



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

CARACTERIZACIÓN Y DINÁMICA DE LA COMUNIDAD DE
PECES EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL GOLFO DE
CALIFORNIA, MÉXICO.

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctora en Ciencias

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

Presenta

Isadora Jy'asu Moreno Pérez

La Paz, Baja California Sur, diciembre de 2024

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12:00 horas del día 29 del Mes de noviembre del 2024, 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:

"CARACTERIZACIÓN Y DINÁMICA DE LA COMUNIDAD DE PECES EN DOS LAGUNAS COSTERAS DEL GOLFO DE CALIFORNIA, MÉXICO"

Presentada por la alumna:

Isadora Jy'asu Moreno Pérez

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



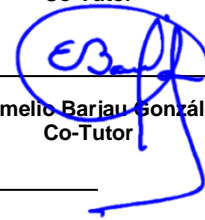
Dra. Juana López Martínez
Directora de Tesis



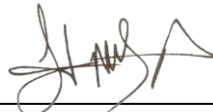
Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato
Co-Tutor



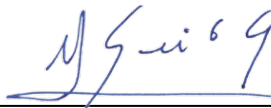
Dr. Jesús Rodríguez Romero
Co-Tutor



Dr. Emelio Barjaou González
Co-Tutor



Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Co-Tutor



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



La Paz, Baja California Sur, a 29 de noviembre de 2024.

Los miembros del comité de tesis de la estudiante Isadora Jy'asu Moreno Pérez 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:

- Herramienta antiplagio: **iThenticate**
- Filtros utilizados: **Citas excluidas**
Bibliografía excluida
- Porcentajes de similitud: **16 %** de similitud
Se muestra captura de pantalla

PecesLagunasCosterasGC

INFORME DE ORIGINALIDAD

16%

ÍNDICE DE SIMILITUD

FUENTES PRIMARIAS

1	cibnor.repositorioinstitucional.mx Internet	2393 palabras — 6%
2	www.repositoriodigital.ipn.mx Internet	381 palabras — 1%
3	tesis.ipn.mx Internet	227 palabras — 1%
4	cicese.repositorioinstitucional.mx Internet	195 palabras — 1%
5	lajar.cl Internet	178 palabras — < 1%
6	repositoriodigital.ipn.mx Internet	145 palabras — < 1%
7	www.scielo.sa.cr Internet	137 palabras — < 1%
8	repositorioinstitucional.uson.mx Internet	130 palabras — < 1%
9	www.researchgate.net Internet	129 palabras — < 1%

Firmas del Comité

Dra. Juana López Martínez

Dr. Jesús Rodríguez Romero

Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato

Dr. Emelio Barjau González

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dra. Juana López Martínez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Unidad Guaymas, Sonora.
Directora de Tesis

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

Dr. Jesús Rodríguez Romero
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Unidad La Paz, BCS.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Emelio Barjau González
Universidad Autónoma de Baja California Sur
Co-Tutor de Tesis

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Unidad Guaymas, Sonora.
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dra. Juana López Martínez
Dr. Jesús Rodríguez Romero
Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato
Dr. Emelio Barjau González
Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

Jurado de Examen

Dra. Juana López Martínez
Dr. Jesús Rodríguez Romero
Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato
Dr. Emelio Barjau González
Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

Suplente

Dra. Elisa Serviere Zaragoza
Dr. Felipe Galván Magaña

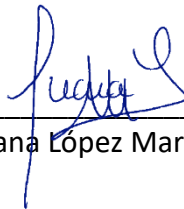
Resumen

Las lagunas costeras se caracterizan por ser habitadas por diversas especies de peces de importancia económica y ecológica, son ecosistemas que desempeñan importante papel ecológico. El presente estudio tiene como objetivo describir y contrastar las variaciones en la diversidad ecológica, taxonómica y funcional de la comunidad íctica en dos lagunas costeras subtropicales Las Guásimas y Navachiste ubicadas en el Golfo de California, además de identificar su uso ecológico. Se llevaron a cabo tres campañas de muestreo en Las Guásimas y cuatro en Navachiste de manera estacional en los años 2016-2017. Los peces colectados fueron identificados taxonómicamente y se determinaron la diversidad ecológica utilizando los índices tradicionales de riqueza de especies, diversidad de Shannon-Weaver, equidad de Pielou y dominancia con el Índice de Valor Biológico. Para conocer la diversidad taxonómica se utilizaron los índices Índice de distinción taxonómica (Δ^*), distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) y variación de la distinción taxonómica ($\Lambda+$). En la perspectiva de diversidad funcional se analizaron los grupos funcionales y los índices de diversidad funcional (riqueza, equidad, divergencia y dispersión) mediante rasgos funcionales. Por último, se definió el uso ecológico de las lagunas costeras, al definir la presencia de juveniles y adultos por medio de la estructura de tallas, talla de primera madurez (L_{50}) y periodo reproductivo de las especies. Se identificaron 90 especies en la laguna costera Las Guásimas integradas en dos clases, 22 órdenes, 38 familias y 62 géneros, para la laguna costera Navachiste fueron 95 especies, en dos clases, 19 órdenes, 35 familias y 63 géneros. En ambas lagunas costeras la riqueza de especies y diversidad aumentaron durante primavera y verano, mostrando una equidad alta. Se presentaron 20 especies dominantes, la más importante en ambos ecosistemas fue la Mojarra aleta amarilla (*Diapterus brevirostris*). Los índices Δ^* , $\Delta+$ y $\Lambda+$, mostraron que las estructuras taxonómicas están poco emparentadas, representando que son ecosistemas estables. Se definieron 10 y 12 grupos funcionales en Las Guásimas y Navachiste respectivamente. Los índices funcionales revelaron que los rasgos de las especies en los ecosistemas son semejantes, no obstante, el espacio funcional fue mayor en Navachiste. Las comunidades de peces estuvieron conformadas principalmente por organismos juveniles, dominando su presencia en las estaciones de invierno y otoño, estableciendo que utilizan las lagunas costeras como áreas de crianza por su protección y alimentación. La mayor proporción de adultos tuvo presencia en primavera y verano, con los organismos maduros en el mar adyacente, indicando que ingresan a las lagunas costeras para alimentarse. Por lo anterior se muestra que el uso ecológico es similar en las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste, siendo áreas de gran importancia para los ciclos biológicos de las especies de peces estudiadas en estos ecosistemas.

Palabras clave: Ictiofauna, Índices Ecológicos, Distinción Taxonómica, Diversidad Funcional, Crianza.

Orcid ID: 0000-0002-2086-3992

Vo.Bo. Directora de Tesis



Dra. Juana López Martínez

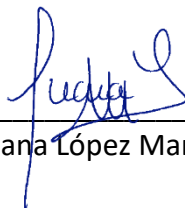
Summary

Coastal lagoons are characterized by being inhabited by diverse fish species of economic and ecological importance, and are ecosystems that play an important ecological role. The present study aims to describe and contrast the variations in the ecological, taxonomic and functional diversity of the fish community in two subtropical coastal lagoons, Las Guásimas and Navachiste, located in the Gulf of California, and to identify their ecological use. Three seasonal sampling campaigns were carried out in Las Guásimas and four in Navachiste in 2016-2017. The collected fish were taxonomically identified and ecological diversity was determined using the traditional indices of species richness, Shannon-Weaver diversity, Pielou's equity and dominance with the Biological Value Index. The indices of taxonomic distinctness (Δ^*), average taxonomic distinctness ($\Delta+$) and variation of taxonomic distinctness ($\Lambda+$) were used to ascertain taxonomic diversity. In the functional diversity perspective, functional groups and functional diversity indices (richness, equity, divergence and dispersion) were analyzed using functional traits. Finally, the ecological use of the coastal lagoons was defined by defining the presence of juveniles and adults through the size structure, size at first maturity (L_{50}) and reproductive period of the species. A total 90 species were identified in the coastal lagoon Las Guásimas in two classes, 22 orders, 38 families and 62 genera, and 95 species in the coastal lagoon Navachiste in two classes, 19 orders, 35 families and 63 genera. In both coastal lagoons, species richness and diversity increased during spring and summer, showing high equity. There were 20 dominant species, the most important in both ecosystems was the Shortnose mojarra (*Diapterus brevirostris*). The Δ^* , $\Delta+$ and $\Lambda+$ indices, showed that the taxonomic structures are poorly related, representing that they are stable ecosystems. 10 and 12 functional groups were defined in Las Guásimas and Navachiste, respectively. The functional indexes revealed that the traits of the species in the ecosystems are similar, however, the functional space was greater in Navachiste. The fish communities were mainly formed by juvenile organisms, dominating their presence in the winter and autumn seasons, establishing that they use the coastal lagoons as nursery areas for their protection and feeding. The highest proportion of adults was present in spring and summer, with mature organisms in the adjacent sea, indicating that they enter the coastal lagoons to feed. This shows that the ecological use is similar in the coastal lagoons Las Guásimas and Navachiste, being areas of great importance for the biological cycles of the fish species studied in these ecosystems.

Keywords: *Ichthyofauna, Ecological Indices, Taxonomic Distinction, Functional Diversity, Nursery.*

Orcid ID: 0000-0002-2086-3992

Vo.Bo. Directora de Tesis



Dra. Juana López Martínez

Dedicatoria

*Este trabajo es para y gracias a ustedes:
Por la confianza y cariño de mis padres y hermanos.
Al invaluable apoyo de mi compañero de vida Edgar A. Arzola Sotelo.*

*En memoria de mis abuelas Nélida y María del Carmen;
y al maestro Dr. José Eduardo Valdez Holguín,
por brindarme su guía al inicio de este maravilloso camino.*

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR) Campus Guaymas, Sonora, y a la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos, por la experiencia y el apoyo brindado, para realizar mi Doctorado.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), por la beca otorgada con número de CVU 858969, para realizar mis estudios de posgrado.

Al proyecto del cual forma parte esta tesis PRONACE SEMARNAT–2018–13–S–77965 Cambios históricos y recientes en la distribución de especies bentónicas y demersales marinas del Golfo de California como efecto del Calentamiento Global. Detección de especies con potencial invasivo.

Un especial agradecimiento por su dirección de tesis a la Dra. Juana López Martínez, por su dedicación, paciencia y apoyo, se logró cumplir con una meta profesional más. ¡Muchas Gracias!

Mi sincero agradecimiento a mi comité de tesis al Dr. Jesús Guadalupe Padilla Serrato, Dr. Jesús Rodríguez Romero, Dr. Emelio Barjau González y Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga, por sus valiosos aportes durante la elaboración de la tesis. Muchas gracias por compartir conocimiento y consejos a lo largo de estos años.

Al personal del Laboratorio de Pesquerías del CIBNOR, Unidad Guaymas, Sonora, a la Dra. Eloísa Herrera Valdivia y Dr. Rufino Morales Azpeitia, por su apoyo logístico y muestreos en campo.

A todo el personal y compañero de posgrado del CIBNOR Unidad Guaymas, por su apoyo e invaluable experiencias que gracias a ello ha sido grata la estancia.

A mi familia y amigos, aunque sea a la distancia por siempre acompañándome, en un proceso más de crecimiento.

Un especial agradecimiento por acompañarme con todo el amor, consejos y motivación, mi compañero de vida Edgar A. Arzola Sotelo.

Y, por último, a mí por siempre tomar un descanso, pero nunca rendirme.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Contenido.....	v
Lista de figuras	vii
Lista de tablas	x
Glosario	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
3. JUSTIFICACIÓN	11
4. HIPÓTESIS.....	12
5. OBJETIVOS.....	13
5.1 Objetivo general	13
5.2 Objetivos particulares.....	13
6. MATERIAL Y MÉTODOS	14
6.1 Área de estudio	14
6.1.1 Laguna costera Las Guásimas.....	14
6.1.2 Laguna costera Navachiste.....	14
6.2 Muestreos.....	15
6.2.1 Laguna costera Las Guásimas.....	15
6.2.2 Laguna costera Navachiste.....	15
6.3 Variables ambientales	18
6.4 Organización y análisis de los datos	19
6.5 Enfoque descriptivo.....	19
6.5.1 Índice de diversidad de Shannon-Weaver	19
6.5.2 Índice de equidad de Pielou	20
6.5.3 Índice de diversidad alfa de Fisher	20
6.5.4 Componentes comunitarios.....	20
6.5.5 Dominancia por Índice de Valor Biológico (IVB)	22
6.5.6 Índice de similitud de Bray-Curtis	22
6.6 Enfoque taxonómico	23
6.6.1 Diversidad alfa (α)	23
6.6.2 Diversidad beta (β).....	24
6.6.3 Diversidad gamma (γ).....	24
6.6.4 Análisis de índices de diversidad taxonómica.....	24
6.7 Enfoque funcional.....	26
6.8 Enfoque de uso ecológico de la laguna costera	31
7. RESULTADOS	33
7.1 Variables ambientales	33
7.2 Enfoque descriptivo.....	36
7.2.1 Composición específica	36
7.2.2 Índice de diversidad de Shannon-Weaver	42

7.2.3 Índice de equidad de Pielou	43
7.2.4 Índice de diversidad de alfa de Fisher	43
7.2.5 Componentes Comunitarios	44
7.2.6 Dominancia por Índice de Valor Biológico (IVB)	48
7.2.7 Índice de similitud de Bray-Curtis	49
7.3 Enfoque taxonómico	53
7.3.1 Diversidad alfa	53
7.3.2 Diversidad alfa promedio, beta y gamma	54
7.3.3 Análisis de índices de diversidad taxonómica	54
7.3.3.1 Índice de distinción taxonómica (Δ^*)	54
7.3.3.2 Índice de distinción taxonómica promedio o Delta ($\Delta+$)	55
7.3.3.3 Índice de variación de la distinción taxonómica o Lambda ($\Lambda+$)	58
7.4 Enfoque funcional.....	60
7.4.1 Grupos funcionales.....	61
7.4.2 Análisis de índices de diversidad funcional.....	66
7.4.2.1 Riqueza funcional (FRic)	67
7.4.2.2 Equitatividad funcional (FEve).....	69
7.4.2.3 Divergencia funcional (FDiv)	70
7.4.2.4 Dispersión funcional (FDis).....	71
7.5 Enfoque de uso ecológico de la laguna costera	73
7.5.1 Laguna costera Las Guásimas, Sonora	73
7.5.2 Laguna costera Navachiste, Sinaloa	79
7.5.3 Ciclo de vida de la comunidad de peces	84
8. DISCUSIÓN	85
8.1 Variables ambientales	85
8.2 Enfoque Descriptivo	87
8.3 Enfoque Taxonómico.....	93
8.4 Enfoque Funcional	100
8.5 Enfoque de uso ecológico de la laguna costera	106
9. CONCLUSIONES	114
10. LITERATURA CITADA	116
11. ANEXOS	133
Anexo A. Artículo publicado- <i>Fish community, seasonal movement and habitat use in a subtropical coastal lagoon</i>	133
Anexo B. Artículo sometido- <i>Taxonomic distinctness and species richness of fish communities in subtropical coastal lagoons in the Gulf of California</i>	150

Lista de figuras

Figura 1. Áreas de estudio y ubicación de las zonas de recolecta de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa, México.....	17
Figura 2. Gráfico de la prueba Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), determinación de los cuadrantes es de acuerdo a los valores de frecuencia relativa y abundancia relativa.....	21
Figura 3. Gremio de uso ecológico. Representación del uso estuarino-lagunar para la comunidad de peces (modificado de Potter <i>et al.</i> , 2015).....	31
Figura 4. Temperatura superficial del mar (TSM °C) y concentración de clorofila <i>a</i> (Chl <i>a</i> mg/m ³) de la laguna costera Las Guásimas, Sonora 2006-2021.....	33
Figura 5. Anomalías de TSM y Chl <i>a</i> para el periodo 2006-2021 en la laguna costera Las Guásimas, Sonora y ONI (Índice Oceánico del Niño).....	34
Figura 6. Temperatura superficial del mar (TSM °C) y concentración de clorofila <i>a</i> (Chl <i>a</i> mg/m ³) de la laguna costera Navachiste, Sinaloa 2006-2021.....	35
Figura 7. Anomalías de TSM y Chl <i>a</i> para el periodo 2006-2021 en la laguna costera Navachiste, Sinaloa y ONI (Índice Oceánico del Niño).....	35
Figura 8. Familias de peces más representativas de las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).....	42
Figura 9. Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H' media \pm error estándar) estacional de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	42
Figura 10. Equidad (J' media \pm error estándar) estacional en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	43
Figura 11. Índice Alfa de Fisher (media \pm error estándar) estacional en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	44
Figura 12. Clasificación de las especies de peces en la laguna costera Las Guásimas, Sonora, de acuerdo con su abundancia y frecuencia relativa siguiendo el método de Olmstead-Tukey.	45
Figura 13. Clasificación de las especies peces en la laguna costera Navachiste, Sinaloa, de acuerdo con su abundancia y frecuencia relativa siguiendo el método de Olmstead-Tukey.	45
Figura 14. Índice de Valor Biológico de las especies de peces presentes en la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).	48
Figura 15. Índice de Valor Biológico de las especies de peces presentes en la laguna costera Navachiste, Sinaloa (2016-2017).....	49
Figura 16. Dendrograma de agrupamiento entre estaciones del año de la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).	50
Figura 17. Dendrograma de agrupamiento entre estaciones del año de la laguna costera Navachiste, Sinaloa (2016-2017).....	52
Figura 18. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) correspondientes a los datos de Similitud de las abundancias en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (G) y Navachiste, Sinaloa (N) 2016-2017.....	53
Figura 19. Diversidad alfa estacional en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa.	53
Figura 20. Diversidad alfa promedio, beta y gamma de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa.	54
Figura 21. Distinción taxonómica (Δ^* , media \pm error estándar) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	55

Figura 22. Distinción taxonómica promedio ($\Delta+$, media \pm error estándar) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).....	56
Figura 23. Túnel de la distinción taxonómica promedio o delta ($\Delta+$) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017), con los intervalos de confianza al 95 % y la media esperada.	57
Figura 24. Variación de la distinción taxonómica ($\Lambda+$, media \pm error estándar) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	58
Figura 25. Túnel de la variación de la distinción taxonómica o lambda ($\Lambda+$) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017), con los intervalos de confianza al 95 % y la media esperada.....	59
Figura 26. Comportamiento de los rasgos funcionales de la comunidad de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	60
Figura 27. Agrupaciones de los rasgos funcionales de la comunidad de peces en la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).	61
Figura 28. Agrupaciones de los rasgos funcionales de la comunidad de peces en la laguna costera de Navachiste, Sinaloa (2016-2017).....	66
Figura 29. Diagrama del espacio funcional de la comunidad de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa describiendo la posición de las especies considerando los rasgos funcionales de gremio de alimentación y tipo de aleta caudal. Planctívoros (PL), Herbívoros (He), Oportunistas (Op), Omnívoros (Omn), Zoobentívoros (Zoo), Piscívoros (Pis) y Aleta (redondeada, rómbica, confluyente y NA).....	67
Figura 30. Riqueza funcional (FRic, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	68
Figura 31. Representación geométrica del índice de riqueza funcional (FRic) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.....	68
Figura 32. Equitatividad Funcional (FEve, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	69
Figura 33. Representación geométrica del índice equitatividad Funcional (FEve) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.	70
Figura 34. Divergencia funcional (FDiv, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	71
Figura 35. Representación geométrica del índice divergencia funcional (FDiv) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.	71
Figura 36. Dispersión funcional (FDis, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	72
Figura 37. Representación geométrica del índice dispersión funcional (FDis) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.	73
Figura 38. Distribución de las tallas de las especies dominantes en la laguna costera de Las Guásimas, Sonora. Se indican los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).	74

Figura 39. Regresión lineal de la temperatura superficial del mar (TSM) y concentración de clorofila <i>a</i> (Chl <i>a</i>) con la abundancia relativa de juveniles, adultos inmaduros y maduros de las 20 especies dominantes de la laguna costera Las Guásimas, Sonora en el periodo de estudio (2016-2017).....	75
Figura 40. Distribución de tallas para las especies <i>D. brevirostris</i> , <i>H. nitidus</i> , <i>E. dowii</i> , <i>E. gracilis</i> , <i>E. entomelas</i> , <i>E. crossotus</i> , <i>P. maculatofasciatus</i> y <i>C. mysticetus</i> en las estaciones del año en la laguna costera Las Guásimas, Sonora. Se indica los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).....	77
Figura 41. Porcentaje de juveniles, adultos (Adu) inmaduros y maduros de las especies <i>D. brevirostris</i> , <i>H. nitidus</i> , <i>E. dowii</i> , <i>E. gracilis</i> , <i>E. entomelas</i> , <i>E. crossotus</i> , <i>P. maculatofasciatus</i> y <i>C. mysticetus</i> en las estaciones del año en la laguna costera Las Guásimas, Sonora.	78
Figura 42. Distribución estacional en el interior de la laguna costera Las Guásimas y mar adyacente de las especies <i>D. brevirostris</i> , <i>H. nitidus</i> , <i>E. dowii</i> , <i>E. gracilis</i> , <i>E. entomelas</i> , <i>E. crossotus</i> , <i>P. maculatofasciatus</i> y <i>C. mysticetus</i>	78
Figura 43. Distribución de las tallas para las especies dominantes en la laguna costera Navachiste, Sinaloa. Se indica los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).	79
Figura 44. Regresión lineal de la temperatura superficial del mar (TSM) y concentración de clorofila <i>a</i> (Chl <i>a</i>) con la abundancia relativa de juveniles, adultos inmaduros y maduros de las 20 especies dominantes de la laguna costera Navachiste, Sinaloa en el periodo de estudio (2016-2017).....	80
Figura 45. Distribución de las tallas para las especies <i>D. brevirostris</i> , <i>H. nitidus</i> , <i>E. dowii</i> , <i>E. gracilis</i> , <i>E. entomelas</i> , <i>E. crossotus</i> , <i>U. halleri</i> y <i>O. libertate</i> en las estaciones del año en la laguna costera Navachiste, Sinaloa. Se indican los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).	82
Figura 46. Porcentaje de juveniles, adultos (Adu) inmaduros y maduros de las especies <i>D. brevirostris</i> , <i>H. nitidus</i> , <i>E. dowii</i> , <i>E. gracilis</i> , <i>E. entomelas</i> , <i>E. crossotus</i> , <i>U. halleri</i> y <i>O. libertate</i> en las estaciones del año en la laguna costera Navachiste, Sinaloa.....	83
Figura 47. Distribución estacional en el interior de la laguna costera Navachiste, Sinaloa y mar adyacente de las especies <i>D. brevirostris</i> , <i>H. nitidus</i> , <i>E. dowii</i> , <i>E. gracilis</i> , <i>E. entomelas</i> , <i>E. crossotus</i> , <i>U. halleri</i> y <i>O. libertate</i>	83
Figura 48. Diagrama general del ciclo de vida de los peces de las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa.	84

Lista de tablas

Tabla 1. Escala de madurez gonádica en peces propuesta por Nikolsky (1963).	18
Tabla 2. Rasgos funcionales de la comunidad de peces de las lagunas costeras.	30
Tabla 3. Listado sistemático de la comunidad de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa capturadas con A (Atarraya), C (Chinchorro), R (Red de arrastre) (siguiendo el criterio Nelson <i>et al.</i> , 2016).	37
Tabla 4. Clasificación del componente comunitario de las especies de la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).	46
Tabla 5. Clasificación del componente comunitario de las especies de la laguna costera Navachiste, Sinaloa (2016-2017).	47
Tabla 6. Resultado del análisis SIMPER de las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de la agrupación de la laguna costera Las Guásimas. Grupo A1 (invierno interior y exterior), A ² (otoño interior y exterior), A ³ (invierno y otoño interior), grupo A ⁴ (invierno y otoño exterior), grupo B (primavera interior y exterior).	50
Tabla 7. Resultado del análisis SIMPER de las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de la agrupación de la laguna costera Navachiste. Grupo a ¹ (primavera interior y exterior), grupo a ² (primavera interior e invierno exterior), grupo a ³ (primavera e invierno exterior), grupo b (invierno interior y otoño exterior), grupo c (verano interior y exterior), % (porcentaje de contribución).	51
Tabla 8. Valores estacionales de diversidad taxonómica de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017), Δ^* índice de distinción taxonómica; Δ^+ índice de distinción taxonómica promedio y Δ^+ variación de la distinción taxonómica.	55
Tabla 9. Grupos funcionales de peces en la laguna costera Las Guásimas, Sonora, se presenta el porcentaje de similitud del grupo (*), los rasgos funcionales (RA) que definen cada grupo y el porcentaje que contribuye a la similitud (%).	62
Tabla 10. Grupos funcionales de peces en la laguna costera Navachiste, Sinaloa, se presenta el porcentaje de similitud del grupo (*), los rasgos funcionales (RA) que definen cada grupo y el porcentaje que contribuye a la similitud (%).	64
Tabla 11. Valores del coeficiente de determinación R ² , prueba de correlación de Pearson y valor de probabilidad p entre las abundancias relativas de peces juveniles, adultos inmaduros, adultos maduros y las variables ambientales (TSM = temperatura de la superficie del mar °C; Chl <i>a</i> = clorofila <i>a</i> mg/m ³).	75
Tabla 12. Valores del coeficiente de determinación R ² , prueba de correlación de Pearson y valor de probabilidad p entre las abundancias relativas de peces juveniles, adultos inmaduros, adultos maduros y las variables ambientales (TSM = temperatura de la superficie del mar °C; Chl <i>a</i> = clorofila <i>a</i> mg/m ³).	81

Glosario

Dispersión funcional: distancia de cada rasgo funcional de las especies al centro del espacio funcional (Laliberté y Legendre, 2010).

Divergencia funcional: la distribución de las abundancias de los rasgos funcionales de las especies en el espacio funcional y su regularidad (Mason *et al.*, 2005).

Diversidad funcional: analizar los diversos roles o funciones de las especies que influyen con los procesos y funcionamiento del ecosistema. Mide el valor, rango, distribución y abundancia de los diversos rasgos funcionales de una comunidad que constituye un ecosistema (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015).

Diversidad taxonómica: mide el grado de relación taxonómica entre las especies de un ensamblaje, por medio de la distribución de las especies en la estructura taxonómica (Warwick y Clarke, 1995).

Equitatividad funcional: la uniformidad en la distribución y abundancia de los rasgos funcionales de las especies en el espacio funcional (Villéger *et al.*, 2008; Mouillot *et al.*, 2013).

Espacio funcional: espacio multidimensional en el que los ejes son el conjunto de rasgos funcionales, dentro del espacio las especies se ubican según sus rasgos funcionales (Mouillot *et al.*, 2013).

Rasgos funcionales: son aquellos rasgos biológicos que se pueda medir a nivel de especie, las características morfológicas, fisiológica y/o fenológica, que influyen en el rendimiento de los organismos (Casanoves *et al.*, 2011; Mouillot *et al.*, 2013).

Redundancia funcional: es la presencia de dos o más especies en un ecosistema que pueden desempeñar el mismo papeles o función (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015).

Resiliencia: es capacidad de un ecosistema para tolerar cambios o perturbaciones, restaurando sus funciones ecológicas, complejidad y procesos (Moomaw *et al.*, 2018).

Riqueza funcional: volumen que ocupan de los rasgos funcionales de las especies de una comunidad dentro del espacio funcional (Villéger *et al.*, 2008, 2010).

Perturbación: cualquier acontecimiento ya sea natural o antropogénico el cual provoque cambios espacio temporales en el ambiente (Mouillot *et al.*, 2013).

1. INTRODUCCIÓN

El Golfo de California (GC) forma parte de la región biogeográfica del Pacífico Oriental Tropical (POT) (Robertson y Allen, 2024), y se encuentra ubicado entre los estados de Sonora, Sinaloa y la península de Baja California, con una extensión de aproximadamente 1,100 km y una anchura que varía de 100 a 200 km (Lara-Lara *et al.*, 2008b). Es reconocido mundialmente como un ecosistema marino muy productivo que sostiene una gran diversidad marina (Álvarez-Romero *et al.*, 2013). Actualmente se tienen registradas 911 especies de peces, lo que corresponde al 67 % de las 1,358 especies conocidas en el POT (Hastings *et al.*, 2010; Robertson y Allen, 2024). El GC exhibe una clara zonificación biogeográfica que se divide en tres partes: región norte, que abarca desde el delta del río Colorado hasta las grandes islas, área que está expuesta a bajas temperaturas en invierno; la región central, con un límite al sur de Guaymas, Sonora y La Paz, Baja California Sur, se caracteriza por ambientes más tropicales, con cambios estacionales en temperatura paulatinos; y la región sur, que se extiende hasta Mazatlán, Sinaloa y Cabo San Lucas, Baja California Sur, comprendiendo la entrada del GC (Walker, 1960; Thomson *et al.*, 2000).

La alta riqueza de especies en el GC se ve favorecida por la temperatura del mar, que presenta una clara estacionalidad, con temperaturas mínimas en invierno (especialmente enero-febrero) y máximas en los meses de verano (agosto-septiembre) (Mardones *et al.*, 1999). En particular la costa oriental un factor importante es la batimetría, que permiten una mayor heterogeneidad de los hábitats para las comunidades (Thomson *et al.*, 2000; Brusca *et al.*, 2005), donde se presentan distintos tipos de sedimento, extensas costas de playa arenosa y rocosa, con ecosistemas semi-cerrados que brindan protección y refugio, como lagunas costeras y esteros con extensas coberturas de manglares (Walker, 1960; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Las lagunas costeras son definidas como un cuerpo de agua semi-cerrado, situado por debajo del nivel de la pleamar, con el eje principal generalmente paralelo a la línea de costa y separado del mar por algún tipo de barrera, presentando comunicación permanente o efímera con el mar (Lankford, 1977; Kjerfve, 1994). Son ecosistemas transicionales entre la tierra y el mar, susceptibles a oscilaciones ambientales de diferente escala temporal (días, estaciones, años) (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2003, 2020), además de encontrarse bajo estrés por las actividades humanas, generando impactos que

alteran los ecosistemas, tales como: pesca local y regional, turismo, desarrollo urbano, agricultura y acuicultura (Sandoval-Huerta *et al.*, 2014).

Dentro del GC existen contrastes entre las lagunas costeras de las regiones (Lara-Lara *et al.*, 2008b). En particular las de la región sur de la costa oriental del GC, se ubican en una región árida o semiárida subtropical, con escasa o baja precipitación pluvial y escurrimientos desde el continente hacia los cuerpos costeros (Thomson *et al.*, 2000; Lara-Lara *et al.*, 2008a), por ello, las lagunas presentan condiciones de salinidad similar o mayor a la del mar adyacente (Padilla-Serrato, 2016). Asimismo, los sistemas estuarino-lagunares tropicales y subtropicales se caracterizan por tener una alta diversidad de especies, y la diversidad disminuye en zonas templadas (Tolimieri y Anderson, 2010; Gillanders *et al.*, 2022).

Las comunidades de peces son las más representativas en las lagunas costeras por su riqueza y abundancia (Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Las variaciones temporales de las estructuras comunitarias y sus interacciones a lo largo del año están determinadas por los cambios estacionales de los parámetros ambientales (Lanzoni *et al.*, 2021), así mismo, los cambios en distribución espacial, abundancia y diversidad, están relacionado con sus microhábitats (Habit *et al.*, 2003; Casatti, 2005). La ictiofauna tiene la capacidad de adaptarse de manera efectiva para habitar estos ecosistemas tan dinámicos, ya sea de modo estacional, ocasional o permanente, donde las especies buscan principalmente protección y alimento (Castro-Aguirre *et al.*, 1994, 1999). Los patrones de distribución y abundancia de la estructura de la comunidad pueden evaluarse y ser predecibles (Adao *et al.*, 2022).

La ictiofauna cumple la función clave de regulación de las redes alimenticias y flujo de energía de un ecosistema a otro, siendo consumidores o presas, las relaciones tróficas son cambiantes según la etapa de vida de la especie, es decir, la alimentación de larvas es distinta al de su forma adulta (Holmlund y Hammer, 1999; Muro-Torres *et al.*, 2019). Los patrones de movimiento se relacionan con el transporte y distribución de energía estableciendo la conectividad entre los sistemas lagunares y el mar adyacente, así, varias especies se pueden alimentar en diferentes hábitats entre ecosistemas; en otras palabras, un pez se puede alimentar en lagunas costeras depredando invertebrados y en el mar adyacente de peces pequeños (Albaret, 2017; Ferreira *et al.*, 2017; Muro-Torres *et al.*, 2019). Los peces influyen la estabilidad, resiliencia y la dinámica de los

ecosistemas, por lo que son una herramienta útil (indicador) para la evaluación del ecosistema, dado que su desaparición podría cambiar el estado de salud (Holmlund y Hammer, 1999; González-Sansón *et al.*, 2022).

En las etapas de desarrollo de la vida, los peces tienen requisitos ambientales y de hábitat particulares (Barbeaux y Hollowed, 2018; González-Sansón *et al.*, 2018). Las lagunas costeras son áreas de suma importancia para las especies de peces que las utilizan de forma permanente o temporal en alguna fase de su ciclo de vida (Díaz-Ruiz *et al.*, 2018). Dada la complejidad ambiental, la baja incidencia de depredadores y el suministro continuo de nutrientes en dichas lagunas, estas proporcionan condiciones idóneas a las comunidades de peces que las habitan (Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Su variación ambiental estacional sirve como filtro ecológico que define las condiciones favorables para la etapa del ciclo de vida en la que se encuentra el organismo, influyendo en el crecimiento y la supervivencia (Nagelkerken, 2009; Barbeaux y Hollowed, 2018).

A nivel mundial, se ha planteado que la ictiofauna utiliza ecológicamente a las lagunas costeras como áreas de reproducción, alimentación y protección para las primeras etapas del ciclo de vida (Blaber y Blaber, 1980; Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997; Padilla-Serrato *et al.*, 2017). La función ecológica de las lagunas costeras en las comunidades de peces varía a lo largo del tiempo debido a sus características y cambios ambientales, influyendo en su composición y requerimientos bioecológicos asociados a la reproducción, alimentación y crianza (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; González-Sansón *et al.*, 2018; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019; Whitfield *et al.*, 2022). Algunos estudios recientes indican que, debido a las características propias de cada laguna costera, el funcionamiento ecológico debe ser analizado de manera particular. Esto para identificar la dependencia y el movimiento de las especies de peces entre la laguna costera y el mar adyacente (Aguilar *et al.*, 2014; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018a, 2019).

Debido a que las lagunas costeras tienen un papel clave en las funciones ecológicas para las comunidades de peces y como sistemas centinela ante cambios ambientales extremos, es necesario su correcta evaluación y conservación (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Entre los indicadores más utilizados de la condición ecológica de un ecosistema se encuentra el estudio de las comunidades de peces y su diversidad (González-Sansón *et al.*, 2022). Considerando que, en un ecosistema con mayor disponibilidad de recursos y microhábitats, se incrementará la diversidad

al coexistir diferentes especies, esto propicia una mayor variedad de respuestas biológicas ante perturbaciones, y también favorece la estabilidad y resiliencia de la comunidad (Ramos-Miranda *et al.*, 2005a; Barjau-González *et al.*, 2016).

Desde el punto de vista ecológico, el estudio de la comunidad de peces tiene como objetivo conocer la composición, abundancia, diversidad espacio temporal y los factores que afecten su distribución. Para su evaluación efectiva se requiere analizar la diversidad en distintos enfoques y para medirlos se han desarrollado diferentes índices que simplifican la información biológica y describen la diversidad (González-Sansón *et al.*, 2022). Esto permite comparar entre el mismo o distintos ecosistemas, para estimar cambios estructurales de una comunidad de peces y así poder indicar el estado del o los ecosistemas (Padilla-Serrato, 2016).

Con esta idea, se analizan cuatro enfoques ecológicos con el fin de evaluar y describir la ictiofauna: 1) el enfoque descriptivo, que identifica las especies, diversidad, equidad, dominancia y su variación (Magurran, 2004); 2) el enfoque taxonómico, dónde se analizan la diversidad Alfa, Beta y Gamma, además de las relaciones taxonómicas entre las especies del ensamblaje que pertenecen (Warwick y Clarke, 1995); 3) el enfoque funcional, que es la interacción y dinámica entre las especies, comprendiendo así las funciones que desempeñan y el uso de hábitat a nivel de ecosistema (Magurran, 2004); y 4) el enfoque de uso ecológico, analiza los aspectos de madurez sexual de las especies de peces y la distribución de sus fases sexuales, esto con el fin de conocer las áreas de crianza y reproducción (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997).

En la región sur de la costa oriental del GC se ubican las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora, y Navachiste, Sinaloa que difieren en sus dimensiones y características ambientales. En el presente trabajo se integra la caracterización de la comunidad de peces y su dinámica en ambas lagunas costeras, con el fin de describir la diversidad por medio de diferentes enfoques. Así mismo el comparativo que permite conocer dónde están las semejanzas y las diferencias de la diversidad obtenida entre lagunas costeras. Con lo que se proporcionar información útil para los gestores de las lagunas costeras y su conservación.

2. ANTECEDENTES

Las lagunas costeras son cuerpos de agua costeros semi-cerrados de poca profundidad, están influenciados por el mar adyacente, pese a que los separa algún tipo de barrera arenosa o rocosa que es menos frecuente, presentan conectividad por medio de una o más bocas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Son ecosistemas en los que la salinidad puede ser desde salobre a hipersalina debido al ingreso limitado de agua dulce (precipitaciones, tormenta, etc.) y a la alta evaporación (Schubert y Telesh, 2017). Y es característico la alta productividad y constante cambio en relación a los componentes físicos, químicos y biológicos (Cabrera-Páez *et al.*, 2021). A nivel mundial se han efectuados diversos estudios en lagunas costeras con el objetivo de conocer la estructura comunitaria de los peces; aportando información sobre la importancia biológica y ecológica de las lagunas costeras, que presentan diferentes ensamblajes en espacio-tiempo y juegan un papel importante en el ciclo de vida de las especies importantes economía y ecológicamente (Bruno *et al.*, 2013; Aguilar *et al.*, 2014; Cabrera-Páez *et al.*, 2021; Adao *et al.*, 2022).

La ictiofauna es el componente dominante en las lagunas costeras, donde es característico la presencia de pocas especies, denominadas especies comunes, las cuáles son más abundantes y presentan una ligera fluctuación espacial y temporal (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Aguirre-León *et al.*, 2020); en cambio, las especies raras, son menos abundantes y presentan una mayor variación dentro de la laguna, por su ciclo de vida (Ordóñez-López *et al.*, 2005). La comunidad interactúa constantemente con el mar adyacente por medio de la boca de la laguna, por lo que la alta diversidad y abundancia depende principalmente de la composición de las especies marinas circundantes y como colonizan estos ambientes (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985; Riera *et al.*, 2018). Esta conectividad permite la movilidad de especies e identificar aquellas que tienen la capacidad de interactuar entre diferentes comunidades, distinguiendo así la interacción con las áreas adyacentes (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019; Camara *et al.*, 2023).

La composición de peces en la laguna está influenciada por la ubicación geográfica de la laguna costera, sus características geomorfológicas e hidrográficas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). La comunidad que ahí habita ha desarrollado estrategias de vida vinculadas a la variabilidad ambiental en diversas escalas espaciales y temporales, presentando cambios en la distribución y la abundancia, asociadas a procesos ambientales (Ramos-Miranda *et al.*, 2005a; Arceo-Carranza

et al., 2021). La oscilación de la temperatura del mar caracteriza las estaciones del año, por lo que es el principal factor que determina el comportamiento estacional de la comunidad de peces en el ecosistema (Castillo-Rivera *et al.*, 2011; Aguirre-León *et al.*, 2020). La estructura comunitaria estacional presenta cambios, debido al movimiento de las especies de peces entre la laguna costeras y mar adyacente buscando condiciones favorables, dando como resultado que la diversidad presente una disminución en invierno y un incremento en verano (Castillo-Rosas *et al.*, 2020).

Las lagunas costeras pueden estar conformadas por diferentes microhábitats que presentan diferencias físicas y biológicas, las cuales pueden proporcionar áreas de concentración de comida y otra barrera contra depredadores (Castillo-Rivera *et al.*, 2011; Guevara-Aguirre y Gallo-Reynoso, 2016). Los microhábitats son importantes al influir en la riqueza de las especies, la abundancia y la distribución, así mismo, afectan los procesos de reclutamiento y sobrevivencia de las especies (Tolimieri, 1995; Pérez-Hernández y Torres-Orozco, 2000). Además, la ictiofauna exhibe variaciones espaciales dentro de los microhábitats (manglares, medios arrecifales) y variaciones temporales relacionados con su desarrollo y la estacionalidad, por esta sensibilidad con las variaciones son también considerados un bio-indicador del ecosistema (Ferreira *et al.*, 2017; Camara *et al.*, 2023).

