propicia el ingreso de especies marinas a la laguna. El oxígeno disuelto con

valores  $> 4 \text{ mg L}^{-1}$  a través del año, sin eventos de hipoxia, indican un sistema saludable para la vida acuática (Ávila-García *et al.*, 2023). Estas condiciones de calidad del agua, así como la superficie ( $< 2 \text{ km}^2$ ) y la geomorfología como laguna restringida con zonas ambientales diferenciadas principalmente por el tipo de sedimento y la cantidad de biomasa de macroalgas, explican la mayor riqueza y diversidad observada en la parte más interna de la laguna.

Se observaron 34 especies (C1, 28 especies; C2, 17 especies). El C2 estuvo incompleto y esto contribuyó en parte a la disminución de especies observada con respecto a C1, pero también son frecuentes los cambios interanuales en la composición y estructura de los peces, como se observa en la menor riqueza y diversidad en el resto de C2. Esto se atribuye a la ocurrencia de especies que eventualmente ingresan a la laguna, ya que la mayoría son especies marinas estacionales que ingresan a la laguna desde el mar adyacente, principalmente como larvas y juveniles (Potter *et al.*, 2015; Strydom y Kisten, 2020). Además, las variables climáticas locales y regionales inducen cambios en la composición de las especies de peces, como se observó en un estuario dominado por procesos marinos en la costa noreste del Pacífico, donde la estructura comunitaria de peces demersales juveniles exhibió cambios a lo largo de los seis años observados (Schwartzkopf *et al.*, 2020).

### **8.2.2 Características de la comunidad de peces**

El análisis de afinidad biogeográfica de la comunidad de peces mostró que la mayoría de las especies son de amplia distribución (PCA-PC-PP y PC-PP) y coincide con lo observado en otra laguna de esta región: Las Guásimas PC-PP y PCA-PC-PP (Padilla-Serrato *et al.*, 2016). La mayoría de las especies calificaron como marinas eurihalinas, y se atribuye a que, en estos cuerpos de agua de región semiárida subtropical, la salinidad del agua es igual o mayor que en el mar abierto (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2018), como ha sido observado en estudios de comunidades de peces realizados en lagunas de esta región (Grijalva-Chon *et al.*, 1996; Padilla-Serrato *et al.*, 2017). Esto contrasta con la mayor presencia de especies dulceacuícolas asociadas a mayores aportes de agua dulce (provenientes de ríos y/o de mayor escorrentía de lluvias en ciertas épocas del año o durante todo el año) cuando la salinidad disminuye, como ha sido observado, por ejemplo, en estudios realizados en lagunas de la vertiente occidental del Golfo de California (González-Acosta *et al.*, 2021) y Pacífico sur mexicano (Díaz-Ruiz *et al.*, 2006).

La comunidad de peces estuvo dominada por especies que se alimentan predominantemente de invertebrados y el segundo grupo en importancia fue de especies que se alimentan tanto de invertebrados como de peces. Estos resultados en El Soldado son similares a lo observado en sistemas subtropicales del Golfo de California (Palacios-Salgado, 2011), tropicales del Pacífico (González-Sansón *et al.*, 2022) y del Caribe (Nagelkerken y van der Velde, 2004), y templados de Europa (Elliott y Dewailly, 1995; Mathieson *et al.*, 2000; Pombo *et al.*, 2002; Malavasi *et al.*, 2004), esto implica que independientemente de la latitud, los estuarios y lagunas costeras están representados por especies de peces de estos gremios tróficos, tanto en riqueza como en abundancia. Sobre esto, se ha aportado evidencia de que mientras más pequeño es el tamaño medio del grano de los sedimentos y mayor contenido de materia orgánica, más abundante son los invertebrados bentónicos, que son un componente esencial de la dieta de numerosas especies de peces (Van der Wal *et al.*, 2008; Van Colen *et al.*, 2014; Cabrera-Páez *et al.*, 2018). También se ha observado que con el aumento de talla los peces adquieren mayor capacidad para consumir presas de mayor tamaño y sustituir a invertebrados (menor contenido energético) por otras presas como peces (Sierra *et al.*, 1994), de esta forma podrían ascender en su nivel trófico (Stergiou y Karpouzi, 2002), y esto es relevante porque los estadios ontogénicos son un referente en la clasificación de los gremios tróficos de las especies de peces (Mathieson *et al.*, 2000).

En El Soldado, la mayoría de las especies (72%) estuvieron representadas por individuos de tallas pequeñas < 100 mm y la mayoría no alcanzaron la talla máxima y de primera madurez correspondientes a su especie y esto es consistente con el gremio trófico predominante. Específicamente, *Achirus mazatlanus*, *Lutjanus argentiventris*, *Paralabrax maculatofasciatus* y *Citharichthys fragilis* (dominantes) aunque tuvieron intervalos de talla con valores inferiores y superiores a la talla de primera madurez, sobresalieron los individuos que no alcanzaron su talla de primera madurez. La única especie dominante representada por individuos con tallas mayores a la de primera madurez fue *Urobatis halleri*, y es probable que también esto aplique a los individuos de *U. maculatus*, pero de esta especie se desconoce su talla de primera madurez.

La red de arrastre utilizada para la captura de los peces sugiere haber obtenido una buena representación de la comunidad de peces, compuesta por más juveniles que adultos. Nuestras observaciones parecen consistentes, considerando las dimensiones de la red, la profundidad promedio de los sitios de muestreo (~ 1.5 m) y la operación de la red con la misma velocidad y

tiempo de arrastre realizados en todos los sitios. Sin embargo, la eficiencia de las artes de captura puede verse afectada por muchos factores, incluyendo las características de las artes, habilidades de las personas, el comportamiento de los peces y las condiciones ambientales (Zhou *et al.*, 2014; Walker *et al.*, 2017) y esto implica considerar la incertidumbre.

### 8.2.3 Especies dominantes

Las especies de peces pertenecientes a las familias Achiridae, Gerreidae, Lutjanidae, Serranidae, Tetraodontidae y Urotrygonidae fueron dominantes en ambos ciclos anuales, y esto sugiere que juegan un papel importante en la dinámica local de la comunidad. Por ejemplo, una función ecológica de las mojarra (Gerreidae), como *E. dowii*, es el intercambio de materia y energía entre ecosistemas contiguos (Aguirre-León y Yáñez-Arancibia, 1986). Mientras que las rayas (Urotrygonidae), como *U. maculatus* y *U. halleri*, tienen influencia en la estructura de la trama trófica porque se alimentan principalmente de invertebrados (e.g., bivalvos, gasterópodos) (Valadez-González *et al.*, 2001; Flores-Ortega *et al.*, 2011). Por otro lado, se ha sugerido que en la región, los juveniles de *U. halleri* están siendo afectados por pesquerías incidentales, propiciando que éstos alcancen su capacidad reproductiva a tallas y edades tempranas con una posible disminución de la fecundidad; mientras que para *U. maculatus*, la información es insuficiente para realizar una evaluación precisa (Salomón-Aguilar, 2015). Y los lenguados (Achiridae), como *Achirus mazatlanus*, han despertado interés en el uso de estas especies como potenciales bioindicadores de contaminación en lagunas debido a su abundancia, fácil captura y presencia continua en este tipo de sistemas (Lucano-Ramírez *et al.*, 2019; Tafurt-Villarraga *et al.*, 2021).

Además, el pargo *Lutjanus argentiventris* (Lutjanidae) y la cabrilla *Paralabrax maculatofasciatus* (Serranidae) se consideran especies objetivo en las pesquerías marinas (DOF, 2010) y grupos con una fuerte influencia en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, por lo que sirven como indicadores del estado de salud de los ecosistemas (Rojo *et al.*, 2022). Mientras que el botete *Sphoeroides annulatus* (Tetraodontidae) es una especie objetivo importante para la pesca artesanal del noroeste mexicano (Valdez-Pineda *et al.*, 2014). Estos resultados destacan la importancia de que El Soldado haya sido establecido como una laguna bajo conservación ecológica, ya que este sitio sirve como sitio de crianza y de alimentación para especies de importancia pesquera. Se ha reconocido que las áreas protegidas tienen efectos positivos en la

recuperación y conservación de las poblaciones de peces explotadas, en particular de las especies de peces de niveles tróficos superiores (Botsford *et al.*, 2009; Green *et al.*, 2014).

Los cambios observados en las especies de peces dominantes están asociados a la variabilidad de su abundancia interanual, por ello reviste importancia el monitoreo de largo plazo de peces mediante diversas artes de pesca, incluyendo el registro de variables ambientales. Esto permitirá tener un mejor entendimiento de los cambios en la comunidad de peces.

#### **8.2.4 Variación espacial en la comunidad de peces**

El análisis espacial mostró que los tres sitios de muestreo establecidos en El Soldado representan diferentes hábitats para los peces. Considerando que la salinidad del agua tiene escasa variación, entonces las diferencias están determinadas principalmente por los tipos de sedimentos, así como por la ocurrencia y cantidad de biomasa de macroalgas. Específicamente, en la parte más interna (S1) se observaron sedimentos limo-arcilloso y mayor biomasa de macroalgas ( $\sim 50 \text{ kg. ha}^{-1}$ ) con valores de salinidad ( $\sim 36.5 \text{ ups}$ ); la parte media (S2) se caracterizó por sedimentos areno-limoso y biomasa de macroalgas de  $\sim 10 \text{ kg. ha}^{-1}$  con salinidad de  $\sim 35.7 \text{ ups}$ ; la zona cercana a la boca (S3) se caracterizó por sedimentos areno-limoso y biomasa de macroalgas ( $< 2 \text{ kg. ha}^{-1}$ ) con valores de salinidad  $\sim 35.5 \text{ ups}$ .

En ambos ciclos anuales se observó el mismo patrón, con mayor riqueza y diversidad de peces en la parte interna de la laguna (S1), caracterizada por sedimento más fino y mayor biomasa de macroalgas flotantes, lo que sugiere que esta vegetación proporciona hábitat y alimento para pequeños animales (e.g., invertebrados, peces) y un lugar para buscar alimento para los depredadores, incluidos los peces (Kulczycki *et al.*, 1981), además aportan materia orgánica para los detritos y desempeñan un papel ecológico clave (Schein *et al.*, 2012; Hall *et al.*, 2022). La mayoría de las especies de peces en El Soldado calificaron como invertívoros, y en lagunas costeras de esta región árida, el camarón café *Penaeus californiensis* ocurre todo el año asociado a macroalgas flotantes (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004). En la parte interna de la laguna se observaron especies residentes como los gobios, juveniles de otras especies e individuos adultos que probablemente usan el sitio con fines de alimentación. Aunque los resultados del presente estudio coinciden con otros estudios donde se ha observado mayor riqueza de especies de peces asociada a sitios con vegetación acuática sumergida (Haywood *et al.*, 1995), es importante

considerar que diversos factores pueden explicar patrones de distribución, incluyendo el uso del hábitat, la etapa de vida, el tamaño corporal o el rango de distribución de las especies de peces (Eggertsen *et al.*, 2022).

### 8.2.5 Variación estacional en la comunidad de peces

La comunidad de peces mostró dos grupos distintos, uno constituido por los veranos de C1 y C2 y el otoño de C1, y el otro consistente con los inviernos de C1 y C2 y el otoño de C2. Esto se explica considerando que en C1, la densidad, riqueza y diversidad fueron similares en verano-otoño, mientras que en C2, la densidad, riqueza y diversidad fueron mayores y similares en otoño-invierno. Las diferencias entre las estaciones de verano e invierno se asocian principalmente con las variaciones estacionales en la temperatura del agua y la afinidad biogeográfica de las especies de peces; así, la comunidad estuvo compuesta principalmente por especies de afinidad tropical (e.g., Lutjanidae, Gerridae) cuyas temporadas reproductivas inician en los meses cálidos, por lo que principalmente en el verano, los peces juveniles ingresan y permanecen en la laguna con fines de crianza, y en el otoño la presencia de estos juveniles coinciden con el ingreso de otras especies de afinidad templado-cálido (e.g., Urotrygonidae). Esta confluencia se reflejó en el incremento observado en otoño; pero también se atribuyeron a cambios en la densidad de especies calificadas como dominantes; por ejemplo, *Eucinostomus dowii* tuvo densidades de 800 ind ha<sup>-1</sup> en C1 y de 240 ind ha<sup>-1</sup> en C2, o *Achirus mazatlanus* con densidades de 80 ind ha<sup>-1</sup> en C1 y de 120 ind ha<sup>-1</sup> en C2.