Actualmente, los estudios e inventarios de la ictiofauna han sido bien documentados para los sistemas estuarios-lagunares del Pacífico oriental y GC, con el fin de conocer la composición, abundancia y su variación estacional (Rodríguez-Romero *et al.*, 2008; Barjau-González *et al.*, 2012; González-Acosta *et al.*, 2018). Se conoce que existe una relación entre los componentes y las especies dominantes de la comunidad de peces en diferentes lagunas costeras que presenten cercanía, pero mostrando cambios en el orden de dominancia de las especies en cada estructura comunitaria (Díaz-Ruiz *et al.*, 2006; Sandoval-Huerta *et al.*, 2014). La variación espacio temporal de la ictiofauna en las lagunas se le atribuye a la variación estacional de las variables ambientales, al conjunto de variables biológicas (crianza y reproducción) y la variedad de microhábitats (Rodríguez-Romero *et al.*, 2012; González-Sansón *et al.*, 2016; Lanzoni *et al.*, 2021).

En las lagunas costeras de la costa oriental del GC, se han descrito aspectos de diversidad basados en la riqueza de las especies y la abundancia, tales como el índice de diversidad de Shannon y

Equidad de Pielou, en la laguna Topolobampo y Santa María (Balart *et al.*, 1992), en la laguna La Cruz (Grijalva-Chon *et al.*, 1996), en la laguna costera El Sargento (Castro-Longoria *et al.*, 2002), en el sistema lagunar Santa María la Reforma (Amezcuca *et al.*, 2006), en el estero Morua y La Salina (Iris-Maldonado, 2011), en la laguna costera Las Guásimas (Padilla-Serrato *et al.*, 2016) y en el estero El Soldado (Salas-Mejía, 2020), mostrando la alta diversidad de especies con variabilidad estacional, siendo más alta en primavera y verano. Los estudios anteriormente mencionados son análisis ecológicos fundamentales, siendo los más utilizados al ser fáciles de estimar (Araújo *et al.*, 2018). No obstante, no representan bien la estructura taxonómica dado que no explica el grado de parentesco, al suponer que las especies en una comunidad tienen la misma importancia independiente del grado de relación evolutiva (Magurran, 2004; Azevedo *et al.*, 2017), y no explica las funciones que desempeñan los peces en el ecosistema (Magurran, 2004; Camara *et al.*, 2023). Debido a estas limitaciones, se desarrollaron herramientas más eficaces para evaluar la diversidad de las comunidades filogenéticamente mediante la diversidad taxonómica y evaluar el papel que desempeña mediante la diversidad funcional.

La diversidad taxonómica, mide el grado de relación taxonómica en el que especies de un ensamblaje están relacionados entre sí (Warwick y Clarke, 1995; Jiang *et al.*, 2020), basándose en la información del árbol taxonómico e incorporando la abundancia y/o la presencia de las especies (Warwick y Clarke, 1995; Clarke y Warwick, 1999, 2001a). Así, una comunidad que está compuesta por especies cuyas relaciones filogenéticas sean más lejanas, es decir, que las especies pertenezcan a diferentes taxones superiores (género, familia, orden), es considerada más diversa, que si sus especies sean más cercanas (Clarke y Warwick, 1998; Pérez-Hernández, 2019; Jiang *et al.*, 2020). Por lo tanto, una alta diversidad taxonómica es el reflejo de una comunidad saludable y estable en un ecosistema con buenas condiciones (Barjau-González *et al.*, 2014; Pérez-Castillo *et al.*, 2018; López-Herrera *et al.*, 2021), lo que permite identificar cuál ensamblaje es resiliente a cambios y cual no (Juaristi-Videgaray *et al.*, 2014).

De igual manera, para comprender la adaptación de la especie al ambiente y el papel que desempeña en el ecosistema, se consideran los atributos ecológicos y características morfológicas para la diversidad funcional (Magurran, 2004; Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022), que permite caracterizar las comunidades en grupos funcionales con equivalencia ecológica, agrupando por la similitud de rasgos funcionales en el nicho ecológico sin considerar la filogenia de las especies

(Hooper *et al.*, 2005; Palacios-Salgado, 2011). El enfoque funcional, está representado por la formación de varios grupos, al tener muchas especies dentro del grupo funcional (dominantes y subordinadas) se incrementa la redundancia funcional y favorece la resiliencia del ecosistema (Hooper *et al.*, 2005; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). Esto permite que sea más probable que al menos una especie sobreviva ante las perturbaciones, lo cual es esencial para el funcionamiento del ecosistema; en cambio, sin redundancia, con la pérdida de una especie se pierde el grupo funcional (Hooper *et al.*, 2005; Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022). Adicionalmente, se proponen los índices de la diversidad funcional que evalúan la distribución y abundancia de las especies por medio de los rasgos en un espacio funcional multidimensional (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). De acuerdo con Mason *et al.* (2005) y Casanoves *et al.* (2011) los cuatro índices principales que permiten explicar y caracterizar la diversidad funcional de la comunidad son la riqueza (espacio funcional ocupado), la equitatividad (uniformidad en el espacio), la divergencia (distribución de las abundancias en el espacio) y la dispersión funcional (distancia en el espacio). Se ha propuesto que el uso de los índices es una aproximación más robusta para describir la diversidad funcional y sus variaciones (Mouillot *et al.*, 2013).

La ictiofauna cumple con un importante papel ecológico en lagunas costeras, mediante la transferencia de energía en toda la cadena trófica (Ferreira *et al.*, 2017; Muro-Torres *et al.*, 2019), por ello las comunidades presentan similitud funcional, a pesar de ser de diferentes sistemas estuarinos-lagunares (Elliott y Dewailly, 1995; Palacios-Salgado, 2011). Así, un ecosistema puede presentar cambios en la riqueza de especies, sin presentarse diferencia en la diversidad taxonómica ni funcional (Reyes-Bonilla y Álvarez-Filip, 2008; Palacios-Salgado, 2011), por ello, son estudios claves para comprender el funcionamiento del ecosistema y llevar a cabo una mejor gestión (Herrera-Valdivia *et al.*, 2016; Muro-Torres *et al.*, 2019). Los estudios de diversidad de la ictiofauna en lagunas costeras del GC que incluyen la diversidad taxonómica y funcional fueron efectuados por López-Rasgado *et al.* (2012), Juaristi-Videgaray *et al.* (2014), Barjau-González *et al.* (2016, 2018), Pérez-Castillo *et al.* (2018), Hernández-Villasana *et al.* (2020) y Payán-Alcacio *et al.* (2020), mismo que describen de manera más completa la comunidad de peces y la estabilidad de los ecosistemas.

Desde el punto de vista de uso ecológico, los sistemas lagunares son conocidos desde hace años como importantes hábitats para los organismos, como áreas de reproducción, alimentación,

refugio y crianza (Blaber y Blaber, 1980; Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988), principalmente influenciado por los procesos bióticos, como la baja competencia y depredación (Arceo-Carranza *et al.*, 2010; Castillo-Rivera *et al.*, 2011). La composición de la comunidad de peces está constituida principalmente por individuos juveniles, por lo que el uso ecológico más importante es de crianza para diferentes especies de peces (Sandoval-Huerta *et al.*, 2014), debido a que les provee protección de depredadores y disponibilidad de alimento permitiéndole tener un mayor reclutamiento (Mace *et al.*, 2018; Cabrera-Páez *et al.*, 2020). Considerando como área de crianza esencial, al contribuir a los ecosistemas adyacentes con una gran proporción de individuos de la especie, que crecen y sobreviven para ser reclutados a las poblaciones de adultos (Beck *et al.*, 2001; Dahlgren *et al.*, 2006).

En cambio, los peces adultos utilizan las lagunas costeras como áreas de alimentación y reproducción, donde el desove generalmente tiene lugar en áreas cercanas adyacentes (Nagelkerken, 2009; Ramos *et al.*, 2016). El ciclo reproductivo de las especies de peces se sincroniza con las señales ambientales para maximizar la reproducción (González-Acosta *et al.*, 2005), y para el aumento de la supervivencia de las especies, una táctica común en las especies tropicales y subtropicales es el desove múltiple (Nikolsky, 1963; Spíndola Linhares *et al.*, 2014; Erisman *et al.*, 2017). Y sólo algunas especies completan todos los procesos biológicos de su ciclo de vida dentro de la laguna costera (Blaber y Blaber, 1980; Whitfield, 1999; Whitfield *et al.*, 2022). Las poblaciones de peces buscan lugares con óptimas condiciones ambientales y que proporcionen áreas para el crecimiento y defensa, es decir, para tener la mayor sobrevivencia; por lo que las especies persisten en desovar o reproducirse en ciertas zonas (Peguero-Icaza *et al.*, 2008; Erisman *et al.*, 2017).

Estudios sobre la estructura de la comunidad y los estadios de vida en lagunas costeras de regiones templadas, tropicales y subtropicales como Bruno *et al.* (2013), Ramos *et al.* (2016), Lanzoni *et al.* (2021) y Whitfield *et al.* (2022), coinciden en que la ictiofauna está conformada principalmente por juveniles, que aprovechan las características del ecosistema para el crecimiento y sobrevivencia, por lo que la función ecológica más importante es de área de crianza y alimentación, en cambio, los adultos ingresan para alimentarse y usan principalmente áreas adyacentes como zonas de reproducción. En México se ha realizado estudiado en las lagunas de Yalahau en Quintana Roo (Ordóñez-López *et al.*, 2005), Rancho Bueno y El Conchalito en Baja

California Sur (González-Acosta *et al.*, 2005; Rodríguez-Romero *et al.*, 2011), Barra de Navidad, en Jalisco (González-Sansón *et al.*, 2014, 2016; Cabrera-Páez *et al.*, 2018, 2020), Las Guásimas, Sonora (Padilla-Serrato, 2016) y Navachiste, Sinaloa (Moreno-Pérez, 2019; Moreno-Pérez *et al.*, 2024), destacando que las condiciones bioecológicas, fisicoquímicas y de productividad son óptimas para ser utilizado como área de alimentación y crianza, para posteriormente ser reclutados a la población de adultos; las especies de peces con afinidad templada y tropical pueden utilizarse como área de reproducción (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011). Resaltando que las variaciones estacionales de los sistemas lagunares se relacionan con el ciclo de vida de las especies (Bruno *et al.*, 2013; Moreno-Pérez *et al.*, 2024) y la variedad de hábitats permite una alta diversidad, siendo los manglares los hábitats más importantes ya que proveen protección y suficiente alimento que les permite minimizar la competencia (González-Acosta *et al.*, 2005; Ordóñez-López *et al.*, 2005; González-Sansón *et al.*, 2014).

Los patrones de distribución y abundancia de las especies de peces se relacionan con las características geomorfológicas de la laguna costera, de la variación latitudinal y estacional (Riera *et al.*, 2018; Pereira-Cattani *et al.*, 2019). Por ello se ha vuelto indispensable el conocimiento de cada laguna costera respecto a cómo influyen en el ciclo de vida de los peces que la habitan, dado que se denota que presentan variaciones entre composición y uso ecológico. Además, al incluir los análisis de diversidad taxonómica y funcional, se evalúa la condición del ecosistema, como un indicador de la estabilidad y resiliencia (González-Acosta *et al.*, 2005; Biswas y Mallik *et al.*, 2011; Camara *et al.*, 2023). En las últimas décadas las actividades humanas (pesca, acuicultura, turismo) han afectado a las lagunas costeras causando pérdida de hábitat, así como disminución de la diversidad y abundancia de especies (Mouillot *et al.*, 2007). En este contexto, esta tesis se dirigió a evaluar y caracterizar la comunidad de peces en estos ecosistemas, utilizando diferentes enfoques (descriptivo, taxonómico, funcional y uso ecológico), con el fin de analizar el comportamiento e interacciones de la comunidad de ictiofauna en el ecosistema. Debido a su papel funcional en el mantenimiento de las poblaciones de peces, es esencial generar conocimiento que proporcione apoyo para el manejo ecológico y conservación de las lagunas costeras.

3. JUSTIFICACIÓN

Las lagunas costeras son hábitats esenciales para una gran cantidad de organismos que la utilizan como área de reproducción, crianza y alimentación (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Aguirre-León *et al.*, 2020), que se caracterizan por su alta diversidad y donde los más representativos son los peces (Arceo-Carranza *et al.*, 2010) que juegan un importante papel ecológico en la dinámica del ecosistema por ser funcionales en todos los niveles tróficos (Palacios-Salgado, 2011). La comunidad de peces por su sensibilidad a una amplia gama de cambios ambiental y sus funciones ecosistémicas, son considerados como un indicador del ecosistema (Ferreira *et al.*, 2017; Teichert *et al.*, 2018). Y ante el cambio climático, resulta de interés evaluar las comunidades de peces considerando cambios en su estructura y comportamiento.

Las lagunas costeras de Las Guásimas y Navachiste en la región sur de la costa oriental del GC son catalogadas como sitios RAMSAR, donde su enfoque es de mantener los componentes, procesos y servicios de los humedales de importancia, conservando de la diversidad para el sustento del ser humano, por ello, es de vital importancia contribuir y generar la información de los ecosistemas. Igualmente, estos ecosistemas son utilizados de diferentes maneras y en distintas etapas del ciclo de vida de las especies importantes económica y ecológicamente (Cabrera-Páez *et al.*, 2021), aun así, hace falta el conocimiento de cómo son utilizadas estas lagunas, que especies la utilizan y cuáles son sus funciones.

En este contexto, el presente estudio pretende conocer la comunidad de peces en dos lagunas costeras de la costa oriental del GC, integrando: la diversidad tradicional, taxonómica y funcional, para caracterizar el funcionamiento y variación de la comunidad de peces en estos hábitats; además de conocer y comprender de qué forma usan ecológicamente las lagunas costeras, cuáles especies las habitan y si existe diferencias entre el uso que le dan a las lagunas. Con la finalidad de comprender y ampliar el conocimiento ecológico de estos ecosistemas, con lo generado se resalta así que son ecosistemas clave y se puede impartir su importancia, asimismo sirve como criterios para desarrollar medidas específicas para la conservación y manejo ecológico.

4. HIPÓTESIS

La estructura y desarrollo de comunidades ícticas en las lagunas costeras están vinculadas a aspectos ambientales del sistema, que, a su vez, dependen de la ubicación geográfica y la variabilidad estacional. Por lo tanto, las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa al ser subtropicales con relativa proximidad, presentarán composición de especies, estructura y usos ecológicos similares. No obstante, existirán componentes específicos con mayor asociación a las condiciones locales de cada sistema.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Caracterizar y analizar la dinámica de la comunidad de peces de las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa del Golfo de California.

5.2 Objetivos particulares

1. Determinar el elenco sistemático de la ictiofauna en las lagunas Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa.
2. Evaluar la riqueza específica, diversidad (H' y α -Fisher), equidad de la comunidad de peces y su variación estacional en las dos lagunas.
3. Determinar la variación de la diversidad alfa (α), alfa promedio ($\bar{\alpha}$), beta (β) y gamma (γ) de peces en las dos lagunas.
4. Identificar la diversidad taxonómica de la comunidad de peces de cada laguna, utilizando el índice de distinción taxonómica (Δ^*), el índice de distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) y variación de la distinción taxonómica promedio ($\Lambda+$)
5. Identificar los grupos funcionales por medio de los rasgos funcionales y analizar índices de diversidad funcional (riqueza, equidad, divergencia y dispersión funcional) de los peces registrados en las dos lagunas costeras
6. Identificar el uso ecológico de cada laguna costera con base en las especies de peces registradas.
7. Analizar la distribución de especies en ambas lagunas costeras e identificar posibles áreas de crianza esencial y/o reproducción.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

6.1.1 Laguna costera Las Guásimas

La laguna se localiza al sur de Guaymas, Sonora, México (Fig. 1), entre las coordenadas geográficas 27° 49' y 27° 55' N y los 110° 29' y 110° 40' O. Presenta una superficie de 37 km² con una profundidad promedio de 0.7 m, tiene una comunicación permanente con el GC por medio de una boca de 2 km de ancho (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2003), presenta un clima seco semidesértico con temperaturas del agua mínimas de 14-18 °C y máximos de 30-33 °C, con valores de salinidad entre 35 a 42 ups y un recambio de agua menor a 3 días (Padilla-Arredondo *et al.*, 2002; Álvarez-Tello *et al.*, 2015; Padilla-Serrato *et al.*, 2016, 2017). Sin aporte constante de agua dulce, principalmente escurrimientos durante la escasa precipitación anual de 150 ± 117 mm, con elevaba evaporación anual de 1,127 ± 325 mm (Ontiveros-Granillo, 2011; CONAGUA, 2020). Se efectúan actividades pesqueras y agrícolas (18,500 ha) por la Etnia Yaqui y se desarrolló una granja de camarones (348 ha) de las cuales recibe escorrentías (Ramsar, 2008; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2020; Torre-Valdez *et al.*, 2020). Está compuesta por sedimentos de tipo arena-limosos y limosos, dominando principalmente por áreas de arena (Villalba-Atondo *et al.*, 1989). Con una escasa cobertura de mangle de 5.4 km², la especie dominante es el mangle negro (*Avicennia germinans*), pero también están presentes el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), y mangle rojo (*Rhizophora mangle*) (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Chávez-López y Álvarez-Arellano, 2006; CONABIO, 2009a). Además, esta laguna fue designada como un sitio RAMSAR desde 2008 (Ramsar, 2008).

6.1.2 Laguna costera Navachiste

Se localiza en el norte del estado de Sinaloa, México (Fig. 1), entre las coordenadas 25° 30' y 25° 60' N y 108° 45' y 109° 05' O. Es considerada como el sistema costero más importantes de Sinaloa por su extensión, con una superficie de 195 km² y una profundidad desde 0.5 a 5 m (Zavala-Norzagaray, 2006; Jiménez-Estrada, 2013). El clima de la región es muy cálido y seco, con variaciones de temperatura del agua en períodos fríos de 19 a 22 °C y períodos cálidos de 31 a 32 °C, el valor de salinidad oscila entre 33 a 40 ups y tiene un recambio de agua de 16 días (Escobedo-Urías *et al.*, 2007; Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2016; Amezcua *et al.*, 2019). Con escasa precipitación

anual de 400 ± 150 mm y alta evaporación anual $1,883 \pm 419$ mm (De Silva-Dávila *et al.*, 2006; CONAGUA, 2020). La laguna sostiene una variedad de pesquerías artesanales, se desarrollaron 25 granjas de camarones (6,621 ha) y agricultura intensiva (105,000 ha) de las cuales recibe escorrentías, con las mayores descargas en otoño-invierno que coinciden con los riegos de cultivo (Páez-Osuna y Osuna-Martínez, 2015; Sánchez-Lindoro *et al.*, 2017). El tipo de sedimento es de arena fina a muy fina, el fondo fangoso en las áreas centrales y arenoso hacia las zonas que comunica con el mar adyacente (Vicencio, 1979). La laguna tiene 113.2 km² de manglares, la especie dominante es el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), seguido del mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*) (CONABIO, 2009b; Carrasquilla-Henao *et al.*, 2013). Cuenta con 23 islas e islotes con sustrato fangoso y rocosos, forman parte del Área Natural Protegida Islas del Golfo de California decretada el 2 de agosto de 1978 como Área de protección de Flora y Fauna (CONANP, 2010; Arzola-González *et al.*, 2013) y desde 2008 establecida como sitio RAMSAR (Ramsar, 2008).

6.2 Muestreos

6.2.1 Laguna costera Las Guásimas

La recolección de peces se realizó en tres muestreos estacionales: otoño (noviembre 2016), primavera (marzo 2016) e invierno (febrero 2017); en la estación de verano no fue posible muestrear debido a la temporada de veda del camarón y posterior inicio de pesca del crustáceo vigente en esas fechas, periodo en el que los pescadores no están disponibles para apoyar en el muestreo. Para la extracción de los organismos se utilizaron tres artes de pesca: red de enmalle (chinchorro de línea) de superficie de 600 m de longitud, con una altura de 6.1 m y luz de malla de 8.2 cm, con duración de 40 minutos; atarraya con diámetro de 3 m y luz de malla de 1.61 cm; y red de arrastre con una longitud de relinga superior de 15 m y luz de malla de 5.71 cm, con duración de 20 minutos a una velocidad de 1.02 metros/segundo.

6.2.2 Laguna costera Navachiste

La colecta de peces se realizó durante cuatro campañas: primavera (marzo 2016), otoño (diciembre 2016), invierno (febrero 2017) y verano (septiembre 2017). De igual manera para la extracción fueron utilizadas tres artes de pesca: red de enmalle (chinchorro de línea) de superficie

con longitud de 600 m, altura de 3.6 m y luz de malla de 8.9 cm, con duración de 30 minutos; atarraya con un diámetro de 3 m y luz de malla de 1.2 cm; y red de arrastre con una longitud de relinga de 20 m y luz de malla de 3.8 cm, con duración de 45 minutos a una velocidad de 1.02 metros/segundo.

La unidad de medida para la estandarización del esfuerzo fue la red de enmalle (2160 m² y 30 min de lance) para permitir comparaciones entre muestreos. La captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) se calculó a partir de los datos de abundancia de las especies de peces *i* observadas en el arte de pesca *j* se divide por el esfuerzo de red de enmalle (2160 m² y 30 min) siguiendo el método de Sparre y Venema (1997) y Gibson-Reinemer *et al.* (2017). Los datos de abundancia estandarizados (CPUE) de las especies de peces *i* se agruparon según la estación del año y zonas (laguna costera – mar adyacente).

El uso de tres artes de pesca permite la mayor extracción de organismos y especies, representando mejor la comunidad íctica en las lagunas costeras. Los muestreos estacionales se realizaron en campañas de 24 horas cada una. Se efectuaron a bordo de embarcaciones menores de 9 m de eslora y 2 m de manga con motor fuera de borda de 110 hp. Para comparar y evaluar el movimiento espacio-temporal de las especies, se buscó realizar las capturas fueron tanto en la parte interna de las lagunas costeras (zona interior) como en el mar adyacente (zona exterior). En Las Guásimas fueron un total de 67 estaciones de muestreo, 57 estaban situadas en el interior de la laguna y 10 en el mar adyacente. En Navachiste fueron realizadas 64 estaciones de muestreo, 44 situadas en el interior de la laguna y 20 en el mar adyacente (Fig. 1).

Los organismos recolectados en los muestreos en ambas lagunas costeras fueron procesados e identificados mediante las claves y descripción de Jordan y Evermann (1896-1900), Meek y Hildebrand (1923-1928), Miller y Lea (1976), Eschmeyer *et al.* (1983), Fischer *et al.* (1995), Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez (1996), Castro-Aguirre *et al.* (1999), Nelson *et al.* (2016), Froese y Pauly (2024) y Robertson y Allen (2024). El muestreo biológico para cada espécimen consistió en la medición de longitud total (LT) y longitud patrón (LP) en milímetros, además se determinó el sexo y madurez sexual siguiendo la escala morfocromática propuesta por Nikolsky (1963) (Tabla 1).

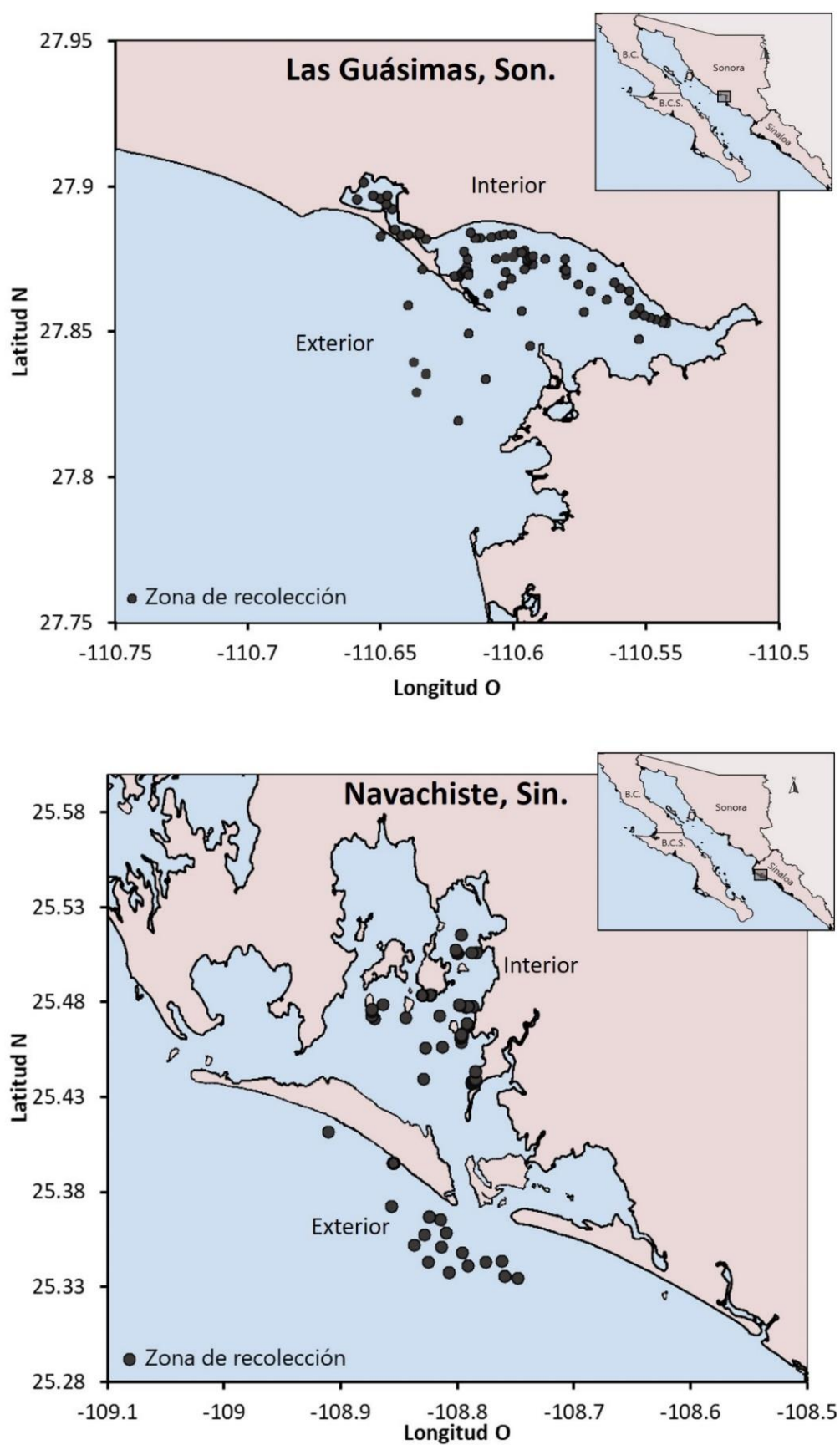


Figura 1. Áreas de estudio y ubicación de las zonas de recolección de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa, México.

Tabla 1. Escala de madurez gonádica en peces propuesta por Nikolsky (1963).

Estadio	Estado	Características morfológicas
I	Inmaduro (indiferenciada)	Las gónadas inmaduras flácidas que ocupan 1/4 de la cavidad abdominal. Hembras y machos son transparentes.
II	Pre-maduros (desarrollo)	Gónadas inmaduras en desarrollo, flácidos ocupando casi la mitad de la cavidad abdominal y la irrigación sanguínea no es visible. Hembras de color rosado y machos trasparente blanquecino.
III	En maduración	Gónadas en maduración, textura firme ocupan 3/4 de la cavidad abdominal e irrigación sanguínea visible. Machos de color blanquecino opaco, hembras rosado a amarillo, aspecto granular y ovocitos visibles a simple vista.
IV	Maduros	Gónadas maduras, son voluminosas y dura ocupan más de 3/4 la cavidad abdominal e irrigación sanguínea muy visible, abundante y ramificada. Las hembras de color amarillento-rojizo, muy irrigadas, granular y ovocitos hidratados visibles. Los machos de textura densa blanco-cremoso.
V	Desovados	Gónadas desovadas, se encuentran flácidas, distendidas y contraídas a menos de la mitad de la cavidad abdominal. Hembras de color rojizo y machos blanco opaco.

6.3 Variables ambientales

Para analizar el comportamiento ambiental de ambas lagunas costeras durante el periodo de estudio (2016-2017) y su potencial relación con la variabilidad ambiental (2006-2021), se determinó la climatología de la temperatura superficial del mar (TSM), ciclo anual de la clorofila a (Chl a) y sus anomalías. Para ello, se obtuvieron imágenes de satélite mensuales compuestas con una resolución de 1 kilómetro para el periodo 2006-2021 de TSM de los sensores MODIS Terra, MODIS Aqua y VIIRS, para Chl a desde los sensores SeaWiFS, MODIS Terra, MODIS Aqua, MERIS, VIIRS y OLCI, todos ellos disponibles en <https://www.wimsoft.com/CAL/> (imágenes accedidas y obtenidas en enero de 2022). Fueron visualizadas y analizadas las imágenes de los sensores satelitales por medio del software Windows Image Manager (WIM versión 9.06; 1991-2015, Mati Kahru, San Diego, CA, USA) obteniendo los valores numéricos de la TSM y Chl a en las áreas de estudio. Se obtuvieron las anomalías de TSM y Chl a mediante la ecuación:

$$A_{TSM-chla} = \frac{X - \mu}{\sigma} \quad (1)$$

Donde X es el valor calculado de TSM o Chl a ; μ es la media de estos valores, σ es la desviación típica de estos valores (López-Martínez *et al.*, 2020).

Los valores del Índice Oceánico del Niño (ONI) que mide la ocurrencia del evento EL Niño-Oscilación del Sur (ENSO), fueron obtenidos del Laboratorio de Ciencias Físicas de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, 2022).

6.4 Organización y análisis de los datos

La información se analizó de forma estacional con datos del interior (laguna costera) y exterior (mar adyacente) de ambas lagunas costeras (Fig. 1). Esta se dividió en cuatro enfoques el descriptivo, taxonómico, funcional y de uso ecológico de laguna, lo que permitió caracterizar cada laguna costera, así como realizar una comparación entre ellas.

6.5 Enfoque descriptivo

Se realizó la descripción de la composición de especies de peces en las dos lagunas costeras siguiendo a Nelson *et al.* (2016). Una vez determinada la composición de especies se obtuvieron los índices de diversidad, equidad, dominancia, similitud y análisis de componentes comunitarios.

6.5.1 Índice de diversidad de Shannon-Weaver

Este es el índice comúnmente utilizado para calcular la diversidad, y se basa en la teoría de la información. El índice es medido en bits/individuo utilizando la escala logarítmica base 2. Considera el número y equidad de los taxos, conforme incrementan dentro de la comunidad se incrementa el valor de H' .

Se calculó utilizando el software PRIMER v6, mientras que el análisis estadístico se realizó utilizando STATISTICA v12 (Anova de una vía), la normalidad de los datos se determinó con la prueba de normalidad Shapiro-Wilks Las Guásimas H' ($p=0.596$) y Navachiste H' ($p=0.324$).

Este índice se expresa de la siguiente manera:

$$H' = \sum_{i=1}^n p_i \ln_2 p_i \quad (2)$$

Dónde p_i es el cociente del número de organismos de la especie i entre el número total de la muestra, n_i/NT .

6.5.2 Índice de equidad de Pielou

Este índice expresa el grado de homogeneidad o uniformidad de abundancia de las especies en la muestra. Los valores van de 0 a 1, de forma que el máximo valor corresponde a 1, representando que en la muestra todas las especies tienen igual número de individuos.

Se calculó con el software PRIMER v6 y el análisis estadístico con STATISTICA v12 (Anova de una vía), se determinó la normalidad de los datos con la prueba de normalidad Shapiro-Wilks Las Guásimas J' ($p=0.366$) y Navachiste J' ($p=0.908$). Este índice se expresa de la siguiente manera:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (3)$$

Dónde H'_{max} es igual al $\ln(S)$, S número de especies.

6.5.3 Índice de diversidad alfa de Fisher

El índice es un modelo de abundancia que se desprende de una serie logarítmica y emplea sólo el número de especies (S) y el número total de individuos estandarizados (N), por ello evalúa más eficazmente la diversidad (Condit *et al.*, 1996). Se calculó utilizando el software PRIMER v6 y el análisis estadístico con STATISTICA v12 (Anova de una vía), se determinó la normalidad de los datos con la prueba de normalidad Shapiro-Wilks Las Guásimas ($p=0.366$) y Navachiste ($p=0.908$). Este índice se expresa de la siguiente manera:

$$S = \alpha \log_e (1 + N/\alpha) \quad (4)$$

Dónde S número de especies de la muestra, N número de individuos en la muestra, α es el coeficiente de diversidad.

6.5.4 Componentes comunitarios

La comunidad de peces está compuesta por diferentes componentes, los cuales están determinados por la frecuencia y abundancia de aparición en los muestreos (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980). Para agrupar a las especies en la clasificación ecológica se siguió el gráfico de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), el cual consistió en graficar el valor de frecuencia (eje x) contra los

valores de abundancia estandarizada de cada taxón (eje y) (Fig.2). El componente comunitario de ambas lagunas costeras se obtuvo, siguiendo los criterios de clasificación:

1. **Especies comunes:** representan a las especies que son frecuentes y abundantes, por lo que los valores de frecuencia y abundancia relativa son mayores a la media aritmética.
2. **Especies frecuentes:** representan aquellas especies frecuentes, pero poco abundante, con valores de frecuencia relativa por arriba de su media y abundancia relativa por debajo.
3. **Especies ocasionales:** son las especies abundantes, pero poco frecuentes, presentan valores de abundancia relativa por arriba de la media y frecuencia relativa por debajo.
4. **Especies raras:** son aquellas especies poco frecuentes y abundantes, cuyos valores de frecuencia y abundancia relativos están por debajo de su media aritmética.

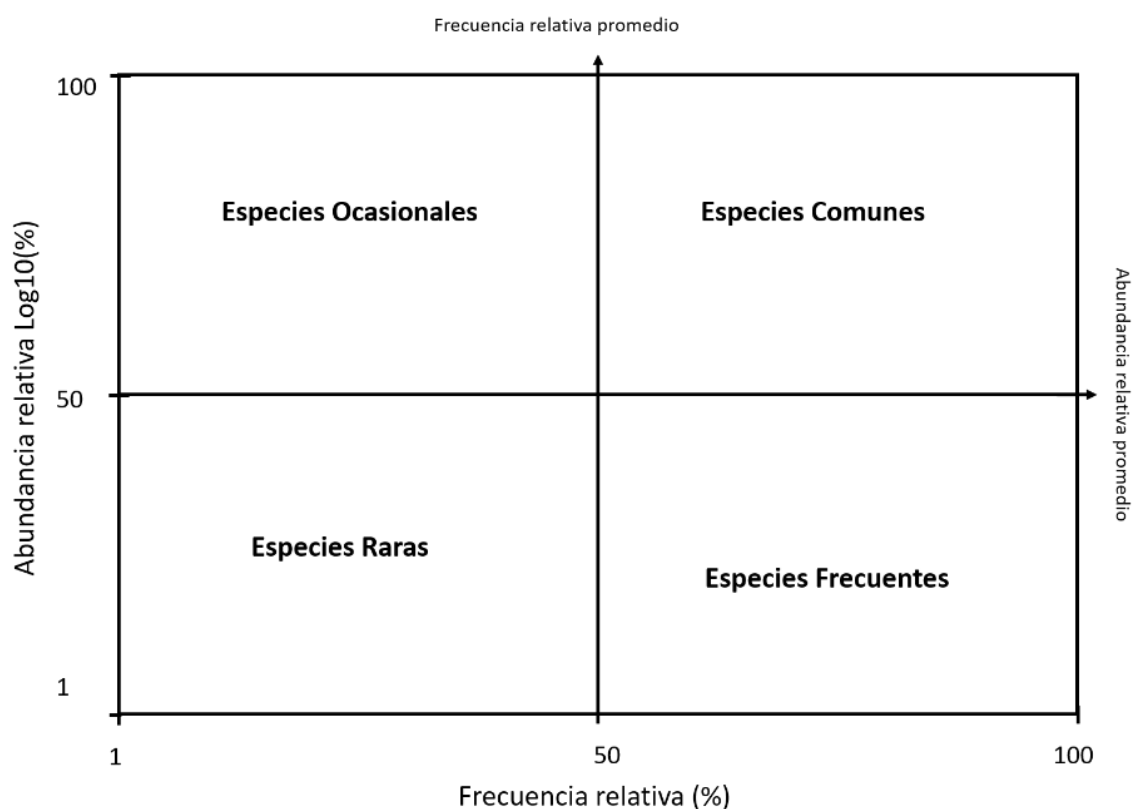


Figura 2. Gráfico de la prueba Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), determinación de los cuadrantes es de acuerdo a los valores de frecuencia relativa y abundancia relativa.

6.5.5 Dominancia por Índice de Valor Biológico (IVB)

Se determinaron las especies dominantes en la laguna de Las Guásimas y Navachiste, aplicando el Índice de Valor Biológico (IVB) de Sanders (1960), que considera la abundancia (CPUE estandarizada) y frecuencia de aparición del muestreo, asignando un valor de importancia a cada especie según su abundancia en el muestreo, esto permite identificar a las especies más importantes según su constancia (Loya y Escofet, 1990). Expresada de la siguiente manera:

$$IVB_i = \sum_{j=1} p u_{ij} \quad (5)$$

Dónde i corresponde a cada especie, j a la estación de muestreo, $p u_{ij}$ es el puntaje de la especie de la muestra i en la muestra j .

Para la obtención del IVB se utilizó el listado de las especies de cada laguna costera en las cuatro estaciones del año. Se obtienen la abundancia relativa por especie, posteriormente se acomoda en orden decreciente, para obtener la acumulación de la abundancia relativa de cada estación climática, donde se utilizó el criterio de Loya y Escofet (1990), que considera el porcentaje acumulativo de referencia del 95 % en donde el número de rango será el puntaje máximo que se le otorgará a las especies más abundantes en cada estación, así se logra ordenar a las especies más importantes según su distribución espacio temporal de abundancias en las lagunas costeras (Loya y Escofet, 1990).

6.5.6 Índice de similitud de Bray-Curtis

Se evaluó la similitud en la composición de peces entre cada estación de año y las dos lagunas costeras, por medio de un agrupamiento jerárquico usando el índice de similitud de Bray-Curtis, el cual es considerado robusto debido a que considera la presencia/ausencia de las especies y su abundancia, dando valores en intervalos de cero a 100, dónde 100 representa que son completamente similares y cero que son disimiles (Clarke *et al.*, 2014). El índice de Bray-Curtis agrupa las muestras partiendo del valor más alto de similitud, el cual resultará en un dendrograma, presentando el total de grupos y similitud (Clarke y Warwick, 2001b). Se calcula por medio de la fórmula:

$$S_B = 1 - \frac{\left[\sum |X_{ij} - X_{ik}| \right]}{\left[\sum |X_{ij} + X_{ik}| \right]} \quad (6)$$

Dónde, S_B es la similitud del método de Bray-Curtis, X_{ij} y X_{ik} número de individuos de la especie i en la muestra j y en la muestra k .

El dendrograma de agrupamiento indica el nivel de similitud entre las estaciones del año y las lagunas costeras. Adicionalmente se determinaron los grupos por medio del análisis de perfiles de similitud (SIMPROF) y se empleó el método de porcentaje de similitud (SIMPER) para determinar la contribución porcentual de las especies en la formación de los grupos en las dos lagunas costeras, con lo que se identificó las especies responsables del agrupamiento. En conjunto se emplea el método de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), que permite representar en un espacio geométrico de dos dimensiones la semejanza existente entre las comunidades de peces considerando su similitud (Clarke *et al.*, 2014), donde se presenta la distancia entre los grupos, que son similares entre más cercanos estén; la distancia entre ellos se evalúa por el estrés, dado que cuando el valor de estrés decrece, existe menos distorsión (Clarke y Warwick, 2001a). Los análisis aquí descritos se realizaron por medio del programa software PRIMER v6. Finalmente, para verificar la diferencia en la composición de especies, es decir, para comprobar la hipótesis (H_0) de que no existen diferencias en la composición de la comunidad íctica de las dos lagunas costeras, se realizó una prueba de análisis multifactorial de similitud de una vía (ANOSIM) por medio de PRIMER v6, el cual genera un estadístico R , que oscila de -1 a 1. Cuando el valor es cercano a 1 existe una mayor discriminación entre los grupos, es decir, los elementos dentro de un sitio son más similares entre sí que con los elementos de otro sitio. Si se aproxima a cero es que los grupos son idénticos, por lo que se acepta H_0 . En cambio, un valor negativo, aunque poco probable, indicaría los elementos dentro de un sitio son menos similares entre sí que con los elementos de otros sitios.