La diferencia más importante entre C1 y C2 se observó entre veranos. Durante el verano del C2 se observó una disminución drástica en términos de riqueza, diversidad y densidad de peces en comparación con el verano del C1, esto se puede atribuir a que el C2 fue un año más cálido que el C1 debido a la influencia de un ENSO débil que ocurrió este año (NOAA, 2020) y se reflejó con valores de temperatura del agua más altos en primavera, otoño, e invierno, aunque en ambos veranos la temperatura del agua fue similarmente alta (~ 32 °C). Otra diferencia notable entre C1 y C2 se produjo entre otoños; en otoño C2 se observó una disminución en la riqueza, diversidad y densidad de peces, pero también en la biomasa de macroalgas flotantes, lo que sugiere que la disminución de macroalgas parece explicar la diferencia, considerando que, según Virnstein y Carbonara (1985), este tipo de vegetación alberga altas densidades de animales y a veces pueden

ser cuantitativamente más importantes localmente que las praderas marinas en términos de hábitat. Además, esta variabilidad de las macroalgas flotantes también se ha observado en otras regiones, como en la laguna Indian River (Florida, EUA), donde hubo una gran variabilidad de un año a otro en la abundancia de algas a la deriva, que osciló entre 25 toneladas métricas en abril de 1982 y 1 tonelada métrica en abril de 1983 (Virnstein y Carbonara, 1985). Nuestros resultados mostraron cambios interanuales en ciclos anuales contiguos, como se ha observado en otros estudios (Schwartzkopf *et al.*, 2020).

En El Soldado, la salinidad del agua mostró poca variación anual (35-39 ups) lo que sugiere que no es un factor que influya significativamente en el patrón estacional de la comunidad de peces, a diferencia de estuarios y lagunas costeras de regiones tropicales o templadas que reciben mayor aporte de agua dulce de ríos o escorrentías de lluvias que inducen cambios estacionales en la salinidad del agua con influencia en la ocurrencia estacional de las especies de peces (Whithfield, 2021). En El Soldado, la variable ambiental que mejor explica el patrón estacional de la riqueza y diversidad de peces es la temperatura del agua, que muestra una amplia variación anual (16-32°C) y es un factor clave en la sucesión estacional de las especies. Esta variación en El Soldado ha sido explicada por Medina-Galván *et al.* (2021) quienes consideran que al ser un cuerpo de agua somero (profundidad promedio < 2 m), ocurre un rápido calentamiento o enfriamiento de la columna de agua, inducido por los cambios estacionales de la irradiación solar y el intercambio de calor con la atmósfera (Uncles y Stephens, 2001), y en esta región árida las oscilaciones anuales de temperatura del aire son > 14°C (García, 2004). Esto aunado a la advección de masas de agua desde el mar adyacente en esta región del Golfo de California caracterizadas por valores de temperatura superficial de 26°C en verano y de 17°C en invierno (Roden y Emilsson, 1980) que influyen mediante el intercambio diario de agua entre la laguna y el mar por la circulación inducida por las mareas.

La biomasa de peces tuvo valores más altos en invierno-primavera y esto se atribuye principalmente (~ 70%) a la contribución de las rayas *U. halleri* y *U. maculatus* que ingresaron en estas estaciones del año como adultos y fueron dominantes por su frecuencia, abundancia y aportes de biomasa, considerando que la mayoría de las otras especies de peces observadas están representadas por individuos juveniles que aportan poca biomasa, pero mayor densidad, principalmente de primavera a verano, cuando utilizan la laguna como zona de crianza.

### 8.3 Condición de las poblaciones de peces dominantes

#### 8.3.1 Características de las especies dominantes

La afinidad tropical del pargo *L. argentiventris* y las mojarras *E. currani* y *E. dowii*, así como la afinidad de transición templado-cálido de la cabrilla *P. maculatofasciatus*, el ronco *O. reddingi* y las rayas *U. halleri* y *U. maculatus* (Robertson y Allen 2024; Nelson *et al.*, 2016), son consistentes con su ocurrencia en el ANP El Soldado, localizada entre las provincias Californiana (templado-cálido) y Panámica (tropical) (Boschi, 2000; Robertson y Cramer, 2009). En otras áreas costeras del Golfo de California (GC) y del Pacífico mexicano (PM), diversas contribuciones han reportado como dominantes a *P. maculatofasciatus* (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2017; Moreno-Pérez *et al.*, 2024), *L. argentiventris* (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011), *O. reddingi* (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011), *E. dowii* (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2017; Moreno-Pérez *et al.*, 2024) y *U. halleri* (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; Moreno-Pérez *et al.*, 2024), y como frecuentes a *E. currani* (Padilla-Serrato *et al.*, 2017; Moreno-Pérez *et al.*, 2024) y *U. maculatus* (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2017). Siguiendo las categorías de uso de los estuarios por los peces, propuestas por Potter *et al.* (2015), se considera que las especies marino estuarino-oportunistas (MEO) y las especies marino estuarino-dependientes (MED) ingresan a los estuarios, principalmente como juveniles, para utilizarlos como hábitat de crianza. Sin embargo, los juveniles de las especies MED dependen de las aguas protegidas de los estuarios como un hábitat de cría más propicio que las costas frente a mar abierto; mientras que las especies MEO, aunque también utilizan los estuarios como hábitat de crianza, recurren con frecuencia a las aguas marinas costeras como un hábitat de cría alternativo en diversos grados. En el ANP El Soldado, el pargo *L. argentiventris* califica como especie MEO, porque se observaron 93% de juveniles dentro de la laguna, con individuos a partir de los 3 cm, coincidiendo con lo observado en esta misma laguna por Salas-Mejía *et al.* (2023). En ambos casos, la mayoría de los individuos tuvieron tallas menores a 10 y 14 cm, respectivamente. Esto se atribuye a que los juveniles de < 5 cm, durante el reclutamiento, prefieren como hábitat de cría inicial las zonas rocosas en el mar adyacente y posteriormente, ingresan a las zonas de manglar, asociadas a las lagunas costeras y estuarios, donde permanecen hasta alcanzar ~ 10 cm. Los subadultos, con tallas entre 10 y 20 cm, emigran hacia hábitats de ambientes rocosos someros

en el mar adyacente. Finalmente, los adultos migran hacia arrecifes rocosos superficiales y profundos, alcanzando tallas entre los 25 y 60 cm (Aburto-Oropeza *et al.*, 2009). En el ANP El Soldado la cobertura de manglar (~ 33 ha) se conserva en buen estado, mientras que fuera de la laguna, hacia el sur, es costa rocosa, y a ~ 5 km frente a la laguna hay islas circundadas por ambientes rocosos (Fig. 1), que representan hábitats propicios para el desarrollo del ciclo de vida de *L. argentiventris* (Salas-Mejía *et al.*, 2023). Aunque no se cuentan con ciclos de vida bien definidos para *P. maculatus* y *O. reddingi*, se ha descrito que las especies de la familia Serranidae (e.g., *Mycteroperca jordani* y *M. xenarcha*) cambian de hábitat a lo largo de sus ciclos de vida; como juveniles habitan ambientes costeros (estuarios, lagunas costeras, manglares y pastos marinos), pero como adultos habitan ambientes rocosos a mayor profundidad (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008).

Las mojarra del género *Eucinostomus*, como *E. currani* y *E. dowii*, son notablemente frecuentes y abundantes debido a su capacidad para utilizar una gran variedad de hábitats costeros tanto en sus etapas juveniles como adultas, incluyendo deltas y zonas de rompientes de playas arenosas (Schuiteman *et al.*, 2024). En el Soldado, el grupo de las mojarra fue el más abundante, posiblemente beneficiándose de la producción de hojarasca de manglar, estimada en 3.2 Mg (megagramos) ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Torres *et al.*, 2022); esto considerando que, en zonas costeras áridas, la hojarasca contribuye permanentemente con material orgánico a los detritívoros (e.g., mojarra) y descomponedores (Torres *et al.*, 2022).

Las especies de peces con ciclos de vida asociados a diferentes hábitats, desde un enfoque biológico, tienen ventajas de supervivencia en las diferentes etapas de su vida; sin embargo, desde un enfoque de manejo, tienen desventajas debido a una mayor vulnerabilidad a la pérdida y fragmentación de hábitats por los impactos antropogénicos (Aburto-Oropeza *et al.*, 2009). Además, cuando estas especies son recursos pesqueros, como las especies bajo estudio que forman parte de la pesquería de escama marina en el Pacífico mexicano (DOF, 2010), la falta de regulaciones pesqueras específicas incrementa su vulnerabilidad por sobrepesca. Esto es relevante, porque la gestión de las poblaciones de peces y el diseño de Áreas Marinas Protegidas se basa en la comprensión de los movimientos en las diferentes etapas de vida, así como del momento de dichos movimientos, en particular durante la transición de etapas juveniles a adultas

(Ferreira-Bastos *et al.*, 2022). Sin embargo, los efectos del cambio climático introducen mayor complejidad. Mientras los peces residentes son generalmente menos vulnerables debido a su adaptación al entorno variable, las especies MEO, adaptadas a ambientes más estables podrían verse más afectadas y la reducción de hábitats de cría en lagunas costeras y estuarios podría tener consecuencias negativas para estas especies (Schwartzkopf *et al.*, 2020). Particularmente, se espera que lagunas costeras y estuarios ubicados en latitudes subtropicales y tropicales tengan incrementos en la temperatura superficial y la salinidad del agua, induciendo cambios en la dinámica de poblaciones de peces (Yáñez-Arancibia y Day, 2010; Arceo-Carranza y Chávez-López, 2019).

### 8.3.2 Composición de tallas y porcentaje de juveniles

Es importante considerar que la red de arrastre utilizada captura principalmente peces demersales y bentónicos. No obstante, en El Soldado la red puede capturar adultos de especies consideradas nadadores rápidos como los de las familias Lutjanidae y Haemulidae; Salas-Mejía *et al.* (2024) reportaron adultos de *Lutjanus novemfasciatus* (> 20–28 cm) y *Rhencus macracanthus* (> 26–37 cm); en contraste, en nuestro estudio, *L. argentiventris* (mayor clase modal de 8.6 cm) y *O. reddingi* (mayor clase modal entre 4.9 y 5.9 cm) presentaron mayormente individuos juveniles, atribuido a que los subadultos y adultos de estas especies prefieren ambientes con mayor profundidad. La red también recoge eficazmente la biomasa de macroalgas flotantes presente en el fondo y la columna de agua, donde se encuentran asociados peces juveniles, capturando individuos de tallas menores a la luz de malla (2.5 cm) (Salas-Mejía *et al.*, 2024), como se observó para *P. maculatus*, *E. currani* y *E. dowii*. Esto muestra que la representatividad de las muestras de las especies de peces dominantes y sus tallas sugiere ser adecuada.

En El Soldado, la composición por tallas de las siete especies dominantes seleccionadas mostró un predominio de individuos juveniles (61%). *L. argentiventris* y *P. maculatofasciatus* presentaron tallas por debajo y por encima de la talla de primera madurez (juveniles y adultos), pero con un porcentaje de juveniles > 75 y > 90%, respectivamente; *E. currani* y *E. dowii* estuvieron representadas por juveniles únicamente, no obstante su elevada densidad; *O. reddingi* carece de información sobre su longitud de primera maduración (LM), aunque sus tallas < 10 cm comparadas con respecto a su talla máxima reportada de 30 cm (Froese y Pauly, 2024), sugieren

que podrían ser juveniles; *U. halleri* estuvo representada por adultos únicamente y este podría ser el caso de *U. maculatus* cuya LM no está reportada por Froese y Pauly (2024); sin embargo, García-Rodríguez *et al.* (2024) estimaron la madurez sexual para *U. maculatus*, referida a un ancho de disco (AD50) de 12.8 y 11.8 cm para machos y hembras, respectivamente, esto a partir de datos obtenidos en la pesca de arrastre de camarón en la costa sureste del GC y PM. No obstante, una mayor proporción de peces juveniles que utilizan las lagunas y estuarios como hábitat de cría es frecuentemente reportado por diversos autores (Kouakou *et al.*, 2014), y esto es consistente con lo observado en El Soldado. Por otro lado, en los estudios referidos en la tabla 7, el 56% reportó peces juveniles únicamente, un 38% juveniles y adultos, y solo un 6% adultos exclusivamente. Además, la predominancia de juveniles en especies estimadas propiamente como dominantes, con base en los índices de valor biológico (IVB) y de importancia relativa (IIR), también fue similar a lo observado en Navachiste (75%), otra laguna de esta región del GC (Moreno-Pérez *et al.*, 2024).

### 8.3.3 Parámetros de la relación longitud-peso

Se reconoce que el crecimiento de los peces involucra diferentes etapas de desarrollo, cada una de las cuales tiene su propia relación longitud-peso (RLP) y factores de condición, y pueden presentar diferencias asociadas al sexo, madurez, estacionalidad, localidad, años y condiciones ambientales (Froese, 2006). Lo ideal es considerar todos esos aspectos. Sin embargo, en la mayoría de los estudios, los parámetros  $a$  y  $b$  son estimados a partir de los datos de longitud y peso de los peces obtenidos en un determinado período de muestreo, por lo que son representativos de una estación del año específica y no deben tratarse como valores medios anuales (González-Acosta *et al.*, 2004; Rojo-Vázquez *et al.*, 2009; Velázquez-Velázquez *et al.*, 2009; Sandoval-Huerta *et al.*, 2015). También, es frecuente la referencia de individuos juveniles, por ello es necesario corroborar en los gráficos de  $\log L$  vs  $\log P$ , si hay señales de cambio en las relaciones lineales que pudieran estar asociadas con etapas específicas de crecimiento; y esto se refleja bien en los altos valores de  $r^2$  (González-Sansón *et al.*, 2014). Asimismo, es importante considerar las RLP válidas para el conjunto de datos de las tallas presentadas o ser interpretadas con precaución (González-Acosta *et al.*, 2004; Rojo-Vázquez *et al.*, 2009; Velázquez-Velázquez *et al.*, 2009; Sandoval-Huerta *et al.*, 2015). La Tabla 7 sintetiza información útil porque los estudios

recopilados tienen elementos similares (ambientes costeros, principalmente lagunas y estuarios, y rango de tallas que van desde juveniles hasta adultos, como exclusivamente de juveniles) que permiten una comparación objetiva con nuestros resultados. En FishBase se encontró información disponible de los parámetros de la RLP para las siete especies con un total de 30 estudios para el PM, donde *E. currani* y *L. argentiventris* cuentan con la mayor cantidad, mientras que para *O. reddingi*, *U. halleri* y *U. maculatus* esta información es escasa. Asimismo, faltan incorporar estudios realizados en la región del GC y PM para *L. argentiventris* (González-Acosta *et al.*, 2022; Rojo-Vázquez *et al.*, 2009), para *U. halleri* (Morales-Azpeitia *et al.*, 2012) y para *E. currani* (Aguirre *et al.*, 2008; González-Acosta *et al.*, 2022) (Tabla 7).

Froese (2006) indicó que cuando el parámetro  $b = 3$ , entonces los especímenes pequeños en la muestra bajo consideración tienen la misma forma y condición que los especímenes grandes. Si  $b > 3$ , entonces los especímenes grandes han aumentado en altura o anchura más que en longitud, ya sea como resultado de un cambio ontogenético notable en la forma del cuerpo con el tamaño, o porque la mayoría de los especímenes grandes en la muestra son más gruesos que los especímenes pequeños, lo cual es común. Por el contrario, si  $b < 3$ , entonces los especímenes grandes han cambiado la forma de su cuerpo para volverse más alargados o los especímenes pequeños estaban en mejores condiciones nutricionales en el momento del muestreo (*sensu stricto*). Carlander (1969, 1977) sugirió que el exponente  $b$  debería estar normalmente entre 2.5 y 3.5 y demostró que los valores de  $b < 2.5$  o  $> 3.5$  comúnmente se derivan de muestras con rangos de tamaño estrechos. Con base en estas referencias, se compararon los valores de  $b$  estimados en nuestro estudio con los estimados en otros ambientes costeros del GC y PM (Tabla 7). Algunas contribuciones realizadas en el GC y el PM en lagunas costeras y estuarios ( $n = 13$ ), costas ( $n = 5$ ) y adyacente a una isla ( $n = 1$ ), presentaron información de los parámetros de la relación longitud-peso de las especies de peces bajo estudio y esto permite comparar los valores de  $b$  reportados con los obtenidos en este estudio (Tabla 7).

Los valores de  $b$  de 40 RLP mostraron que las siete especies estuvieron entre 2.4 (*L. argentiventris*) y 3.69 (*E. dowii*). Sin embargo, estos valores mínimos y máximos parecen ser casos particulares y no los valores comúnmente reportados para sus respectivas especies (Tabla 7).

*P. maculatofasciatus* tuvo valores de  $b$  de 2.9–3. Considerando que los cuatro estudios realizados sobre esta especie presentaron valores de  $b < 2$ , basados en tallas desde juveniles hasta adultos, y que en dos de los estudios el tamaño de la muestra fue representativa (Cota-Gómez *et al.*, 2013; Rábago-Quiroz *et al.*, 2017), se puede inferir que los individuos de esta especie, a partir de tallas entre  $\sim 12$  y  $\sim 30$  cm, cambian la forma de su cuerpo para volverse más alargados.

*L. argentiventris* tuvo valores de  $b$  de 2.4–3.1. De los ocho estudios, solo el valor de  $b = 2.4$ , presentado por Cota-Gómez *et al.* (2013), estuvo fuera del rango esperado, lo cual podría reflejar las condiciones ambientales prevalecientes de la Bahía de La Paz, BCS, durante el periodo de estudio. En este mismo sistema, con un año de diferencia y con características similares de tamaño de muestra y rango de tallas de  $\sim 6$  cm, Moreno-Sánchez *et al.* (2012) reportó un valor de  $b = 3.4$ . Por otro lado, se ha observado que varias especies del género *Lutjanus*, incluyendo *L. argentiventris*, siguen una tendencia sin diferencias significativas en la relación longitud-peso entre hembras y machos (Rojas *et al.*, 2004).

*O. reddingi*, tuvo valores de  $b$  de 2.4–3.2; *U. halleri* de 3–3.6 y *U. maculatus* de 3–3.2. Sin embargo, es importante generar más información sobre los parámetros de estas especies para identificar tendencias. Especialmente en las rayas del género *Urobatis*, se debe considerar la separación de datos entre hembras y machos, porque existen diferencias en peso a la misma talla entre hembras y machos. Además, las hembras tienen mayor presencia en lagunas costeras y estuarios porque prefieren entornos con temperaturas más cálidas que favorecen su gestación (Jirik y Lowe, 2012).

*E. currani* tuvo valores de  $b$  de 2.7–3.4, y de 12 estudios, 11 presentaron valores  $b > 3$ . De manera similar, en *E. dowii* los valores de  $b$  variaron de 2.9–3.7, y de siete estudios, seis presentaron valores  $b > 3$ .

Este análisis comparativo sugiere que los valores de  $b$  para las siete especies, en las tallas presentadas, reflejaron su tipo de crecimiento más característico. Los factores de condición mostrarán la condición de las poblaciones de estas especies en El Soldado.

**Tabla 7.** Relaciones longitud-peso (RLP) de siete especies de peces dominantes observadas en la laguna El Soldado y observadas en otros ambientes costeros del Golfo de California y del Pacífico Mexicano.

Familia/Especie	Etapa	n	Longitud (cm)			Peso (g)		Parámetros de la RLP			K	Arte de pesca	Observaciones	
			Min	Max		Min	Max	r <sup>2</sup>	A	b			Área de estudio	Referencias
<b>Serranidae</b>														
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	J-A	41	1.7	15	(TL)	0.1	52.3	0.9926	0.0133	2.9908	1.34	Red de arrastre	Estero El Soldado, SON	Este estudio
	J-A	40	2.22	11.88	(LP)	0.52	39.11	0.98	0.028	2.95	-	Red de cerco	Bahía de La Paz, BCS	Moreno-Sánchez <i>et al.</i> (2012)
	J-A	193	2.8	22	(LP)	0.5	146.7	0.99	0.014	2.9	-	Redes de cerco de playa	Bahía de La Paz, BCS	Cota-Gómez <i>et al.</i> (2013)
	J-A	1788	8.3	29.8	(TL)	9.2	327.8	0.967	0.0000016	2.969	-	Red de arrastre camaronera	Bahía Magdalena-Almejas, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2024)
	J-A	464	9.4	29.8	(TL)	11	328	0.976	0.016	2.928	-	Red de arrastre camaronera	Bahía Magdalena-Almejas, BCS	Rábago-Quiroz <i>et al.</i> (2017)
<b>Lutjanidae</b>														
<i>Lutjanus argentiventris</i>	J-A	40	3.6	38.5	(TL)	0.7	1260	0.9971	0.0130	3.0868	1.3	Red de arrastre	Estero El Soldado, SON	Este estudio
	J	209	2.3	19.4	(TL)	-	-	0.994	0.0150	3.02	-	Red de cerco de playa con saco, atarrayas, redes de enmalle	Laguna costera Barra de Navidad, JAL	González-Sansón <i>et al.</i> (2014)
	J	57	3.1	15	(LP)	0.7	89.5	0.9214	0.1159	2.9454	-	Atarrayas y redes de enmalle	Estuario del Río Mulegé, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2022)
	J	87	3.7	14.2	(LP)	-	-	0.990	0.031	3.05	-	Red de caída	Laguna costera Carretas-Pereyra, CHP	Velázquez-Velázquez <i>et al.</i> (2009)
	J	50	4.08	11.2	(LP)	1.55	43.15	0.99	0.027	3.04	-	Red de cerco	Bahía de La Paz, BCS	Moreno-Sánchez <i>et al.</i> (2012)
	J	30	4.7	10.7	(LP)	1.4	17.1	0.94	0.051	2.4	-	Redes de cerco de playa	Bahía de La Paz, BCS	Cota-Gómez <i>et al.</i> (2013)
	J-A	30	9.2	52.5	(TL)	-	-	0.99	0.0177	2.96	-	-	Río Verde (boca) y costa de OAX	Bautista-Romero <i>et al.</i> (2012)
	J	34	-	9.34	(LP)	0.48	17	0.966	0.026	2.9	-	Red de flujo	Estero El Conchalito, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2004)
	A	1219	21.5	56.7	(LT)	116	2850	0.97	0.0126	3.04	-	Red de enmalle	Bahía de Navidad, MX, JAL	Rojo-Vázquez <i>et al.</i> (2009)

**Haemulidae**

<b><i>Orthopristis reddingi</i></b>	–	<b>44</b>	<b>3.9</b>	<b>9.5</b>	<b>(LT)</b>	<b>0.6</b>	<b>11.4</b>	<b>0.9453</b>	<b>0.0094</b>	<b>3.1895</b>	<b>0.95</b>	<b>Red de arrastre</b>	<b>Estero El Soldado, SON</b>	<b>Este estudio</b>
	–	121	11	21.2	(LT)	15	118	0.935	0.012	3.014	–	Red de arrastre camaronera	Bahía Magdalena-Almejas, BCS	Rábago-Quiroz <i>et al.</i> (2017)
	–	323	11	21.6	(LT)	13.4	118.5	0.946	0.000026	2.862	–	Red de arrastre camaronera	Bahía Magdalena-Almejas, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2024)
	–	434	12	29.8	(LP)	50	600	0.88	0.15	2.45	–	Diferentes artes de pesca	Costa de COL	Cruz-Romero <i>et al.</i> (1993)