6.6 Enfoque taxonómico

6.6.1 Diversidad alfa (α)

Representa el número de especies que tiene una comunidad en un área y en un punto determinando (Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019), donde el número de especies que se

encuentra en una determinada área puede variar de un lugar a otro (Moreno y Halffer, 2001). Se utilizó la riqueza de especies de cada estación del año para determinar la diversidad alfa y el promedio es el número de especies de los diferentes sitios.

6.6.2 Diversidad beta (β)

Es la diversidad entre hábitats, reflejando la tasa de recambio o remplazo en la composición de especies entre comunidades biológicas a través de gradientes ambientales en un paisaje o hábitats (Whittaker, 1972; Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019). Para calcular la diversidad beta se utilizó el índice de Whittaker (1972):

$$\beta = \frac{S}{\bar{\alpha} - 1} \quad (7)$$

Dónde, β es la diversidad Beta, S número de especies registradas, $\bar{\alpha}$ es Alfa promedio.

6.6.3 Diversidad gamma (γ)

Refleja las especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje en una región (Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019), por lo que es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje o hábitat, que es el resultado de las diversidades alfa y beta (Whittaker, 1972). Se calculó con el índice de Lande (1996):

$$\gamma = \beta + \bar{\alpha} \quad (8)$$

Dónde, γ es la diversidad Gamma, β la diversidad Beta, $\bar{\alpha}$ diversidad Alfa promedio.

6.6.4 Análisis de índices de diversidad taxonómica

Los índices de diversidad taxonómica son basados en la relación taxonómica entre especies, permitiendo evaluar la organización taxonómica de las especies de un área en particular (Warwick y Clarke, 1995). Para identificar la organización taxonómica de la comunidad entre las estaciones del año se utilizaron el índice de distinción taxonómica (Δ^*), el índice de distinción taxonómica promedio o delta ($\Delta+$) y la variación de la distinción taxonómica o lambda ($\Lambda+$). La ventaja de uso de estos índices es que no dependen del esfuerzo de muestreo ni del tamaño de muestra y no

requiere del supuesto de normalidad de los datos (Warwick y Clarke, 1995). Los seis niveles taxonómicos fueron filo, clase, orden, familia, género y especie, siguiendo la nomenclatura y clasificación jerárquica propuesta por Nelson *et al.* (2016).

El índice de distinción taxonómica (Δ^*), evalúa la distancia taxonómica, la riqueza y abundancia de especies, es considerada una medida de biodiversidad más precisa, por incorporar aspectos cualitativos y cuantitativos. Se evalúa con la siguiente ecuación:

$$\Delta^* = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} X_i X_j}{\sum \sum_{i < j} X_i X_j} \quad (9)$$

El índice de distinción taxonómica promedio o delta (Δ^+), considera la presencia/ausencia de las especies, actúa como un indicador cualitativo, el cual calcula la suma de la longitud de la distancia entre especies a través del árbol taxonómico. Se define por la siguiente ecuación:

$$\Delta^+ = 2 \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S-1)} \quad (10)$$

La variación de la distinción taxonómica o lambda (Λ^+), mide la equidad de la distribución taxonómica entre las especies, siendo matemáticamente la variancia de Δ^+ . Que se mide con la ecuación:

$$\Lambda^+ = 2 \frac{\sum \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta^+)^2}{S(S-1)} \quad (11)$$

Donde S es el número de especies en la muestra, X_i y X_j son el número de individuos de la especie i y j , ω_{ij} es el peso taxonómico entre especies i y j a través de un árbol taxonómico. Cada nivel taxonómico recibe un valor proporcional escalado de 100, donde el valor de $\omega_{ij} = 16.7$ corresponde a la misma especie, $\omega_{ij} = 33.3$ son diferentes especies del mismo género, $\omega_{ij} = 50$ son de diferente género, pero misma familia, $\omega_{ij} = 66.7$ corresponde a diferentes familias, pero del mismo orden, $\omega_{ij} = 83.3$ de diferente orden, pero misma clase y $\omega_{ij} = 100$ diferente clase, pero mismo filo.

Para estimar los índices, se utilizó una matriz de agregación taxonómica de las especies registradas en cada estación del año en las dos lagunas costeras, los datos fueron abundancias

(CPUE estandarizada) totales y se estandarizaron a raíz cuadrada. El valor obtenido en cada estación se contrasta con la lista completa de las especies en todas las estaciones del año, por medio de la generación de sub-muestras provenientes de 1000 selecciones aleatorias del listado taxonómico completo. Las simulaciones generan la media esperada y una distribución de probabilidad del 95 % de confianza, que se contrasta con los valores de los índices obtenidos. Los cálculos se realizaron por medio de TAXDTEST en software PRIMER V6 y el análisis estadístico (Anova de una vía) se realizó utilizando STATISTICA v12, se determinó la normalidad de los datos con la prueba de normalidad Shapiro-Wilks Δ^* Las Guásimas ($p=0.841$) y Navachiste ($p=0.328$); Δ^+ Las Guásimas ($p=0.618$) y Navachiste ($p=0.316$); Λ^+ Las Guásimas ($p=0.728$) y Navachiste ($p=0.841$).

6.7 Enfoque funcional

Para determinar la diversidad funcional de la comunidad de peces de las dos lagunas costeras y poder identificar los grupos funcionales, se seleccionaron los rangos funcionales tomando en cuenta los atributos ecológicos (nivel trófico, gremios alimentación, resiliencia, vulnerabilidad y gremio de uso ecológico) y características morfológicas (posición de la boca y aleta caudal) (Tabla 2; Fig. 3). Estos rasgos funcionales se eligieron al ser las características asociadas a la función de las especies de peces en el ecosistema (Palacio-Salgado, 2011), debido a que cumplen con funciones ecosistémicas relacionadas con la transferencia y flujo de energía (Holmlund y Hammer, 1999; Muro-Torres *et al.*, 2019), a través de la interacción de las lagunas costeras y áreas adyacentes (Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1997). Las fuentes consultadas para obtener los rasgos funcionales de la ictiofauna fueron las de Fischer *et al.* (1995), FishBase (Froese y Pauly, 2024) y Shorefishes (Robertson y Allen, 2024).

Una vez obtenida la información de atributos ecológicos y características morfológicas, se construyó una matriz SxF, para formar los grupos funcionales. Donde las filas son las especies (S) y las columnas son los rasgos funcionales (F), la cual se formó asignando el valor de 1 si la especie presentaba dicho rasgo y 0 si no lo presentaba. La matriz SxF se ingresó al software Primer v6, donde se llevó a cabo un análisis de agrupamiento para la formación de grupos funcionales por medio del índice de similitud de Bray-Curtis. Por último, se aplicó el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para evaluar la contribución de las especies.

Posteriormente se elaboró una matriz de la abundancia (CPUE estandarizada), donde las filas son sitios (interior de la laguna costera y exterior o mar adyacente) y las columnas son las especies; y junto con la matriz $S \times F$ de los rasgos funcionales de todas las especies para cada laguna costera, se calcularon los índices de diversidad funcional: riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y dispersión funcional (FDis), los cuatro índices permiten alcanzar la caracterización funcional de la comunidad (Casanoves *et al.*, 2011). Estos índices se calculan considerando el espacio multidimensional formado por los atributos funcionales de cada especie. Por lo tanto, si hay T números de rasgos funcionales para cada especie, el espacio multidimensional está definido por T -dimensiones (nicho funcional) (Villéger *et al.*, 2008). Todos los índices funcionales fueron estimados por medio del paquete “mFD” en software estadístico R (versión 4.2.2). El análisis estadístico se realizó utilizando STATISTICA v12 (Anova de una vía), se determinó la normalidad de los datos con la prueba de normalidad Shapiro-Wilks FRic Las Guásimas ($p=0.369$) y Navachiste ($p=0.199$); FEve Las Guásimas ($p=0.262$) y Navachiste ($p=0.142$); FDiv Las Guásimas ($p=0.122$) y Navachiste ($p=0.842$); FDis Las Guásimas ($p=0.152$) y Navachiste ($p=0.265$).

La riqueza funcional (FRic) mide el espacio funcional ocupado de una comunidad que están representados por los rasgos de todas las especies en el espacio multivariado (hiperespacio) (Villéger *et al.*, 2008), es decir, es la representación cuantitativa de los rasgos estudiados de las especies. Para calcular FRic el número de especies debe de ser superior al número de rasgos estudiados y es independiente de la abundancia de especies, debido a que engloba todos los valores de los rasgos dentro del espacio funcional sin tener en cuenta la abundancia de la comunidad (Mason *et al.*, 2005). FRic no tiene límite superior y requiere al menos tres especies para ser computadas (Laliberté y Legendre, 2010). Para su interpretación se relacionó con la diversidad de Shannon-Weaver (H') por medio del coeficiente de correlación de Pearson como lo realiza Van der Linden *et al.* (2015). En Las Guásimas H' -FRic con un 0.97 y Navachiste H' -FRic con un 0.83 y H' -FDis con 0.75. Considerando que valores de H' de 3 o mayor se considera diverso, se formaron los rangos para FRic de 0 a 0.49 (baja riqueza) de 0.5 a 1.0 (alta riqueza). Se espera que la FRic disminuya después de la perturbación (Mouillot *et al.*, 2013).

La equitatividad funcional (FEve) mide la uniformidad en la distribución de la abundancia de los rasgos de la comunidad en el espacio funcional (Villéger *et al.*, 2008). FEve no se ve afectado por la riqueza de especies y tiene en cuenta las abundancias de las especies (Mason *et al.*, 2005), identificando la distribución del total de individuos en espacio. El valor de FEve va de 0 a 1, donde 1 representa que los rasgos están igualmente representados y 0 es que los rasgos están poco representados o muy similares, se necesitan al menos tres especies para ser calculados. FEve disminuye o es menos uniforme la distribución después de la perturbación porque los rasgos de las especies se distribuirán de manera más desigual entre las especies, es decir, más cercanos a 0 (Villéger *et al.*, 2008; Mouillot *et al.*, 2013). Se calculó con las siguientes fórmulas:

$$EW_b = \frac{d_{ij}}{W_i + W_j} \quad (12)$$

$$PEW_b = \frac{EW_b}{\sum_{b=1}^{S-1} EW_b} \quad (13)$$

$$FEve = \frac{\sum_{b=1}^{S-1} \min\left(PWE_b, \frac{1}{S-1}\right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}} \quad (14)$$

Dónde EW_b es la equitatividad ponderada, d_{ij} es la distancia Euclidiana entre las especies i y j , W_i es la abundancia relativa de la especie i (lo mismo para W_j), PEW_b es la equitatividad parcial ponderada, S es la riqueza de especies.

La divergencia funcional (FDiv) mide la distribución de las abundancias de los rasgos en el espacio multivariado (Mason *et al.*, 2005), refleja la distribución de los rasgos con respecto al centro hipotético del espacio, es decir, que tan dispersos están los rasgos del centro. Los valores de FDiv son de 0 a 1, donde los cercanos a 0 los rasgos funcionales están representados cerca del centro, es decir, que son parecidos, en cambio cerca del 1 los rasgos funcionales son más extremos o lejos del centro (Mason *et al.*, 2005). FDiv se ve afectado por la abundancia y necesitan al menos tres especies para ser calculadas, puede disminuir después de una perturbación (Villéger *et al.*, 2008; Mouillot *et al.*, 2013). Para su cálculo se siguen la siguiente fórmula:

$$FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta |d| + \overline{dG}} \quad (15)$$

Dónde, \overline{dG} es la distancia euclidiana, Δd y $\Delta |d|$ son los desvíos ponderados.

La dispersión funcional (FDis) es la distancia promedio de cada especie al centro hipotético del espacio funcional de los rasgos, describiendo la heterogeneidad de los rasgos funcionales de la comunidad y tiene en cuenta la abundancia; no tiene límite inferior o superior (Laliberté y Legendre, 2010). Para su interpretación se relacionó con la diversidad de Shannon-Weaver (H') por medio del coeficiente de correlación de Pearson como lo realiza Van der Linden *et al.* (2015).

En Las Guásimas H' -FDis con 0.83 y Navachiste H' -FDis con 0.75. Considerando H' valores 3 o mayor es diverso, se formaron los rangos de 0 a 0.49 (baja dispersión) de 0.5 a 1 (alta dispersión). Un valor alto indica que existe una adaptación de las especies al ecosistema, implicando que tienen una mayor resistencia ante especies invasoras, debido a que existen más nichos ocupados, en cambio, un menor valor se puede ver afectado por especies invasoras, así FDis disminuye después de una perturbación (Mouillot *et al.*, 2013). Para calcular el centro hipotético a partir de la matriz de especies por rasgo, y se estima cada coordenada del centro hipotético como:

$$FDis = \frac{\sum a_j z_j}{\sum a_j} \quad (16)$$

donde a_j es la abundancia relativa de la j -ésima especie, z_j es la distancia de la j -ésima especie al centro ponderado c . Este procedimiento traslada la posición del centro hacia las especies con mayor abundancia, y pondera la distancia individual de cada especie por su abundancia relativa. Se ha sugerido que las comunidades con una sola especie deben tener un FDis igual a cero, pero no existe un límite superior para este índice (Laliberté y Legendre 2010).

Tabla 2. Rasgos funcionales de la comunidad de peces de las lagunas costeras.

Rasgo funcional	Categoría	Clave	Referencia	Relación ecológica
Nivel trófico	2.5 - 2.99	NT1	FishBase (Froese y Pauly, 2024)	Indica la posición en la red trófica, clasificando a los organismos de clasificando a los organismos de alimentarios (Ruíz-Pérez <i>et al.</i> , 2016).
	3 - 3.49	NT2		
	3.5 - 3.99	NT3		
	4 - 4.49	NT4		
	4.5 - 4.99	NT5		
Gremio de alimentación	Planctívoros	PL	Elliott <i>et al.</i> (2007)	Rasgo relacionado con la alimentación de las comunidades que habitan los ecosistemas, determinando los flujos de materia y energía en las redes tróficas (Salgado-Negret, 2016).
	Herbívoros	He		
	Oportunistas	Op		
	Omnívoros	Omn		
	Zoobentívoros	Zoo		
	Piscívoros	Pis		
Gremio de uso ecológico de las especies	Marinas Ocasionales	MO	Potter <i>et al.</i> (2015) Fig. 3	Rasgo asociado con el uso ecológico de hábitat (Potter <i>et al.</i> , 2015).
	Marinas Estuarino-Dependientes	MED		
	Marinas Estuarino-Oportunistas	MEO		
Resiliencia	Alta	RA	FishBase (Froese y Pauly, 2024)	Habilidad de seguir funcionando y recuperarse después de una perturbación (Padilla-Serrato <i>et al.</i> , 2016).
	Media	RM		
	Baja	RB		
	Muy baja	RMB		
Vulnerabilidad	Muy alto	VMA	FishBase (Froese y Pauly, 2024)	Capacidad de responder y adaptarse a las nuevas condiciones de hábitat (Padilla-Serrato <i>et al.</i> , 2016).
	Alto	VA		
	Moderado	VM		
	Bajo	VB		
	Muy bajo	VMB		
Posición de la boca	Terminal	T		Rasgo relacionado con la alimentación y posición en la columna de agua (Salgado-Negret, 2016).
	Subterminal	SubT		
	Superior	SUP		
	protráctil	P		
	Inferior	INF		
	Ventral	Ven		
Aleta caudal	Redondeada	ReD	Fischer <i>et al.</i> (1995)	Rasgo relacionado con la locomoción y el uso de hábitat (Salgado-Negret, 2016).
	Ahorquillada	Aho		
	Truncada	Tru		
	Emarginada	Ema		
	Semilunar	SEM		
	Rómbica	Rom		
	Confluyente	CONF		
En forma de S	FS			
	Heterocerca	HET		

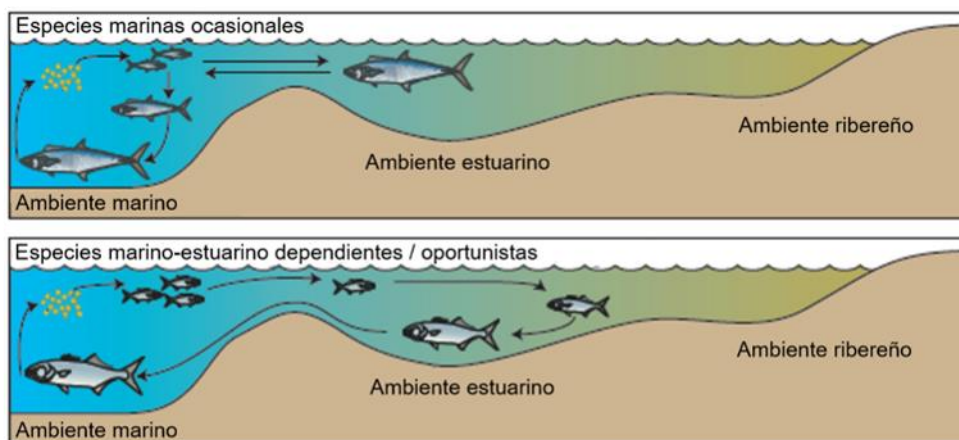


Figura 3. Gremio de uso ecológico. Representación del uso estuarino-lagunar para la comunidad de peces (modificado de Potter *et al.*, 2015).

6.8 Enfoque de uso ecológico de la laguna costera

Con el propósito de determinar si las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa son utilizadas por la comunidad de peces como área de crianza y/o reproducción, fueron requeridos para el análisis:

1. **La estructura de tallas (LT)** fueron estimadas utilizando la gráfica de caja y bigotes, dado que rara vez cumplen una distribución normal, así se establece la asimetría de las distribuciones con base en la posición de la mediana y la ubicación de los cuartiles 25-75 % respecto al rango de valores no extremos.
2. **La talla de primera madurez sexual (L_{50})** es un parámetro reproductivo que representa la talla o longitud a la cual el 50 % de la población presenta gónadas maduras listas para la puesta o desove, permitiendo separar la fracción juvenil de los organismos adultos (Rábago-Quiroz *et al.*, 2020; Pauly, 2021). Separando a los organismos juveniles como aquellos que están por debajo de la L_{50} y adultos como lo que están igual o mayor a la L_{50} . Para ello se utilizó la L_{50} de la especie reportada por Moreno-Pérez (2019) estimada por medio del modelo logístico propuesto por King (1995), así como lo reportado en la base de datos en línea FishBase (Froese y Pauly, 2024) y Shorefishes (Robertson y Allen, 2024).
3. **El periodo reproductivo** se estableció por medio del porcentaje de individuos en estadios inmaduros (I y II) y estadios maduros (III, IV y V) durante las cuatro estaciones del año para cada laguna costera.

Considerando las especies dominantes (IVB) de ambas lagunas costeras, por medio de gráficos de cajas y bigotes se obtuvieron los rangos de tallas general y en conjunto con la L_{50} de las especies, se establece la proporción de juveniles y adultos en ambas lagunas costeras, con base en esto se determinará si son sitios de crianza. Se determinó a los adultos ($\geq L_{50}$) inmaduros (I y II) y maduros (III, IV y V) con la finalidad de definir los picos reproductivos y por cuales especies.

Con la información obtenida de abundancia relativa de juveniles, adultos inmaduros y adultos maduros de las especies dominantes (IVB) y las variables ambientales (TSM y Chl α) estacionalmente, se evaluó su correlación por medio de la prueba de correlación de Pearson y por medio de regresión lineal.

Para concluir con la evaluación de área crianza y reproducción se utilizaron ocho especies dominantes, las cuales caracterizan el movimiento y comportamiento en la laguna Las Guásimas (*D. brevirostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *P. maculatofasciatus* y *C. mysticetus*), y en la laguna Navachiste (*D. brevirostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *U. halleri* y *O. libertate*). En este caso para observar la conducta estacional de especies, se distingue la proporción dentro de la laguna costera y mar adyacente.

Con estas ocho especies se obtuvo la estructura de tallas estacional y con la L_{50} se distinguieron las dos fases de los organismos, además de distinguir el sitio de crianza, se analiza porcentaje de juveniles estacionalmente en el interior de la laguna costera y mar adyacente, para establecer si son área de crianza esenciales, siendo el hábitat que contribuye con mayor proporción de individuos de la especie a la población de adultos (Beck *et al.*, 2001; Dahlgren *et al.*, 2006). Determinando a los adultos ($\geq L_{50}$) inmaduros (I y II) y maduros (III, IV y V) y observando la distribución espacio temporal de las especies, lo cual permite demostrar el comportamiento reproductivo estacional de las especies e indicar si las lagunas costeras son utilizadas con fines reproductivos.

7. RESULTADOS

7.1 Variables ambientales

Para la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2006-2020) se observó una clara estacionalidad de la TSM, con las menores temperaturas en enero-febrero, que aumenta a mediados de abril hasta llegar a las máximas de julio a septiembre. Existiendo una temporada fría de noviembre a abril y una temporada cálida de mayo a octubre. La concentración de clorofila *a* (Chl *a*) presentó las mayores concentraciones en los meses de noviembre a abril, posteriormente disminuye la concentración hasta llegar al mínimo de junio a agosto. En términos interanuales, fue obvia una alta variabilidad, con ciclos aparentes. Para el 2016-2017 los valores de TSM fueron superiores a la media y Chl *a* fueron inferiores (Fig. 4). Los valores atípicos de TSM y Chl *a* positivos o negativos, como los observados en el periodo del 2014 a 2017 donde se presentó un prolongado periodo cálido, mostrando un periodo con marcadas anomalías positivas de TSM y negativas de Chl *a*, se encuentran asociados al fenómeno ENSO, representado por el índice ONI (Fig. 5).

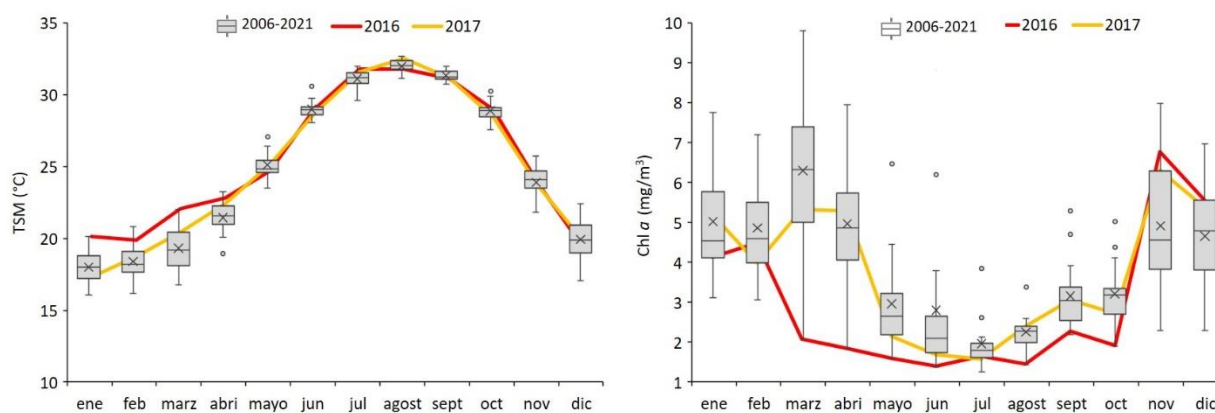


Figura 4. Temperatura superficial del mar (TSM °C) y concentración de clorofila *a* (Chl *a* mg/m³) de la laguna costera Las Guásimas, Sonora 2006-2021.

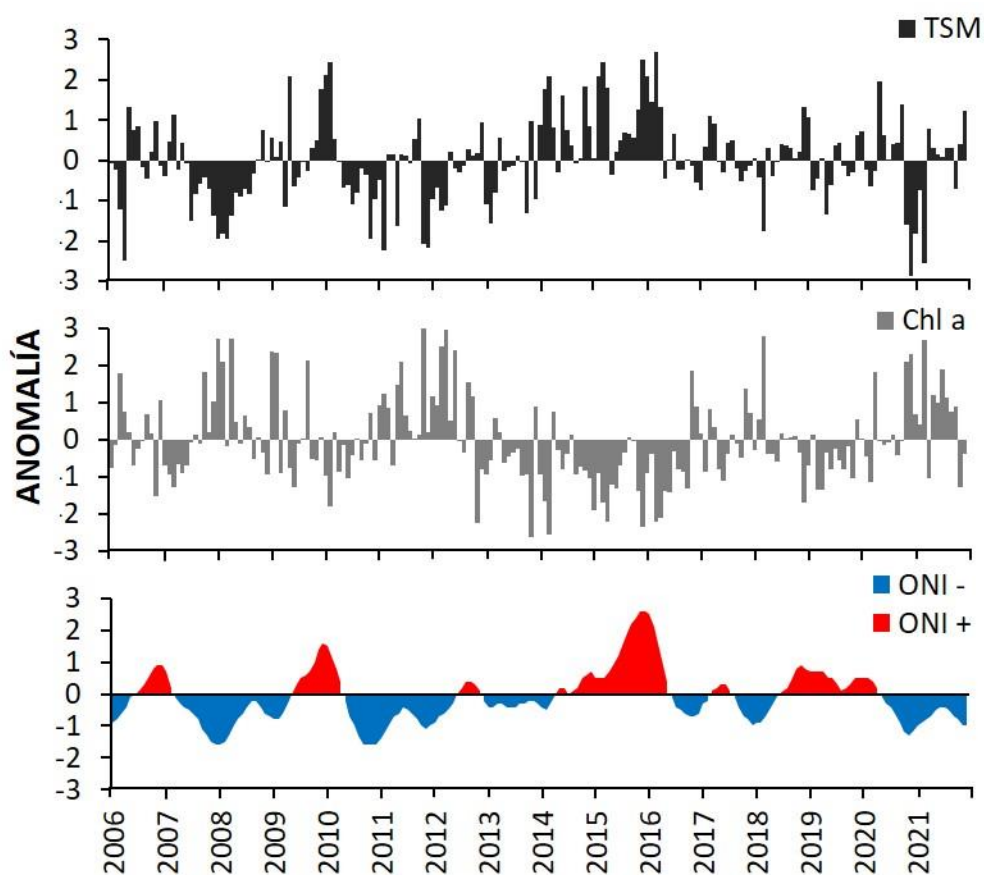


Figura 5. Anomalías de TSM y Chl α para el periodo 2006-2021 en la laguna costera Las Guásimas, Sonora y ONI (Índice Oceánico del Niño).

Para la laguna costera Navachiste, Sinaloa (2006-2020) se observó una clara estacionalidad de la TSM, con las menores temperaturas enero-febrero, que aumenta a principios de abril hasta llegar a las máximas de julio a septiembre. Con mayor cambio de TSM en la temporada fría de diciembre a abril y más constante en la temporada cálida de mayo a noviembre. La menor concentración de Chl α se presentó de junio a agosto, en el resto del año se observa una mayor variabilidad y concentración. Las condiciones ambientales mostraron tendencias inversas evidentes, a medida que aumenta la TSM disminuye la Chl α y vísceras. Para el 2016-2017 los valores de TSM fueron superiores a la media y la de Chl α fueron inferiores (Fig. 6). Los valores atípicos de TSM y Chl α (positivos o negativos), como los mostrados del 2014 a 2017 es un prolongado periodo cálido, con marcadas anomalías positivas de TSM y negativas de Chl α , estos cambios extremos se encuentran asociados al fenómeno ENSO, representado por el índice ONI (Fig. 7).

Las variables ambientales en ambas lagunas presentan una clara estacionalidad de TSM y Chl a , mostrando en verano las máximas TSM y las mínimas de Chl a , en cambio en invierno las mínimas TSM y máximas de Chl a .

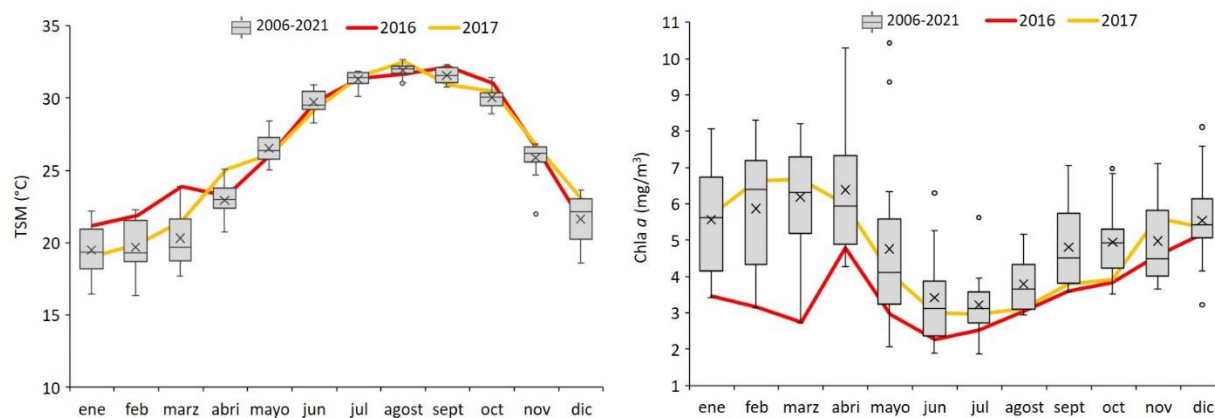


Figura 6. Temperatura superficial del mar (TSM °C) y concentración de clorofila a (Chl a mg/m³) de la laguna costera Navachiste, Sinaloa 2006-2021.

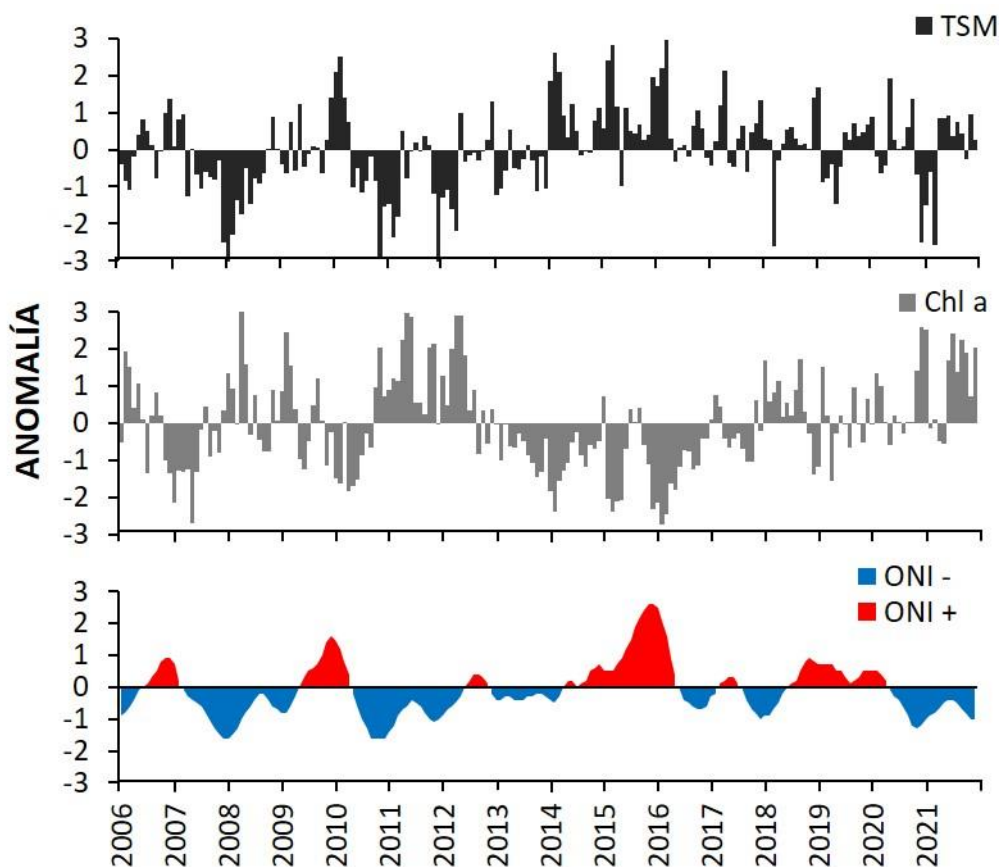


Figura 7. Anomalías de TSM y Chl a para el periodo 2006-2021 en la laguna costera Navachiste, Sinaloa y ONI (Índice Oceánico del Niño).

7.2 Enfoque descriptivo

7.2.1 Composición específica

En la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017), el elenco sistemático estuvo integrado por la Clase Chondrichthyes (elasmobranquios) la cual fue representada taxonómicamente por tres órdenes, cuatro familias, cuatro géneros y cuatro especies; y la Clase Osteichthyes (teleósteos) integrada por 19 órdenes, 34 familias, 58 géneros y 86 especies (Tabla 3). Dentro de los teleósteos se destacan el orden Perciforme con siete familias, 13 géneros, 24 especies; y el orden Pleuronectiformes con cuatro familias, siete géneros y 10 especies. En cuanto a las familias que presentaron el mayor número de especies son: Haemulidae con 10 especies, seguidos de Carangidae y Sciaenidae con ocho especies cada una, Paralichthyidae y Gerreidae con cinco especies, y finalmente Engraulidae con cuatro especies (Fig. 8). Los géneros más representativos en número de especies fueron: *Eucinostomus* y *Haemulon* con cuatro especies, seguido de *Anchoa*, *Oligoplites*, *Pomadasys*, *Menticirrhus* y *Sphoeroides* con tres especies.

En la laguna costera de Navachiste, Sinaloa (2016-2017), el elenco sistemático estuvo integrado por: la Clase Chondrichthyes (elasmobranquios) la cual estuvo representada por tres órdenes, cuatro familias, cuatro géneros y cuatro especies; y la Clase Osteichthyes (teleósteos) fue representada por 16 órdenes, 31 familias, 59 géneros y 91 especies (Tabla 3). El orden Perciformes fue el más diverso con siete familias, 15 géneros, 25 especies, seguido del orden Pleuronectiformes con tres familias, siete géneros y 11 especies. Las familias que estuvieron conformadas por el mayor número de especies fueron: Carangidae con 13 especies y Sciaenidae con 10 especies, seguido de Haemulidae con nueve especies, Paralichthyidae con ocho especies, Gerreidae con siete especies y Engraulidae con cuatro especies (Fig. 8). En cuanto a los géneros más representativos en número de especies fueron: *Eucinostomus* con cuatro especies, seguido de *Caranx*, *Cynoscion*, *Haemulon*, *Haemulopsis*, *Oligoplites* y *Sphoeroides* con tres especies.

La composición de la comunidad de peces mostró que son 61 especies las que habitan en ambas lagunas costeras. Por otro lado, fueron registradas 29 especies solo en Las Guásimas y 34 en Navachiste (Tabla 3), comparten las mismas familias con mayor número de especies, pero con diferente orden de importancia (Fig. 8).

Tabla 3. Listado sistemático de la comunidad de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa capturadas con A (Atarraya), C (Chinchorro), R (Red de arrastre) (siguiendo el criterio Nelson *et al.*, 2016).