**Urotrygonidae**

<b><i>Urobatis Halleri</i></b>	<b>A</b>	<b>37</b>	<b>28.7</b>	<b>39.6</b>	<b>(LT)</b>	<b>242.8</b>	<b>680</b>	<b>0.7436</b>	<b>0.0058</b>	<b>3.1573</b>	<b>0.58</b>	<b>Red de arrastre</b>	<b>Estero El Soldado, SON</b>	<b>Este estudio</b>
	J–A	1123	3	46	(LT)	–	–	0.96	0.000007	3.0471	–	Red de arrastre camaronera	Costa de SIN y NAY	Morales-Azpeitia <i>et al.</i> (2012)
	J	62	5.7	19.2	(LT)	12.5	470.6	0.99	0.065	2.99	–	Red de arrastre and long-line	Costa noroeste de MX	De La Cruz-Agüero <i>et al.</i> (2018)
	–	13	20	29	(AD)	–	–	0.92	0.01	3.56	–	Red de enmalle de fondo	Isla Espíritu Santo, BCS	González-González <i>et al.</i> (2020)
<b><i>Urobatis maculatus</i></b>	–	<b>22</b>	<b>25.9</b>	<b>33.3</b>	<b>(LT)</b>	<b>184</b>	<b>487.3</b>	<b>0.7533</b>	<b>0.0069</b>	<b>3.1564</b>	<b>0.69</b>	<b>Red de arrastre</b>	<b>Estero El Soldado, SON</b>	<b>Este estudio</b>
	–	76	4.2	17.4	(LT)	7.1	390	0.92	0.058	3.04	–	Red de arrastre y long-line	Costa noroeste de MX	De La Cruz-Agüero <i>et al.</i> (2018)

**Gerreidae**

<b><i>Eucinostomus currani</i></b>	<b>J</b>	<b>33</b>	<b>1.9</b>	<b>7.3</b>	<b>(LT)</b>	<b>0.1</b>	<b>3.7</b>	<b>0.9506</b>	<b>0.0068</b>	<b>3.1746</b>	<b>0.7</b>	<b>Red de arrastre</b>	<b>Estero El Soldado, SON</b>	<b>Este estudio</b>
	J	2709	1.2	7.55	(LP)	0.01	7.05	0.973	0.018	3.03	–	Red de flujo	Estero El Conchalito, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2004)
	J	173	1.2	8.8	(LP)	–	–	0.97	0.0111	3.384	–	Redes de cerco de playa, atarrayas, trasmallos	Estuarios de MIC	Sandoval-Huerta <i>et al.</i> (2015)
	J	312	1.2	10.7	(LP)	–	–	0.981	0.019	3.17	–	Red de caída	Laguna costera Carretas-Pereyra, CHP	Velázquez-Velázquez <i>et al.</i> (2009)
	J	937	1.4	7.6	(LP)	0.01	11.84	0.98	0.014	3.31	–	Red de cerco	Bahía de La Paz, BCS	Moreno-Sánchez <i>et al.</i> (2012)
	J–A	1178	1.7	16.9	(LT)	–	–	0.972	0.0080	3.14	–	Red de cerco de playa con saco, atarraya, redes de enmalle	Laguna costera Barra de Navidad, JAL	González-Sansón <i>et al.</i> (2014)
	J	16	1.8	6.1	(LP)	0.1	5.3	0.9676	0.1524	3.1183	–	Atarrayas y redes de enmalle	Estuario del Río Mulegá, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2022)
	J	149	2.1	11.7	(LP)	0.1	17.2	0.98	0.011	3	–	Redes de cerco de playa	Bahía de La Paz, BCS	Cota-Gómez <i>et al.</i> (2013)
	J	1000	2.7	9	(LT)	0.34	16	0.99	0.013	3.18	–	Diferentes artes de pesca	Costa Pacífico de MX	De La Cruz-Agüero <i>et al.</i> (2011)

	J-A	1391	7.5	20.3	(LT)	3.23	123.68	0.994	0.007	3.254	-	Red de arrastre camaronera	Costas de SIN y NAY	Nieto-Navarro <i>et al.</i> (2010)
	J-A	174	9.5	21.7	(LT)	-	-	0.97	0.00001	3.19	-	Red de arrastre camaronera	Laguna costera Santa María La Reforma, SIN	Aguirre <i>et al.</i> (2008)
	J-A	55	9.8	20.9	(LT)	-	-	0.986	0.0268	2.75	-	Red camaronera semi-portuguesa	Lagunas costeras Cuitzmala, JAL y Cuyutlán, COL	Ruiz-Ramírez <i>et al.</i> (1997)
<b><i>Eucinostomus dowii</i></b>	<b>J</b>	<b>78</b>	<b>1.6</b>	<b>9.1</b>	<b>(LT)</b>	<b>0.1</b>	<b>8.7</b>	<b>0.9573</b>	<b>0.0118</b>	<b>2.9225</b>	<b>1.2</b>	<b>Red de arrastre</b>	<b>Estero El Soldado, SON</b>	<b>Este estudio</b>
	J-A	284	1	17.6	(LT)	0.06	162.2	0.98	0.016	3.12	-	Diferentes artes de pesca	Costa Pacífico de MX	De La Cruz-Agüero <i>et al.</i> (2011)
	J	360	1.58	8.22	(LP)	0.08	15.78	0.983	0.006	3.69	-	Red de flujo	Estero El Conchalito, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2004)
	J-A	128	1.8	19.7	(LT)	-	-	0.996	0.0066	3.25	-	Red de cerco de playa con saco, atarraya, redes de enmalle	Laguna costera Barra de Navidad, JAL	González-Sansón <i>et al.</i> (2014)
	J	200	2	12.5	(LP)	0.1	27.8	0.98	0.007	3.2	-	Redes de cerco de playa	Bahía de La Paz, BCS	Cota-Gómez <i>et al.</i> (2013)
	J	1500	2.21	6.95	(LP)	0.1	10.45	0.98	0.015	3.28	-	Red de cerco	Bahía de La Paz, BCS	Moreno-Sánchez <i>et al.</i> (2012)
	J-A	657	8.4	17.5	(LT)	8.2	78	0.928	0.008	3.170	-	Red de arrastre camaronera	Bahía Magdalena-Almejas, BCS	Rábago-Quiroz <i>et al.</i> (2017)
	J-A	2244	8.4	19.9	(LT)	7.1	118.6	0.927	0.000006	3.161	-	Red de arrastre camaronera	Bahía Magdalena-Almejas, BCS	González-Acosta <i>et al.</i> (2024)

En esta revisión, todos los parámetros "a" de las RLP asociados con el trabajo de Moreno-Sánchez *et al.* (2012) y González-Acosta *et al.* (2024) se expresaron como números decimales, ya que originalmente se presentaron como potencias con exponente negativo; el parámetro "a" de la RLP de *E. currani* asociado con el trabajo de Aguirre *et al.* (2008) se transformó en anti-log "a", originalmente presentado como log "a"; el LTmin de *L. argentiventris* asociado con el trabajo de González-Acosta *et al.* (2004) se omitió porque el valor indicado fue LPmin = 9.22 cm y LPmax = 9.34 cm, y el rango de peso indicado no parece coincidir.

### 8.3.4 Factores de condición

Froese (2006) y Baigún *et al.* (2009) destacaron la complejidad y los posibles errores en la interpretación de los factores de condición. Concluyen que el factor de condición de Fulton ( $K$ ) debe ser descartado en aquellos casos en los que las poblaciones muestran crecimiento alométrico y los rangos de tamaño varían fuertemente, debido a su alta sensibilidad al peso; en nuestro estudio, los rangos de tamaño no varían fuertemente. Adicionalmente, utilizamos el factor de condición relativo ( $K_n$ ), que compensa los cambios en la forma o condición con respecto al aumento de la longitud, midiendo la desviación de un individuo del peso promedio para la longitud en la muestra respectiva, facilitando comparar la condición de individuos de distinto tamaño dentro de una muestra o población.

En nuestro caso, los estudios referidos en la Tabla 7 no estimaron los factores de condición de las especies analizadas, lo que limitó la comparación con nuestros resultados. Disponer de las bases de datos para estimar estos índices habría permitido una evaluación de la condición de las especies en diferentes sistemas y tiempos.

Los resultados indicaron que  $K$  tuvo mayor variación en comparación con  $K_n$ . En particular, *L. argentiventris* y *P. maculatofasciatus* tuvieron valores promedio de  $K > 1$ , y *O. reddingi*  $\sim 1$ , reflejando una buena condición; *U. halleri* y *U. maculatus* tuvieron valores de  $K < 1$ , atribuido a que la estimación se realizó únicamente con individuos adultos, implicando un sesgo; y *E. dowii* tuvo un valor de  $K > 1$  mostrando mejor condición en comparación con *E. currani* con un valor de  $K < 1$ , además se observó que *E. dowii* fue 2.4 veces más abundante que *E. currani*. En contraste,  $K_n$  tuvo poca variación con valores promedio  $\sim 1$ . Resultados similares de la variabilidad de  $K$  y  $K_n$  fueron reportados por Baigún *et al.* (2009).

El análisis de  $K_n$  permitió observar tendencias de incremento del índice en las tallas de las siete especies, aunque no fueron significativas (Fig. 10). Estas tendencias son más identificables en especies con clases modales bien distribuidas (número de muestra) y continuas, como en *P. maculatofasciatus*, *E. dowii* y *U. halleri*. Esto es común, debido a que el índice refleja el proceso de desarrollo de la especie, siendo sensible al peso (Froese, 2006); por tanto, es de esperar que

con el aumento de peso aumente el índice. En cambio, no se observaron tendencias ni diferencias significativas de  $K_n$  entre sitios. En todos los casos se observó una condición saludable.

Las siete especies formaron el conjunto dominante y frecuentemente coexisten, pero agrupándose en subconjuntos más similares entre sí, definidos por su preferencia de hábitat (Salas-Mejía *et al.*, 2024) y hábitos alimentarios. Los juveniles de cabrilla *P. maculatus* y el pargo *L. argentiventris* se alimentan principalmente de crustáceos (e.g., decápodos/ camarones peneidos) y pequeños peces (Santamaría-Miranda *et al.*, 2005; Vázquez *et al.*, 2008), y prefieren la zona interna de la laguna (sitio 1), caracterizada por sedimentos limo-arcilloso, mayor biomasa de macroalgas ( $\sim 50 \text{ kg. ha}^{-1}$ ) y salinidad de  $\sim 36.5$  ups; las rayas *U. halleri* y *U. maculatus* se alimentan principalmente de crustáceos (e.g., estomatópodos, decápodos, anfípodos, poliquetos) (Valadez-González *et al.*, 2008), y prefieren la zona cercana a la boca (sitio 3) con sedimentos areno-limoso, escasa biomasa de macroalgas ( $< 2 \text{ kg. ha}^{-1}$ ) y salinidad de  $\sim 35.5$  ups; y los juveniles de mojarra *E. currani* y *E. dowii* se alimentan principalmente de detritus y algas ( $> 85\%$ ) y como fuente secundaria de alimento se incluyen restos vegetales, copépoda, ostrácoda y polychaeta (e.g., *E. gula* y *Diapterus rhombeus*; Pineda-Peralta *et al.*, 2016), y prefieren el sitio 1. Estas especies dominantes co-ocurren y presentan tallas y hábitos similares, a pesar de que los valores de  $K$  y  $K_n$  fueron mayores o similares a 1. Según, Pianka (1974) si los recursos para las especies no son escasos, dos especies pueden compartir los recursos sin perjuicio mutuo, incluso si muestran relaciones en la superposición de nichos y el efecto competitivo. Esto parece suceder para las dos especies de mojarra dominantes presentes en El Soldado. Por ejemplo, en un estuario subtropical de China en el Pacífico Occidental, la superposición de nichos de especies dominantes indicó suficientes recursos alimenticios y espacio de hábitat en el estuario de Min, atribuido a la ausencia de muchas especies migratorias y a la disminución de la intensidad de alimentación en invierno, a pesar de la disminución de la temperatura y la producción primaria (Li y Kang, 2020); Por otro lado, aun cuando dos especies utilizan recursos alimenticios comunes y presenten cierto grado de similitud o sobreposición de nichos, alguna de las especies podría tener mayor amplitud de nicho; por ejemplo, en una laguna costera del Golfo de México, dos especies de mojarra se alimentaron principalmente de detritus y algas, pero el número de componentes alimentarios consumidos, así como la amplitud de nicho trófico, fueron mayores en *Diapterus rhombeus* que en *Eucinostomus gula*. Esto implica que *D. rhombeus* tiende a

presentar una estrategia alimentaria más generalista, mientras que *E. gula* presenta una estrategia alimentaria más especializada (Pineda-Peralta *et al.*, 2016).