Especie	Las Guásimas Sonora	Navachiste Sinaloa
FILO CHORDATA		
CLASE CHONDRICHTHYES		
SUBCLASE ELASMOBRANCHII		
DIVISION SELACHII		
ORDEN CARCHARHINIFORMES		
FAMILIA CARCHARHINIDAE		
<i>Mustelus lunulatus</i> Jordan y Gilbert, 1882	C	
FAMILIA SPHYRNIDAE		
<i>Sphyrna lewini</i> (Griffith y Smith, 1834)		R
DIVISION BATOMORPHI		
ORDEN PRISTIFORMES		
FAMILIA RHINOBATIDAE		
<i>Pseudobatos glaucostigma</i> (Jordan y Gilbert, 1883)	C	R
ORDEN MYLIOBATIFORMES		
FAMILIA UROLOPHIDAE		
<i>Urolophus halleri</i> Cooper, 1863	A,C,R	A,C,R
FAMILIA GYMNURIDAE		
<i>Gymnura marmorata</i> (Cooper, 1864)	R	
FAMILIA UROTRYGONIDAE		
<i>Urotrygon chilensis</i> (Günther, 1872)		R
CLASE OSTEICHTHYES		
SUBCLASE ACTINOPTERYGII		
DIVISION TELEOSTEOMORPHA		
SUBDIVISION TELEOSTEI		
ORDEN ALBULIFORMES		
FAMILIA ALBULIDAE		
<i>Albula gilberti</i> Pfeiler y van der Heiden, 2011	C,R	C
<i>Albula pacifica</i> (Beebe, 1942)	C	C
<i>Albula esuncula</i> (Garman, 1899)		C
ORDEN ANGUILLIFORMES		
SUBORDEN MURAENOIDEI		
FAMILIA MURAENIDAE		
<i>Gymnothorax equatorialis</i> (Hildebrand, 1946)		R
SUBORDEN CONGROIDEI		
FAMILIA OPHICHTHIDAE		
<i>Ophichthus zophochir</i> Jordan y Gilbert, 1882	R	R
<i>Ophichthus triserialis</i> (Kaup, 1856)	C	
FAMILIA MURAENESOCIDAE		
<i>Cynoponticus coniceps</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	C,R	C
FAMILIA CONGRIDAE		

<i>Ariosoma gilberti</i> (Ogilby, 1898)	R	
ORDEN CLUPEIFORMES		
SUBORDEN CLUPEOIDEI		
FAMILIA ENGRAULIDAE		
<i>Anchoa ischana</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	A,R	R
<i>Anchoa lucida</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	R	A,C,R
<i>Anchoa nasus</i> (Kner y Steindachner, 1867)	A,C,R	
<i>Anchovia macrolepidota</i> (Kner, 1863)		R
<i>Cetengraulis mysticetus</i> (Gunther, 1867)	A,C,R	A,R
FAMILIA CLUPEIDAE		
<i>Lile stolifera</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	R	R
<i>Opisthonema bulleri</i> (Regan, 1904)	C,R	
<i>Opisthonema libertate</i> (Günther, 1867)	C,R	A,C,R
<i>Sardinops sagax</i> (Jenyns, 1842)	R	
ORDEN SILURIFORMES		
FAMILIA ARIIDAE		
<i>Ariopsis guatemalensis</i> (Günther, 1864)	A,R	C,R
<i>Ariopsis seemanni</i> (Günther, 1864)	R	C,R
<i>Bagre panamensis</i> (Gill, 1863)	R	A,C,R
<i>Bagre pinnimaculatus</i> (Steindachner, 1876)		A,C
<i>Occidentarius platypogon</i> (Günther, 1864)	R	C
ORDEN AULOPIIFORMES		
SUBORDEN SYNOSONTOIDEI		
FAMILIA SYNODONTIDAE		
<i>Synodus scituliceps</i> Jordan y Gilbert, 1882	A,C,R	R
ORDEN OPHIDIIFORMES		
FAMILIA OPHIDIIDAE		
<i>Lepophidium prorates</i> (Jordan y Bollman, 1890)	R	
<i>Ophidion galeoides</i> (Gilbert, 1890)	R	
ORDEN BATRACHOIDIFORMES		
FAMILIA BATRACHOIDIDAE		
<i>Porichthys analis</i> Hubbs y Schultz, 1939	A,C,R	
ORDEN GOBIIFORMES		
FAMILIA OXUDERCIDAE		
<i>Ctenogobius sagittula</i> (Günther, 1861)	R	
ORDEN MUGILIFORMES		
FAMILIA MUGILIDAE		
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	A,R	A,C
ORDEN ATHERINIFORMES		
SUBORDEN ATHERINOPSOIDEI		
FAMILIA ATHERINOPSIDAE		
<i>Colpichthys regis</i> (Jenkins y Evermann, 1889)	A,R	A
ORDEN BELONIFORMES		
FAMILIA HEMIRAMPHIDAE		
<i>Hyporhamphus rosae</i> (Jordan y Gilbert, 1880)	A	
ORDEN CARANGIFORMES		

FAMILIA NEMATISTIIDAE		
<i>Nematistius pectoralis</i> Gill, 1862		A,C,R
FAMILIA CARANGIDAE		
<i>Caranx caballus</i> Günther, 1868		C,R
<i>Caranx caninus</i> Günther, 1867		C
<i>Caranx vinctus</i> Jordan y Gilbert, 1882	A,C	C
<i>Carangoides otrynter</i> (Jordan y Gilbert, 1883)	C,R	
<i>Chloroscombrus orqueta</i> Jordan y Gilbert, 1883		C,R
<i>Hemicaranx leucurus</i> (Günther, 1864)		C
<i>Hemicaranx zelotes</i> Gilbert, 1898		C
<i>Oligoplites altus</i> (Günther, 1868)	A	C
<i>Oligoplites refulgens</i> Gilbert y Starks, 1904	C	A,C,R
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	A	A
<i>Selene brevoortii</i> (Gill, 1863)		R
<i>Selene peruviana</i> (Guichenot, 1866)	C,R	C,R
<i>Trachinotus kennedyi</i> Steindachner, 1876	R	A,C,R
<i>Trachinotus paitensis</i> Cuvier, 1832	C,R	C
ORDEN ISTIOPHORIFORMES		
FAMILIA SPHYRAENIDAE		
<i>Sphyraena ensis</i> Jordan y Gilbert, 1882		C,R
ORDEN PLEURONECTIFORMES		
SUBORDEN PLEURONECTOIDEI		
FAMILIA PARALICHTHYIDAE		
<i>Citharichthys gilberti</i> Jenkins y Evermann, 1889		R
<i>Citharichthys platophrys</i> Gilbert, 1891		R
<i>Cyclopsetta panamensis</i> (Steindachner, 1876)	R	R
<i>Cyclopsetta querna</i> (Jordan y Bollman, 1890)		R
<i>Etropus crossotus</i> Jordan y Gilbert, 1882	A,C,R	A,C,R
<i>Paralichthys aestuarius</i> Gilbert y Scofield, 1898	C,R	A
<i>Paralichthys woolmani</i> Jordan y Williams, 1897	R	
<i>Syacium maculiferum</i> (Garman, 1899)		R
<i>Syacium ovale</i> (Günther, 1864)	A,R	C,R
FAMILIA PLEURONECTIDAE		
<i>Pleuronichthys guttulatus</i> Girard, 1856	R	
<i>Pleuronichthys verticalis</i> Jordan y Gilbert, 1880	C	
FAMILIA ACHIRIDAE		
<i>Achirus mazatlanus</i> (Steindachner, 1869)	C,R	A,R
<i>Achirus scutum</i> (Günther, 1862)		R
FAMILIA CYNOGLOSSIDAE		
<i>Symphurus chabanaudi</i> Mahadeva y Munroe, 1990	R	R
<i>Symphurus fasciolaris</i> Gilbert, 1892	R	
ORDEN SCOMBRIFORMES		
SUBORDEN SCOMBROIDEI		
FAMILIA TRICHIURIDAE		
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	A,R	
FAMILIA SCOMBRIDAE		

<i>Scomberomorus sierra</i> Jordan y Starks, 1895	A,C,R	C,R
SUBORDEN STROMATEOIDEI		
FAMILIA STROMATEIDAE		
<i>Peprilus medius</i> (Peters, 1869)		C
ORDEN PERCIFORMES		
SUBORDEN PERCOIDEI		
FAMILIA CENTROPOMIDAE		
<i>Centropomus robalito</i> Jordan y Gilbert, 1882	A	R
<i>Centropomus armatus</i> Gill, 1863	R	
FAMILIA GERREIDAE		
<i>Diapterus brevirostris</i> (Sauvage, 1879)	A,C,R	A,C,R
<i>Eucinostomus currani</i> Zahuranec, 1980	R	R
<i>Eucinostomus dowii</i> (Gill, 1863)	A,R	R
<i>Eucinostomus entomelas</i> Zahuranec, 1980	A,C,R	A,C,R
<i>Eucinostomus gracilis</i> (Gill, 1862)	A,R	A,R
<i>Eugerres lineatus</i> (Humboldt, 1821)		C,R
<i>Gerres simillimus</i> Reagan, 1907		R
FAMILIA MULLIDAE		
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i> (Gill, 1863)	A,C,R	C,R
FAMILIA SERRANIDAE		
<i>Diplectrum macropoma</i> (Günther, 1864)	R	R
<i>Diplectrum pacificum</i> Meek y Hildebrand, 1925	A,C,R	C,R
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (Steindachner, 1868)	A,C,R	A,C,R
FAMILIA HAEMULIDAE		
<i>Haemulon californiensis</i> (Steindachner, 1876)	R	
<i>Haemulon flaviguttatum</i> Gill, 1862	R	
<i>Haemulon maculicauda</i> (Gill, 1862)		R
<i>Haemulon scudderii</i> Gill, 1862	R	R
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	R	C,R
<i>Haemulopsis elongatus</i> (Steindachner, 1879)	C,R	A,C,R
<i>Haemulopsis leuciscus</i> (Günther, 1864)		C,R
<i>Haemulopsis nitidus</i> (Steindachner, 1869)	C,R	A,C,R
<i>Orthopristis reddingi</i> Jordan y Richardson, 1985	R	C,R
<i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther, 1864)	R	C,R
<i>Pomadasys panamensis</i> (Steindachner, 1876)	R	C,R
<i>Pomadasys branickii</i> (Steindachner, 1879)	C	
FAMILIA LUTJANIDAE		
<i>Hoplopagrus guentherii</i> Gill, 1862	R	R
<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869)		R
<i>Lutjanus guttatus</i> (Steindachner, 1869)	A,R	R
FAMILIA POLYNEMIDAE		
<i>Polydactylus opercularis</i> (Gill, 1863)		C
<i>Polydactylus approximans</i> (Lay y Bennett, 1839)	C,R	
ORDEN SCORPAENIFORMES		
SUBORDEN SCORPAENOIDEI		
FAMILIA SCORPAENIDEA		

<i>Scorpaena sonorae</i> Jenkins y Evermann, 1889	R	A,R
SUBORDEN PLATYCEPHALOIDEI		
FAMILIA TRIGLIDAE		
<i>Prionotus birostratus</i> Richardson, 1844	R	R
<i>Prionotus ruscarius</i> Gilbert y Starks, 1904		R
<i>Prionotus horrens</i> Richardson, 1844	R	
ORDEN MORONIFORMES		
FAMILIA EPHIPPIDAE		
<i>Chaetodipterus zonatus</i> (Girard, 1858)		A,C,R
ORDEN ACANTHURIFORMES		
FAMILIA SCIAENIDAE		
<i>Bairdiella ensifera</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	C,R	
<i>Bairdiella icistia</i> (Jordan y Gilbert, 1882)		R
<i>Cynoscion nannus</i> Castro-Aguirre y Arvizu-Martinez, 1976	C	C
<i>Cynoscion reticulatus</i> (Günther, 1864)		C,R
<i>Cynoscion stolzmanni</i> (Steindachner, 1879)		C,R
<i>Isopisthus remifer</i> Jordan y Gilbert, 1882	R	
<i>Larimus acclivis</i> Jordan y Brisol, 1898		C,R
<i>Menticirrhus elongatus</i> (Günther, 1864)	R	
<i>Menticirrhus panamensis</i> (Steindachner, 1875)	C,R	C
<i>Menticirrhus nasus</i> (Günther, 1868)	C	R
<i>Micropogonias ectenes</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	R	A,C,R
<i>Paralonchurus rathbuni</i> (Jordan y Bollman, 1890)		R
<i>Stellifer fuerthii</i> (Steindachner, 1876)	C,R	
<i>Umbrina xanti</i> Gill, 1862		C,R
ORDEN SPARIFORMES		
FAMILIA SPARIDAE		
<i>Calamus brachysomus</i> (Lockington, 1880)	R	
ORDEN TETRAODONTIFORMES		
FAMILIA BALISTIDAE		
<i>Balistes polylepis</i> Steindachner, 1876	C,R	A,R
FAMILIA TETRAODONTIDAE		
<i>Sphoeroides annulatus</i> (Jenyns, 1842)	A,C,R	A,C,R
<i>Sphoeroides lispus</i> Walker, 1996	R	A
<i>Sphoeroides lobatus</i> (Steindachner, 1870)	R	R

De las 90 especies capturadas en Las Guásimas, 40 especies se capturaron por más de un arte de pesca, 37 fueron capturadas solo con red de arrastre, nueve con chinchorro y cuatro con atarraya. En cambio, de las 95 especies capturadas en Navachiste, 43 especies fueron capturadas con más de un arte, 33 especies fueron capturadas sólo con red de arrastre, 15 con chinchorro y 4 con atarraya (Tabla 3).

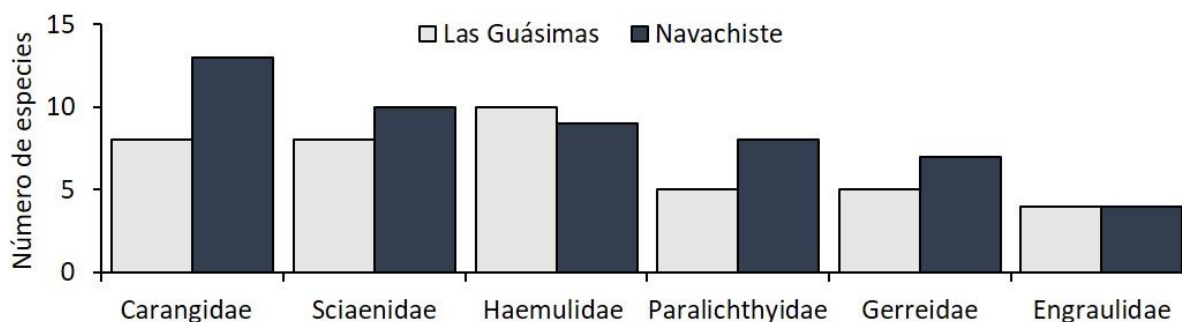


Figura 8. Familias de peces más representativas de las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

7.2.2 Índice de diversidad de Shannon-Weaver

La diversidad (H') en la laguna costera Las Guásimas, Sonora no mostró diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(2,9) = 0.4164$, $p = 0.6715$). Presentó una alta diversidad en las estaciones del año, con la mínima diversidad en invierno (3.5 bit/ind^{-1}) posteriormente aumenta en primavera (4.0 bit/ind^{-1}) y otoño (4.2 bit/ind^{-1}) (Fig. 9).

La diversidad (H') en laguna costera Navachiste, Sinaloa, no mostró diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(3,6) = 2.3003$, $p = 0.1772$). Muestra una alta diversidad en el año, con la máxima diversidad en verano (4.5 bit/ind^{-1}), seguida de otoño (4.0 bit/ind^{-1}), disminuyendo en invierno (2.7 bit/ind^{-1}) e incrementándose nuevamente en primavera (3.7 bit/ind^{-1}) (Fig. 9).

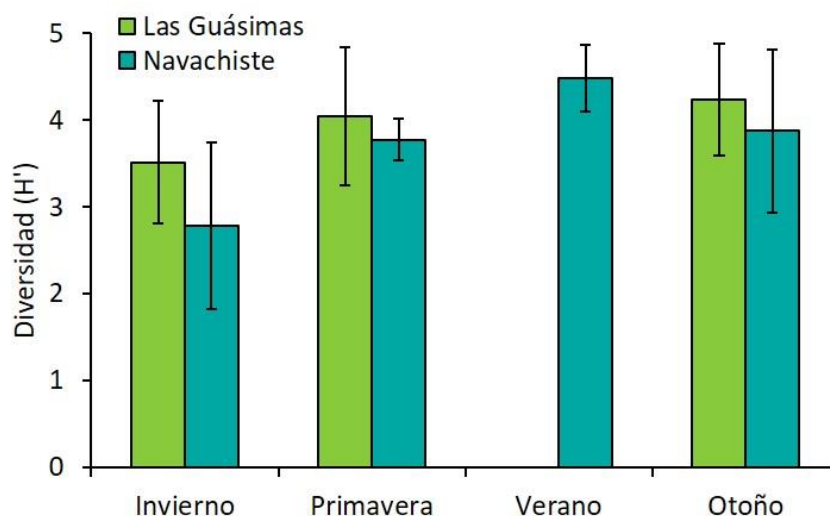


Figura 9. Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H' media \pm error estándar) estacional de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

7.2.3 Índice de equidad de Pielou

La equidad (J') íctica de la laguna costera Las Guásimas, Sonora no mostró diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(2,9) = 0.4582$, $p = 0.6464$). La máxima equidad se observó en primavera (0.8), seguido de otoño (0.75) e invierno (0.72), por lo tanto, las abundancias de las especies están distribuidas más homogéneamente (Fig. 10).

La equidad (J') para laguna costera Navachiste, Sinaloa, no mostró diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(3,6) = 0.122$, $p = 0.9438$). Mostrando la máxima equidad en primavera (0.82), seguida de otoño (0.8), las mínimas en verano (0.79) e invierno (0.77). Se observó una distribución más homogénea de la abundancia de las especies (Fig. 10).

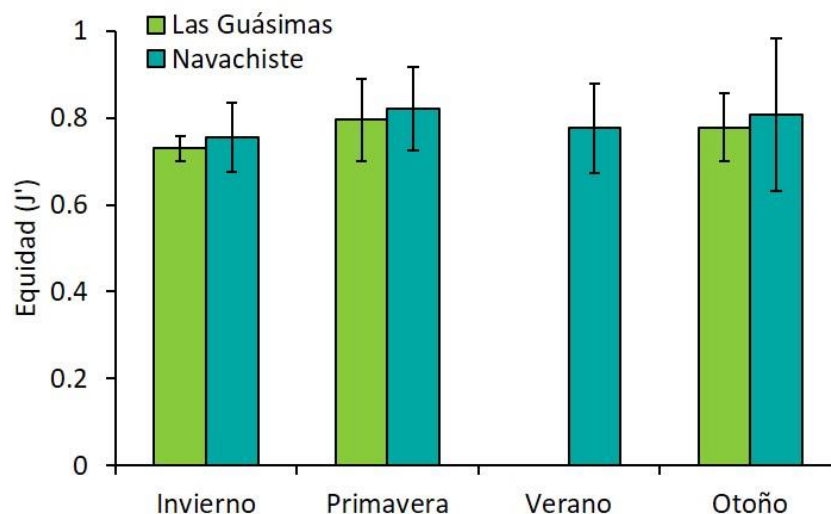


Figura 10. Equidad (J' media \pm error estándar) estacional en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

7.2.4 Índice de diversidad de alfa de Fisher

El índice de Alfa-Fisher de ictiofauna de la laguna costera Las Guásimas, Sonora no mostró diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(2,9) = 0.0632$, $p = 0.9392$). El menor valor registrado en invierno ($S=13.7$), seguido de primavera ($S=13.6$) y otoño ($S=15.7$) (Fig. 11).

En la laguna costera Navachiste, Sinaloa el índice de Alfa-Fisher, no mostró diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(3,6) = 1.8576$, $p = 0.2376$). Mostró el menor valor en invierno ($S=9.7$), seguido de otoño (12.4) y primavera (12.6), mientras que el máximo valor se registró en verano ($S=20.1$) (Fig. 11).

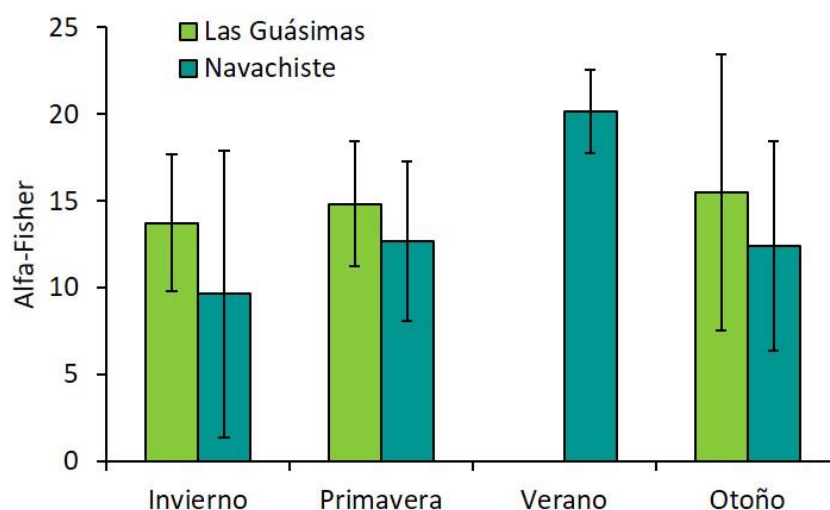


Figura 11. Índice Alfa de Fisher (media \pm error estándar) estacional en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

7.2.5 Componentes Comunitarios

El análisis de componentes comunitarios mostró que de las 90 especies de peces encontradas en la laguna costera Las Guásimas, Sonora, 15 fueron comunes (16.7 %), teniendo frecuencias relativas de 1.9 a 5.21 % y abundancias relativas de 1.5 a 14.8 %. También se determinaron 16 especies frecuentes (17.8 %), con frecuencias relativas de 1.1 a 4.0 % y abundancias relativas de 0.18 a 1.0 %. Se identificó una especie ocasional (1.1 %), con frecuencia relativa de 0.4 % y abundancia relativa de 1.5 %. Por último, se determinaron 58 especies raras (64.4 %), con frecuencias relativas de 0.2 a 0.9 % y abundancias relativas de 0.01 a 0.6 % (Tabla 4; Fig. 12). De las 29 especies capturadas únicamente en la laguna Las Guásimas, 26 fueron raras, una común (*Anchoa nasus*) y dos frecuentes (*Bairdiella ensifera* y *Porichthys analis*), esto de acuerdo con la clasificación de sus componentes comunitarios.

De las 95 especies de peces capturados en la laguna costera Navachiste, Sinaloa, su componente comunitario estuvo compuesto por 14 especies comunes (14.7 %), que presentaron frecuencias relativas entre 1.7 a 5.3 % y abundancias relativas entre 1.2 a 18.6 %. Se identificaron 13 especies frecuentes (13.7 %), con frecuencias relativas de 1.3 a 4.0 % y abundancias relativas entre 0.02 a 0.91 %. Se determinaron tres especies ocasionales (3.2 %), con frecuencia relativa de 0.5 a 1.0 % y abundancia relativa de 1.40 a 7.9 %. Fueron identificadas 65 especies raras (68.4 %), entre las frecuencias relativas de 0.3 a 0.9 % y abundancias relativas de 0.01 a 0.9 % (Tabla 5; Fig. 13). De

las 34 especies capturadas en la laguna Navachiste, 29 fueron raras, una ocasional (*Eugerres lineatus*), tres frecuentes (*Bagre pinnimaculatus*, *Caranx caballus* y *Nematistius pectoralis*) y una común (*Chaetodipterus zonatus*).

Entre ambas se comparten nueve especies en la categoría de comunes: *Anchoa ischana*, *Diapterus brevirostris*, *Etropus crossotus*, *Eucinostomus dowii*, *E. gracilis*, *Haemulopsis nitidus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Pseudupeneus grandisquamis* y *Sphoeroides annulatus*. También se comparten cuatro especies en la categoría de frecuentes: *H. elongatus*, *Pomadasys macracanthus*, *Syacium ovale* y *Synodus scituliceps*.

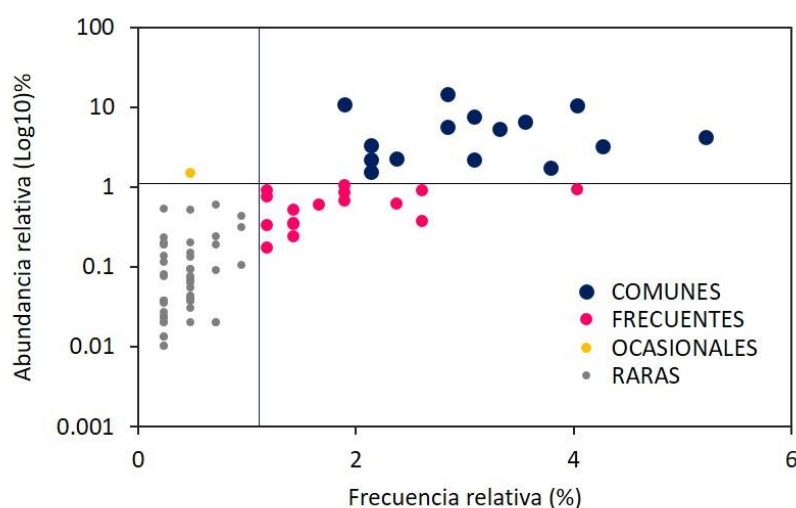


Figura 12. Clasificación de las especies de peces en la laguna costera Las Guásimas, Sonora, de acuerdo con su abundancia y frecuencia relativa siguiendo el método de Olmstead-Tukey.

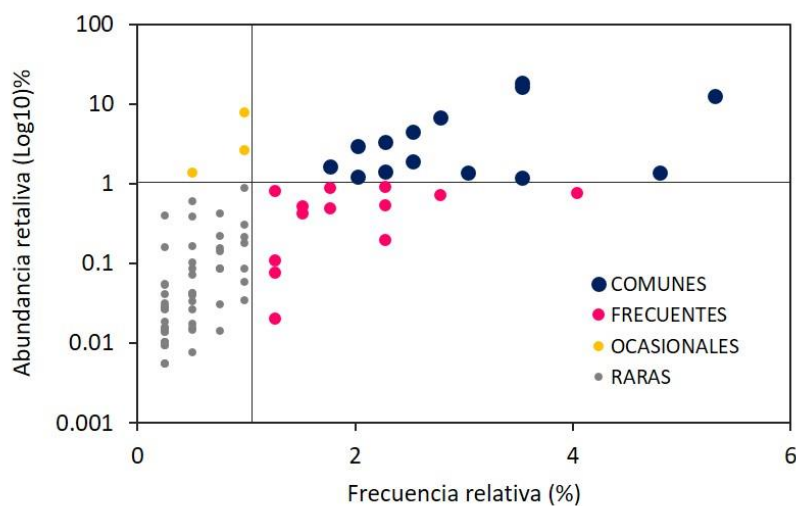


Figura 13. Clasificación de las especies peces en la laguna costera Navachiste, Sinaloa, de acuerdo con su abundancia y frecuencia relativa siguiendo el método de Olmstead-Tukey.

Tabla 4. Clasificación del componente comunitario de las especies de la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).

COMUNES		
<i>Anchoa ischana</i>	<i>Diplectrum pacificum</i>	<i>Haemulopsis nitidus</i>
<i>Anchoa nasus</i>	<i>Etropus crossotus</i>	<i>Mugil cephalus</i>
<i>Ariopsis guatemalensis</i>	<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Eucinostomus gracilis</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i>
FRECIENTES		
<i>Achirus mazatlanus</i>	<i>Micropogonias ectenes</i>	<i>Scorpaena sonorae</i>
<i>Bairdiella ensifera</i>	<i>Paralichthys aestuarius</i>	<i>Syacium ovale</i>
<i>Balistes polylepis</i>	<i>Pomadasys macracanthus</i>	<i>Symphurus chabanaudi</i>
<i>Caranx vinctus</i>	<i>Porichthys analis</i>	<i>Synodus scituliceps</i>
<i>Haemulopsis elongatus</i>	<i>Scomberomorus sierra</i>	<i>Urolophus halleri</i>
<i>Lile stolifera</i>		
OCASIONALES		
<i>Colpichthys regis</i>		
RARAS		
<i>Albula pacifica</i>	<i>Haemulon steindachneri</i>	<i>Orthopristis reddingi</i>
<i>Albula gilberti</i>	<i>Hoplopagrus guentherii</i>	<i>Paralichthys woolmani</i>
<i>Anchoa lucida</i>	<i>Hyporhamphus rosae</i>	<i>Pleuronichthys guttulatus</i>
<i>Ariopsis seemanni</i>	<i>Isopisthus remifer</i>	<i>Pleuronichthys verticalis</i>
<i>Ariosoma gilberti</i>	<i>Lepophidium prorates</i>	<i>Polydactylus approximans</i>
<i>Bagre panamensis</i>	<i>Lutjanus guttatus</i>	<i>Pomadasys branickii</i>
<i>Calamus brachysomus</i>	<i>Menticirrhus elongatus</i>	<i>Pomadasys panamensis</i>
<i>Carangoides otrynter</i>	<i>Menticirrhus panamensis</i>	<i>Prionotus birostratus</i>
<i>Centropomus robalito</i>	<i>Menticirrhus nasus</i>	<i>Prionotus horrens</i>
<i>Centropomus armatus</i>	<i>Mustelus lunulatus</i>	<i>Pseudobatos glaucostigma</i>
<i>Ctenogobius sagittula</i>	<i>Occidentarius platypogon</i>	<i>Sardinops sagax</i>
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	<i>Oligoplites altus</i>	<i>Selene peruviana</i>
<i>Cynoponticus coniceps</i>	<i>Oligoplites refulgens</i>	<i>Sphoeroides lispus</i>
<i>Cynoscion reticulatus</i>	<i>Oligoplites saurus</i>	<i>Sphoeroides lobatus</i>
<i>Diplectrum macropoma</i>	<i>Ophichthus zophochir</i>	<i>Stellifer fuerthii</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Ophichthus triserialis</i>	<i>Symphurus fasciolaris</i>
<i>Gymnura marmorata</i>	<i>Ophidion galeoides</i>	<i>Trachinotus kennedyi</i>
<i>Haemulon californiense</i>	<i>Opisthonema bulleri</i>	<i>Trachinotus paitensis</i>
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	<i>Opisthonema libertate</i>	<i>Trichiurus lepturus</i>
<i>Haemulon scudderii</i>		

Tabla 5. Clasificación del componente comunitario de las especies de la laguna costera Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

COMUNES		
<i>Achirus mazatlanus</i>	<i>Etropus crossotus</i>	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>
<i>Anchoa ischana</i>	<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Selene peruviana</i>
<i>Balistes polylepis</i>	<i>Eucinostomus gracilis</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i>
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	<i>Haemulopsis nitidus</i>	<i>Urolophus halleri</i>
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	
FRECUENTES		
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	<i>Nematistius pectoralis</i>	<i>Syacium ovale</i>
<i>Caranx caballus</i>	<i>Oligoplites refulgens</i>	<i>Synodus scituliceps</i>
<i>Diplectrum pacificum</i>	<i>Opisthonema libertate</i>	<i>Trachinotus kennedyi</i>
<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Pomadasys macracanthus</i>	
<i>Haemulopsis elongatus</i>	<i>Pseudobatos glaucostigma</i>	
OCASIONALES		
<i>Ariopsis seemanni</i>	<i>Eugerres lineatus</i>	<i>Lile stolifera</i>
RARAS		
<i>Achirus scutum</i>	<i>Cynoscion stolzmanni</i>	<i>Ophichthus zophochir</i>
<i>Albula esuncula</i>	<i>Diplectrum macropoma</i>	<i>Orthopristis reddingi</i>
<i>Albula pacifica</i>	<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Paralichthys aestuarius</i>
<i>Albula gilberti</i>	<i>Gerres simillimus</i>	<i>Paralonchurus rathbuni</i>
<i>Anchoa lucida</i>	<i>Gymnothorax equatorialis</i>	<i>Polydactylus opercularis</i>
<i>Anchovia macrolepidota</i>	<i>Haemulon maculicauda</i>	<i>Pomadasys panamensis</i>
<i>Ariopsis guatemalensis</i>	<i>Haemulon scudderii</i>	<i>Prionotus birostratus</i>
<i>Bagre panamensis</i>	<i>Haemulon steindachneri</i>	<i>Prionotus ruscarius</i>
<i>Bairdiella icistia</i>	<i>Haemulopsis leuciscus</i>	<i>Peprilus medius</i>
<i>Caranx caninus</i>	<i>Hemicaranx leucurus</i>	<i>Scomberomorus sierra</i>
<i>Caranx vinctus</i>	<i>Hemicaranx zelotes</i>	<i>Scorpaena sonorae</i>
<i>Centropomus robalito</i>	<i>Hoplopagrus guentherii</i>	<i>Selene brevoortii</i>
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	<i>Larimus acclivis</i>	<i>Sphoeroides lispus</i>
<i>Citharichthys gilberti</i>	<i>Lutjanus guttatus</i>	<i>Sphoeroides lobatus</i>
<i>Citharichthys platophrys</i>	<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Sphyraena ensis</i>
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	<i>Menticirrhus panamensis</i>	<i>Sphyrna lewini</i>
<i>Colpichthys regis</i>	<i>Menticirrhus nasus</i>	<i>Syacium maculiferum</i>
<i>Cyclosetta panamensis</i>	<i>Micropogonias ectenes</i>	<i>Symphurus chabanaudi</i>
<i>Cyclosetta querna</i>	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Trachinotus paitensis</i>
<i>Cynoponticus coniceps</i>	<i>Occidentarius platypogon</i>	<i>Umbrina xanti</i>
<i>Cynoscion nannus</i>	<i>Oligoplites altus</i>	<i>Urotrygon chilensis</i>
<i>Cynoscion reticulatus</i>	<i>Oligoplites saurus</i>	

7.2.6 Dominancia por Índice de Valor Biológico (IVB)

El IVB determinó la importancia jerárquica de las especies de peces de la laguna costera Las Guásimas (2016-2017), este es un indicador de la dominancia y mostró que 20 especies son las más importantes: *Diapterus brevirostris* (82), *Paralabrax maculatofasciatus* (81), *Etropus crossotus* (79), *Haemulopsis nitidus* (78), *Cetengraulis mysticetus* (71), *Eucinostomus entomelas* (70), *Diplectrum pacificum* (66), *Pseudupeneus grandisquamis* (65), *E. gracilis* (64), *E. dowii* (63), *Sphoeroides annulatus* (59), *Anchoa ischana* (46), *Ariopsis guatemalensis* (44), *Lile stolifera* (41), *Mugil cephalus* (40), *Balistes polylepis* (40), *Synodus scituliceps* (40), *H. elongatus* (36), *Scorpaena sonorae* (36) y *Urolophus halleri* (28) (Fig. 14).

En la laguna costera Navachiste el IVB (2016-2017) mostró que 20 especies fueron dominantes: *D. brevirostris* (92), *U. halleri* (87), *H. nitidus* (85), *E. dowii* (65), *B. polylepis* (59), *E. gracilis* (50), *E. entomelas* (49), *Opisthonema libertate* (45), *S. annulatus* (44), *H. elongatus* (43), *P. maculatofasciatus* (42), *E. crossotus* (41), *Bagre panamensis* (40), *Selene peruviana* (36), *Urotrygon chilensis* (35), *Achirus mazatlanus* (33), *Scomberomorus sierra* (32), *Chaetodipterus zonatus* (31), *P. grandisquamis* (31) y *A. ischana* (28) (Fig. 15).

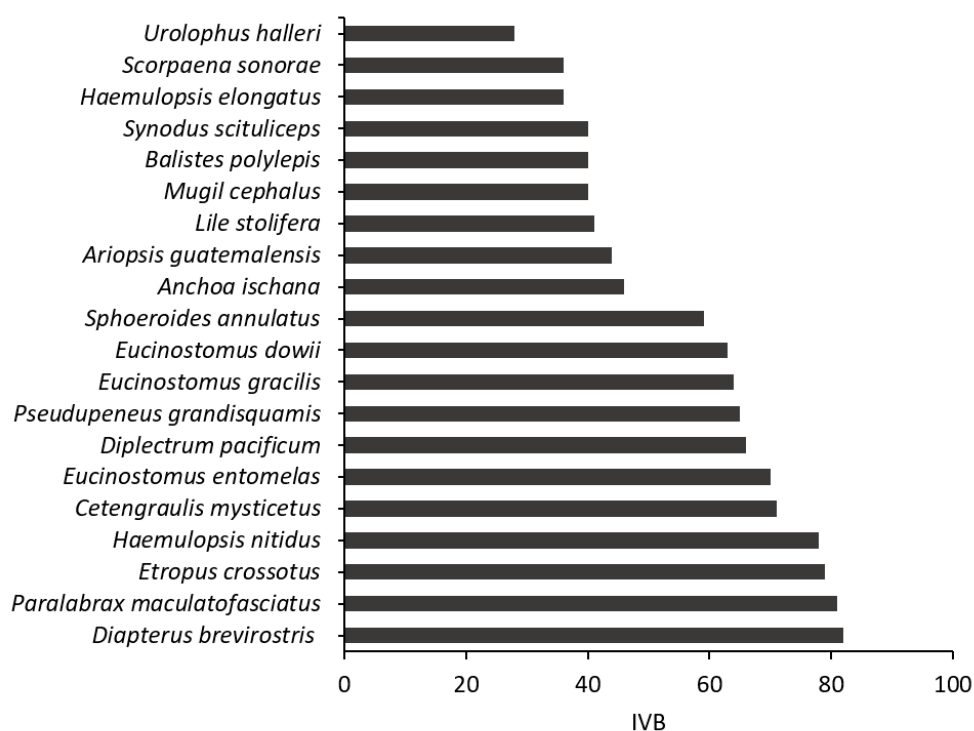


Figura 14. Índice de Valor Biológico de las especies de peces presentes en la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).

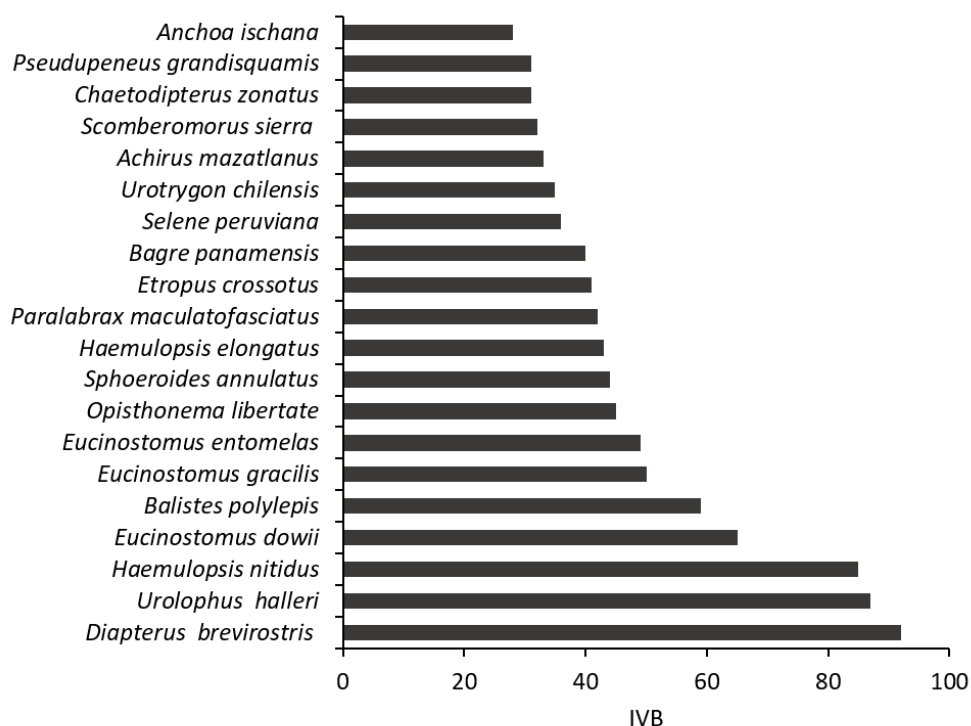


Figura 15. Índice de Valor Biológico de las especies de peces presentes en la laguna costera Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

7.2.7 Índice de similitud de Bray-Curtis

Se evaluó la similitud en composición de especies entre estaciones para la laguna Las Guásimas, Sonora. El dendrograma y análisis SIMPROF mostró similitud estructural formando dos agrupaciones, conformadas por el interior y exterior de las estaciones de invierno y otoño (**grupo A**), por último, se agrupó el interior y exterior de primavera (**grupo B**) (Fig. 16). En el gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) se observó el mismo patrón que en el dendrograma, formando dos grupos con una similitud del 40 % (Fig. 18). Según el análisis SIMPER (Tabla 6) reveló que el **grupo A¹** (invierno interior y exterior) que presentó una similitud de 51% su estructura del ensamblaje estuvo definida por 10 especies, el **grupo A²** (otoño interior exterior) que presentó una similitud de 45 % definida por 10 especies, el **grupo A³** (invierno y otoño interior) que presentó una similitud de 52 % por 10 especies, para el **grupo A⁴** (invierno y otoño exterior) con una similitud de 52 % fueron 10 especies y el **grupo B** (primavera interior y exterior) presentó una similitud del 55 % lo definió 9 especies. Compartiendo entre los grupos a las especies *Eucinostomus gracilis*, *E. entomelas*, *Colpichthys regis*, *Etropus crossotus*, *Diapterus brevirostris*, *Haemulon steindachneri*, *Haemulopsis nitidus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *H.*

elongatus, *Ariopsis guatemalensis*, *Mugil cephalus*, *Cetengraulis mysticetus*, *Pomadasys macracanthus*, *Albula pacifica*, *A. gilberti* y *Diplectrum pacificum* (Tabla 6).

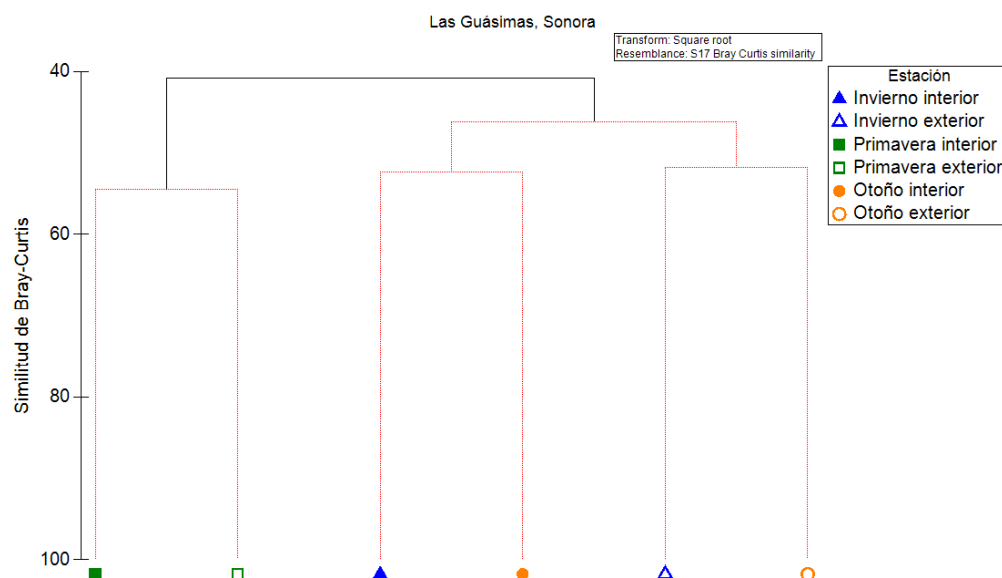


Figura 16. Dendrograma de agrupamiento entre estaciones del año de la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).

Para la laguna Navachiste, Sinaloa el dendrograma y análisis SIMPROF se mostró una similitud estructural formando cuatro agrupaciones, el **grupo a** estuvo conformado por tres estaciones el exterior de invierno con el interior y exterior de primavera, **grupo b** por el interior de invierno y exterior de otoño, **grupo c** el interior y exterior de verano y **grupo d** es independiente con el interior en otoño (Fig. 17). En el gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) se observó el mismo patrón que el dendrograma, formando cuatro grupos con una similitud del 40 % (Fig. 18). El análisis SIMPER (Tabla 7) reveló el **grupo a**¹ (primavera interior y exterior) con una similitud de 37 % su estructura del ensamblaje estuvo definida por 8 especies, para el **grupo a**² (primavera interior e invierno exterior) con una similitud 38 % y el **grupo a**³ (primavera e invierno exterior) con una similitud de 58 % fueron 7 especies, en cambio, para el **grupo b** (invierno interior y otoño exterior) con una similitud del 50 % lo definieron 11 especies y el **grupo c** (verano interior y exterior) con una similitud del 45 % fueron 10 especies; entre los grupos se compartieron las especies *Opisthonema libertate*, *Scomberomorus sierra*, *Pomadasys panamensis*, *Balistes polylepis*, *Eucinostomus gracilis*, *Caranx vinctus*, *Cynoponticus coniceps*, *E. entomelas*, *Diapterus brevirostris*, *Haemulopsis nitidus*, *Chaetodipterus zonatus* y *Urolophus halleri* (Tabla 7).

Tabla 6. Resultado del análisis SIMPER de las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de la agrupación de la laguna costera Las Guásimas. Grupo A1 (invierno interior y exterior), A² (otoño interior y exterior), A³ (invierno y otoño interior), grupo A⁴ (invierno y otoño exterior), grupo B (primavera interior y exterior).

Las Guásimas	Grupo A ¹ (51%)	Grupo A ² (45%)	Grupo A ³ (52%)	Grupo A ⁴ (52%)	Grupo B (55%)
Especies / Contribución	%	%	%	%	%
<i>Eucinostomus gracilis</i>	12.2		11.21		2.73
<i>Eucinostomus entomelas</i>	11.4	3.04	4.9	2.93	
<i>Colpichthys regis</i>	6.14			6.92	
<i>Etropus crossotus</i>	5.98		5.36		11.13
<i>Diapterus brevirostris</i>	4.07	4.4		2.51	6.45
<i>Haemulon steindachneri</i>	4.07			4.2	
<i>Haemulopsis nitidus</i>	3.65	7.61		4.36	
<i>Anchoa ischana</i>	3.56				
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	3.47			4.32	
<i>Haemulopsis elongatus</i>	2.66		3.01		
<i>Ariopsis guatemalensis</i>		6.74	9.03		6.73
<i>Mugil cephalus</i>		5.43	6.29		2.94
<i>Cetengraulis mysticetus</i>		4.69	3.03		8.22
<i>Pomadasys macracanthus</i>		4.24	3.84		
<i>Albula pacifica</i>		3.65		4.44	
<i>Albula gilberti</i>		3.33	3.86		
<i>Diplectrum pacificum</i>		2.95		5.39	
<i>Eucinostomus dowii</i>			2.98		
<i>Oligoplites refulgens</i>				2.61	
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>				2.58	
<i>Lile stolifera</i>					4.91
<i>Prionotus birostratus</i>					2.92
<i>Bagre panamensis</i>					2.73

Tabla 7. Resultado del análisis SIMPER de las especies que más contribuyeron a la similitud dentro de la agrupación de la laguna costera Navachiste. Grupo a¹ (primavera interior y exterior), grupo a² (primavera interior e invierno exterior), grupo a³ (primavera e invierno exterior), grupo b (invierno interior y otoño exterior), grupo c (verano interior y exterior), % (porcentaje de contribución).

Navachiste	Grupo a¹ (37%)	Grupo a² (38%)	Grupo a³ (58%)	Grupo b (50%)	Grupo c (45%)
Especies / Contribución	%	%	%	%	%
<i>Opisthonema libertate</i>	10.05	5.05	8.49		
<i>Scomberomorus sierra</i>	9.64	15.01	7.03		4.28
<i>Pomadasys panamensis</i>	8.62		13.74		
<i>Balistes polylepis</i>	4.72	5.05			
<i>Eucinostomus gracilis</i>	4.72	5.05		3.25	
<i>Caranx vinctus</i>	4.42		11.90		
<i>Cynoponticus coniceps</i>	4.31		6.87		
<i>Eucinostomus entomelas</i>	4.31	4.61			
<i>Diapterus brevirostris</i>		11.42	13.07	4.35	2.85
<i>Bagre pinnimaculatus</i>			6.87		
<i>Trachinotus kennedyi</i>		5.15			
<i>Lile stolifera</i>				10.15	
<i>Etropus crossotus</i>				6.34	
<i>Eugerres lineatus</i>				5.88	
<i>Haemulopsis nitidus</i>				4.73	10.72
<i>Achirus mazatlanus</i>				4.64	
<i>Ariopsis seemanni</i>				4.07	
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>				3.32	
<i>Chaetodipterus zonatus</i>				3.18	3.25
<i>Urolophus halleri</i>				3.06	2.44
<i>Selene peruviana</i>					8.60
<i>Haemulon maculicauda</i>					5.90
<i>Larimus acclivis</i>					3.53
<i>Oligoplites refulgens</i>					3.09
<i>Eucinostomus dowii</i>					3.02

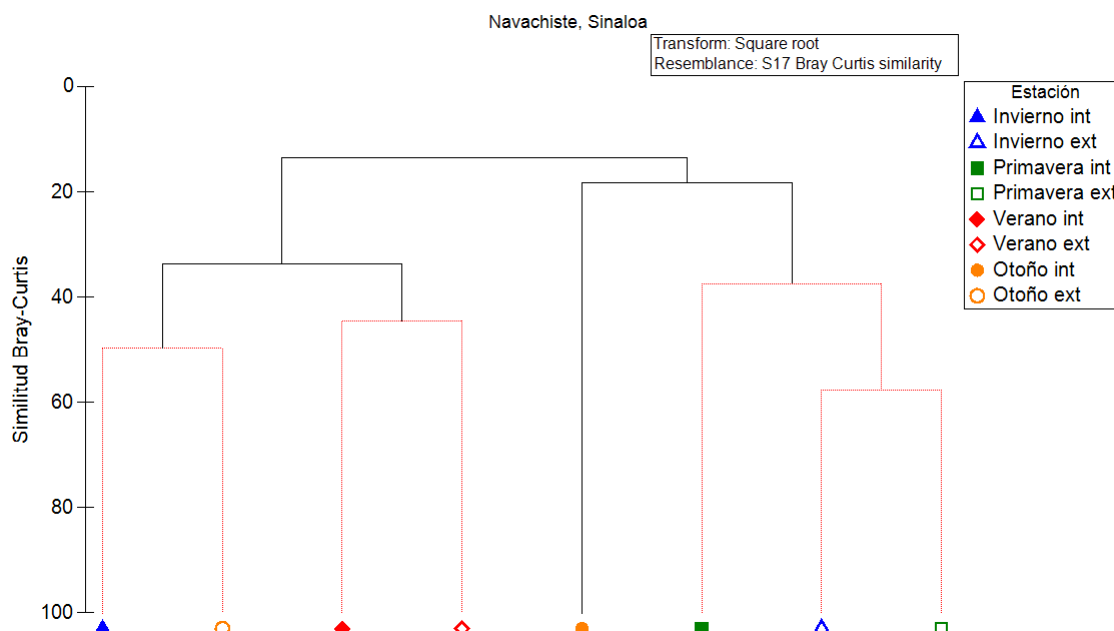


Figura 17. Dendrograma de agrupamiento entre estaciones del año de la laguna costera Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

El gráfico NMDS presentó un valor de estrés aceptable (Stress= 0.07), formando los dos grupos de la laguna Las Guásimas y los cuatro grupos de la laguna Navachiste, denota una buena explicación del ordenamiento, distinguiendo el patrón de agrupamiento de la ictiofauna correspondiente a cada laguna costera (Fig. 18). El análisis ANOSIM indicó diferencias estadísticamente significativas entre las comunidades de las dos lagunas costeras ($R= 0.333$, $p= 0.044$). El análisis SIMPER mostró que la similitud estructural entre las lagunas costeras es de 24%, revelando que las 14 especies que más contribuyen a la similitud que son *Eucinostomus dowii* (5.70 %), *E. gracilis* (5.41 %), *Etropus crossotus* (4.67 %), *Haemulopsis nitidus* (4.62 %), *Paralabrax maculatofasciatus* (3.96 %), *Diapterus brevirostris* (3.63 %), *E. entomelas* (3.53 %), *Diplectrum pacificum* (2.79 %), *Cetengraulis mysticetus* (2.64 %), *Ariopsis guatemalensis* (2.55 %), *Pseudupeneus grandisquamis* (2.31 %), *Anchoa ischana* (2.21 %), *Urolophus halleri* (2.13 %) y *Lile stolifera* (2.03 %).

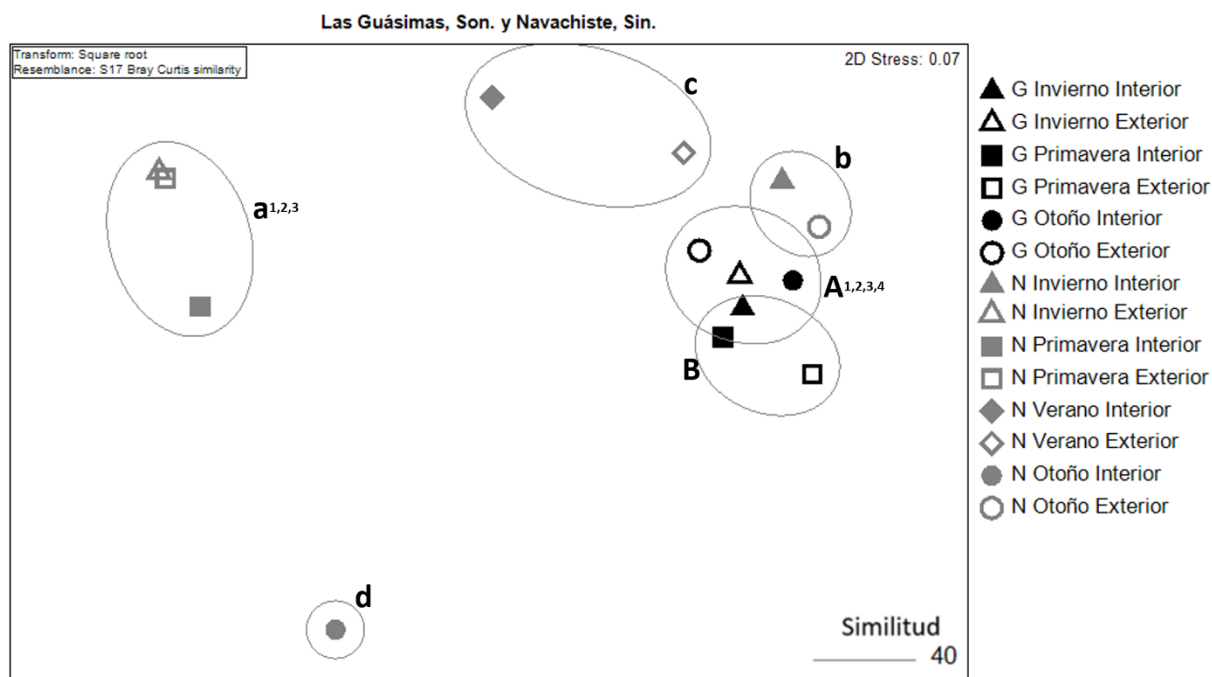


Figura 18. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) correspondientes a los datos de Similitud de las abundancias en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (G) y Navachiste, Sinaloa (N) 2016-2017.

7.3 Enfoque taxonómico

7.3.1 Diversidad alfa

Para la laguna costera Las Guásimas la mayor diversidad alfa se observó en otoño interior y exterior (52 y 46 especies respectivamente), seguido de primavera interior (42) e invierno exterior (41). Para la laguna costera Navachiste su mayor diversidad alfa fue en verano interior (53 especies) y otoño exterior (49), seguido de invierno interior (31). Se observó una mayor diversidad Alfa estacionalmente en Las Guásimas en comparación con Navachiste (Fig. 19).

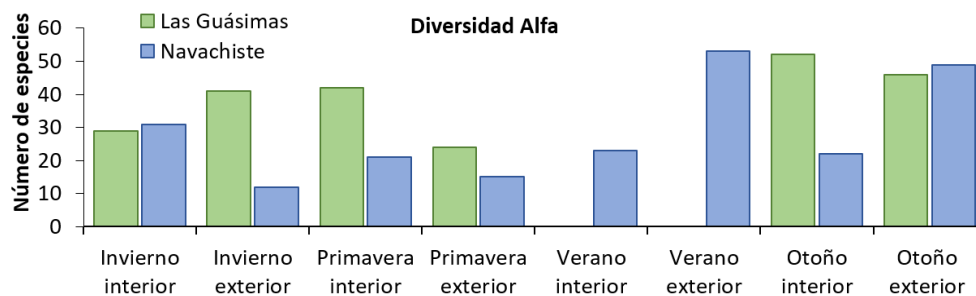


Figura 19. Diversidad alfa estacional en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa.

7.3.2 Diversidad alfa promedio, beta y gamma

La mayor diversidad alfa promedio se observó en la laguna Las Guásimas con un total de 39 especies en comparación de la laguna Navachiste, la cual obtuvo 28 especies. En el caso de la tasa de recambio, o diversidad beta, fue mayor en la laguna Navachiste con 67 especies, mientras que en la laguna Las Guásimas con 51 especies. Por otro lado, la diversidad gamma fue mayor en la laguna Navachiste con 95 especies y la laguna Las Guásimas con 90 especies (Fig. 20).

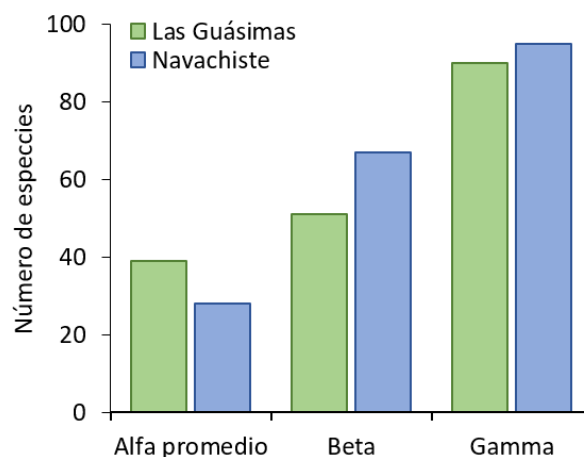


Figura 20. Diversidad alfa promedio, beta y gamma de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa.

7.3.3 Análisis de índices de diversidad taxonómica

7.3.3.1 Índice de distinción taxonómica (Δ^*)

Se calculó mediante el uso de la abundancia estacional registrada para ambas lagunas. Para la laguna costera Las Guásimas, se obtuvo un valor máximo de la distancia de la rama del árbol taxonómico en la estación de primavera exterior ($\Delta^*=64.6$) y otoño interior ($\Delta^*=63.7$), la menor distancia en invierno exterior ($\Delta^*=59.8$), no mostró diferencia significativa entre las estaciones del año ($F(2,3) = 2.7757$, $p = 0.2078$) (Fig. 21; Tabla 8).

En el caso de la laguna costera Navachiste, al igual que el caso anterior, no se encontraron diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(3,4) = 1.1912$, $p = 0.4191$), sin embargo, el mayor valor de la distancia de la rama del árbol taxonómico fue para las estaciones de verano exterior ($\Delta^*=64.3$) y primavera interior ($\Delta^*=63.2$), mientras que la menor fue en verano interior ($\Delta^*=58.7$) (Fig. 21; Tabla 8).

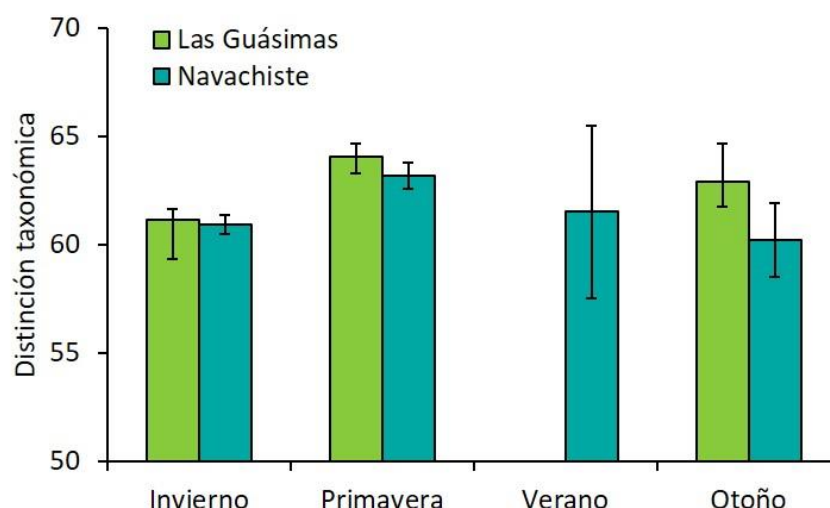


Figura 21. Distinción taxonómica (Δ^* , media \pm error estándar) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

Tabla 8. Valores estacionales de diversidad taxonómica de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017), Δ^* índice de distinción taxonómica; $\Delta+$ índice de distinción taxonómica promedio y $\Lambda+$ variación de la distinción taxonómica.

	Las Guásimas			Navachiste		
	Δ^*	$\Delta+$	$\Lambda+$	Δ^*	$\Delta+$	$\Lambda+$
Invierno interior	62.5	65.1	86.0	61.2	65.2	177.2
Invierno exterior	59.8	64.6	90.4	60.6	66.9	105.2
Primavera interior	63.5	65.8	88.6	63.2	65.4	106.9
Primavera exterior	64.6	65.6	80.5	63.1	65.9	123.7
Verano interior	-	-	-	58.7	62.3	118.2
Verano exterior	-	-	-	64.3	65.4	152.2
Otoño interior	63.7	65.1	88.4	61.4	63.5	81.3
Otoño exterior	62.1	66.0	107.2	59.0	64.2	117.1

7.3.3.2 Índice de distinción taxonómica promedio o Delta ($\Delta+$)

Se obtiene mediante los datos de presencia/ausencia de las especies estacionalmente para ambas lagunas. La laguna costera Las Guásimas, la mayor distancia de las ramas del árbol taxonómico se registró en otoño exterior ($\Delta+$ =66) y primavera interior ($\Delta+$ = 65.8). En cambio, la menor distancia en invierno exterior ($\Delta+$ =64.6), la prueba estadística mostró que no hay diferencia significativa entre las estaciones del año ($F(2,3) = 0.7857$, $p = 0.5316$) (Fig. 22; Tabla 8). Los valores de $\Delta+$, se ubicaron dentro del intervalo de confianza del 95 % y cerca de la media esperada con un valor de 65 unidades (Fig. 23).

Para la laguna costera Navachiste, la mayor distancia de las ramas del árbol taxonómico se encuentra en invierno exterior ($\Delta+= 66.9$), seguida de primavera exterior ($\Delta+=65.9$), primavera interior y verano exterior ($\Delta+=65.4$), y la menor distancia en verano interior ($\Delta+=62.3$), entre estaciones del año no existen diferencias significativas ($F(3,4) = 1.5231, p = 0.338$) (Fig. 22; Tabla 8). Se observó que todas las estaciones del año están dentro de los intervalos de confianza del 95 %, la mayoría cerca o sobre la línea media con un valor de 65 unidades, a excepción verano y otoño interior, ya que se encuentran por debajo de la media (Fig. 23).

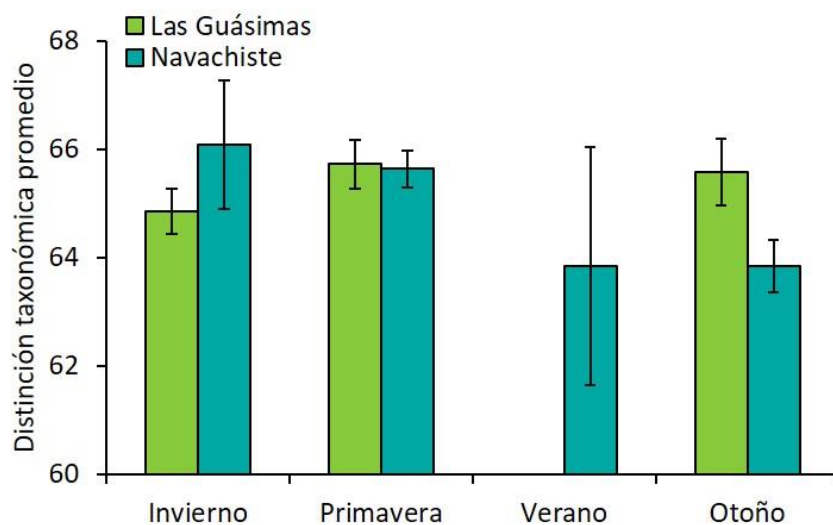


Figura 22. Distinción taxonómica promedio ($\Delta+$, media \pm error estándar) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

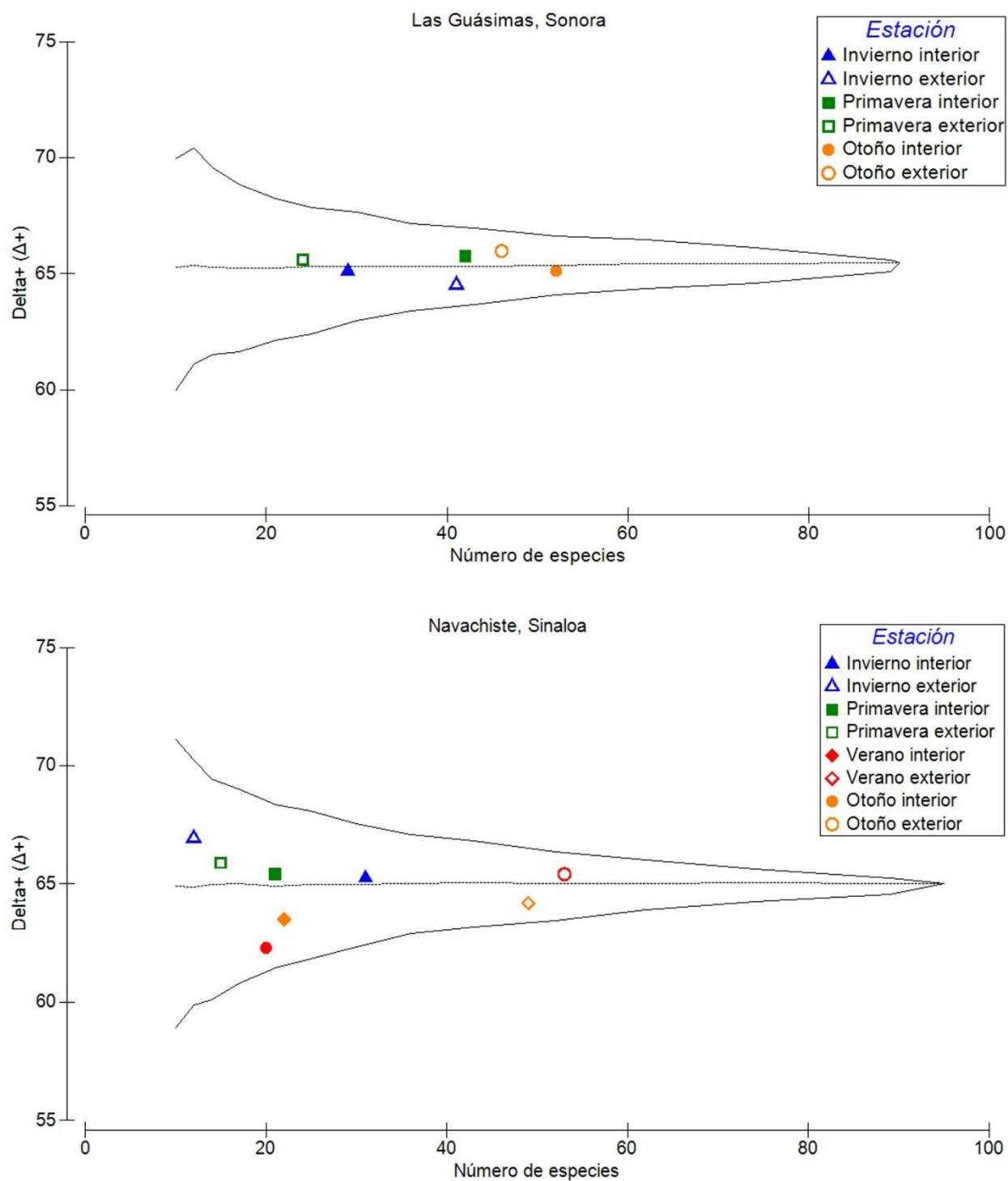


Figura 23. Túnel de la distinción taxonómica promedio o delta ($\Delta+$) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017), con los intervalos de confianza al 95 % y la media esperada.

7.3.3.3 Índice de variación de la distinción taxonómica o Lambda ($\Lambda+$)

Se obtuvo mediante los datos de presencia/ausencia siendo la variancia de $\Delta+$. Para la laguna costera Las Guásimas, se registró la mayor distancia de las ramas del árbol taxonómico en la estación de otoño e invierno exterior ($\Lambda+= 107.2$ y 90.4 respectivamente) y la menor distancia se observó en primavera exterior ($\Lambda+= 80$) (Fig. 24; Tabla 8), no se muestran diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(2,3) = 1.0642$, $p = 0.4474$). Las estaciones del año se encuentran dentro de los intervalos de confianza del 95 %, cerca de la media con valor de 91 unidades (Fig. 25).

Para la laguna costera Navachiste la mayor distancia de las ramas del árbol taxonómico es en invierno interior ($\Lambda+= 177.2$), seguido de verano y primavera exterior ($\Lambda+= 152.2$ y 123.7 respectivamente) y la menor distancia en otoño interior ($\Lambda+= 81.3$) (Fig. 24; Tabla 8), no mostraron diferencias significativas entre las estaciones del año ($F(3,4) = 0.2295$, $p = 0.8717$). Se observó que la mayoría de las estaciones del año están dentro de los intervalos de confianza del 95 %, cerca de la media con valor de 123 unidades, excepto invierno interior y verano exterior que se ubicaron por fuera del límite superior de la distribución de probabilidad del 95 % (Fig. 25).

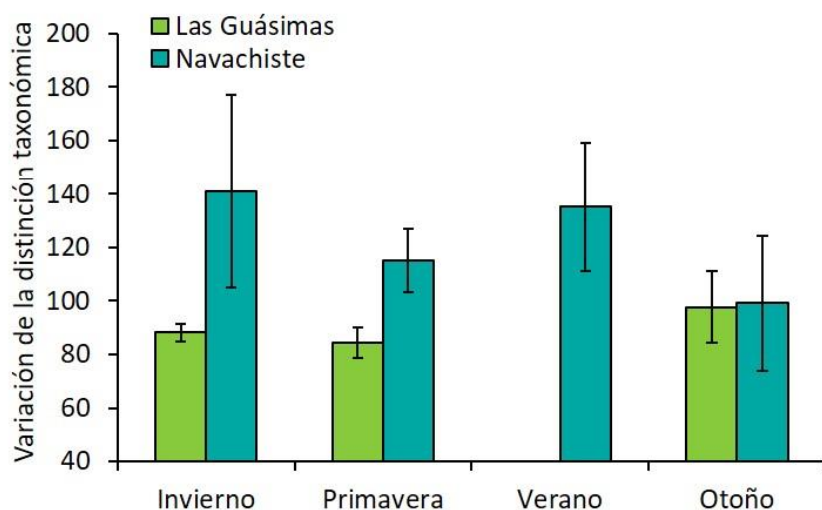


Figura 24. Variación de la distinción taxonómica ($\Lambda+$, media \pm error estándar) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

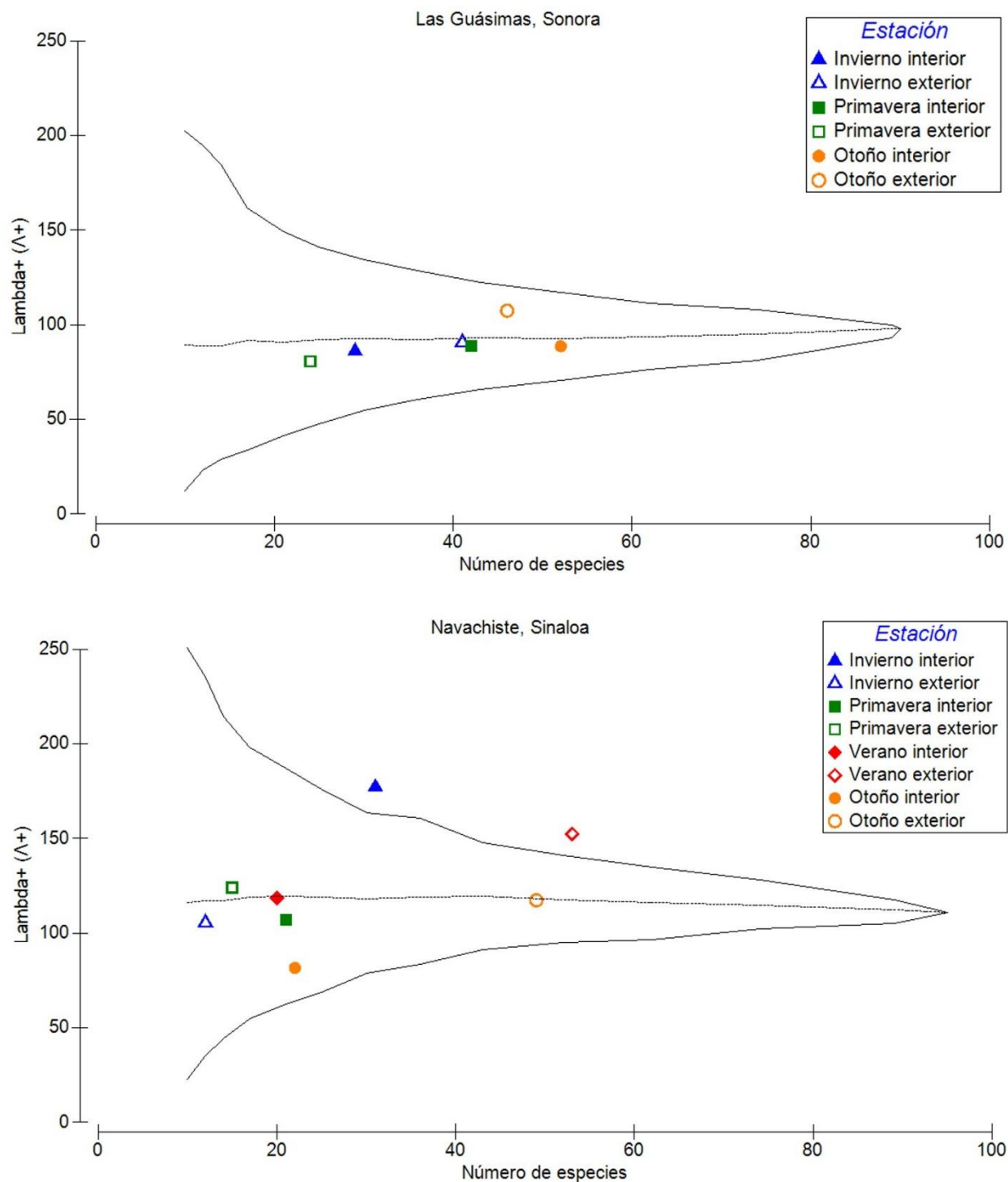


Figura 25. Túnel de la variación de la distinción taxonómica o lambda ($\Lambda+$) en la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017), con los intervalos de confianza al 95 % y la media esperada.

7.4 Enfoque funcional

La proporción de los rasgos funcionales de las especies presentes en la comunidad de peces de la laguna costera Las Guásimas y Navachiste, mostraron un comportamiento similar en cuanto los rasgos que predominaron (Fig. 26). Los rasgos dominantes son nivel trófico 3.5-3.99, Zoobentívoros, especies marinas ocasionales, resiliencia alta-media, vulnerabilidad moderada-baja, posición de boca terminal y aleta caudal ahorquillada.

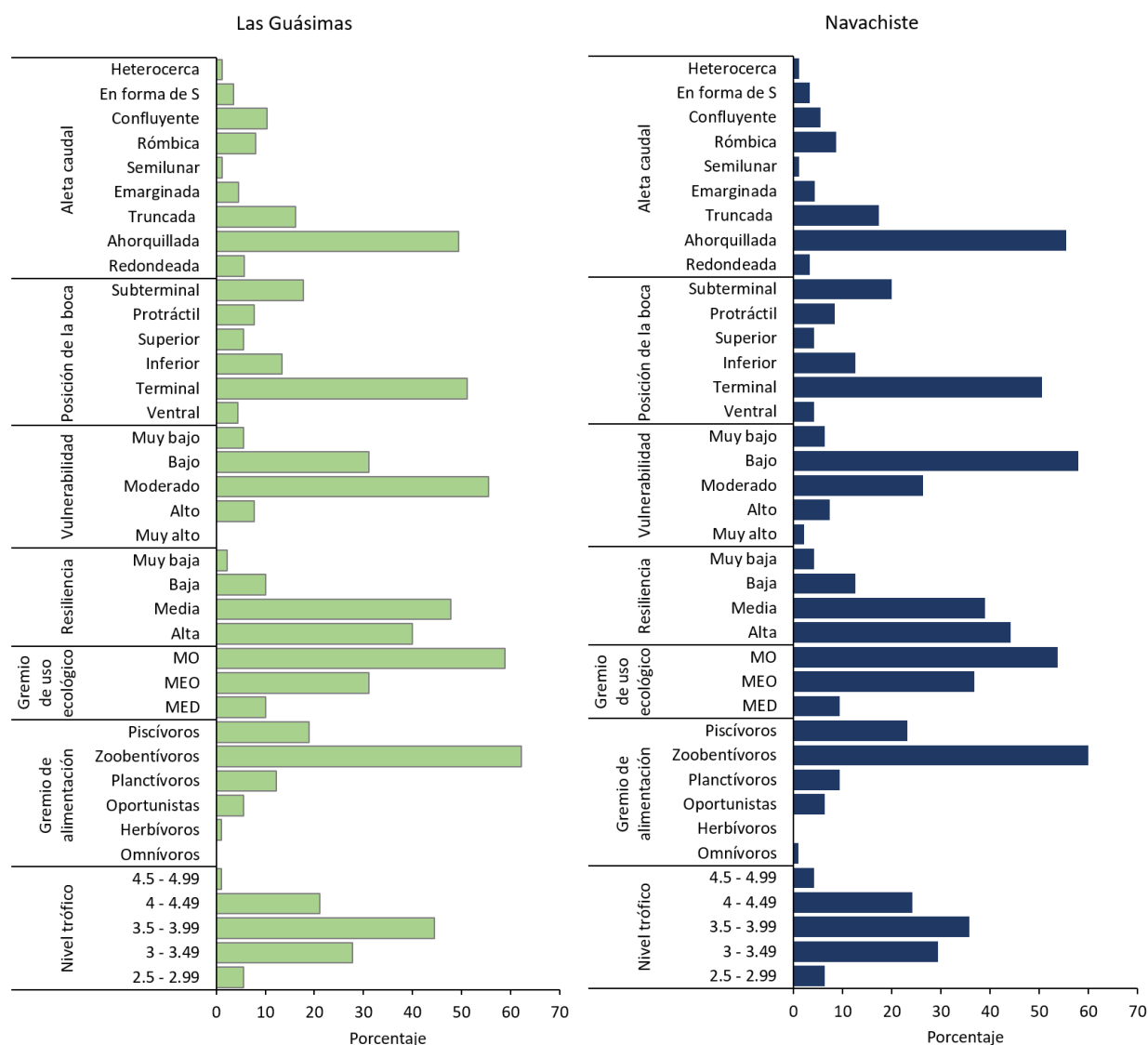


Figura 26. Comportamiento de los rasgos funcionales de la comunidad de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

7.4.1 Grupos funcionales

En la laguna costera Las Guásimas se obtuvo un dendrograma de similitud de Bray-Curtis, agrupando por afinidad de las especies, formando 10 grupos funcionales (A-J) (Fig. 27). Los grupos están integrados por más de dos especies, el **grupo A** estuvo integrado por tres especies con una similitud de 47.7 %, el **grupo B** con dos especies con una similitud de 85.7 %, el **grupo C** con 7 especies con una similitud de 73.4 %, el **grupo D** con 15 especies con una similitud de 60.2 %, el **grupo E** con cuatro especies con una similitud de 64.2 %, el **grupo F** con ocho especies con una similitud de 64.2 %, el **grupo G** 13 especies con una similitud de 66.8 %, el **grupo H** once especies con una similitud de 61.5 %, el **grupo I** siete especies con una similitud de 65.3 % y el **grupo J** 20 especies con una similitud de 59.9 % (Fig. 27). La Tabla 9 muestra las especies que integran los grupos y los rasgos funcionales de la comunidad de peces obtenidos mediante el análisis de contribución SIMPER, que permite conocer la similitud entre grupos en la laguna de Las Guásimas.

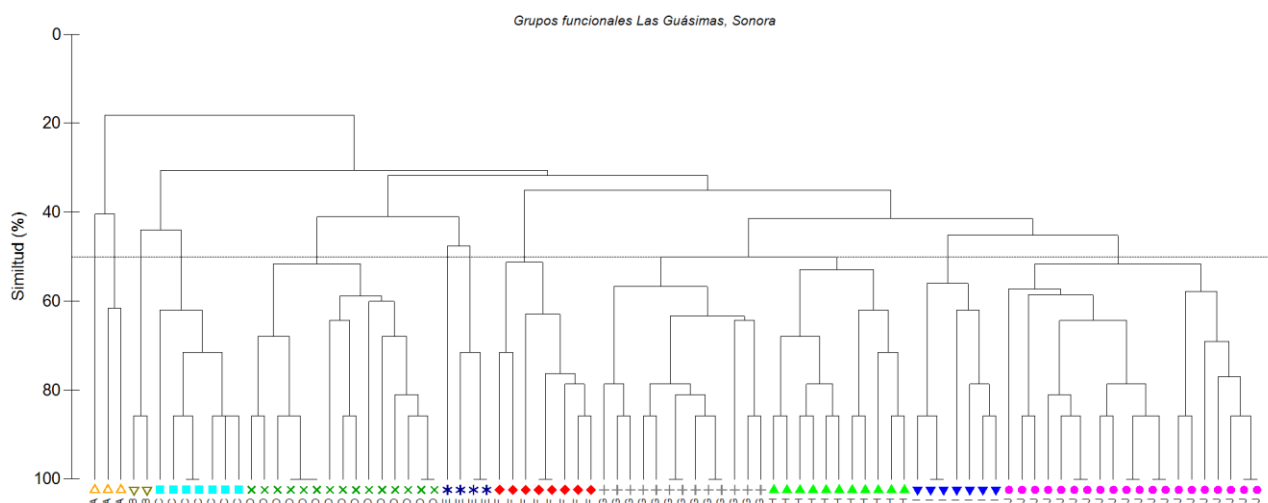


Figura 27. Agrupaciones de los rasgos funcionales de la comunidad de peces en la laguna costera Las Guásimas, Sonora (2016-2017).

Tabla 9. Grupos funcionales de peces en la laguna costera Las Guásimas, Sonora, se presenta el porcentaje de similitud del grupo (*), los rasgos funcionales (RA) que definen cada grupo y el porcentaje que contribuye a la similitud (%).

Grupo	Especies	RA	%
A *47.4 %	<i>Gymnura marmorata, Mustelus lunulatus, Urolophus halleri</i>	MEO	33.33
		Ven	33.33
		Zoo	11.71
		RB	10.81
		VA	10.81
B *85.7 %	<i>Mugil cephalus, Sardinops sagax</i>	NT1	16.67
		MEO	16.67
		PL	16.67
		RM	16.67
		T	16.67
		Aho	16.67
C *73.4 %	<i>Cetengraulis mysticetus, Lile stolifera, Anchoa ischana, Anchoa nasus, Opisthonema libertate, Anchoa lucida, Opisthonema bulleri</i>	PL	19.44
		RA	19.44
		SubT	19.44
		Aho	19.44
		VB	9.26
D *60.2 %	<i>Isopisthus remifer, Syacium ovale, Oligoplites saurus, Synodus scituliceps, Oligoplites refulgens, Selene peruviana, Paralabrax maculatofasciatus, Diplectrum pacificum, Lutjanus guttatus, Bagre panamensis, Trichiurus lepturus, Scomberomorus sierra, Haemulon scudderii, Carangoides otrynter, Oligoplites altus</i>	NT4	20.54
		Pis	20.54
		T	14.9
		MO	12.42
		RM	8.13
		VB	8.13
		Aho	8.13
E *64.2 %	<i>Ctenogobius sagittula, Stellifer fuerthii, Paralichthys aestivalis, Paralichthys woolmani</i>	MO	22.22
		Rom	22.22
		RM	22.22
		VM	11.11
		SubT	11.11
F *64.2 %	<i>Ariopsis guatemalensis, Pseudupeneus grandisquamis, Centropomus robalito, Eucinostomus dowii, Eucinostomus gracilis, Eucinostomus currani, Diapterus brevirostris, Eucinostomus entomelas</i>	Zoo	22.22
		Aho	22.22
		NT2	11.9
		MED	11.9
		RA	11.9
		P	11.9
G *66.8 %	<i>Polydactylus approximans, Cyclopsetta panamensis, Etropus crossotus, Bairdiella ensifera, Diplectrum macropoma, Ariosoma gilberti, Ophidion galeoides, Prionotus birostratus, Sphoeroides lispus, Sphoeroides lobatus, Hyporhamphus rosae, Symphurus chabanaudi, Symphurus fasciolaris</i>	VB	21.37
		MO	18.08
		RA	18.08
		NT3	12.33

	Zoo	12.33
	T	12.33
H	<i>Haemulopsis elongatus, Haemulopsis nitidus, Pomadasys branickii,</i>	Zoo 23.21
*61.5 %	<i>Pomadasys panamensis, Pomadasys macracanthus, Sphoeroides</i>	VB 23.21
	<i>annulatus, Caranx vinctus, Colpichthys regis, Micropogonias ectenes,</i>	MEO 11.81
	<i>Achirus mazatlanus, Albula gilberti</i>	T 11.81
		RM 10.55
		NT2 8.86
		Aho 4.22
I	<i>Menticirrhus panamensis, Menticirrhus elongatus, Menticirrhus nasus,</i>	Zoo 21.88
*65.3 %	<i>Albula pacifica, Porichthys analis, Pleuronichthys guttulatus,</i>	RM 21.88
	<i>Pleuronichthys verticalis</i>	NT2 15.63
		MO 15.63
		VM 6.25
		SubT 6.25
J	<i>Scorpaena sonorae, Cynoscion reticulatus, Prionotus horrens, Haemulon</i>	MO 21.62
*59.9 %	<i>californiensis, Centropomus armatus, Haemulon steindachneri,</i>	NT3 17.21
	<i>Trachinotus paitensis, Lepophidium prorates, Trachinotus kennedyi,</i>	Zoo 17.21
	<i>Ariopsis seemanni, Occidentarius platypogon, Ophichthus triserialis,</i>	VM 11.54
	<i>Ophichthus zophochir, Cynoponticus coniceps, Haemulon flaviguttatum,</i>	T 11.41
	<i>Balistes polylepis, Pseudobatos glaucostigma, Hoplopagrus guentherii,</i>	RM 9.78
	<i>Calamus brachysomus, Orthopristis reddingi</i>	Aho 5.64

Para la laguna costera Navachiste se obtuvo un dendrograma de 12 grupos (A-L) (Fig. 28). Los grupos están integrados por más de dos especies, el **grupo A** estuvo integrado por cuatro especies con una similitud de 66.6 %, el **grupo B** con tres especies con una similitud de 57.1 %, el **grupo C** con ocho especies con una similitud de 68.8 %, el **grupo D** con cinco especies con una similitud de 62.8 %, el **grupo E** con 16 especies con una similitud de 66.6 %, el **grupo F** con 12 especies con una similitud de 61.9 %, el **grupo G** dos especies con una similitud de 57.1 %, el **grupo H** 14 especies con una similitud de 63.7 %, el **grupo I** con ocho especies con una similitud de 67.3 %, el **grupo J** con 13 especies con una similitud de 63.9 %, el **grupo K** con cinco especies con una similitud de 64.3 % y el **grupo L** con cinco especies con una similitud de 58.1 % (Fig. 28). La Tabla 10 muestra las especies que integran los grupos y los rasgos funcionales de la comunidad de peces obtenidos mediante el análisis de contribución SIMPER, que permite conocer la similitud entre grupos en la laguna Navachiste.