La hipótesis de trabajo planteada consideró que las siete especies estudiadas habitan un cuerpo de agua saludable en términos de su calidad del agua, indicada por ausencia de eventos de hipoxia a través del año (Ávila-García *et al.*, 2023); calidad de sedimentos, indicada porque no se detectó contaminación por metales traza (Vargas-González *et al.*, 2014); vegetación de manglar en buen estado de conservación (Salas-Mejía *et al.*, 2024); y metabolismo neto del ecosistema con tasas dentro del funcionamiento natural comparadas con tasas metabólicas de lagunas costeras receptoras de aguas residuales (Medina-Galván *et al.*, 2021), y que además mantiene restricciones de actividades extractivas desde 2006. Esto fue consistente a partir de la evidencia de que las poblaciones de las especies dominantes analizadas mantienen buena condición indicada por los valores de *K* y sugiere que el ANP está cumpliendo con su objetivo de conservación.

En ese sentido, mantener el buen estado actual de conservación del ANP El Soldado y sus poblaciones de peces dominantes, así como considerar las numerosas amenazas presentes y futuras asociadas al creciente desarrollo urbano en las inmediaciones del ANP y a los efectos del Cambio climático, enfatiza la importancia de continuar con su monitoreo para futuras evaluaciones ante posibles cambios en el ecosistema.

## 9. CONCLUSIONES

En El Soldado, se habían registrado 99 especies de peces en estudios previos y el presente estudio incluyó 11 especies que no habían sido reportadas. La riqueza y composición de la comunidad de peces mostró cambios antes y después del decreto de El Soldado como área natural protegida. Estos cambios están asociados a las especies observadas exclusivamente en cada periodo de estudio correspondientes a visitantes ocasionales y a la abundancia de algunos visitantes marinos que calificaron como especies dominantes. Cabe destacar que ocho especies eran comunes antes y después del decreto, y actualmente son especies dominantes.

Específicamente, durante el período 2018–2020 la comunidad de peces se compuso de 34 especies que corresponden principalmente a las provincias biogeográficas Californiana, de Cortés y Panámica; son especies marinas (eurihalinas y estenohalinas) y corresponden a carnívoros de primer (invertívoros) y segundo (ictio-invertívoro) orden. Los resultados mostraron un patrón con mayor riqueza y diversidad de peces en la zona más interna de la laguna, caracterizada por sedimentos limosos y mayor biomasa de macroalgas flotantes. Dos grupos distintos, verano-otoño durante el ciclo 1 e invierno-otoño durante el ciclo 2, asociados principalmente a las variaciones estacionales en la temperatura del agua y la afinidad biogeográfica de las especies de peces, pero también atribuidos a cambios en la densidad de especies clasificadas como dominantes. Además, los resultados mostraron cambios interanuales en ciclos anuales contiguos. La diferencia más importante entre C1 y C2 se observó entre veranos. Durante el verano C2 se observó una disminución drástica en términos de riqueza, diversidad y densidad de peces en comparación con el verano del C1, esto se puede atribuir al hecho de que C2 fue un año más cálido que C1.

Durante 2018-2020, se identificaron 14 especies dominantes, de las cuales siete se propusieron como indicadores de la condición de salud del ANP El Soldado. Esta laguna mostró ser un hábitat importante para juveniles de cinco especies dominantes cuyos adultos son recursos de interés pesquero: la cabrilla arenosa *P. maculatofasciatus*, el pargo amarillo *L. argentiventris*, el ronco *O. reddingi* y las mojarras *E. dowii* y *E. currani*; también comercialmente importantes, las rayas *U. maculatus* y *U. halleri*, utilizan la laguna principalmente como adultos. Los valores de *b* para las siete especies reflejaron en su mayoría crecimiento isométrico. Los factores de condición K y Kn

indicaron que las poblaciones de las siete especies son saludables, considerando que estas poblaciones por ser dominantes influyen significativamente en el funcionamiento ecológico del ecosistema, estos resultados reflejan buena condición ambiental de la laguna costera El Soldado.

El presente estudio proporciona evidencia de cambios en la estructura y dinámica de la comunidad de peces, así como de sus poblaciones dominantes, sugiriendo que el Área Natural Protegida El Soldado está funcionando efectivamente en la conservación del ecosistema. Se recomienda implementar un monitoreo a largo plazo para una mejor comprensión de la dinámica de la comunidad de peces y obtener mayor entendimiento del funcionamiento ecológico de El Soldado como Área Natural Protegida.

## 10. LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza, O., Domínguez-Guerrero, I., Cota-Nieto, J. y Plomozo-Lugo, T. (2009). Recruitment and ontogenetic habitat shifts of the yellow snapper (*Lutjanus argentiventris*) in the Gulf of California. *Marine Biology*, 156: 2461-2472. doi: 10.1007/s00227-009-1271-5.
- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Valdez-Ornelas, V. y Danemann, G. (2008). Commercially important Serranid fishes from the Gulf of California: ecology, fisheries, and conservation. *Ciencia y Conservación*, 1:1-44. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/266559104>
- Acevedo-Cervantes, A., López-Martínez, J., y Ruiz-Villa, E. (2012). Biomasa y biología reproductiva de especies clave en la fauna de acompañamiento del camarón, en las costas de Sonora, durante un periodo de veda. En: López-Martínez, J. y Morales-Bojórquez E. (Eds.). *Efectos de la pesca de arrastre en el Golfo de California*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. y Fundación Produce Sonora, México, pp. 115-136.
- Aguirre-León, A. y Yáñez-Arancibia, A. (1986). Las mojarras de la Laguna de Términos, Campeche: Taxonomía, biología, ecología y dinámica trófica (Pisces: Gerreidae). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM*, 13 (1): 369-444.
- Aguirre-León, A., Díaz-Ruiz, S. y Gazca-Castro, M. (2020). Variación espacio-temporal de la estructura ecológica de la comunidad de peces en la Laguna del Ostión, Veracruz, México. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 12 (2): 9-26. doi: <http://dx.doi.org/10.15359/revmar.12-2.2>
- Arceo-Carranza, D. y Chávez-López R. (2019). Cambio climático, estuarios e hipersalinidad. En: *Tópicos de agenda para la sostenibilidad de costas y mares mexicanos*. Universidad Autónoma de Campeche, Red RICOMAR, pp. 275-290. ISBN 978-607-8444-57-1. doi: 10.26359/epomex.0519
- Arreola Lizárraga, J.A. (1995). *Diagnosis ecológica de bahía de Lobos, Sonora, México*. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Aragón-Noriega, E.A., Hernández-Moreno, L.G., Hernández-Vázquez, S. y Ortega-Rubio, A. (2004). Co-occurrence, habitat use and abundance of shrimps *Farfantepenaeus californiensis* and *Litopenaeus stylirostris* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) in a coastal lagoon on the Gulf of California. En: *Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este 3 [Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans 3]*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, pp. 143-151
- Arreola-Lizárraga, J.A., Padilla-Arredondo, G., Medina-Galván, J., Méndez-Rodríguez, L., Mendoza-Salgado, R. y Cordoba-Matson, M.V. (2016). Analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45: 112-120. doi: 10.1515/ohs-2016-0011
- Arreola-Lizárraga, J.A., Padilla-Arredondo, G., Ruiz-Ruiz, T.M., Cruz-García, L.M., Méndez-Rodríguez L.C., Hernández-Almaraz, P. y Vargas-González, H.H. (2018). Estuaries and coastal Lagoons of Mexico: challenges for science, management, and conservation. En: *Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation*. Springer, Cham, Switzerland, pp. 251-284. doi: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-90584-6\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-319-90584-6_12)
- Ávila-García, A., Arreola-Lizárraga, J.A., Barraza-Guardado, R.H., Brito-Castillo, L. y Alcántara-Razo, E. (2023). Dynamics of dissolved oxygen in the water of the El Soldado estuary: a pristine

- semi-arid subtropical system. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, 9: 49-59. [https://areas-naturales-protegidas.org/scripta/e\\_volumenEspecial02.php](https://areas-naturales-protegidas.org/scripta/e_volumenEspecial02.php)
- Baigún, C.R.M., Colautti, D.C. y Grosman F. (2009). Assessment of condition in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) populations: which index works best? *Neotropical Ichthyology*, 7: 439-446.
- Balart, E.F., Castro-Aguirre, J.L., Torres-Orozco, R. (1992). Ictiofauna de las bahías de Ohuira, Topolobampo, y Santa María, Sinaloa, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR*, 7 (2): 91-103. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/235931350\\_Ictiofauna\\_de\\_las\\_bahias\\_de\\_Ohuira\\_Topolobampo\\_y\\_Santa\\_Maria\\_Sinaloa\\_Mexico](https://www.researchgate.net/publication/235931350_Ictiofauna_de_las_bahias_de_Ohuira_Topolobampo_y_Santa_Maria_Sinaloa_Mexico)
- Benedetti-Cecchi, L., Bates, A.E., Strona, S., Bulleri, F., Horta e Costa, B., Edgar, G.J., Hereu, B., Reed, D.C., Stuart-Smith, R.D., Barrett, N.S., Kushner, D.J., Emslie, M.J., Garcia-Charton, J.A., Gonçalves, E.J. y Aspillaga, E. (2024). Marine protected areas promote stability of reef fish communities under climate warming. *Nature Communications*, 15:1822. doi: 10.1038/s41467-024-44976-y.
- Blackwell, B.G., Brown, M.L. y Willis, D.W. (2000). Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science*, 8: 1-44, doi: 10.1080/10641260091129161
- BOGES. (2006). Declaratoria que establece como Área Natural Protegida bajo categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica donde se encuentra el Estero El Soldado y áreas aledañas. Boletín Oficial del Gobierno del Estado de Sonora, Tomo CLXXVII, No. 40, Sección III, 18 mayo 2006, Hermosillo, Sonora.
- BOGES. (2018). Programa de Manejo de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica Estero El Soldado y áreas aledañas. Boletín Oficial del Gobierno del Estado de Sonora.
- Bonferroni, C.E. (1930). Elementi di statistica generale. Sebeer, Firenze, Ilaaty. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/41793408>
- Boschi, E.E. (2000). Species of Decapod Crustaceans and their distribution in the American marine zoogeographic provinces. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 13: 1-136. Disponible en: <http://hdl.handle.net/1834/2606>
- Botsford, L.W., Brumbaugh, D.R., Grimes, C., et al. (2009). Connectivity, sustainability, and yield: bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19: 69-95. doi: <https://doi.org/10.1007/s11160-008-9092-z>
- Bouchon-Navaro, Y., Bouchon, C. y Louis, M. (1992). L'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines de la Baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles Françaises). *Cybium*, 16: 307-330. doi: <https://doi.org/10.26028/cybium/1992-164-004>
- Cabrera-Páez, Y.C., Aguilar-Betancourt, C.M., González-Sansón, G., Negrete-Rodríguez, F.N. y Gray, M. (2018). Sediment granulometry and salinity drive spatial and seasonal variability of an estuarine demersal fish assemblage dominated by juvenile fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212, 241-252. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.019>
- Carlander, K.D. (1969). Handbook of freshwater fishery biology, Vol. 1. The Iowa State University Press, Ames, IA. 752 pp.
- Carlander, K.D. (1977). Handbook of freshwater fishery biology, Vol. 2. The Iowa State University Press, Ames, IA. 431 pp.

- Castro-Aguirre, J.L., Espinoza-Pérez, HS y Schmitter-Soto, J.J. (1999). Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Limusa, México, D.F.
- Castro-Longoria, R., Grijalva-Chon, J.M, Barraza-Guardado, R.H. y Aguirre-Rosas, J.C. (1991). Descripción de los principales rasgos estructurales de la comunidad ictiológica y zooplanctónica del Estero El Sargento, Sonora. Informe Técnico. Universidad de Sonora. México. 110 p.
- Clarke, K.R. y Gorley, R.N. (2006). Primer v6: User Manual/Tutorial. Primer-E Ltd. Plymouth Marine Laboratory. UK. 190 p.
- Cota-Gómez, V.M., De La Cruz-Agüero, G., García-Rodríguez, F.J. y De La Cruz-Agüero, J. (2013). Length-weight relationships for 14 fish species of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 43: 297-298. doi: 10.3750/AIP2013.43.4.06.
- Cruz-Romero, M., Espino-Barr, E. y García-Boa, A. (1993). Population aspects of five species of the family Haemulidae (Pisces) on the coast of Colima, Mexico. *Fisheries Science*, 10:43-54
- De La Cruz-Agüero, J., García-Rodríguez, F.J. y Cota-Gómez, V.M. (2018). Length-Weight Relationships of Five Elasmobranch Species from the Pacific Coast of Mexico. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18:1005-1007. doi: 10.4194/1303-2712-v18\_8\_09.
- De La Cruz-Agüero, J., García-Rodríguez, F.J., Cota-Gómez, V.M., Chollet-Villalpando, J.G. y Vergara-Solana, F.J. (2011). *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 41: 67-69. doi: 10.3750/AIP2011.41.1.10
- Díaz-Ruiz S., Aguirre-León, A. y Cano-Quiroga, E. (2006). Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 16: 197-210. Disponible en: [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-88972006000200009](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972006000200009)
- DOF. (2010). Diario Oficial de la Federación. Acuerdo mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Disponible en: [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892412/CNP\\_2010.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892412/CNP_2010.pdf)
- Dunn, O. (1964). Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6: 241-252. doi: <https://doi.org/10.1080/00401706.1964.10490181>
- Edgar, G., Stuart-Smith, R., Willis, T., et al. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506: 216-220. <https://doi.org/10.1038/nature13022>
- Elliott, M. y Dewailly, F. (1995). The structure and components of the European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29: 397-417. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02084239>
- Farreras-Sanz, S. (2004). *Introducción, conceptos básicos y clasificaciones*. En: Farreras-Sanz, S. (Ed). *Hidrodinámica de Lagunas Costeras*. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, México, pp. 3-31
- Feyrer, F., Cloern J.E., Brown L.R., Fish M.A., Hieb K.A. y Baxter, R.D. (2015). Estuarine fish communities respond to climate variability over both river and ocean basins. *Global Change Biology*, 21: 3608-3619. doi: 10.1111/gcb.12969
- Ferreira-Bastos, R., Lino-Lippi., D, Bertoldi-Gaspar, A.L., Takeshi-Yogui, G., Frédou T., Miranda-García, A. y Padovani-Ferreira, B. (2022). Ontogeny drives allochthonous trophic support of snappers: Seascape connectivity along the mangrove-seagrass-coral reef continuum of a

- tropical marine protected area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 264: 107591. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107591>
- FIR-ES. (2011). Ficha Informativa del sitio Ramsar "Estero El Soldado". Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza, 14 p.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. y Niem, V.H. (1995a). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 1. Roma. FAO. Vol. II: 647-1200p.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. y Niem, V.H. (1995b). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III. Vertebrados-Parte 2. Roma. FAO. Vol. III: 1201-1813p.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 241-253. doi:10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- Froese, R. y Pauly, D. (2024). FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). version (12/2024).
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para la República Mexicana. 5ta Edición. Serie Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, México. Disponible en: <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251-1>
- González-Acosta, A.F., De La Cruz-Agüero, G. y De La Cruz-Agüero, J. (2004). Length-weight relationships of fish species caught in a mangrove swamp in the Gulf of California (Mexico). *Journal of Applied Ichthyology*, 20: 154-155. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1046/j.1439-0426.2003.00518.x>
- González-Acosta, A.F., Ruiz-Campos, G., Cruz-Escalona, H., Urcadiz-Cazárez, F.J. (2021). An annotated checklist of fish fauna from Mulege River estuary. Gulf Calif., Mex. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92: e923616. doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3616>
- González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C.M., Flores-Ortega, J.R., Velasco-Reyes, L.E., Padilla-Gutiérrez, S.C., Benítez-Mondragón, B.D. (2022). Estuarine fishes feeding on benthic invertebrates and small fishes: Evidence of fine resource partitioning in a tropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 276: 108021 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108021>
- González-Acosta, A.F., Rábago-Quiroz, C.H., Ruiz-Campos, G., García-Borbón, J.A., Alejo-Plata, M.C. y Barrón-Barraza, F.J. (2024). Length-weight and length-length relationships of 39 demersal fish species of an estuarine-coastal ecosystem from the Northwestern of the Baja California Peninsula, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 2024: 6408697. doi: <https://doi.org/10.1155/2024/6408697>
- González-Acosta, A.F., Ruiz-Campos, G. y Franco-López, J. (2022). Length-weight and length-length relationships for 12 fish species from an estuarine ecosystem from Gulf of California, Mexico. *The Biologist (Lima)*, 20: 103-107. doi:10.24039/rtb2022222011227.
- González-González, L.V., Cruz-Escalona, V.H., Ehemann, N.R., De La Cruz-Agüero, G., Abitia-Cárdenas, L.A., Mejía-Falla, P.A. y Navia, A.F. (2020). Riqueza y abundancia relativa de los batoideos de la pesquería artesanal en el archipiélago Espíritu Santo, BCS, México. *Hidrobiológica*, 30: 37-47. doi: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbh/hidro/2020v30n1/gonzalez>

- González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C., Kosonoy-Aceves, D., Lucano-Ramírez, G., Ruiz-Ramírez, S., Flores-Ortega, J.R. y Silva-Bátiz, F. (2014). Weight-length relationships for 38 fish species of Barra de Navidad coastal lagoon, Jalisco, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 428-430. doi: 10.1111/jai.12327.
- Grijalva-Chon, J.M., Castro-Longoria, R. y Bustamante-Monge, A. (1992). Distribución, abundancia y diversidad de larvas de peces en la laguna costera Santa Rosa, Sonora, México. *Ciencias Marinas*, 18 (2): 153-169. doi: <https://doi.org/10.7773/cm.v18i2.888>
- Grijalva-Chon, J.M., Núñez-Quevedo, S. y Castro-Longoria, R. (1996). Ictiofauna de la laguna costera La Cruz, Sonora, México. *Ciencias Marinas*, 22: 129-150. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48022201>
- Güereca-Hernández, L.P. (1994). *Contribuciones para la caracterización ecológica del Estero del Soldado, Guaymas, Sonora, México*. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Sonora, México.
- Hall, L.M., Morris, L.J., Chamberlain, R.H., Hanisak, M.D., Virnstein, R.W., Paperno, R., Riegl, B., Ellis, L.R., Simpson, A. y Jacoby, C.A. (2022). Spatiotemporal Patterns in the Biomass of Drift Macroalgae in the Indian River Lagoon, Florida, United States. *Frontiers in Marine Science*, 9: 767440. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.767440>
- Hammer, O., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electrónica*, 4: 9. Disponible en: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Haywood, M.D.E., Vance, D.J. y Loneragan, N.R. (1995). Seagrass and algal beds as nursery habitats for tiger prawns (*Penaeus semisulcatus* and *P. esculentus*) in a tropical Australian estuary. *Marine Biology*, 122: 213-223. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00348934>  
<http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1986-1/articulo211.html>  
[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-88972006000200009&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972006000200009&lng=es&tlng=es)
- Iris-Maldonado, C.A. (2011). *Estructura de la comunidad de peces de dos esteros en el norte del Golfo de California*. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, México.
- IUCN. (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-3. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Jirik, K.E. y Lowe C.G. (2012). An elasmobranch maternity ward: female round stingrays *Urobatis halleri* use warm, restored estuarine habitat during gestation. *Journal of Fish Biology*, 80: 1227-1245. doi: 10.1111/j.1095-8649.2011.03208.x
- Kennish, M.J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29: 78-107. doi: <https://doi.org/10.1017/S0376892902000061>
- Kennish, M.J. y Paerl, H.W. (2010). Coastal lagoons: critical habitats of environmental change. En: *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change*. CRC Press, pp. 251-284.
- Keys, A.B. (1928). The weight-length relationship in fishes. *Proceedings of the National Academy of Science*, 14(12): 922-925.
- Kimball, M.E., Allen, D.M., Kenny, P.D. y Ogburn-Matthews, V. (2020). Decadal-scale changes in subtidal nekton assemblages in a warm-temperate estuary. *Estuaries and Coasts*, 43: 927-939. doi: <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00692-1>
- Kruskal, W. y Wallis, A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47: 583-621. doi: <https://doi.org/10.2307/2280779>

- Lankford, R.R. (1977). Coastal lagoons of Mexico their origin and classification. En: *Estuarine Processes*, pp. 182-215. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-751802-2.50022-9>
- Lara-Domínguez, A.L., Contreras-Espinosa, F., Castañeda-López, O., Barba-Macías, E. y Pérez-Hernández, M.A. (2011). Lagunas costeras y estuarios. En: *La Biodiversidad en Veracruz: Estudio del Estado*. México: CONABIO, pp. 301-317
- Le Cren, E.D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20: 201-219. doi: <https://doi.org/10.2307/1540>
- Li, J. y Kang, B. (2020). Dominant species drive seasonal dynamics of the fish community in the Min estuary, China. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 49: 34-48. doi: 10.1515/ohs-2020-0004.
- Loesch, H. (1980). Some ecological observations on slow-swimming nekton with emphasis on penaeid shrimp in small Mexican west coast estuary. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM. México, 7: 15-26
- Loya, D. y Escofet, A. (1990). Aportaciones al cálculo del índice de valor biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, 16: 97-115. doi: <https://doi.org/10.7773/cm.v16i2.688>
- Lucano-Ramírez, G., Gómez-García, M.D.J., Ruiz-Ramírez, S., González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C. y Flores-Ortega, J.R. (2019). Reproductive characteristics of the sole *Achirus mazatlanus* (Pleuronectiformes: Achiridae) in the Barra de Navidad coastal lagoon, Jalisco, Mexico. *Ciencias Marinas*, 45: 47-58. <https://doi.org/10.7773/cm.v45i2.2952>
- Malavasi, S., Fiorin, R., Franco, A., Franzoi, P., Granzotto, A., Riccato, F. y Mainardi, D. (2004). Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *Journal of Marine Systems*, 51: 19-31. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2004.05.006>
- Mathieson, S., Cattrijsse, A., Costa, M.J., Drake, P., Elliott, M., Gardner, J. y Marchand, J. (2000). Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. *Marine Ecology Progress Series*, 204: 225-242. doi: <https://doi.org/10.3354/meps204225>
- Medina-Galván, J., Osuna-Martínez, C.C., Padilla-Arredondo, G., Frías-Espericueta, M.G., Barraza-Guardado, R.H. y Arreola-Lizárraga, J.A. (2021). Comparing the biogeochemical functioning of two arid subtropical coastal lagoons: the effect of wastewater discharges. *Ecosystem Health and Sustainability*, 7: 1892532. doi: <https://doi.org/10.1080/20964129.2021.1892532>
- Mejía, L.S. y Garzón-Ferreira, J. (2000). Estructura de comunidades de peces arrecifales en cuatro atolones del Archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe sur occidental). *Revista de Biología Tropical*, 48 :883-896. Disponible en: [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442000000400013&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442000000400013&lng=en&tlng=es)
- Morales-Azpeitia, R., López-Martínez, J. y Nevárez-Martínez, M.O. (2012). Crecimiento y mortalidad natural de *Pseudupeneus grandisquamis* (Gill, 1863) y *Urobatis halleri* (Cooper, 1863) en el Golfo de California. En: López-Martínez, J. y Morales-Bojórquez, E. (Eds.). *Efectos de la pesca de arrastre en el Golfo de California*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y Fundación Produce Sonora, México, pp. 153-167
- Moreno-Pérez, I.J., López-Martínez, J., Padilla-Serrato, J.G., Rodríguez-Romero, J., Barjau-González, E. y Arreola-Lizárraga, J.A. (2024). Fish community, seasonal movement and habitat