Tabla 10. Grupos funcionales de peces en la laguna costera Navachiste, Sinaloa, se presenta el porcentaje de similitud del grupo (*), los rasgos funcionales (RA) que definen cada grupo y el porcentaje que contribuye a la similitud (%).

Grupo	Especies	RA	%
A *66.6 %	<i>Cynoponticus coniceps</i> , <i>Gymnothorax equatorialis</i> , <i>Lutjanus argentiventris</i> , <i>Sphyrna ensis</i>	NT4	21.43
		T	21.43
		RB	21.43
		MO	10.71
		Pis	10.71
		VA	10.71
B *57.1 %	<i>Sphyrna lewini</i> , <i>Bagre pinnimaculatus</i> , <i>Nematistius pectoralis</i>	MO	25
		Pis	25
		RMB	25
		NT5	8.33
C *68.8 %	<i>Paralichthys aestuarius</i> , <i>Syacium ovale</i> , <i>Paralonchurus rathbuni</i> , <i>Citharichthys gilberti</i> , <i>Syacium maculiferum</i> , <i>Etropus crossotus</i> , <i>Citharichthys platophrys</i> , <i>Cyclopsetta panamensis</i>	Rom	20.74
		MO	15.56
		RA	15.56
		VB	15.56
		SubT	15.56
		Zoo	11.11
D *60.2 %	<i>Menticirrhus panamensis</i> , <i>Menticirrhus nasus</i> , <i>Cyclopsetta querna</i> , <i>Achirus scutum</i> , <i>Symphurus chabanaudi</i>	MO	22.73
		RM	22.73
		NT2	13.64
		Zoo	13.64
		VB	13.64
E *66.6 %	<i>Diplectrum macropoma</i> , <i>Umbrina xanti</i> , <i>Pomadasys panamensis</i> , <i>Sphoeroides lispus</i> , <i>Sphoeroides lobatus</i> , <i>Hemicaranx zelotes</i> , <i>Selene brevoortii</i> , <i>Hemicaranx leucurus</i> , <i>Trachinotus paitensis</i> , <i>Caranx vinctus</i> , <i>Colpichthys regis</i> , <i>Haemulon steindachneri</i> , <i>Pomadasys macracanthus</i> , <i>Sphoeroides annulatus</i> , <i>Gerres simillimus</i> , <i>Haemulopsis elongatus</i>	Zoo	21.43
		VB	21.43
		T	16.25
		NT3	11.79
		MO	6.43
		Aho	6.43
F *61.9 %	<i>Synodus scituliceps</i> , <i>Oligoplites refulgens</i> , <i>Selene peruviana</i> , <i>Lutjanus guttatus</i> , <i>Diplectrum pacificum</i> , <i>Caranx caballus</i> , <i>Haemulon scudderii</i> , <i>Bairdiella icistia</i> , <i>Prionotus birostratus</i> , <i>Peprilus medius</i> , <i>Cynoscion nannus</i> , <i>Oligoplites saurus</i>	T	23.08
		VB	19.23
		NT4	15.73
		RA	9.79
		MO	7.34
		Pis	7.34
		Aho	7.34
G *57.1 %	<i>Chaetodipterus zonatus</i> , <i>Mugil cephalus</i>	MEO	25
		RM	25
		VM	25
		T	25

H	<i>Scomberomorus sierra, Cynoscion stolzmanni, Oligoplites altus, Prionotus</i>	MO	22.41
*63.7 %	<i>ruscarius, Cynoscion reticulatus, Paralabrax maculatofasciatus,</i>	VM	22.41
	<i>Hoplopagrus guentherii, Haemulon maculicauda, Orthopristis reddingi,</i>	T	16.26
	<i>Occidentarius platypogon, Ophichthus zophochir, Scorpaena sonorae,</i>	RM	13.55
	<i>Haemulopsis leuciscus, Trachinotus kennedyi</i>	NT3	6.9
		Zoo	6.9
I	<i>Centropomus robalito, Lile stolifera, Chloroscombrus orqueta,</i>	Aho	21.21
*67.3 %	<i>Opisthonema libertate, Anchoa ischana, Anchoa lucida, Anchovia</i>	RA	21.21
	<i>macrolepidota, Cetengraulis mysticetus</i>	MEO	15.91
		PL	15.91
		VB	7.58
		NT1	4.55
J	<i>Larimus acclivis, Micropogonias ectenes, Albula gilberti, Polydactylus</i>	NT2	22.35
*63.9 %	<i>opercularis, Eucinostomus currani, Eugerres lineatus, Achirus</i>	Zoo	18.91
	<i>mazatlanus, Albula esuncula, Eucinostomus dowii, Eucinostomus gracilis,</i>	RA	15.76
	<i>Haemulopsis nitidus, Diapterus brevirostris, Eucinostomus entomelas</i>	VB	15.76
		Aho	12.89
		MEO	4.3
		P	4.3
K	<i>Ariopsis guatemalensis, Pseudupeneus grandisquamis, Albula pacifica,</i>	MEO	22.22
*64.3 %	<i>Ariopsis seemanni, Bagre panamensis</i>	Zoo	22.22
		Aho	22.22
		INF	13.33
		RM	6.67
L	<i>Urolophus halleri, Pseudobatos glaucostigma, Urotrygon chilensis,</i>	MEO	26.93
*58.1 %	<i>Balistes polylepis, Caranx caninus</i>	RB	26.93
		Zoo	16.54
		Ven	8.6
		NT3	8.16
		VM	7.75

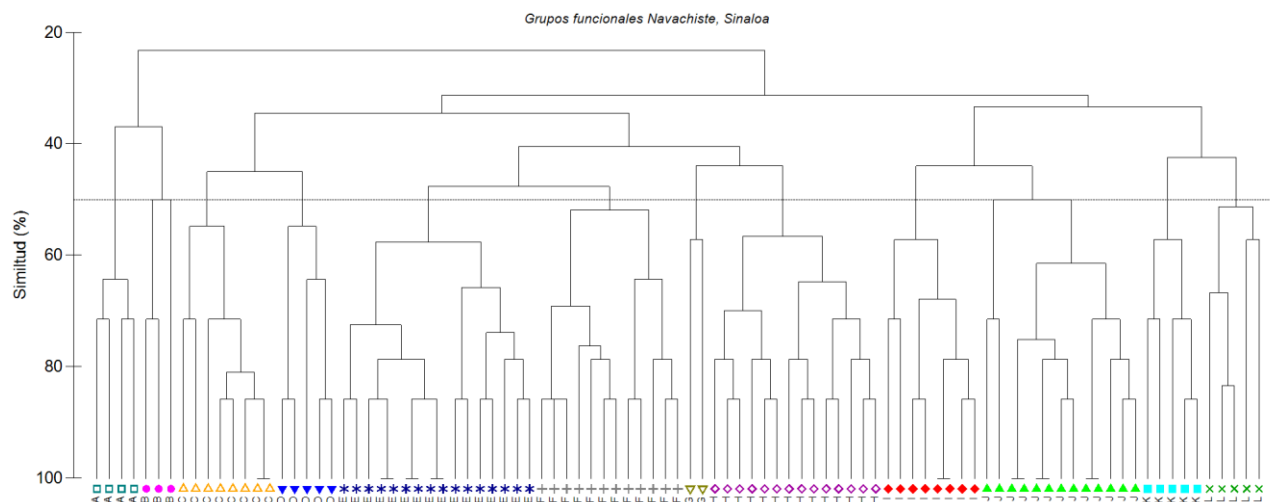


Figura 28. Agrupaciones de los rasgos funcionales de la comunidad de peces en la laguna costera de Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

7.4.2 Análisis de índices de diversidad funcional

En el espacio funcional (*T-dimensiones*) los ejes están determinados por los rasgos funcionales, donde las especies van a estar situadas según sus rasgos. En el espacio, los rasgos funcionales de las comunidades de peces con mayor capacidad de explicación funcional fueron el gremio de alimentación y tipo de aleta caudal, relacionados con la alimentación y la locomoción respectivamente (Fig. 29). Se observó una segregación de las especies Planctívoros (PL), Herbívoros (He), Oportunistas (Op), Omnívoros (Omn), Zoobentívoros (Zoo) y Piscívoros (Pis). Los resultados mostraron que se pueden distinguir las estrategias de locomoción, presentándose en la zona positiva las especies con mayor movilidad y velocidad de nado, en cambio, en la zona negativa las especies con menor movilidad caracterizadas por los tipos de aleta caudal redondeada, rómbica, confluyente y cola (NA) (Fig. 29).

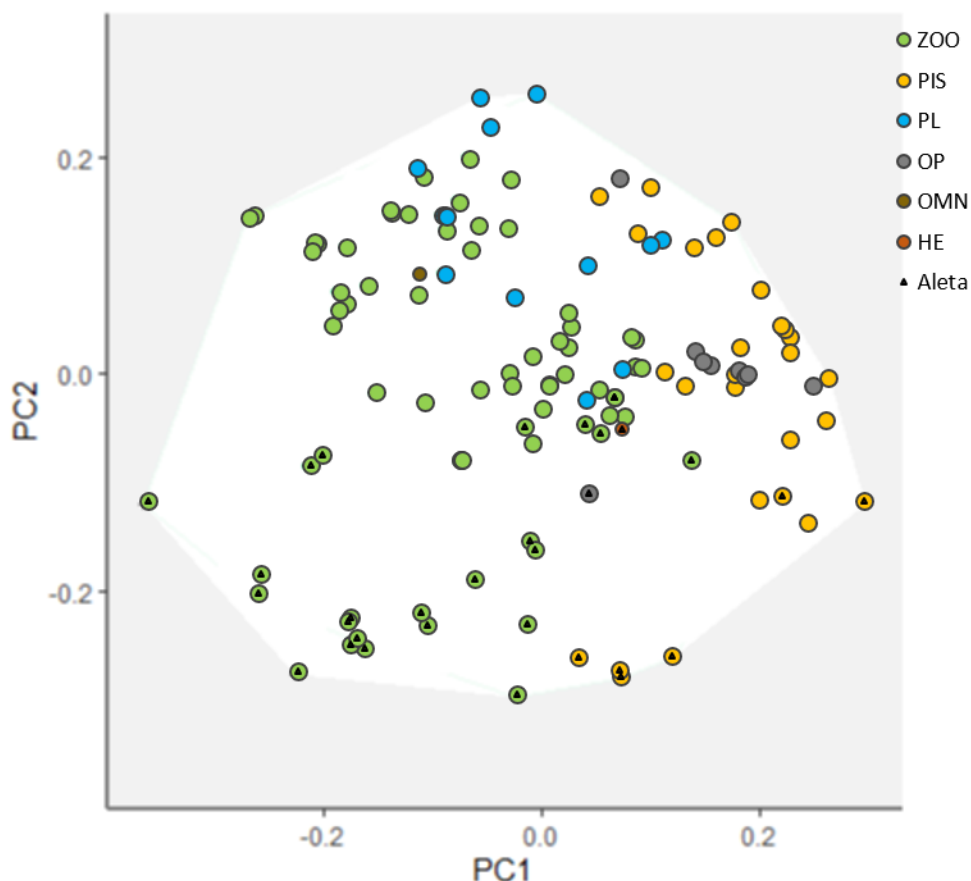


Figura 29. Diagrama del espacio funcional de la comunidad de peces en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa describiendo la posición de las especies considerando los rasgos funcionales de gremio de alimentación y tipo de aleta caudal. Planctívoros (PL), Herbívoros (He), Oportunistas (Op), Omnívoros (Omn), Zoobentívoros (Zoo), Piscívoros (Pis) y Aleta (redondeada, rómbica, confluyente y NA).

7.4.2.1 Riqueza funcional (FRic)

En la comunidad íctica en la laguna costera Las Guásimas se observó un valor promedio máximo en otoño (0.83), seguido de primavera (0.79) e invierno (0.77), aun así, las estaciones presentaron una alta riqueza de rasgos (> 0.5), con un aumento estacional (Fig. 30). No se observaron diferencias significativas entre los rasgos ($F(2,3) = 0.5997$, $p = 0.6038$).

Para la laguna costera Navachiste los rasgos no tuvieron diferencias significativas ($F(3,4) = 0.0713$, $p = 0.9723$). Las estaciones del año presentaron alta riqueza de rasgos, aumentando la riqueza hasta el valor máximo en otoño (0.83), seguida de verano (0.81), primavera (0.80), por último, invierno (0.76) (Fig. 30).

En la Fig. 31, se muestran los ejes funcionales que forman el espacio funcional, donde el polígono blanco refleja el conjunto global de peces y las cruces grises representan la distribución de los peces en el espacio funcional. Para la laguna Las Guásimas los peces en el interior son los puntos verdes claro y en el exterior son el verde oscuro; donde la superficie verde claro y oscuro muestran el espacio funcional. Para la laguna Navachiste los peces del interior son los puntos azules claro y del exterior el azul oscuro; la superficie azul claro y oscura muestra el espacio que se formó. El espacio funcional fue mayor en la laguna Navachiste que en Las Guásimas.

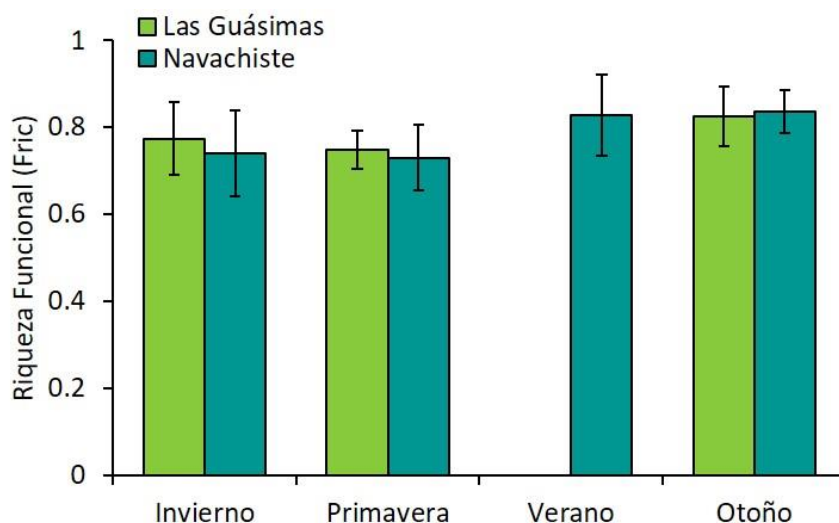


Figura 30. Riqueza funcional (FRic, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

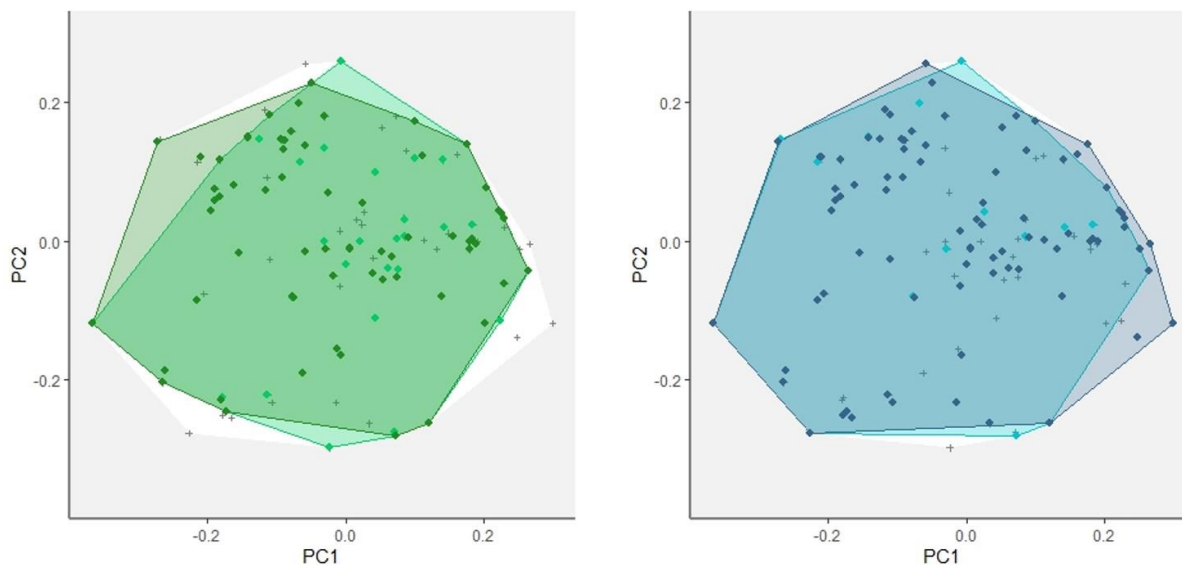


Figura 31. Representación geométrica del índice de riqueza funcional (FRic) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.

7.4.2.2 Equitatividad funcional (FEve)

En la comunidad íctica en la laguna costera Las Guásimas no mostró diferencias significativas ($F(2,3) = 0.0316$, $p = 0.9692$). Se observaron valores promedio mayores en primavera (0.65), seguido por otoño (0.63) e invierno (0.62). Los valores se encuentran entre los 0.6 por lo que son medio a altos, así que consideramos las estaciones homogéneas en la distribución de los rasgos en el espacio funcional (Fig. 32).

Para la laguna costera Navachiste no se presentaron diferencias significativas en la uniformidad ($F(3,4) = 0.4636$, $p = 0.7231$). Presentando el valor promedio máximo en verano (0.68), seguido de invierno (0.67), primavera y otoño (0.66), estacionalmente están en los mismos rasgos de valores, y por ello, las zonas son homogéneas en la distribución de los rasgos en el espacio funcional (Fig. 32).

En la Fig. 33, se muestra en el espacio funcional la distribución de la abundancia de la comunidad, representada por el diámetro de los círculos, y su distancia conectando todos los puntos por medio del árbol de mínima expansión (MST). Los peces en la laguna Las Guásimas están representados por verde claro (interior) y verde oscuro (exterior). Para la laguna Navachiste azul claro (interior) y azul oscuro (exterior). En ambas lagunas costeras se observó que los rasgos están igualmente representados en el espacio funcional.

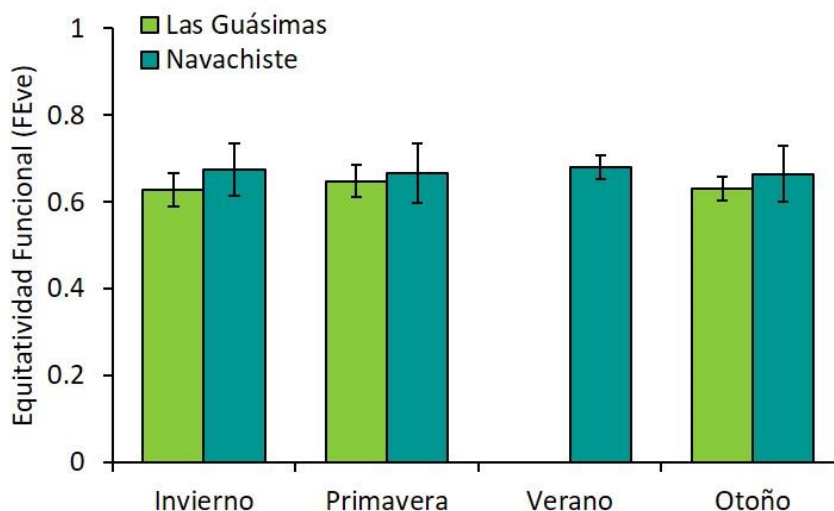


Figura 32. Equitatividad Funcional (FEve, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

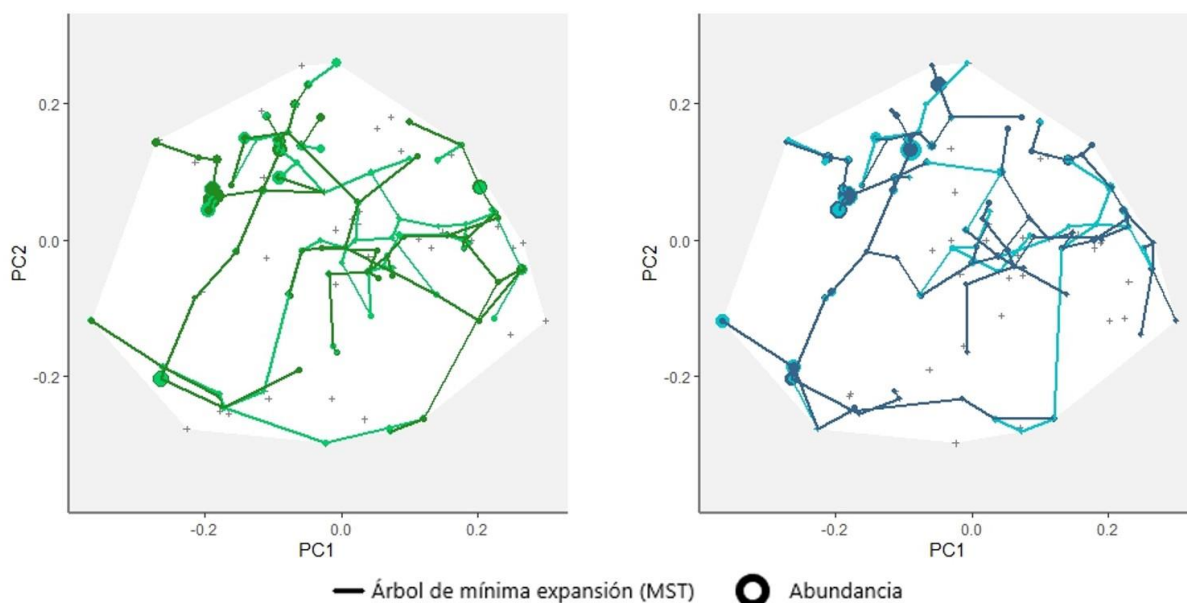


Figura 33. Representación geométrica del índice equitatividad Funcional (FEve) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.

7.4.2.3 Divergencia funcional (FDiv)

En la comunidad íctica en la laguna costera Las Guásimas no se mostró diferencias significativas ($F(2,3) = 0.0021$, $p = 0.9979$), los valores promedio son muy parecidos en primavera (0.86), invierno (0.84) y otoño (0.82). Los rasgos mayores a 0.5 son altos, por lo que se considera que estacionalmente se presentan altos valores de divergencia indicando una alta diferenciación en el uso del espacio funcional (Fig. 34).

Para la laguna costera Navachiste se observaron valores promedio estacionales similares, con los máximos en otoño (0.84), verano (0.80), invierno y primavera (0.78), y no mostró diferencias significativas ($F(3,4) = 0.0568$, $p = 0.9799$). Considerando que estacionalmente ocurre una alta divergencia funcional en el uso del espacio funcional (Fig. 34).

En la Fig. 35, se muestran en el espacio funcional los círculos que son la distribución de las especies con respecto al centro de gravedad (cuadrado y triángulo) y su tamaño que es proporcional a su abundancia. Los peces en la laguna Las Guásimas representados por verde claro (interior) y verde oscuro (exterior). Para la laguna Navachiste azul claro (interior) y azul oscuro (exterior). En ambas lagunas costeras se muestra que los rasgos de la comunidad están bien distribuidos y representados en el espacio funcional.

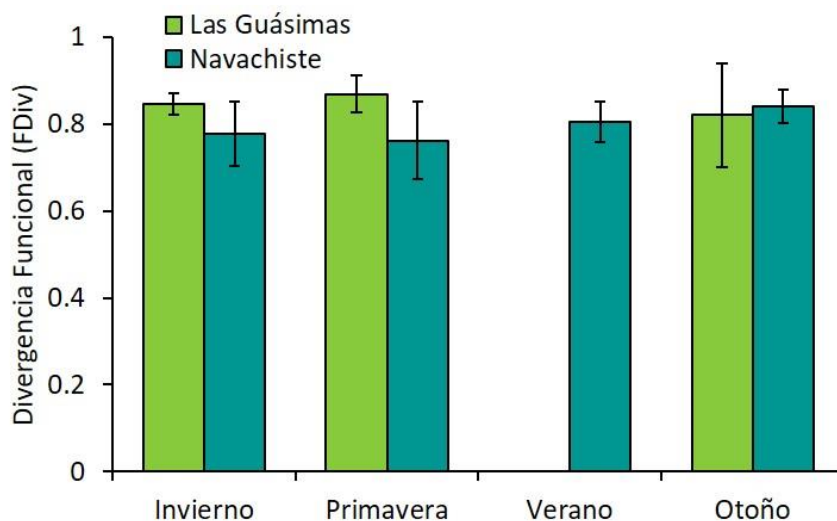


Figura 34. Divergencia funcional (FDiv, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

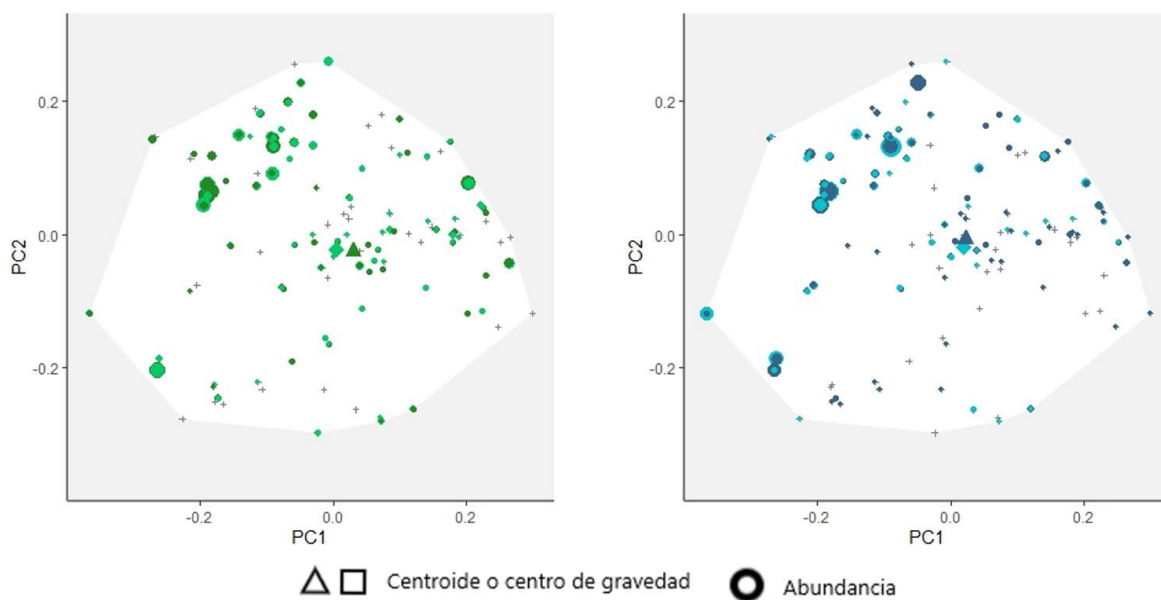


Figura 35. Representación geométrica del índice divergencia funcional (FDiv) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.

7.4.2.4 Dispersión funcional (FDis)

En la comunidad íctica en la laguna costera Las Guásimas no se mostró diferencias significativas ($F(2,3) = 0.1105, p = 0.8988$), entre las estaciones, se observaron datos de dispersión de los rasgos heterogéneos estacionalmente, con valores promedio de invierno (0.63), primavera (0.62), y

otoño (0.61), considerando rasgos medios a altos de dispersión (mayor de 0.5) en el espacio funcional, por lo que los rasgos están igualmente dispersos y bien representados (Fig. 36).

En la laguna Navachiste se observaron datos de dispersión similares, con valores promedio en invierno y verano (0.63), otoño (0.63) y primavera (0.61); no existió diferencias significativas ($F(3,4) = 0.0951$, $p=0.9588$). Considerando rasgos con dispersión media a altos estacionales y bien representados en el espacio funcional (Fig. 36).

La Fig. 37, muestra la dispersión de los rasgos en el espacio funcional con respecto al centro de gravedad (cuadrado y triángulo). Los peces en la laguna Las Guásimas representados por verde claro (interior) y verde oscuro (exterior). Para la laguna Navachiste azul claro (interior) y azul oscuro (exterior). En ambas lagunas costeras se observó que los rasgos de la comunidad están en el espacio funcional.

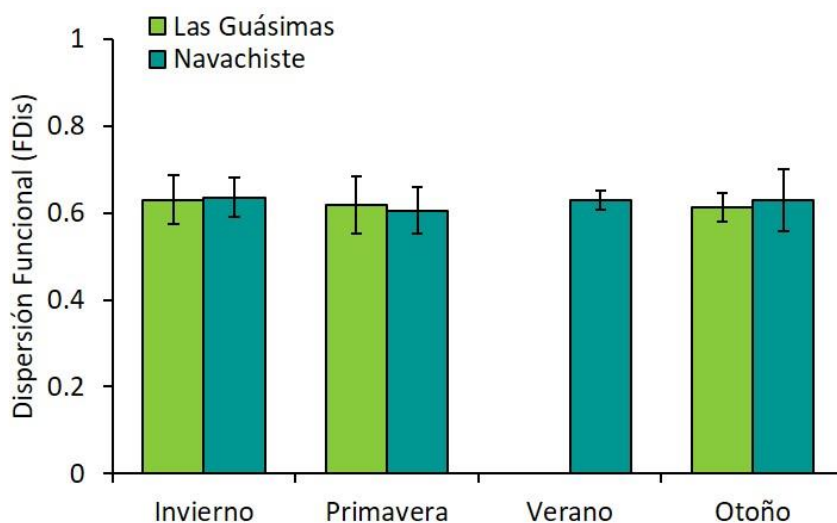


Figura 36. Dispersión funcional (FDis, media \pm error estándar) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa (2016-2017).

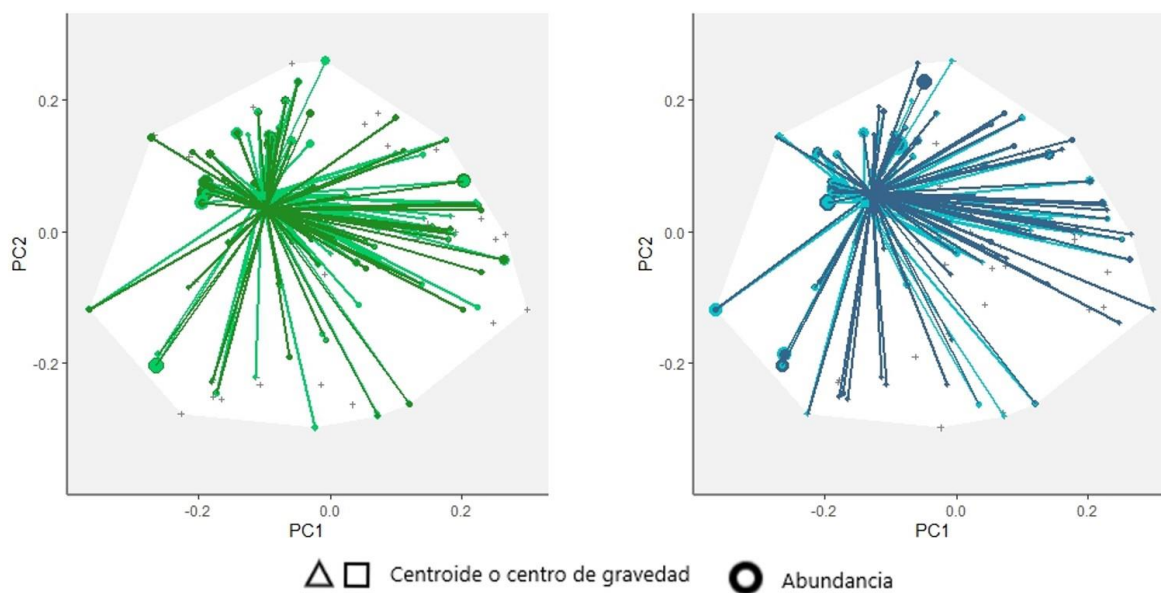


Figura 37. Representación geométrica del índice dispersión funcional (FDIs) de la comunidad íctica en las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora (verde claro y oscuro) y Navachiste, Sinaloa (azul claro y oscuro) del 2016-2017.

7.5 Enfoque de uso ecológico de la laguna costera

7.5.1 Laguna costera Las Guásimas, Sonora

Al comparar la composición de tallas de las especies dominantes (IVB) con la talla de primera madurez sexual, se observó que predominaron los organismos juveniles (73 %) (Fig. 38). Se capturaron principalmente (>80 %) organismos juveniles de las especies *Diapterus brevirostris*, *Etropus crossotus*, *Haemulopsis nitidus*, *Diplectrum pacificum*, *Pseudupeneus grandisquamis*, *Eucinostomus gracilis*, *E. dowii*, *Anchoa ischana*, *Ariopsis guatemalensis*, *Mugil cephalus*, *H. elongatus* y *Scorpaena sonorae*. Mientras que para *Cetengraulis mysticetus*, *E. entomelas*, *Lile stolifera*, *Synodus scituliceps* y *Urolophus halleri*, el 85 % de los organismos capturados fueron adultos. Por otro lado, pocas especies fueron capturadas tanto juveniles como adultos, pero con mayor aporte de juveniles (porcentaje de juveniles): *Paralabrax maculatofasciatus* (62 %), *Sphoeroides annulatus* (67 %) y *Balistes polylepis* (52 %) (Fig. 38).

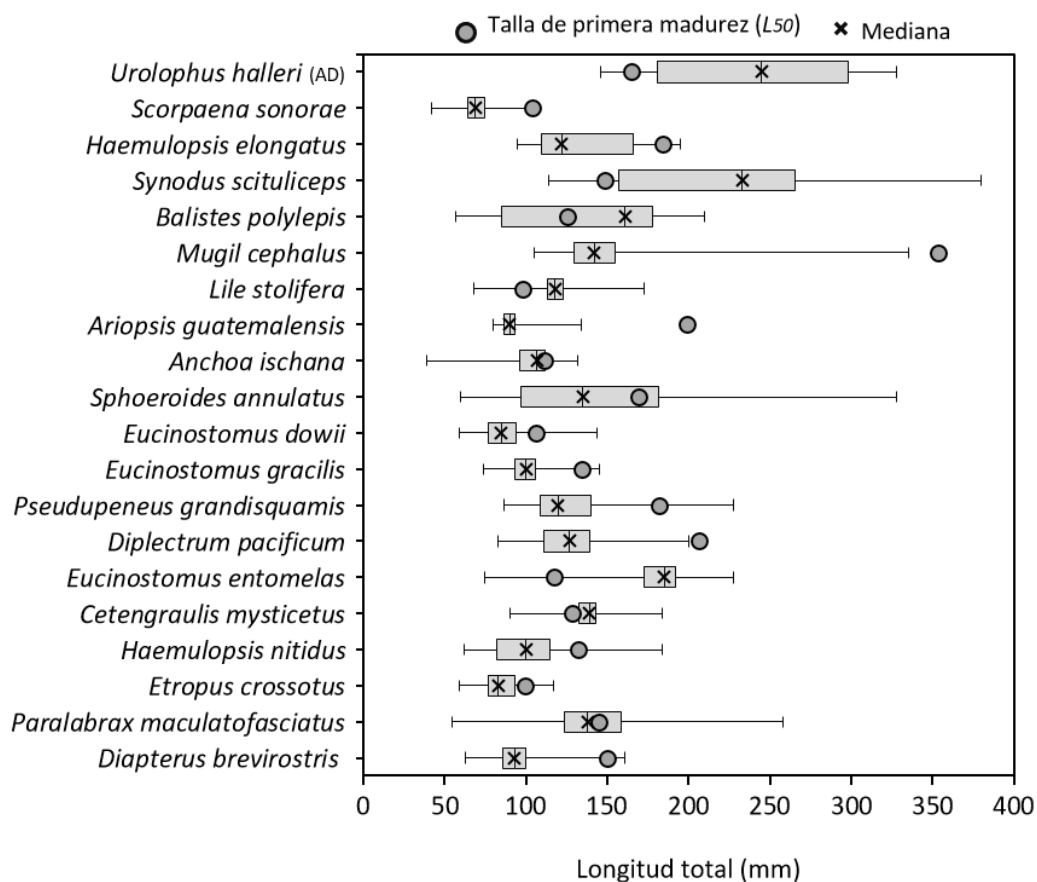


Figura 38. Distribución de las tallas de las especies dominantes en la laguna costera de Las Guásimas, Sonora. Se indican los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).

Se observó que el comportamiento estacional de los juveniles y adultos (inmaduros y maduros) de las diferentes especies que habitan la laguna presentan una fuerte correlación con el medio ambiente. Se presentaron correlaciones positivas de los juveniles con la Chl a y los adultos (inmaduros y maduros) con la TSM y fueron estadísticamente significativas las correlaciones ($p < 0.05$) por lo que la relación entre las variables no es producto del azar (Tabla 11). Se observó que la composición de juveniles aumenta con las mayores concentraciones de Chl a y a menor TSM, en cambio, los adultos (inmaduros y maduros) aumentan con la mayor TSM y menor Chl a , mostrando dos picos entre los 22-23 °C y 26-29 °C (Fig. 39).