- use in a subtropical coastal lagoon. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 52: 59-75. doi: <https://dx.doi.org/10.3856/vol52-issue1-fulltext-3108>
- Moreno-Sánchez, X.G., Lluch-Cota, S.E., Hernández-Olalde, L., López-Rasgado, F. y Abitia-Cardenas, L.A. (2012). Weight-length relationships of mangrove fishes from Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 2012: 1-2. doi: 10.1111/j.1439-0426.2012.01943.x
- Nagelkerken, I. y Van der Velde, G. (2004). Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean island. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 153-159. doi: <https://doi.org/10.3354/meps274153>
- Nelson, J. S., Grande, T.C. y Wilson, M.V.H. (2016). *Fishes of the World*. 5th edition. John Wiley and Sons, Inc. New Jersey, USA. 707p.
- Nieto-Navarro, J., Zetina-Rejón, M. y Arreguin-Sánchez, F. (2010). Length-Weight Relationship of Demersal Fish from the Eastern Coast. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 5: 494-502. doi: [10.3923/jfas.2010.494.502](https://doi.org/10.3923/jfas.2010.494.502)
- Ontiveros-Granillo, A. (2011). *Variabilidad diurna, estacional e interanual de la comunidad de peces demersales en la laguna Las Guásimas, Sonora, México*. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Sonora, México. Disponible en: <https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1001/1316>
- Padilla-Serrato, J., López-Martínez, J., Rodríguez-Romero, J., Acevedo-Cervantes, A., Galván-Magaña, F. y Lluch-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: 567-579. doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572017000300013>
- Padilla-Serrato, J., López-Martínez, J., Rodríguez-Romero, J., Lluch-Cota, D., Galván-Magaña, F. y 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: 85-98. Disponible en: [https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0718-560X2016000100009](https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-560X2016000100009)
- Palacios-Salgado, D.S. (2011). *Patrones latitudinales de composición y diversidad funcional de peces asociados a la pesca de camarón del Pacífico Mexicano*. Tesis Doctoral. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz. Disponible en: <http://repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/14754>
- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I. M., Newton, A., y Marcos, C. (2019). Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem complexity, and goods and services uniformity. En: *Coasts and Estuaries: The Future* (pp. 253-276). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0>
- Pineda-Peralta, A., Ramos-Miranda, J., Castillo-Rivera, M. y Arreguín-Sánchez, F. (2016). Cambios en la dieta de dos especies de mojarras (Gerreidae) en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51: 385-394. doi: 10.4067/S0718-19572016000200015
- Pinkas, L., Oliphant, M. y Iverson, I.L.K. (1971). Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *Fish Bulletin*, 152: 1-105. Disponible en: <https://escholarship.org/uc/item/7t5868rd>
- Pombo, L., Elliott, M. y Rebelo, J.E. (2002). Changes in the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology*, 61: 167-181. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01769.x>

- Potter, I.C., Tweedley, J.R., Elliott, M. y Whitfield, A.K. (2015). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries*, 16: 230-239. doi: 10.1111/faf.12050.
- Rábago-Quiroz, C.H., García-Borbón, J.A., Palacios-Salgado, D.S. y Barrón-Barraza, F.J. (2017). Length-weight relation for eleven demersal fish species in the artisanal shrimp fishery areas from the Bahía Magdalena-Almejas lagoon system, Mexico. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 47: 303-305. doi: 10.3750/AIEP/02186.
- Rábago-Quiroz, C.H., López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Nevárez-Martínez, M.O. y Rodríguez-Romero, J. (2008). Population dynamics and spatial distribution of flatfish species in shrimp trawl bycatch in the Gulf of California. *Hidrobiológica* 18, 177-188. Disponible en: [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-88972008000300001](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972008000300001)
- Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Department of Environment, Fisheries and Marine Service, Ottawa, ON. 382 pp.
- Robertson, D.R. y Allen, G.R. (2024). Shore fishes of the Tropical Eastern Pacific: An Information System. CD-ROM. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama. Disponible en: <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/pages>
- Robertson, D.R. y Cramer, K.L. (2009). Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 380: 1-17. doi: 10.3354/meps07925.
- Roden, G.I. y Emilsson, I. (1980). Oceanografía física del Golfo de California. *Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, Contribución Vol. 90
- Rodríguez-Félix, D. (2010). *Cambios interanuales en la estructura de la comunidad de peces de una laguna costera semiárida del Golfo de California*. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Guaymas, Sonora, México.
- Rodríguez-Romero, J., López-González, L.C., Galván-Magaña, F., Sánchez-Gutiérrez, F.J., Inohuye-Rivera, R.B. y Pérez-Urbiola, J.C. (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: 250-260. doi: 10.3856/vol39-issue2-fulltext-6.
- Rojo, I., Sánchez-Carnero, N., Anadón, J.D. y Charton, J.A.G. (2022). Habitat selection of high trophic-level predatory fishes in protected and unprotected areas: The effects of density and maturity stage. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 274: 107954 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107954>
- Rojo-Vázquez, J.A., Lucano-Ramírez, G. y Ruiz-Ramírez, S. (2009). Length-weight relationships for coastal fish species from the gillnet artisanal fishery in the central Mexican Pacific. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 497-498. doi: 10.1111/j.1439-0426.2009.01245.x
- Rosales-Grano, P., Dworak, J.A. y Burrola-Sánchez, M.S. (2023). Tides and currents in El Soldado estuary. *Scripta Natural Protected Areas*, 9: 27-48. doi:10.18242/anpscripta.2023.09.09.03.0003.
- Ruiz-Ramírez, S., Lucano-Ramírez, G. y Mariscal-Romero, J. (1997). Length-weight relationships of soft-bottom demersal fishes from Jalisco and Colima States, Mexico. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/227642035>
- Ruiz-Ruiz, T.M., Arreola-Lizárraga, J.A., Morquecho, L., Méndez-Rodríguez, L.C., Martínez- López, A., Mendoza-Salgado, R. (2017). Detecting eutrophication symptoms in a subtropical semi-arid coastal lagoon by means of three different methods, *Wetlands* 37: 1105-1118. doi: <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0944-y>

- Salas-Mejía, N., López-Manzanares, R., Arreola-Lizárraga, J.A., Mata-Ángeles, J.A., Enríquez-Flores J. y Montesinos-González M.A. (2023). The role of the El Soldado Estuary Natural Protected Area as a nursery habitat for fishery resources: observations of the yellow snapper *Lutjanus argentiventris*. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, 9: 85-98. Disponible en: [https://areas-naturales-protegidas.org/scripta/e\\_volumenEspecial02.php](https://areas-naturales-protegidas.org/scripta/e_volumenEspecial02.php)
- Salas-Mejía, N., Padilla-Serrato, J.G., Morzaria-Luna, H.N., Ruiz-Ruiz, T.M., Balart, E.F. y Arreola-Lizárraga, J.A. (2024). Observing changes of fish community in a semi-arid subtropical coastal lagoon subject to ecological conservation. *Regional Studies in Marine Science*, 78: 103779. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103779>
- Salomón-Aguilar, C.A. (2015). Zonas prioritarias de conservación de rayas y mantarrayas en el noroeste del Pacífico mexicano. *Ciencia pesquera*, 23: 77-99. Disponible en: [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194904/Salom\\_n\\_2015.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194904/Salom_n_2015.pdf)
- Sandoval-Huerta, E.R., Madrigal-Guridi, X., Domínguez-Domínguez, O., Ruiz-Campos, G. y González-Acosta, A.F. (2015). Length-weight and length-length relationships for 14 fish species from the central Mexican Pacific coast. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 45: 199-201. doi: 10.3750/AIP2015.45.2.10.
- Santamaría-Miranda, A., Saucedo-Lozano, M., Herrera-Moreno, M.N. y Apún-Molina J.P. (2005). Hábitos alimenticios del pargo amarillo *Lutjanus argentiventris* y el pargo rojo *Lutjanus colorado* (Peces: Lutjanidae) en el norte de Sinaloa, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 40: 33-44.
- Schwartzkopf B.D., Whitman, A.D., Lindsley, A.J. y Heppell, S.A. (2020). Temporal and habitat differences in the juvenile demersal fish community at a marine-dominated northeast Pacific estuary. *Fisheries Research*, 227: 105557. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105557>
- Sierra, L.M., Claro, R. y Popova, O.A. (1994). Alimentación y relaciones tróficas. En: *Ecología de los Peces Marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba, Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México, pp. 263-284
- Smilauer, P. y Leps, J. (2014). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. 2nd Edition. Cambridge University Press, Cambridge UK.
- Sparre, P. y Venema, S.C. (1997). *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Reporte Técnico. FAO, Roma.
- Stergiou, K.I. y Karpouzi, V.S. (2002). Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 217-254. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1020556722822>
- Strydom, N.A. y Kisten, Y. (2020). Review of fish life history strategies associated with warm temperate South African estuaries and a call for effective integrated management, *African Journal of Aquatic Science*, 45: 217-227. doi: <https://doi.org/10.2989/16085914.2020.1731407>
- Sturges, H.A. (1926). The choice of a class interval. *Journal of the American Statistical Association*, 21: 65-66. doi: <https://doi.org/10.1080/01621459.1926.10502161>
- Thomson, D.A. (1973). Preliminary ecological survey of Estero Soldado. Sonora, México. Reporte Técnico. Bar and Associates, Tucson, Arizona.
- Thomson, D.A., Findley, L.T. y Kerstitch, A.N. (2000). *Reef fishes of the Sea of Cortez*. Texas University Press, Austin, USA. doi: <https://doi.org/10.7560/781542-014>
- Torres, J.R., Sánchez-Mejía, Z.M., Arreola-Lizárraga, J.A., Galindo-Félix J.I., Mascareño-Grijalva, J.J. y Rodríguez-Pérez, G. (2022). Environmental factors controlling structure, litter productivity,

- and phenology of mangroves in arid region of the Gulf of California. *Acta Oecologica*, 117: 103861. doi: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2022.103861>
- Tournois, J., Darnaude, A.M., Ferraton, F., Aliaume, C., Mercier, L. y McKenzie, D.J. (2021). Lagoon nurseries make a major contribution to adult populations of a highly prized coastal fish. *Limnology and Oceanography*, 62: 1219-1233. doi: <https://doi.org/10.1002/lno.10496>
- Uncles, R.J. y Stephens, J.A. (2001). The annual cycle of temperature in a temperate estuary and associated heat fluxes to the coastal zone. *Journal of Sea Research*, 46: 143-159. doi: [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(01\)00078-8](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(01)00078-8)
- Valadez-González, C., Aguilar-Palomino, B., Hernández-Vázquez, S. (2001). Hábitos alimentarios de la raya *Urobatis halleri* (Cooper, 1863) (Chondrichthyes: urolophidae) capturada en la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 27: 91-104. Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48027106>
- Valdez-Pineda, M.C., Morán-Angulo, R.E., Voltolina, D. y Castillo-Vargasmachuca, S. (2014). Population structure and reproductive aspects of puffer fish *Sphoeroides annulatus* (Jenyns, 1842) (Osteichthyes: Tetraodontidae), landed in Teacapán, Sinaloa, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42: 121-126. doi: <https://doi.org/10.3856/vol42-issue1-fulltext-9>
- Van Colen, C., Verbelen, D., Devos, K., Agten, L., Van Tomme, J., Vincx, M. y Degraer, S. (2014). Sediment-benthos relationships as a tool to assist in conservation practices in a coastal lagoon subjected to sediment change. *Biodiversity and Conservation*, 23: 877-889. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0638-1>
- Van der Wal, D., Herman, P.M.J., Forster, R.M., Ysebaert, T., Rossi, F., Knaeps, E., Plancke Y.M.G. y Ides S.J. (2008). Distribution and dynamics of intertidal macrobenthos predicted from remote sensing: response to microphytobenthos and environment. *Marine Ecology Progress Series*, 367: 57-72. doi: <https://doi.org/10.3354/meps07535>
- Vargas-González, H.H., Arreola-Lizárraga, J.A., Hernández, J.G., Mendoza-Salgado, R.A., Zenteno-Savín, T. y Méndez-Rodríguez, L.C. (2017). Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33: 7-22. doi: <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp02.01>
- Vázquez, R.I., Rodríguez, J., Abitia, L.A. y Galván, F. (2008). Food habits of the yellow snapper *Lutjanus argentiventris* (Peters, 1869) (Percoidei: Lutjanidae) in La Paz Bay, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43: 295-302.
- Velázquez-Velázquez, E., Navarro-Alberto, J., Domínguez-Cisneros, S.E. y Vega-Cendejas, M.E. (2009). Length-weight relationships for 24 fish species in a coastal lagoon of the Mexican South Pacific. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 228-229. doi: 10.1111/j.1439-0426.2008.01199.x
- Walker, N.D., Maxwell, D.L., Le Quesne, W.J.F. y Jennings, S. (2017). Estimating efficiency of survey and commercial trawl gears from comparisons of catch-ratios. *ICES Journal of Marine Science*, 74: 1448-1457. doi: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw250>
- Whitfield, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 151-186.
- Whitfield, A.K. (2021). Estuaries—how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? *Environmental Biology of Fishes*, 104: 517-528. doi: <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01085-9>

- WoRMS Editorial Board (eds) (2024) World Register of Marine Species. Electronic version <https://www.marinespecies.org> Accessed 12 December 2024
- Yáñez-Arancibia, A. y Day, J.W. (2010). La zona costera frente al cambio climático: vulnerabilidad de un sistema biocomplejo e implicaciones en el manejo costero. En: *Impactos del cambio climático sobre la zona costera*. INECOL, Texas Sea Grant Program, INE-SEMARNAT, México, pp. 12-35.
- Yépiz-Velásquez, L.M. (1990). *Diversidad, distribución y abundancia de la ictiofauna en tres lagunas costeras de Sonora, México. Tesis de Maestría*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. Disponible en: <https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/2863>
- Zhou, S., Klaer, N.L., Daley, R.M., Zhu, Z., Fuller, M. y Smith, A.D.M. (2014). Modelling multiple fishing gear efficiencies and abundance for aggregated populations using fishery or survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 2436-2447. doi: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu068>

## 11. ANEXOS

### Anexo A. Elenco sistemático de las especies de peces observadas en la laguna El Soldado en publicaciones previas y en el presente estudio. Nuevo registro en el área de estudio (\*).