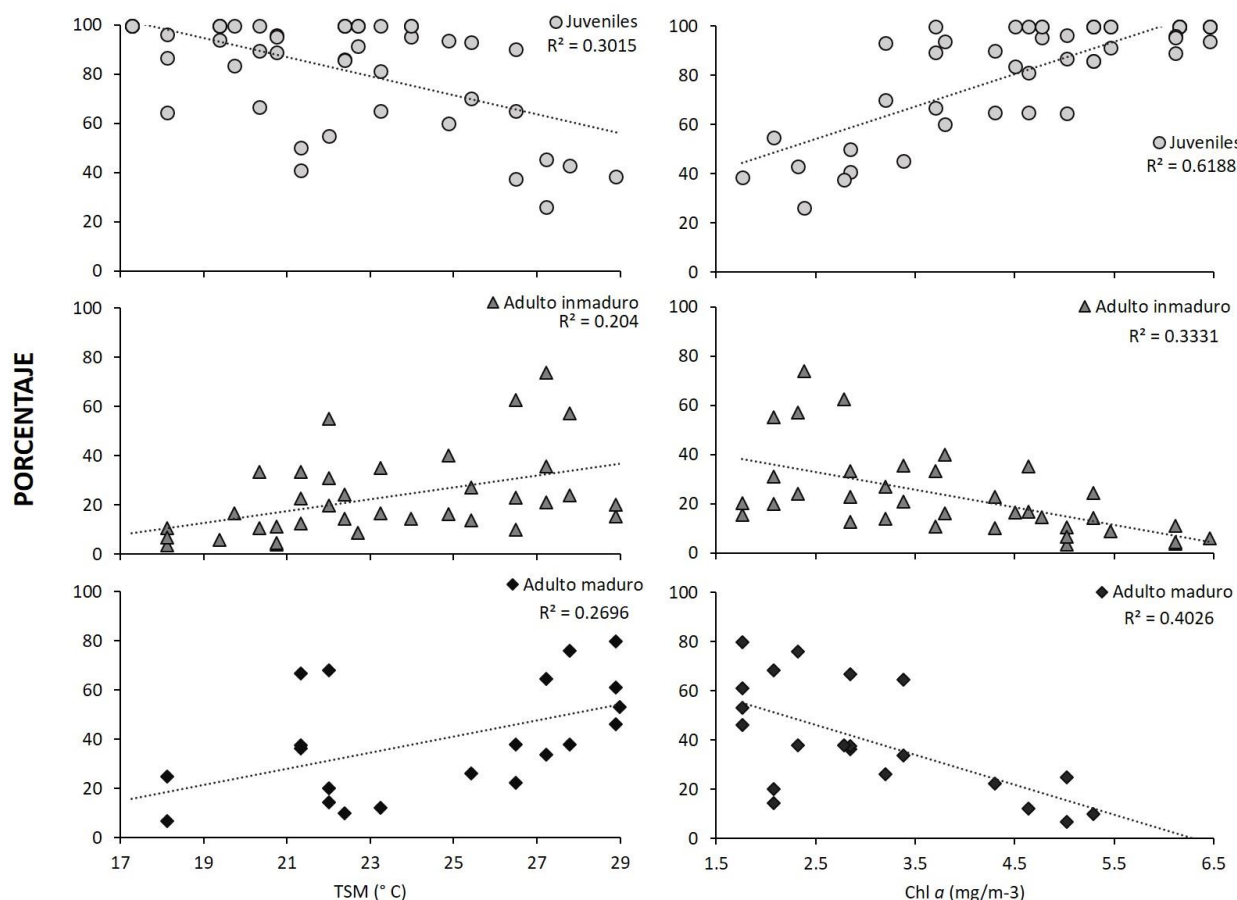


Figura 39. Regresión lineal de la temperatura superficial del mar (TSM) y concentración de clorofila a (Chl a) con la abundancia relativa de juveniles, adultos inmaduros y maduros de las 20 especies dominantes de la laguna costera Las Guásimas, Sonora en el periodo de estudio (2016-2017).

Tabla 11. Valores del coeficiente de determinación R^2 , prueba de correlación de Pearson y valor de probabilidad p entre las abundancias relativas de peces juveniles, adultos inmaduros, adultos maduros y las variables ambientales (TSM = temperatura de la superficie del mar °C; Chl a = clorofila a mg/m³).

Variable ambiental	Variable biológica	R^2	Correlación Pearson	p -valor
TSM	Juveniles	0.3015	-0.6549	0.000064
TSM	Adultos Inmaduros	0.2040	0.4516	0.005694
TSM	Adultos Maduros	0.2696	0.7519	0.01586
Chl a	Juveniles	0.6188	0.7866	5.62E-11
Chl a	Adultos Inmaduros	0.3331	-0.5772	0.0002285
Chl a	Adultos Maduros	0.4026	-0.8634	0.002024

Considerando su alto valor IVB y para caracterizar el comportamiento estacional en la laguna, se consideraron a las ocho especies más importantes: *D. brevisrostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *P. maculatofasciatus* y *C. mysticetus*. El movimiento estacional de las

especies mostró que en invierno se capturaron tanto juveniles y adultos (porcentaje de juveniles) de las especies *H. nitidus* (41 %), *E. dowii* (89 %), *E. crossotus* (83 %), *P. maculatofasciatus* (64 %) y *C. mysticetus* (50 %); se capturaron principalmente en fase adultos a *E. entomelas*, (98 %), caso contrario, que fueron todos juveniles (100 %) *D. brevirostris* y *E. gracilis*. Los adultos capturados estacionalmente fueron principalmente inmaduros, se observaron mayormente inmaduros de *E. entomelas* 80 % y *E. crossotus* 16 %, las especies con madurez fueron *H. nitidus* (36 %), *P. maculatofasciatus* (25 %) y *C. mysticetus* (37 %) (Fig. 40 y 41). Los organismos observados se encontraban tanto en la laguna costeras y el mar adyacente (55-45 %) (Fig. 42).

En primavera se capturaron más juveniles de *D. brevirostris* (100 %), *H. nitidus* (81 %), *E. gracilis* (99 %), *P. maculatofasciatus* (70 %) y *E. crossotus* (93 %), pero más adultos de *E. entomelas* (62 %) y *C. mysticetus* (97 %). Se observó un aumento de organismos maduros *H. nitidus* (12 %), *E. entomelas* (46 %), *P. maculatofasciatus* (26 %) y *C. mysticetus* (76 %) (Fig. 40 y 41). Observándose que más del 70 % de los organismos estuvieron dentro de la laguna costera (Fig. 42).

En otoño predominaron los juveniles de *D. brevirostris* (99 %), *H. nitidus* (100 %), *E. dowii* (99 %), *E. gracilis* (100 %), *E. crossotus* (91 %) y *C. mysticetus* (65 %), en cambio, se presentaron más adultos de *E. entomelas* (95 %) y *P. maculatofasciatus* (54 %). Se observó una disminución de adultos inmaduros de *P. maculatofasciatus* (34 %) y *C. mysticetus* (23 %), únicamente *E. entomelas* (74 %) presentó organismos maduros (Fig. 40 y 41). Las especies fueron capturadas tanto en el mar adyacente como en la laguna costera (55-45 %) (Fig. 42).

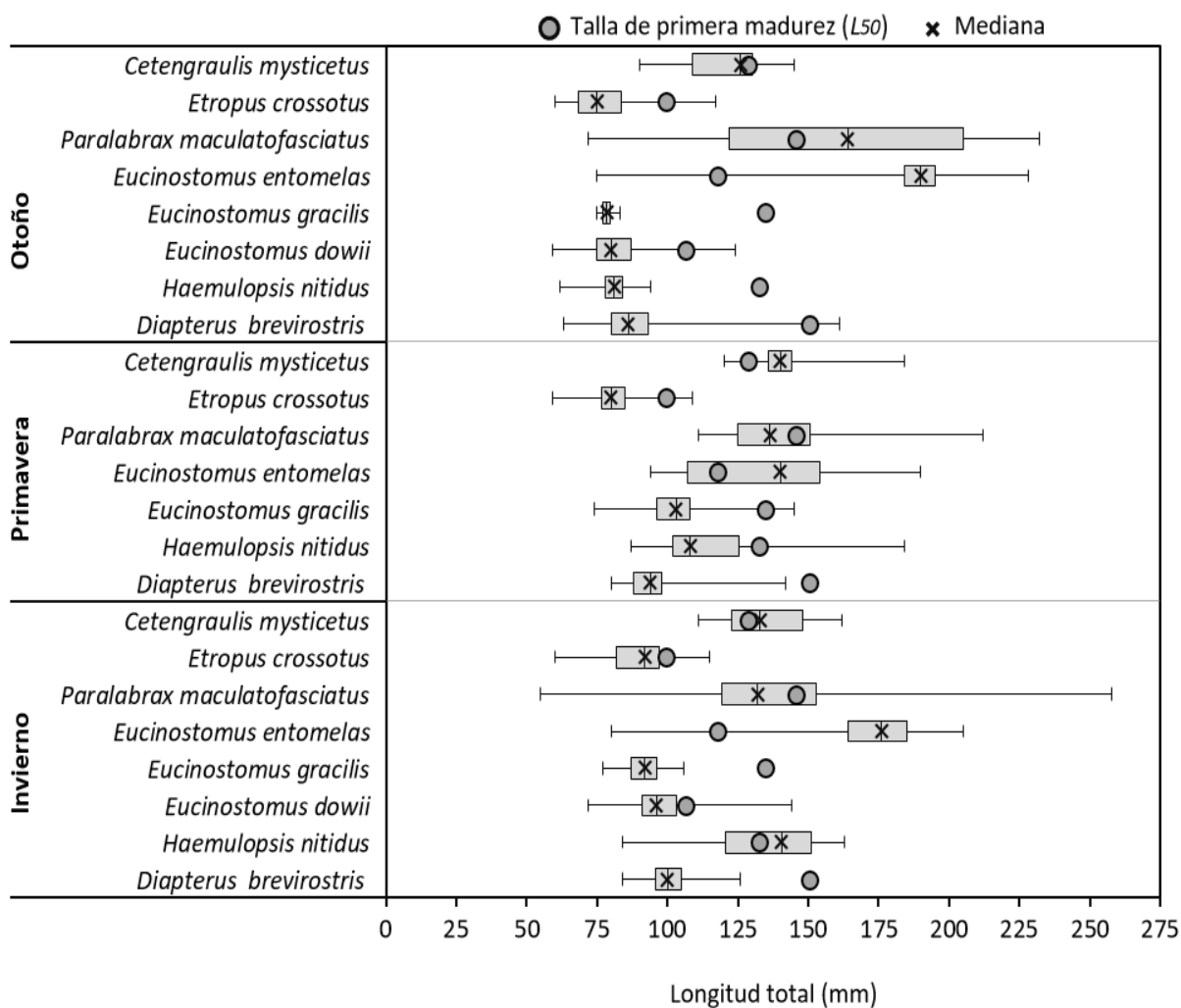


Figura 40. Distribución de tallas para las especies *D. brevirostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *P. maculatofasciatus* y *C. mysticetus* en las estaciones del año en la laguna costera Las Guásimas, Sonora. Se indica los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).

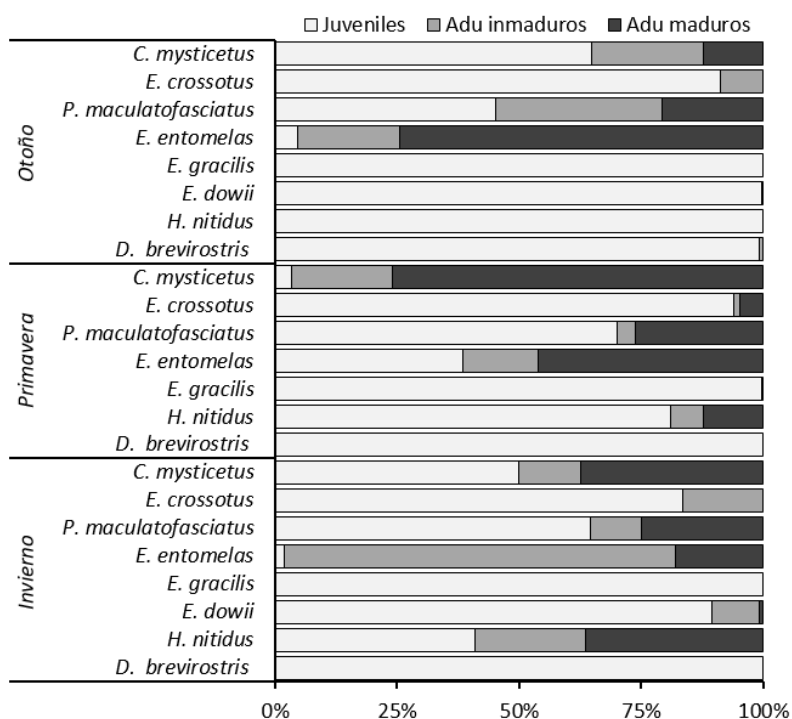


Figura 41. Porcentaje de juveniles, adultos (Adu) inmaduros y maduros de las especies *D. brevisrostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *P. maculatofasciatus* y *C. mysticetus* en las estaciones del año en la laguna costera Las Guásimas, Sonora.

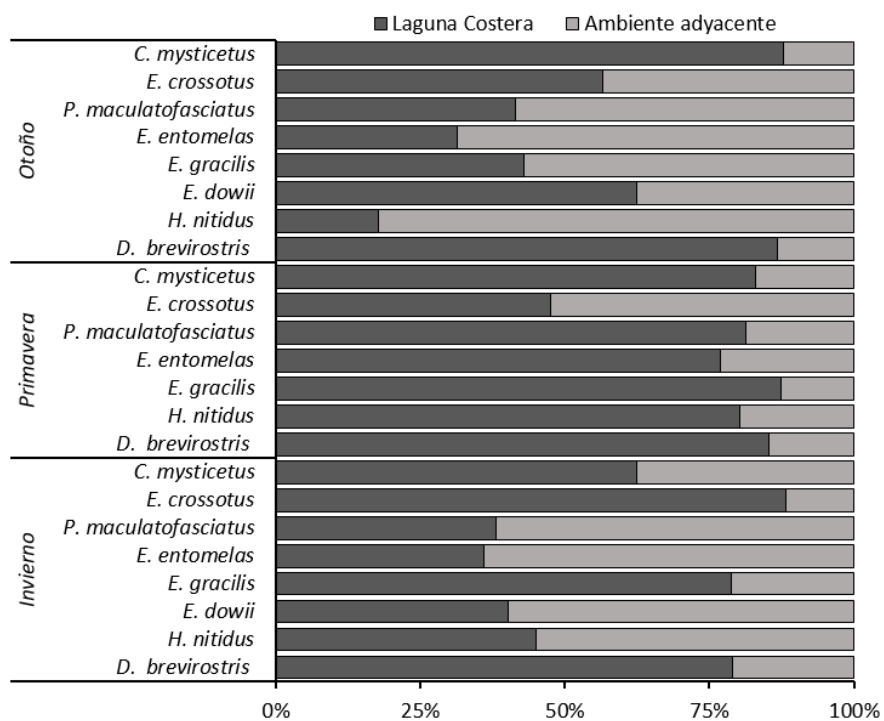


Figura 42. Distribución estacional en el interior de la laguna costera Las Guásimas y mar adyacente de las especies *D. brevisrostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *P. maculatofasciatus* y *C. mysticetus*.

7.5.2 Laguna costera Navachiste, Sinaloa

Al comparar la composición de tallas de las especies dominantes (IVB) con la talla de primera madurez sexual, se observó que predominaron los organismos juveniles (74 %) (Fig. 43). Las especies *Eucinostomus dowii*, *E. gracilis*, *Urolophus halleri*, *Sphoeroides annulatus*, *Chaetodipterus zonatus*, *Scomberomorus sierra* y *Pseudupeneus grandisquamis*, fueron capturados principalmente juveniles (<85 %). Por otro lado, el 75 % de los organismos capturados de *E. entomelas*, *Paralabrax maculatofasciatus* y *Achirus mazatlanus* fueron adultos. El resto de las especies fueron capturadas tanto juveniles como adultos, sin embargo, el mayor aporte fue de juveniles (porcentaje de juveniles): *Diapterus brevirostris* (79 %), *Haemulopsis nitidus* (70 %), *Balistes polylepis* (53 %), *Opisthonema libertate* (68 %), *H. elongatus* (73 %), *Etropus crossotus* (51 %), *Bagre panamensis* (78 %), *Selene peruviana* (75 %), y *Anchoa ischana* (85 %) (Fig. 43).

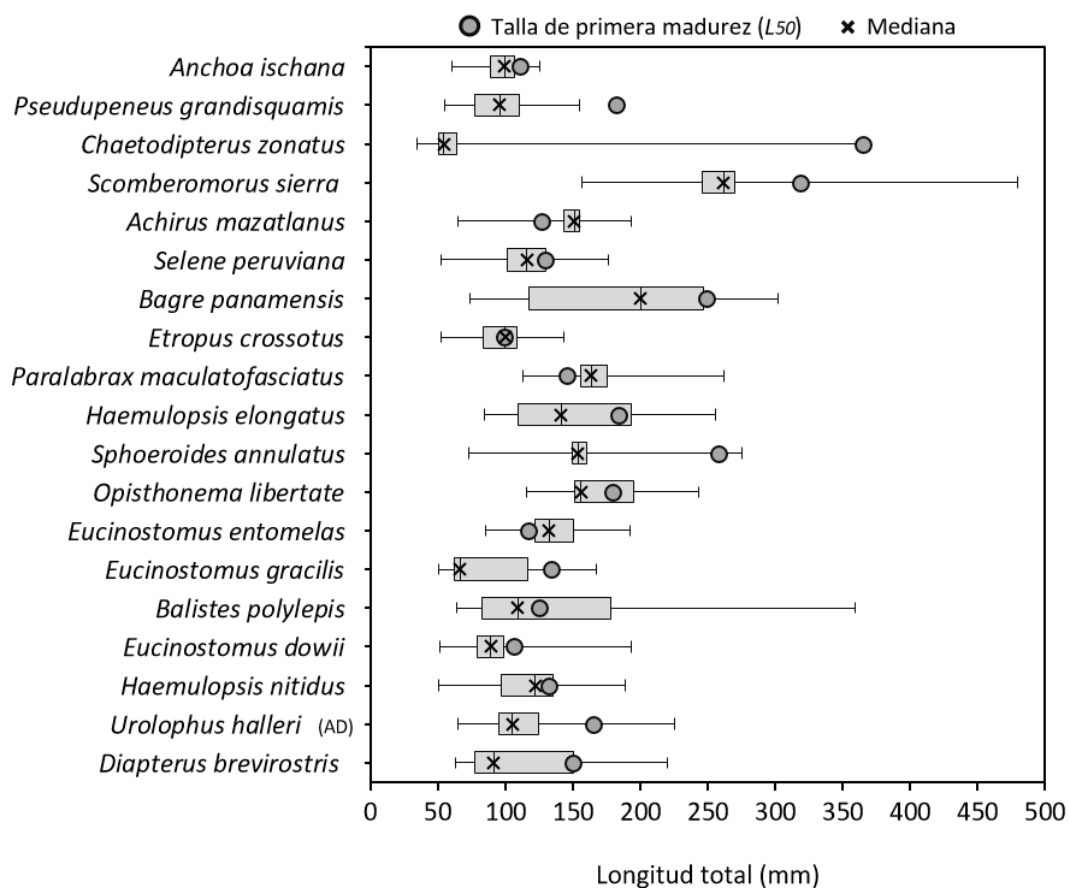


Figura 43. Distribución de las tallas para las especies dominantes en la laguna costera Navachiste, Sinaloa. Se indica los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).

El comportamiento estacional en la abundancia de los juveniles y adultos (inmaduros y maduros) de las diferentes especies que habitan la laguna costera, presentaron una fuerte correlación con la variación del medio ambiente. Los juveniles presentan una relación negativa con la TSM y una positiva con la Chl *a*, mientras que los adultos (inmaduros y maduros) presentaron una relación positiva con la TSM y negativa con la Chl *a*, todas las correlaciones son estadísticamente significativas ($p < 0.05$) (Tabla 12). Esto es, la cantidad de juveniles aumentó con la mayor concentración de Chl *a* y menor TSM, en cambio, los adultos (inmaduros y maduros) aumentaron con la mayor TSM y menor Chl *a*, mostrando dos picos entre los 22-23 °C y 28-32 °C (Fig. 44).

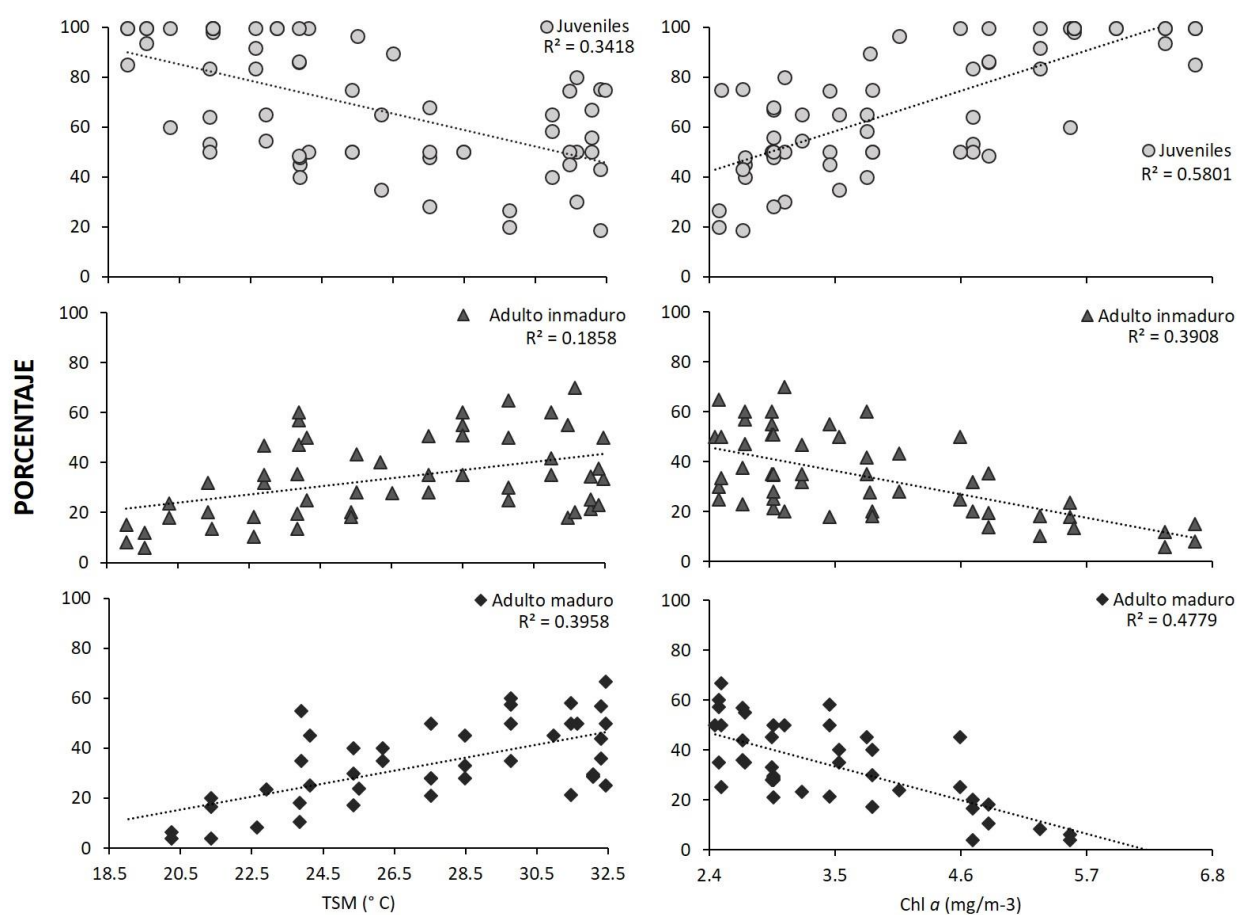


Figura 44. Regresión lineal de la temperatura superficial del mar (TSM) y concentración de clorofila *a* (Chl *a*) con la abundancia relativa de juveniles, adultos inmaduros y maduros de las 20 especies dominantes de la laguna costera Navachiste, Sinaloa en el periodo de estudio (2016-2017).

Tabla 12. Valores del coeficiente de determinación R^2 , prueba de correlación de Pearson y valor de probabilidad p entre las abundancias relativas de peces juveniles, adultos inmaduros, adultos maduros y las variables ambientales (TSM = temperatura de la superficie del mar °C; Chl a = clorofila a mg/m^3).

Variable ambiental	Variable biológica	R^2	Correlación Pearson	p-valor
TMS	Juveniles	0.3418	-0.5846	0.0000039
TMS	Adultos Inmaduros	0.1858	0.4310	0.001273
TMS	Adultos Maduros	0.3958	0.7629	0.0000478
Chl a	Juveniles	0.5801	0.7616	2.73E-10
Chl a	Adultos Inmaduros	0.3938	-0.6275	0.0000049
Chl a	Adultos Maduros	0.4779	-0.8691	0.0000205

Dado su alto valor de IVB y para caracterizar el comportamiento estacional en la laguna, se consideraron principalmente a las especies *D. brevirostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *U. halleri* y *O. libertate*. El movimiento estacional de las especies mostró que en invierno se capturaron tanto juveniles y adultos (porcentaje de juveniles) de las especies *D. brevirostris* (45 %), *E. dowii* (64 %), *E. gracilis* (100 %), *U. halleri* (94 %) y *O. libertate* (50 %); mientras que en fase de adulto se capturaron principalmente a *H. nitidus* (77 %) y *E. entomelas* (100 %) que fueron inmaduros, únicamente *D. brevirostris* (23 %) presentó adultos maduros (Fig. 45 y 46). Se observó que más del 80 % de los organismos se encontraban dentro de la laguna costera (Fig. 47).

En primavera fueron capturados más juveniles de *D. brevirostris* (50 %), *U. halleri* (50 %) y *O. libertate* (75 %), y más adultos de *H. nitidus* (75 %), *E. gracilis* (83 %) y *E. entomelas* (100 %). Se destaca el aumento de adultos, pero la mayor proporción de inmaduros, aun así, se observaron organismos maduros de *D. brevirostris* (30 %), *H. nitidus* (25 %), *E. gracilis* (58 %), *E. entomelas* (40 %) y *O. libertate* (17 %), únicamente *U. halleri* sin adultos maduros (Fig. 45 y 46). Las especies se distribuyeron tanto dentro de la laguna costeras como en el mar adyacente (70-30 %) (Fig. 47).

En verano dominaron los adultos de *D. brevirostris* (44 %), *H. nitidus* (57 %), *E. dowii* (100 %), *E. entomelas* (81 %), *E. crossotus* (41 %) y *O. libertate* (50 %), únicamente presentaron más juveniles *U. halleri* (94 %) y *E. gracilis* (100 %); resaltando que prevalecieron los adultos maduros de *D. brevirostris* (30 %), *H. nitidus* (54 %), *E. dowii* (67 %), *E. entomelas* (44 %) y *O. libertate* (29 %) (Fig. 45 y 46). Estas especies se distribuyeron en zonas marinas adyacentes (< 80 %) (Fig. 47). En otoño,

predominaron los juveniles de *D. brevirostris* (100 %), *H. nitidus* (92 %), *E. dowii* (98 %), *E. gracilis* (100 %), *E. crossotus* (49 %) y *U. halleri* (86 %), solamente *E. entomelas* (77 %) presentó adultos inmaduros. Se observó una disminución de adultos maduros (~10 %) (Fig. 45 y 46). Las especies fueron capturadas tanto en el mar adyacente como en la laguna costera (70-30 %) (Fig. 47).

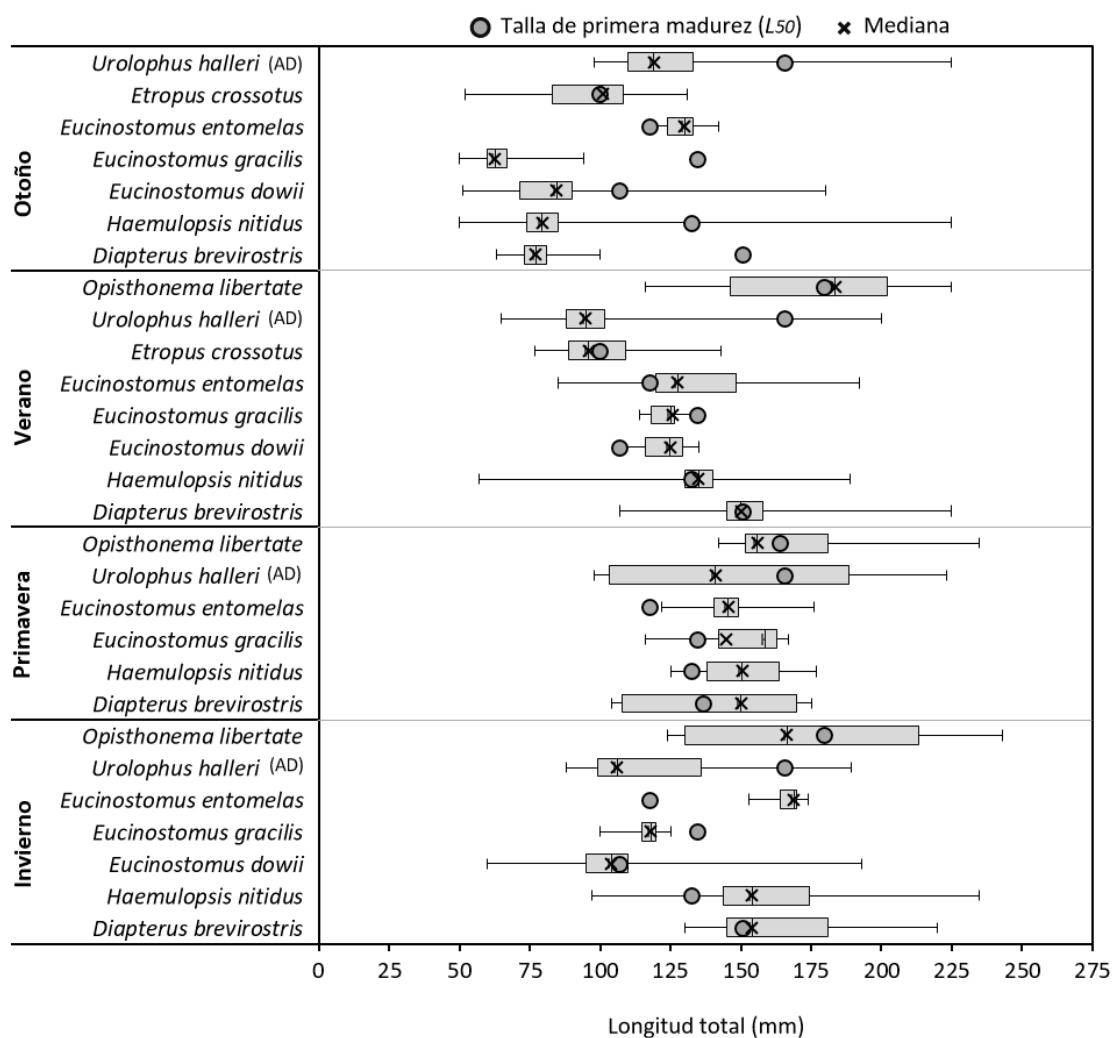


Figura 45. Distribución de las tallas para las especies *D. brevirostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *U. halleri* y *O. libertate* en las estaciones del año en la laguna costera Navachiste, Sinaloa. Se indican los cuartiles 25-75 % (rectángulo) e intervalos de valores extremos (línea continua).

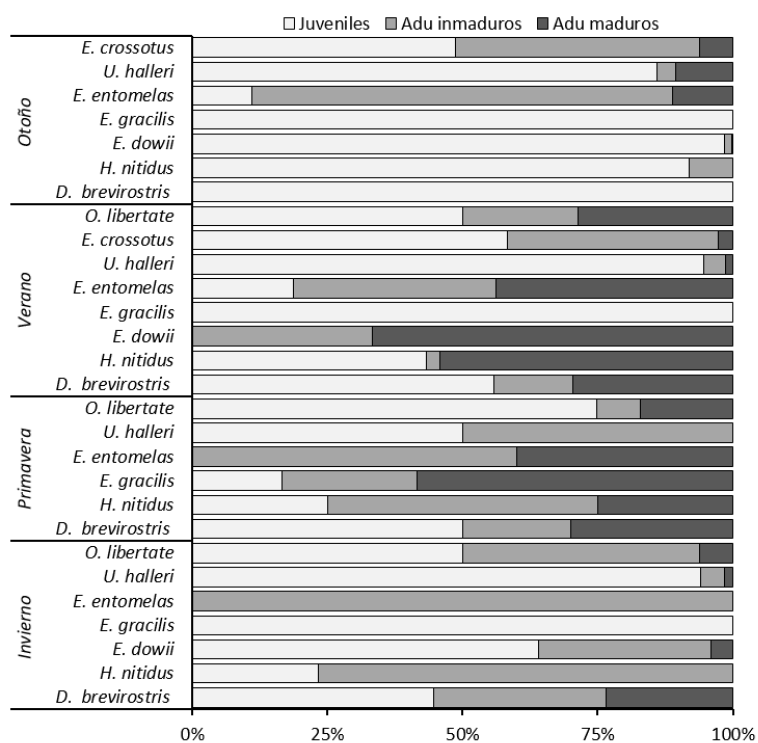


Figura 46. Porcentaje de juveniles, adultos (Adu) inmaduros y maduros de las especies *D. brevisrostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *U. halleri* y *O. libertate* en las estaciones del año en la laguna costera Navachiste, Sinaloa.

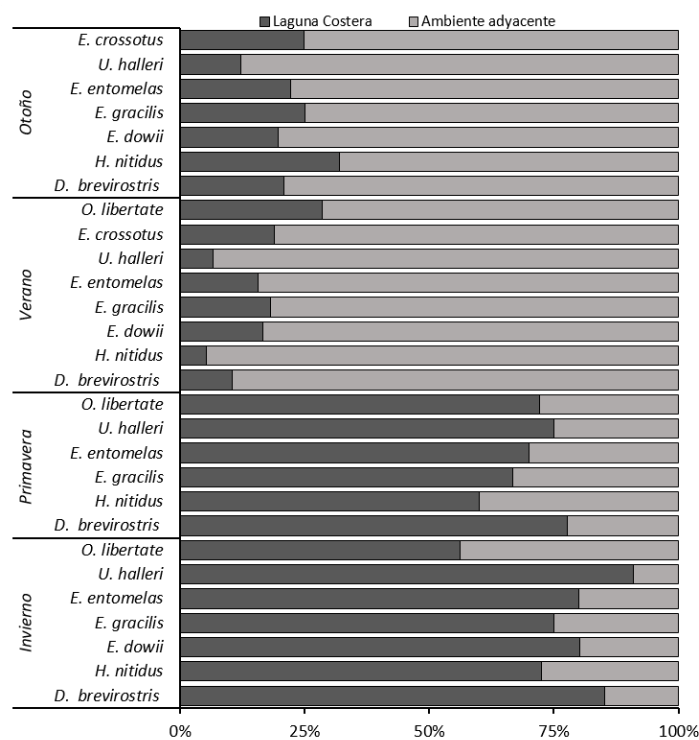


Figura 47. Distribución estacional en el interior de la laguna costera Navachiste, Sinaloa y mar adyacente de las especies *D. brevisrostris*, *H. nitidus*, *E. dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *E. crossotus*, *U. halleri* y *O. libertate*.

7.5.3 Ciclo de vida de la comunidad de peces

Se observó un comportamiento similar de juveniles y adultos, la diferencia radicó en la proporción y presencia de las especies entre las comunidades de las lagunas Las Guásimas y Navachiste. La característica llamativa en las lagunas costeras es su alta abundancia de peces juveniles en el año, en cambio, los adultos principalmente viven en el mar adyacente, ingresando de manera ocasional en menor proporción a las lagunas. La Fig. 48 muestra que los juveniles principalmente habitan el interior de las lagunas, con mayor proporción en las estaciones de invierno y otoño, moviéndose en el ecosistema entre los diferentes microhábitats presentes (1), asimismo usan diferentes hábitats en el mar adyacente para posteriormente ser reclutados a la población de adultos (2). Los adultos se movían entre la laguna costeras y mar adyacente con fines de alimentación a lo largo del año (3), la mayor proporción de adultos se presentó en las estaciones de primavera y verano, principalmente adultos maduros en el mar adyacente donde se lleva a cabo la reproducción (4). En consecuencia, ocurre un incremento de juveniles que ingresan a las lagunas costeras (5) para su asentamiento en la estación de otoño (Fig. 48).

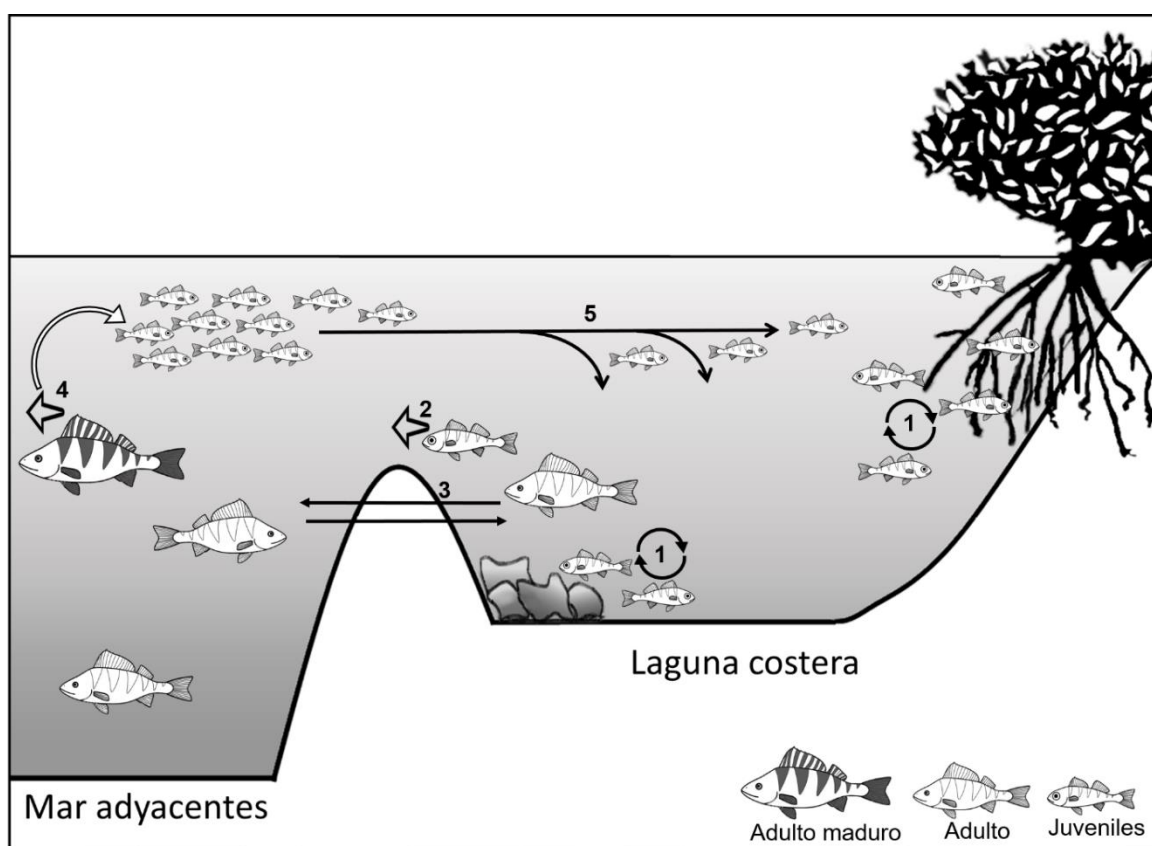


Figura 48. Diagrama general del ciclo de vida de los peces de las lagunas costeras Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa.

8. DISCUSIÓN

8.1 Variables ambientales

En todo el mundo, las lagunas costeras son hábitats con características ambientales importantes para distintas especies de peces y decisivas en sus ciclos vitales. Las condiciones ambientales de cada laguna costera son particulares en función de su situación geográfica. En el caso de las lagunas costeras subtropicales, que se encuentran en la zona de transición, ocurre la coexistencia de especies de peces tropicales, subtropicales y templadas (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011). Este es el caso de las lagunas costeras de Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa, que se localizan en la región subtropical y muestra variabilidad ambiental. Se presentó una marcada estacionalidad en la TSM, observando los menores valores durante diciembre a febrero, mientras que los mayores durante junio a septiembre (Fig. 4 y 6), concordando con lo reportado para la laguna Las Guásimas por Arreola-Lizárraga *et al.* (2003) y Padilla-Serrato *et al.* (2017) con oscilaciones de TSM de 17.6-33 °C, y para la laguna Navachiste por Rodríguez-Quiroz *et al.* (2016) y Amezcua *et al.* (2019) con 17.5–32 °C. Este marcado cambio estacional de la temperatura es característico en lagunas costeras subtropicales con influencia de clima semidesértico y árido (Padilla-Serrato *et al.*, 2016). Por ello, la temperatura es la más importante en las lagunas costeras, por ser el factor principal de cambio estacional y su estrecha interrelación con las otras variables ambientales (Zavala-Norzagaray, 2006; Aguirre-León *et al.*, 2020).