Especies	Referencia			
	Thomson 1973	Loesch 1980	Güereca-Hernández 1994	Este estudio
Filo Chordata				
Clase Chondrichthyes				
Orden Carcharhiniformes				
<u>Familia Carcharhinidae</u>				
<i>Rhizoprionodon longurio</i> (Jordan and Gilbert, 1882)	X			
Orden Myliobatiformes				
<u>Familia Gymnuridae</u>				
<i>Gymnura marmorata</i> (Cooper, 1864)		X	X	
<u>Familia Urotrygonidae</u>				
<i>Urobatis halleri</i> (Cooper, 1863)	X	X		X
<i>Urobatis maculatus</i> (Garman, 1913) *				X
<i>Urotrygon chilensis</i> (Günther, 1872)		X		
Clase Actinopterygii				
Orden Elopiformes				
<u>Familia Elopidae</u>				
<i>Elops affinis</i> (Regan, 1909)			X	
Orden Albuliformes				
<u>Familia Albulidae</u>				
<i>Albula gilberti</i> (Pfeiler and van der Heiden, 2011)	X	X	X	
Orden Anguilliformes				
<u>Familia Ophichthidae</u>				
<i>Myrichthys tigrinus</i> (Girard, 1859)	X			
<i>Myrophis vafer</i> (Jordan and Gilbert, 1883)	X			
<i>Ophichthus zophochir</i> (Jordan and Gilbert, 1882)			X	
<u>Familia Congridae</u>				
<i>Ariosoma gilberti</i> (Ogilby, 1898)	X			

## Orden Clupeiformes

Familia Engraulidae

<i>Anchoa curta</i> (Jordan and Gilbert, 1882)	X			
<i>Anchoa helleri</i> (Hubbs, 1921)		X	X	X
<i>Anchoa panamensis</i> (Steindachner, 1876)	X			

*Anchovia macrolepidota* (Kner, 1863)

X

Familia Clupeidae

<i>Lile stolifera</i> (Jordan and Gilbert, 1882)	X		X	
<i>Opisthonema libertate</i> (Günther, 1867)			X	

## Orden Ophidiiformes

Familia Bythitidae

*Ogilbia sp.*

X

## Orden Kurtiformes

Familia Apogonidae

*Apogon retrosella* (Gill, 1862)

X

## Orden Gobiiformes

Familia Eleotridae

*Dormitator latifrons* (Richardson, 1844)

X

*Eleotris picta* (Kner, 1863)

X

*Erotelis armiger* (Jordan and Richardson, 1895)

X

Familia Oxudercidae

*Ctenogobius sagittula* (Günther, 1862)

X

X

X

X

*Gillichthys mirabilis* (Cooper, 1866)

X

*Gillichthys seta* (Ginsburg, 1938)

X

*Gobionellus microdon* (Gilbert, 1892)

X

*Quietula y-cauda* (Jenkins and Evermann, 1889) \*

X

X

Familia Gobiidae

*Aruma histrio* (Jordan, 1884)

X

*Barbulifer pantherinus* (Pellegrin, 1901)

X

*Bathygobius ramosus* (Ginsburg, 1947)

X

*Gobiosoma chiquita* (Jenkins and Evermann, 1889)

X

X

X

Subserie Ovalentaria incertae sedis

Familia Pomacentridae

<i>Abudefduf troschelii</i> (Gill, 1862)	X		X	
--	---	--	---	--

Familia Opistognathidae

<i>Opistognathus scops</i> (Jenkins and Evermann, 1889)	X			
---	---	--	--	--

## Orden Mugiliformes

Familia Mugilidae

<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)		X		X
--	--	---	--	---

<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	X			
--	---	--	--	--

<i>Mugil hospes</i> (Jordan and Culver, 1895)	X			
---	---	--	--	--

Subserie Carangaria incertae sedisFamilia Centropomidae

<i>Centropomus sp.</i>	X			
------------------------	---	--	--	--

Familia Polynemidae

<i>Polydactylus opercularis</i> (Gill, 1863)		X		
--	--	---	--	--

## Orden Blenniiformes

Familia Blenniidae

<i>Hypsoblennius gentilis</i> (Girard, 1854)	X	X	X	X
--	---	---	---	---

Familia Labrisomidae

<i>Exerpes asper</i> (Jenkins and Evermann, 1889)	X	X		X
---	---	---	--	---

<i>Labrisomus multiporosus</i> (Hubbs, 1953)	X			
--	---	--	--	--

<i>Labrisomus xanti</i> (Gill, 1860)	X			
--------------------------------------	---	--	--	--

<i>Malacoctenus gigas</i> (Springer, 1959)	X			
--	---	--	--	--

<i>Malacoctenus hubbsi</i> (Springer, 1959)	X			
---	---	--	--	--

<i>Paraclinus sini</i> (Hubbs, 1952)	X			
--------------------------------------	---	--	--	--

Familia Chaenopsidae

<i>Ekemblemaria myersi</i> (Stephens, 1963)	X			
---	---	--	--	--

## Orden Atheriniformes

Familia Atherinopsidae

<i>Colpichthys regis</i> (Jenkins and Evermann, 1889)	X			
---	---	--	--	--

<i>Leuresthes sardina</i> (Jenkins and Evermann, 1889)	X		X	
--	---	--	---	--

## Orden Beloniformes

Familia Hemiramphidae

<i>Hyporhamphus rosae</i> (Jordan and Gilbert, 1880)	X		X	
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	X			
<u>Familia Belonidae</u>				
<i>Strongylura exilis</i> (Girard, 1854)	X	X		
Orden Carangiformes				
<u>Familia Carangidae</u>				
<i>Caranx caninus</i> (Günther, 1867)				X
<i>Caranx sexfasciatus</i> (Quoy and Gaimard, 1825)	X			
<i>Selene sp.</i>		X		
<i>Trachinotus paitensis</i> (Cuvier, 1832)	X			
Orden Pleuronectiformes				
<u>Familia Paralichthyidae</u>				
<i>Citharichthys fragilis</i> (Gilbert, 1890)		X		X
<i>Citharichthys sp.</i>		X		
<i>Etropus crossotus</i> (Jordan and Gilbert, 1882)	X	X	X	
<i>Paralichthys aestivalis</i> (Gilbert and Scofield, 1898)				X
<i>Paralichthys californicus</i> (Ayres, 1859)		X		
<i>Paralichthys woolmani</i> (Jordan and Williams, 1897)				X
<i>Syacium ovale</i> (Günther, 1864)	X		X	X
<u>Familia Achiridae</u>				
<i>Achirus mazatlanus</i> (Steindachner, 1869)	X	X	X	X
<u>Familia Cynoglossidae</u>				
<i>Symphurus atricaudus</i> (Jordan and Gilbert, 1880)		X		
<i>Symphurus fasciolaris</i> (Gilbert, 1892)		X		
<i>Symphurus melanurus</i> (Clark, 1936)	X			
Orden Syngnathiformes				
<u>Familia Syngnathidae</u>				
<i>Doryrhamphus excisus</i> (Kaup, 1856)		X		
<i>Hippocampus ingens</i> (Girard, 1858)		X		X
<i>Syngnathus auliscus</i> (Swain, 1882)				X
Orden Labriformes				
<u>Familia Scaridae</u>				

<i>Nicholsina denticulata</i> (Evermann and Radcliffe, 1917)	X			
Orden Perciformes				
<u>Familia Gerreidae</u>				
<i>Diapterus brevirostris</i> (Sauvage, 1879)	X	X		X
<i>Eucinostomus currani</i> (Zahuranec, 1980)	X		X	X
<i>Eucinostomus dowii</i> (Gill, 1863)	X		X	X
<i>Eucinostomus entomelas</i> (Zahuranec, 1980)				
<i>Eucinostomus gracilis</i> (Gill, 1862)	X			
<i>Gerres simillimus</i> (Regan, 1907)	X			X
<u>Familia Mullidae</u>				
<i>Mulloidichthys dentatus</i> (Gill, 1862)		X		
<u>Familia Kyphosidae</u>				
<i>Girella simplicidens</i> (Osburn and Nichols, 1916)	X			
<i>Kyphosus elegans</i> (Peters, 1869)				X
<i>Kyphosus vaigiensis</i> (Quoy and Gaimard, 1825)			X	
<u>Familia Serranidae</u>				
<i>Diplectrum pacificum</i> (Meek and Hildebrand, 1925) *				X
<i>Epinephelus analogus</i> (Gill, 1863)	X			
<i>Epinephelus quinquefasciatus</i> (Bocourt, 1868)	X			
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (Steindachner, 1868)	X	X		X
<i>Rypticus nigripinnis</i> (Gill, 1861)	X			
<i>Mycteroperca jordani</i> (Jenkins and Evermann, 1889)	X			
<u>Familia Haemulidae</u>				
<i>Anisotremus interruptus</i> (Gill, 1862)	X			
<i>Haemulon sexfasciatum</i> (Gill, 1862)		X	X	X
<i>Haemulon flaviguttatum</i> (Gill, 1862)			X	
<i>Haemulopsis elongatus</i> (Steindachner, 1879) *				X
<i>Orthopristis reddingi</i> (Jordan and Richardson, 1895) *	X			X
<i>Pomadasys branickii</i> (Steindachner, 1879)	X		X	
<i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther, 1864)	X	X		X
<u>Familia Lutjanidae</u>				
<i>Hoplopagrus guentherii</i> (Gill, 1862)			X	

<i>Lutjanus aratus</i> (Günther, 1864)	X		X	
<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869)	X	X	X	X
<i>Lutjanus colorado</i> (Jordan and Gilbert, 1882)				X
<i>Lutjanus guttatus</i> (Steindachner, 1869) *				X
<i>Lutjanus novemfasciatus</i> (Gill, 1862)	X	X		X
<i>Lutjanus peru</i> (Nichols and Murphy, 1922) *				X
Orden Scorpaeniformes				
<u>Familia Scorpaenidae</u>				
<i>Scorpaena mystes</i> (Jordan and Starks, 1895)	X	X	X	X
<i>Scorpaena sonorae</i> (Jenkins and Evermann, 1889)	X		X	
Orden Moroniformes				
<u>Familia Ehippidae</u>				
<i>Chaetodipterus zonatus</i> (Girard, 1858)		X		
Orden Acanthuriformes				
<u>Familia Sciaenidae</u>				
<i>Bairdiella icistia</i> (Jordan and Gilbert, 1882)	X	X	X	
<i>Cynoscion parvipinnis</i> (Ayres, 1861)	X	X		
<i>Cynoscion sp.</i>			X	
<i>Cynoscion othonopterus</i> (Jordan and Gilbert, 1882)		X		
<i>Micropogonias megalops</i> (Gilbert, 1890)		X		
Orden Spariformes				
<u>Familia Sparidae</u>				
<i>Calamus brachysomus</i> (Lockington, 1880)	X	X	X	
Orden Tetraodontiformes				
<u>Familia Balistidae</u>				
<i>Balistes polylepis</i> (Steindachner, 1876)		X		
<u>Familia Tetraodontidae</u>				
<i>Sphoeroides annulatus</i> (Jenyns, 1842)	X	X	X	

---