La concentración de Chl *a* en las lagunas costeras se utiliza como indicador de la producción primaria en las zonas (Robles-Tamayo *et al.*, 2020). La variabilidad estacional en la Chl *a*, ha sido reportada por García-Morales *et al.* (2017) y Robles-Tamayo *et al.* (2020) para la zona costera oriental del GC, localidad donde se ubican ambas lagunas costeras y donde ocurren incrementos en la concentración de Chl *a* de noviembre a abril y una disminución de mayo a octubre. Esto es producto de las surgencias costeras que ocurren durante otoño e invierno, acarreando agua sub-superficial fría y rica en nutrientes hacia la superficie, generando a lo largo de las costas el aumento en la concentración de Chl *a* (Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín, 2007; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). De igual manera los aumentos en la concentración de Chl *a* en ambas lagunas costeras se ve influenciada por las escorrentías de lluvias, granjas de camarones y agrícolas; pero los valores más altos en Navachiste están asociados al mayor aporte de las escorrentías y los efluentes de aguas residuales (Martínez-López *et al.*, 2007; García-Morales *et al.*, 2017; Torre-

Valdez *et al.*, 2020). Las variables ambientales mostraron que se registró una correlación inversa entre los valores de TSM y Chl a , cuando la TSM aumenta la Chl a disminuye y viceversa, coincidiendo con lo reportado por diversos autores (Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín, 2007; García-Morales *et al.*, 2017; López-Martínez *et al.*, 2023).

Las observaciones de imágenes de satélite han facilitado el estudio de los procesos oceánicos, siendo los datos de concentración de Chl a (mg/m^3) y la TSM ($^{\circ}\text{C}$) en la superficie del mar los más utilizados (Stramska *et al.*, 2021). Además, dichas variables son importantes ya que sus variaciones influyen en el enriquecimiento, la concentración y la dispersión de los organismos, con efectos en el reclutamiento, la distribución y la abundancia de diferentes especies de peces (Farach-Espinoza *et al.*, 2021). La TSM y Chl a obtenidas de las imágenes de satélite en ambas lagunas costeras, permiten mostrar el comportamiento estacional de las variables ambientales de manera precisa. Así mismo, considerando que actualmente el mundo transita por un periodo de calentamiento global, los datos de satélites se tornan de gran relevancia para investigar la variabilidad ambiental de mayor escala espacio-temporal y su impacto en los procesos biológicos y ecológicos.

Las variables ambientales tienen una fuerte influencia en los cambios estacionales y espaciales de la estructura de la comunidad de peces (Albaret, 2017; Lanzoni *et al.*, 2021), la TSM es el principal factor abiótico que controla los procesos fisiológicos y bioquímicos clave, asimismo, la historia de vida de los peces, que influye en como los peces utilizan ecológicamente las lagunas costeras (Bruno *et al.*, 2013). Las variaciones en la abundancia de juveniles y adultos indican la estacionalidad de las especies, que están relacionadas con procesos biológicos de las especies como la protección, la alimentación y el crecimiento (Padilla-Serrato *et al.*, 2017).

Las condiciones de la fase cálida de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) se caracterizan por el aumento de la TSM, el hundimiento de la termoclina y la disminución de surgencias por consecuencia, la disminución de la concentración de Chl a , y viceversa en la fase fría (García-Morales *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2018). Entre 2014-2017 las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste presentaron los efectos de una fuerte y prolongada fase cálida del ENSO, con anomalías positivas superiores a 1°C en TSM y negativas superiores a $-1 \text{ mg}/\text{m}^3$ en Chl a , provocando inviernos más cortos y cálidos con valores menores de Chl a , que concuerda con lo

reportado por Sánchez-Cabeza *et al.* (2022). La NOAA (2022) reportó el fuerte evento que se presentó durante 2015-2016 denominado "El Niño Godzilla", el cual provocó claras diferencias ambientales y fuertes variabilidades estacionales en el GC, bajas concentraciones de Chl *a* y alta TSM por períodos más prolongados (Coria-Monter *et al.*, 2018; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Estos cambios en la temperatura y en la disponibilidad de alimento podrían provocar desplazamiento de las especies a condiciones ambientales más idóneas, por lo tanto, provocando cambios en la riqueza de especies (Barjau-González *et al.*, 2014; Cavole *et al.*, 2016). Por ello, el presente estudio proporciona antecedentes clave sobre las potenciales respuestas de la comunidad de peces durante el fuerte evento de El Niño 2015-2016.

8.2 Enfoque Descriptivo

Las lagunas costeras se caracterizan por su alta riqueza de especies de peces, que es explicada por las características geomorfológicas e hidrográficas, asimismo la conectividad con el mar adyacente se relaciona con una mayor riqueza específica (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007; Whitfield *et al.*, 2022). La riqueza de especies de peces es alta en las lagunas costeras del GC, para Topolobampo y Santa María Balart *et al.* (1992) reportaron 109 especies, Grijalva-Chon *et al.* (1996) 90 especies en La Cruz, Castro-Longoria *et al.* (2002) 66 especies en El Sargento, Iris-Maldonado (2011) reportaron 73 especies en El Morua y La Salina, Amezcua *et al.* (2014) 191 especies en Santa María la Reforma, Padilla-Serrato *et al.*, (2016) 95 especies en Las Guásimas y Salas-Mejía (2020) 28 especies en El Soldado. Lo cual coincide con la alta riqueza observada en este estudio en la laguna costera Las Guásimas con 90 especies y Navachiste con 95 especies, comparando con las 911 especies de peces reportadas para el GC por Hastings *et al.* (2010), el 9.9 % se encuentra representada en Las Guásimas y el 10.4 % en Navachiste. La mayor diversidad en Navachiste se le puede atribuir a la mayor superficie del espejo de agua, profundidad y la complejidad estructural, de tal manera que conforme mayor espacio y complejidad se incrementa el número de especies que lo habitan, al proporcionar mayor disponibilidad de alimento, microhábitats y gradientes ambientales (Pérez-Hernández y Torres-Orozco, 2000; Miranda Chumacero y Barrera, 2005; Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Adicionalmente, se puede atribuir al mayor el número de estaciones muestreadas, hecho debido a disponibilidad de los pescadores por la temporada de veda del camarón en Las Guásimas (Pérez-Hernández y Torres-Orozco, 2000).

La utilización de diferentes artes de pesca permite conocer la comunidad de especies que habita tanto en la columna de agua de la laguna, como en el fondo de la misma, por ende, el elenco sistemático será más completo y existe un mayor espectro de tallas. Esto se relaciona con la selectividad y eficacia de cada arte de pesca, donde al utilizar la atarraya su captura se limita al diámetro de la red desde la superficie hasta el fondo, su acción manual y rápida, captura principalmente especies demersales y pelágicos. Por otra parte, la red de enmalle o chinchorro, opera en una mayor área y tiempo en la superficie de la columna de agua, de este modo se capturan especies pelágicas y con mayor movilidad. Por último, la red de arrastre en forma de embudo, es operada mediante embarcaciones jalada a baja velocidad y su funcionamiento consiste en atrapar especies bentónicas que presentan menor movilidad y con poca capacidad de evasión de la red. Como se puede observar, la combinación de atarraya, chinchorro y red de arrastre da un amplio espectro de especies y tallas, lo que proporciona una mejor representatividad de la comunidad de peces en las lagunas costeras, lo que resalta la importancia del uso de diferentes artes de pesca para evaluar las comunidades de peces y reconocer sus distintos procesos ecológicos, las etapas del ciclo de vida de las especies y hábitats (Amezcuca *et al.*, 2006; Padilla-Serrato *et al.*, 2017). Con el objetivo de minimizar el sesgo y poder realizar las adecuadas comparaciones, se realizó la estandarización de la CPUE permitiendo que se igualará el esfuerzo de diferentes artes de pesca sobre el tiempo de muestreo, es un método que ha sido ampliamente utilizado para evaluar comunidades de peces por Amezcuca *et al.* (2006), Gibson-Reinemer *et al.* (2017) y Lanzoni *et al.* (2021).

El orden Perciforme es el grupo de peces más dominante con 24 especies, seguido del orden Pleuronectiforme con 10 especies en Las Guásimas, con 25 y 11 especies en Navachiste respectivamente, asociado a que el orden Perciforme es el más representativo en todos los mares del mundo (Nelson *et al.*, 2016). Las familias con mayor número de especies en ambas lagunas costeras fueron Carangidae, Sciaenidae, Haemulidae, Paralichthyidae, Gerreidae y Engraulidae, estas son familias dominantes en lagunas costeras en la región tropical, sub-tropical y templada (Whitfield *et al.*, 2022). Se observaron coincidencias de las familias predominantes y representativas en lagunas costeras del GC por Grijalva-Chon *et al.* (1996) en La Cruz, Amezcuca *et al.* (2006, 2014) en Santa María la Reforma, López-Rasgado *et al.* (2012) en la Bahía La Paz y Padilla-Serrato *et al.* (2016) en Las Guásimas, de manera que son consideradas parte de los

ambientes estuarino-lagunares de sustrato lodoso y arenoso, asociadas a aguas costeras y salobres, y de igual manera se documenta que algunas de las especies de estas familias dependen de las lagunas costeras en algunas etapas de su vida, tanto en juveniles como adultos (Castro-Aguirre *et al.*, 1999; López-Herrera *et al.*, 2021; Froese y Pauly, 2024; Robertson y Allen, 2024).

Comparando con otras lagunas costeras de la costa oriental del GC, se observó que las especies en común entre Las Guásimas y Navachiste, se encuentran reportadas por Balart *et al.* (1992) en la laguna Topolobampo y Santa María con 60 especies, Grijalva-Chon *et al.* (1996) en La Cruz con 34 especies, Castro-Longoria *et al.* (2002) en El Sargento con 23 especies, Amezcua *et al.* (2014) en Santa María la Reforma con 82 especies, Iris-Maldonado (2011) en El Morua y La Salina con 36 especies, Padilla-Serrato *et al.*, (2016) en Las Guásimas con 61 especies y Salas-Mejía (2020) en El Soldado con 17 especies. Algunas de las especies que se comparten entre lagunas costeras, algunas de ellas son dominantes en Las Guásimas y Navachiste, por mencionar algunas como: *Urolophus halleri*, *Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii*, *E. entomelas*, *E. gracilis*, *Haemulopsis nitidus*, *Etropus crossotus*, *Paralabrax maculatofasciatus* y *Pseudupeneus grandisquamis*, por lo que son consideradas especies habituales en lagunas costeras de la costa oriental del GC, su importancia se observó al influir en la formación de los grupos de similitud, como se exhibió en el análisis SIMPER (Tabla 6 y 7).

La presencia de estas especies dominantes está relacionada con sus procesos biológicos, utilizando las lagunas costeras en alguna parte de su ciclo de vida, así como su tolerancia a los cambios ambientales y la capacidad de evasión a sus depredadores (Padilla-Serrato, 2016; Whitfield *et al.*, 2022). Por lo que son especies identificadas como parte de los sistemas estuarino lagunares de la zona costera del GC y Pacífico mexicano (Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022; Froese y Pauly, 2024). Las Guásimas y Navachiste comparten especies dominantes las cuáles influyeron en los resultados del análisis SIMPER. Debido a que los sitios geográficamente más cercanos tienden a tener mayor parecido en su composición de especies que los sitios distantes, aunque con diferente orden de dominancia de las especies en cada estructura comunitaria, dichas diferencias en el ensamblaje de las especies ya sean raras o abundantes, es debido a los diferentes procesos y requerimientos de las especies (Díaz-Ruiz *et al.*, 2006; Sandoval-Huerta *et al.*, 2014; Payán-Alcacio *et al.*, 2020; Whitfield *et al.*, 2022). Ambas lagunas costeras al estar localizadas en una región árida subtropical del GC, comparten la presencia de algunas especies, que de igual manera

ya se han reportado en otras lagunas costeras de la región (Amezcuca *et al.*, 2006; Padilla-Serrato *et al.*, 2016, 2017). Este hecho resalta la importancia de los listados faunísticos, ya que, si bien es difícil de registrar todas las especies en un área determinada, las comparaciones con otros estudios de lagunas costeras del área ayudan a determinar que especies comúnmente utilizan estos ecosistemas y esto permite evaluar fehacientemente la diversidad del área (Padilla-Serrato *et al.*, 2016).

La diversidad de especies de peces, su distribución y abundancia en las lagunas costeras presenta una clara estacionalidad con pocas especies dominantes, siendo la oscilación de la TSM en las estaciones del año las que la determinan (Rodríguez-Romero *et al.*, 2008, 2011). Los patrones de riqueza, diversidad y abundancia de la comunidad de peces en ambas las lagunas costeras se asociaron con las oscilaciones ambientales de las estaciones, coincidiendo con lo reportado en diferentes regiones, donde las comunidades de peces de lagunas costeras se ven influenciadas principalmente por los cambios estacionales de la temperatura (Rodríguez-Romero *et al.*, 2008; Padilla-Serrato *et al.*, 2016). El comportamiento de la diversidad estacional, fue semejante a lo reportado para otras comunidades de peces en lagunas costeras del GC donde se ha reportado que, a mayor temperatura existe una mayor riqueza de especies y diversidad (González-Acosta *et al.*, 2005; Amezcuca *et al.*, 2006; Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; Padilla-Serrato *et al.*, 2016; González-Acosta *et al.*, 2018), esto considerando el índice de Shannon-Wiener que es el más utilizado para determinar la estructura comunitaria. Por otro lado, el índice alfa de Fisher reporta el mismo comportamiento (Juaristi-Videgaray *et al.*, 2014; Pérez-Castillo *et al.*, 2018), a pesar de no ser utilizado comúnmente para la diversidad, está biológicamente bien respaldado al no depender del tamaño de la muestra, por lo que logra de manera más eficiente evaluar la diversidad considerando el número de organismos y de especies (Magurran, 2004; Juaristi-Videgaray *et al.*, 2014).

El índice de valor biológico (IVB) permite conocer las especies dominantes en la comunidad de peces, es el indicador más utilizado, el cual combina dos atributos esenciales: la abundancia y la frecuencia de aparición de las especies. El índice equilibra la constancia espacio-temporal de las especies, evitando ordenar especies con picos de abundancia puntuales que no sean representativos (Loya y Escofet, 1990). Las especies dominantes son las que presentaron un alto valor biológico (IVB), por lo que se pueden considerar como residentes que caracterizan a las dos

lagunas costeras (Loya y Escofet, 1990). Es notorio que estas especies dominantes presentan una amplia distribución en zonas templadas a tropicales, así como efectivas estrategias de alta tolerancia ambiental, capacidad de evasión a sus depredadores, amplio espectro trófico y aprovechamiento del ambiente (Harrison y Whitfield, 2006; Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; Padilla-Serrato, 2016). Son importantes porque actúan como controladores de la estructura y función de toda la comunidad de peces, así que son útiles para ilustrar la capacidad de adaptación y el papel de la historia de vida de la comunidad (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988).

La composición de especies de peces en lagunas costeras es dinámica, reflejando patrones de cambio según los factores ambientales y la historia de vida de las especies, por lo que las comunidades que la habitan ilustran las condiciones en tales ambientes (Holmlund y Hammer, 1999; Whitfield y Elliott, 2002). El creciente interés del uso biológico de comunidades para la evaluación y seguimiento del ecosistema muestra que el monitorear la ictiofauna es un indicador sensible al proporcionan evidencia de la condición de salud o cambio del ecosistema (Whitfield y Elliott, 2002; Ferreira *et al.*, 2017). El programa de monitoreo de las comunidades de peces puede ser desde su diversidad, la estructura taxonómica y funcionalidad, que son los enfoques descritos en el presente trabajo (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018b).

Adicionalmente, una opción plausible es el identificar a las especies indicadoras, que son aquellas que presentan sensibilidad y son abundantes en el ecosistema (Whitfield y Elliott, 2002; Arceo-Carranza *et al.*, 2016). En este sentido, las especies dominantes según el IVB de cada laguna costera podrían ser utilizadas como especies indicadoras, destacando que son especies del conjunto marino eurihalino y euritermo, tales como las especies *Diapterus brevirostris* y *Eucinostomus spp.*, de la familia Gerreidae (Castro-Aguirre *et al.*, 1999). Donde dependiendo de la tolerancia de las especies se puede proporcionar un buen indicador del estrés al que se puede someter el ecosistema, es decir, provee un rango de variación normal en el que las poblaciones están estables, indicando salud del ecosistema, por lo que una disminución drástica de la abundancia o desaparición de las especies, mostraría una perturbación (Whitfield y Elliott, 2002; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018b).

De acuerdo con las proyecciones de los autores López-Martínez *et al.* (2017) para el año 2100 las condiciones que se pronostican en el GC son de incremento entre 2.5 a 4 grados °C de la TSM. El

aumento de la TSM en el GC, podrían afectar la morfología y dinámica de ecosistemas costeros, así como a las comunidades, presentando desplazamiento hacia el norte de los peces con distribución tropical y subtropicales, colonizando hábitats más favorables, mientras que las poblaciones templadas disminuyen (Barjau-González *et al.*, 2014; Cavole *et al.*, 2016; Gillanders *et al.*, 2022; Sánchez-Cabeza *et al.*, 2022). Por lo que se vuelve de vital importancia conocer los efectos biológicos de los cambios de las TSM, por lo que una aproximación a ello, es por medio de la evaluación del comportamiento de la comunidad de peces durante periodos de El Niño fuertes, como el evento "El Niño Godzilla" que se presentó durante 2015-2016 (NOAA, 2022).

Sánchez-Velasco *et al.* (2017) reportaron que durante el evento cálido 2015-2016, la abundancia de larvas de pelágicos no mostró cambios dramáticos en el GC, sin embargo, el cambio se observó en la distribución vertical en la columna de agua; mostrando lo complejo de la respuesta de las especies, lo que podría indicar la tolerancia y adaptabilidad de las especies con afinidad tropical a los periodos de calentamiento prolongado en los océanos. Así mismo, se conoce que las comunidades de peces que habitan lagunas costeras están bien adaptadas a la variabilidad ambiental (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Las lagunas costeras del presente trabajo, están dominadas por especies pertenecientes a la provincia biogeográfica POT, la cual abarca desde la parte sur de Bahía Magdalena, de Baja California, pasando por el GC y siguiendo hacia el sur hasta Cabo Blanco en el Norte de Perú (Robertson y Allen, 2024) se caracteriza por una gama amplia de condiciones ambientales, presentándose tres zonas climáticas: ecuatorial, tropical y subtropical. El GC se encuentra en la parte subtropical de la región y ofrece condiciones ambientales muy complejas (Farach-Espinoza *et al.*, 2021; López-Martínez *et al.*, 2023), haciendo que las especies que ahí habiten, necesariamente deban adaptarse a condiciones ambientales muy variantes, predominando las especies "euri" (euritermas, "eurihalinas", etc.), como parte de los mecanismos de adaptación frente a los cambios ambientales (Sánchez-Velasco *et al.*, 2017). Por ello, el fuerte evento de El Niño 2015-2016 proporciona antecedentes clave sobre las potenciales respuestas en la estructura y el comportamiento de la comunidad de peces para futuros estudios a largo plazo ante eventos de Calentamiento Global.

8.3 Enfoque Taxonómico

Mediante la diversidad alfa o local se pudo evidenciar que existieron cambios en el interior de la laguna y en el mar adyacente, debido a que la diversidad de especies de peces está relacionada con los gradientes ambientales, el tipo de hábitat, la disponibilidad de alimento, la baja presencia de depredadores y menor competencia (Arceo-Carranza *et al.*, 2010; Castillo-Rivera *et al.*, 2011). La diversidad beta o de reemplazo, fue mayor en la laguna Navachiste que en Las Guásimas, relacionado con la composición de especies en las diferentes estaciones del año (Ruiz-Cobo *et al.*, 2010). La diversidad gamma o regional, la cual fue mayor en la laguna Navachiste, es la diversidad existente en una región y permite estimar la heterogeneidad de un paisaje (Avilés-Torres *et al.*, 2001).

Al considerar que la diversidad es la suma de la variedad taxonómica, ecológica, genética y filogenética, es evidente que no se puede encapsular todos estos elementos en un único índice, pero la formación de los índices de distinción taxonómica se acerca a explicar la diversidad al incluir algunos de estos elementos (Warwick y Clarke, 1995). Actualmente se busca conocer la diversidad y sus cambios naturales en un área, con el objetivo de conocer el comportamiento de las comunidades y detectar efectos ante perturbaciones de diferentes escalas, para lograr manejar y conservar. Debido a que la diversidad de peces en el ambiente marino se puede ver afectada por muchas y varias amenazas, tales como actividades pesqueras, contaminación, cambio climático, especies invasoras o introducidas, entre otras.

La distinción taxonómica (Δ^*) incluye datos de la abundancia y riqueza de especies, por lo que el índice es sensible a la riqueza y abundancia, para revertir la sensibilidad se presenta el índice de distinción taxonómica promedio (Δ^+) (Clarke y Warwick, 1998, 2001a). Los índices Δ^* y Δ^+ mostraron diferencias debido a la abundancia, para Las Guásimas el comportamiento indica un aumento de invierno a primavera, sin embargo, estos no presentaron diferencias significativas. Para Navachiste presentaron el mismo comportamiento, con los valores más altos en primavera y disminuyendo en verano, sin presentar diferencias significativas. En comparación el índice Δ^* fue mayor en Navachiste, una posible explicación puede ser que presentó una mayor abundancia de especies (Clarke y Warwick, 1998).

En el caso, de los índices de índice de distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) y variación de la distinción taxonómica promedio ($\Lambda+$), al basarse en el listado de especies son fáciles de medir de manera más precisa y se ha demostrado que son apropiados como indicadores de diferentes eventos que ocurren en varias escalas (Leonard *et al.*, 2006; Tweedley *et al.*, 2017). El principal supuesto de estos índices es que la diversidad será mayor en una comunidad en la que las especies sean taxonómicamente más distintas o menos emparentadas, es decir, que las especies de la comunidad este distribuida entre diversos géneros y familias; en cambio, una diversidad reducida debido a perturbaciones será una comunidad compuesta por especies más estrechamente relacionadas (Abellán *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2020).

Para conocer eficazmente la diversidad en las lagunas costeras y poder comparar, se requiere de evaluar con respecto a una condición en común, que sea invariable respecto al ambiente y sus diferentes hábitats (Leonard *et al.*, 2006). Clarke y Warwick (1998) formularon la prueba de aleatorización para comparar el valor observado de $\Delta+$ con el valor esperado derivado de un conjunto de especies; utilizando muestras aleatorias del conjunto de especies, para calcular la distribución de los valores de $\Delta+$ esperados, el cual está representado como un embudo de probabilidad con un nivel de significancia del 5 %. Así, los valores de distinción taxonómica de una variedad de hábitats que no se encuentre perturbados estarán distribuidos dentro de los límites de confianza y los hábitats que estén impactados quedarían por debajo de ellos (Clarke y Warwick, 1998). Lo anterior presenta un marco estadístico sobre el cual se puede obtener un valor esperado o estándar del área, con el que se compara y evalúan los valores obtenidos, esto significa que establece condiciones en común para un grupo de organismos a partir de diferentes condiciones ambientales y hábitats que se encuentren en un área (Leonard *et al.*, 2006; Capetillo-Piñar *et al.*, 2015).

Clarke y Warwick (1998, 2001a) mencionan dos características importantes de los índices que les da ventaja, la primera, los valores de $\Delta+$ frente a los cambios ambientales presentaran variabilidad dentro de los rasgos predecibles, es decir, dentro de los límites de confianza, por lo que no se ve influenciada por la variabilidad ambiental, caso contrario de la mayoría de los índices de diversidad tradicionales que se basan en la riqueza de especies se ven fuertemente afectados (Leonard *et al.*, 2006). La segunda, es la capacidad para detectar cambios antropogénicos, distinguiendo áreas perturbadas al obtener valores de $\Delta+$ que estén por debajo de los límites de

confianza, mostrando que la degradación de un área va a corresponder con una estructura taxonomía simple con su árbol taxonómico equilibrado (Clarke y Warwick, 2001a). En otras palabras, las comunidades perturbadas estarán compuestas por especies más estrechamente relacionadas, lo que se manifestará en el índice como una disminución o poco cambio en la $\Delta+$ y una disminución de $\Lambda+$ (Abellán *et al.*, 2007; Capetillo-Piñar *et al.*, 2015). Con base en esta información se distingue que ambas lagunas costeras, presentan valores de $\Delta+$ y $\Lambda+$ dentro de lo esperado, concluyendo que las especies que conforman a estas estructuras taxonómicas están poco emparentadas taxonómicamente, siendo ecosistemas de importancia pesquera es importante recalcar que no se encuentran afectados por algún tipo de degradación o perturbación al no presentar valores por debajo de lo límites interiores del embudo.

Considerando que, para el monitoreo y evaluación de la diversidad en un área, el desafío más grande que se enfrenta es poder distinguir los cambios naturales y los antropogénicos (Leonard *et al.*, 2006). Así los índices $\Delta+$ y $\Lambda+$ demuestran ser un indicador ecológico importante dado que son útiles para discriminar sitios naturales e impactados, al no verse afectados por la variabilidad ambiental ni el esfuerzo de muestreo, pero son sensibles a las perturbaciones del ser humano al verse favorecida la presencia de especies taxonómicamente cercanas, debido a que provocan la reducción de nichos ecológicos (Tweedley *et al.*, 2017; López-Herrera *et al.*, 2021; Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022). Resaltando que se pueden presentar algún factor estresante ambiental que actué como “filtros de nicho”, tales como los huracanes, estos eventos van a presentar efectos en el área, aunque de diferente magnitud, dado que se puede generar la disminución, pérdida o incrementó de organismos (Capetillo-Piñar *et al.*, 2015; Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022).

Las lagunas costeras presentan conectividad con el mar adyacente y esto permite la movilidad e intercambio de las especies, provocando que sea un ecosistema con una alta riqueza por la permanente comunicación, de manera que la comunidad que la habita es más diversa taxonómicamente (Tweedley *et al.*, 2017; Araújo *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2020; Whitfield *et al.*, 2022). Este es el caso de las lagunas costeras de Las Guásimas y Navachiste (Padilla-Serrato *et al.*, 2017; Moreno-Pérez *et al.*, 2024), presentado una alta riqueza (>90 especies) y distinción taxonómica (65 unidades). Por consiguiente, los ensamblajes más diversos pueden presentar en el árbol taxonómico especies que tienen menos parentesco o un rango taxonómico más amplio, caso contrario se presentaría en un ensamblaje menos diverso (Araújo *et al.*, 2018).

Para ambas lagunas costeras del GC sus comunidades de peces tuvieron los valores de $\Delta+$ y $\Lambda+$ cerca de la media esperada y dentro del embudo de confianza, lo que representa desde el punto de vista taxonómico que son ecosistemas estables y sanos ecológicamente, son considerados que están en un buen estado y el impacto antropogénico no ha llegado a afectar las relaciones taxonómicas (Juaristi-Videgaray *et al.*, 2014; Barjau-González *et al.*, 2016). Comportamiento igualmente reportado en la Bahía La Paz con $\Delta+$ 60 por López-Rasgado *et al.* (2012), en laguna de San Ignacio con $\Delta+$ 64 y $\Lambda+$ 185 por Juaristi-Videgaray *et al.* (2014), en la Bahía La Paz con $\Delta+$ 56 y la laguna La Paz $\Delta+$ 62 por Barjau-González *et al.* (2016, 2018) y en laguna de San Ignacio $\Delta+$ 64 por Pérez-Castillo *et al.* (2018). Los índices son un buen indicador de la condición ecológica general de la laguna costera, se infiere que estos ecosistemas del GC son saludables desde el punto de vista biológico y ecológico (Tweedley *et al.*, 2017).

El $\Delta+$ define el grado de la relación entre las especies en un árbol taxonómico, en ambas lagunas costeras se encontraron dentro del embudo, indicando que sus árboles taxonómicos estaban conformados por un buen número de categorías poco emparentado. En una comunidad cuando la estructura taxonómica se encuentre conformada principalmente por taxones superiores monogénicas (un solo género) y monoespecíficas (una sola especie), provocan una disminución de distinción taxonómica, caso contrario con la presencia de más especies pertenecientes a diferentes géneros y en diferentes familias y/u orden, la variabilidad dentro del árbol taxonómico será mayor, indicando una amplia diversidad taxonómica. Por lo que la presencia de taxones superiores ricos en especies, se ve compensado con la presencia de las categorías pobres en especies (Clarke y Warwick, 1998, 2001a; Zintzen *et al.*, 2011; Pereira-Cattani *et al.*, 2019; Pérez-Hernández, 2019; López-Herrera *et al.*, 2021).

En este sentido, al mencionar que el taxón superior es de la categoría de orden quiere decir que está formado por una familia, género y especie, en cambio si el taxón superior es de categoría de familia está construido por un género y especie, dentro de un orden más diverso. Al comparar la laguna costera Las Guásimas con $\Delta+$ 64.6-66 y la laguna costera Navachiste con $\Delta+$ 62.3-66.9 se distinguen diferencias que es el resultado de sus propias estructuras taxonómicas. En el árbol de la laguna Las Guásimas se encuentran siete órdenes (Aulopiformes, Batrachoidiformes, Gobiiformes, Mugiliformes, Atheriniformes, Beloniformes y Spariformes) y 11 familias de la clase Osteichthyes conformadas por monogénicas y monoespecíficas, para la clase Chondrichthyes

dos órdenes (Carcharhiniformes y Pristiformes) y dos familias. En cambio, la laguna Navachiste se conforma por cinco órdenes (órdenes Aulopiformes, Mugiliformes, Atheriniformes, Istiophoriformes y Moroniformes) y 12 familias de la clase Osteichthyes monogenéricas y monoespecíficas, para de la clase Chondrichthyes dos órdenes (Carcharhiniformes y Pristiformes) y dos familias. De manera general, las distribuciones de las especies en las categorías taxonómicas superiores presentan cierta similitud entre las lagunas costeras, aunque se distingue que en Las Guásimas fueron poco variables Δ^+ por la mayor presencia de categorías monoespecíficas (Clarke y Warwick, 2001a; Pereira-Cattani *et al.*, 2019; Pérez-Hernández, 2019); por el otro lado, la comunidad de peces de la laguna Navachiste tiene una mayor variabilidad taxonómica al compensarse su estructura con la presencia de 74 especies distribuidas en diferentes géneros y familias, lo que indica una amplia diversidad taxonómica (Clarke y Warwick, 2001a; Tolimieri y Anderson, 2010; Vela-Espinosa *et al.*, 2023). Esto explica que presentó una comunidad con especies taxonómicamente afines, que aportan redundancia taxonómica.

Λ^+ muestra la desigualdad o variabilidad del árbol taxonómico por la presencia de algunos taxones superiores representados por una sola especie, mientras que otros son relativamente ricos en especies, reflejando el grado en que ciertos taxones están infra o sobrerrepresentados, (Clarke y Warwick, 2001b; Pérez-Hernández, 2019). El árbol taxonómico está formado por agrupaciones de especies estrechamente relacionadas que contribuyen con longitudes de camino cortas, mientras que las distintas agrupaciones que están distantemente relacionadas contribuyeron con longitudes de camino más largas (Zhang *et al.*, 2020). En ambas lagunas costeras se encontraron mayormente dentro del embudo, mostrando una buena distribución de los grupos ricos en especies y monoespecíficas en las diferentes categorías taxonómicas. Las diferencias entre las lagunas costeras Las Guásimas con Λ^+ 80.5-107.2 y Navachiste con Λ^+ 81.3-177.2, se deben a que para Las Guásimas se presentó una menor variación y un mejor reparto entre los distintos taxones superiores del árbol taxonómico, debido a la mayor presencia de monoespecíficas y que los grupos ricos en especies pertenecen a pocos taxones superiores (Zintzen *et al.*, 2011; Hidalgo *et al.*, 2015; Pérez-Hernández, 2019). En cambio, Navachiste presentó un árbol estructural con una varianza del reparto de especies en las categorías taxonómicas superiores más alto, es decir, representación desigual de los taxones inferiores, por los grupos ricos en especies que se repartieron en diferentes géneros pero que están

distantemente relacionado aportando los caminos más largos y con ello a los altos valores de $\Lambda+$ en Navachiste (Tolimieri y Anderson, 2010; Zhang *et al.*, 2020); reflejando que la comunidad posee un mayor pool taxonómico, que ante situaciones de algún tipo de perturbación refleja mayor resiliencia, situación también reportada por Hidalgo *et al.* (2015) y Vela-Espinosa *et al.* (2023).

La poca variación en la estructura taxonómica en la comunidad de peces de la laguna costera Las Guásimas se relacionó con su menor superficie, profundidad y cobertura de manglar (Padilla-Serrato *et al.*, 2016, 2017; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2020). En cambio, la mayor variabilidad taxonómica en la laguna costera Navachiste correspondió con la mayor superficie y profundidad, así como, la presencia de diferentes microhábitats, tales como mayor cobertura de mangle y 23 islotes con sustrato fangoso y rocosos (Arzola-González *et al.*, 2013; Carrasquilla-Henao *et al.*, 2013; Sánchez-Lindoro *et al.*, 2017); donde la composición de especies está influida por el tamaño de la laguna costera, a mayor superficie se podrían presentar diferentes profundidades, tipos de fondos y microhábitats con ensamblajes específicos (Avilés-Torres *et al.*, 2001; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). En un área los microhábitats o paisajes marinos tienen una influencia importante en la estructura de la comunidad de peces, esta diferencia de los microhábitats entre ecosistemas cercanos puede explicar parte de las diferencias en la ictiofauna (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Castellanos-Galindo *et al.*, 2013). Los factores ecológicos y evolutivos determinan la distribución de la ictiofauna, en los ecosistemas más diversos responden a las características ambientales de disponibilidad de recursos y microhábitats, elevando la coexistencia de especies alejadas taxonómicamente (Ramos-Miranda *et al.*, 2005a; Azevedo *et al.*, 2017). Las especies que sean cercanas taxonómicamente, tendrán similares requerimientos ecológicos, utilizando de manera semejante los hábitats y recursos (Abellán *et al.*, 2007; Barjau-González *et al.*, 2016).

En los últimos años los índices $\Delta+$ y $\Lambda+$ se han convertido en una herramienta básica, buscando evaluar comunidades desde el rango taxonómico, esto es un punto crucial para conocer y mantener la estabilidad del ecosistema, por consiguiente, para mejorar la resiliencia es de gran interés identificar áreas con elevada diversidad taxonómica (Ramos-Miranda *et al.*, 2005a; Araújo *et al.*, 2018). Por lo tanto, a través de los índices se advierte que el ensamblaje puede ser resistente al cambio y cual no, dado que una comunidad con baja redundancia taxonómica refleja menor capacidad de resistir a cambios, causando posiblemente alguna pérdida en el ecosistema

(Leonard *et al.*, 2006; Juaristi-Videgaray *et al.*, 2014). Ante ecosistemas perturbados o contaminados, los primeros en desaparecer son los taxones superiores pobres en especies, permaneciendo taxones superiores más ricos en especies, que son taxonómicamente más cercanos (Clarke y Warwick, 2001a, b; Zhang *et al.*, 2020). Dando como resultado un buen indicador del estado del ecosistema según su diversidad taxonómica, permitiendo definir límites de cambios biológicos en relación con los objetivos de conservación, que es indispensable para la gestión de zonas de interés (Vela-Espinosa *et al.*, 2023). De acuerdo a lo anterior las estructuras taxonómicas de la ictiofauna en las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste se presentaron taxones superiores con una sola especie y teniendo en cuenta que podrían ser los primeros afectados, estos hechos son un punto de referencia al evaluar el ecosistema y detectar deterioro. Aun así, presentaron valores altos por encima de las 60 unidades, que en la distinción taxonómica indica que las áreas presentan una buena conservación (Barjau-González *et al.*, 2016).

Para el desarrollo e implementación de programas de monitoreo en lagunas costeras, es necesario seleccionar los métodos adecuados y sencillos para detectar cambios espacio-temporales en la composición y diversidad de especies, por ello el uso de los índices de distinción taxonómica son ideales (Adao *et al.*, 2022). Los estudios que utilizan los índices $\Delta+$ y $\Lambda+$ para describir la estructura de la comunidad de peces en las lagunas costeras en México ha ido aumentando como el de López-Rasgado *et al.* (2012), Juaristi-Videgaray *et al.* (2014), Barjau-González *et al.* (2016, 2018) y Pérez-Castillo *et al.* (2018). Así, el conjunto de datos es indispensable para tener puntos de referencia ante cualquier cambio (Gillanders *et al.*, 2022). Por ello, para las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste el presente estudio es el primero con esta orientación, donde se caracterizaron las comunidades de peces con altos valores de distinción taxonómica, indicando que las especies están poco emparentadas taxonómicamente, funcionando como puntos de referencia para posteriores evaluaciones, asimismo para proporcionando antecedentes para la gestión y conservación del ecosistema. Los índices de distinción taxonómica son una herramienta útil que presentan ventajas para describir de manera más completa la diversidad de una comunidad y conocer las condiciones de los ecosistemas con diferencias en las características geomorfológicas.

8.4 Enfoque Funcional

Una comunidad se refiere a un grupo de especies que coexisten en un espacio y tiempo dados, las cuales van a presentar rasgos funcionales que son las características biológicas (rasgos fenotípicos, historia de vida, comportamientos) e interacciones que permiten conocer cuándo y dónde pueden sobrevivir (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Gómez-Ortiz y Moreno, 2017). Considerando este enfoque es que se basa la diversidad funcional, que es clave para comprender la relación de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema (Mason y Mouillot, 2013; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015, 2016). Se puede estudiar por medio del método de grupos funcionales que consiste en agrupar de acuerdo con la similitud de los rasgos funcionales y por el método de índices de diversidad funcional que consiste en evaluar la distribución y abundancia de los rasgos en un espacio funcional multidimensional (Francisco y De la Cueva, 2017; Córdova-Tapia y Mercado-Silva, 2019). Para el caso del estudio de las comunidades de peces se reconocen dos funciones clave que es la locomoción la cual se relaciona con la movilidad y uso de hábitat, y la alimentación que corresponde a la posición trófica (Dumay *et al.*, 2004; Córdova-Tapia y Zambrano, 2016).

De manera general se observaron estructuras funcionales equivalentes en las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste, por la similitud en los rasgos funcionales dominantes. En evaluaciones de comunidades de peces en sistemas de Europa (Elliott y Dewailly, 1995; Pombo *et al.*, 2002; Van der Linden *et al.*, 2015; Teichert *et al.*, 2018), Brasil (Machado Pessanha *et al.*, 2015; Franco *et al.*, 2022; Camara *et al.*, 2023) y México (Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Álvarez-Filip y Reyes-Bonilla, 2006; Hernández-Villasana *et al.*, 2020; Arceo-Carranza *et al.*, 2021; Payán-Alcacio *et al.*, 2021), existe coincidencia de que las comunidades exhiban similitud funcional a pesar de ser diferentes sistemas y riqueza de especies. Sugiriendo que las asociaciones de especies de peces de diferentes ecosistemas, pueden presentar una organización funcional similar desarrollando nichos funcionales semejantes (Palacios-Salgado, 2011). Esto puede estar asociado a que la ictiofauna en lagunas costeras cumple con un importante papel ecológico, mediante la transferencia de energía como importadores o exportadores entre ecosistemas por medio de la cadena trófica (Ferreira *et al.*, 2017). Por ello, los rasgos funcionales son un indicador, aunque la composición de peces pueda cambiar con el tiempo, los nichos serán ocupados por especies con los mismos requerimientos ecológicos (Pombo *et al.*, 2002; Francisco y De la Cueva, 2017).

Los rasgos funcionales en ambas lagunas costeras presentaron organización similar, con mayor número de especies de los niveles tróficos intermedios (3-3.49 y 3.5-3.99), lo anterior concuerda con Zetina-Rejón *et al.* (2003), Herrera-Valdivia *et al.* (2016) y Salas-Mejía (2020) cuyos resultados mostraron que los niveles tróficos están organizados de manera similar en diferentes ecosistemas marinos. En lo que respecta a la alimentación de los peces en ambas lagunas, dominaron los Zoobentívoros, seguido de los Piscívoros y Planctívoros, coincidiendo con lo observado por Pombo *et al.* (2002), Zetina-Rejón *et al.* (2003), Arceo-Carranza *et al.* (2021), Franco *et al.* (2022) y Pintueles-Tamayo *et al.* (2022). Este comportamiento se relaciona con la alta diversidad de invertebrados en el Golfo de California, por ello los Zoobentívoros son un grupo dominante en los ecosistemas costeros y destacan por ser intermediarios energéticos entre niveles tróficos (Brusca *et al.*, 2005; Teichert *et al.*, 2018; Arceo-Carranza *et al.*, 2021). La presencia de especies que se alimentan principalmente de peces se relaciona con la disponibilidad de presas pequeñas, indicando que son utilizadas como áreas de alimentación gracias a la conectividad con el mar adyacente y la laguna costera (Arceo-Carranza *et al.*, 2021; Franco *et al.*, 2022). En cuanto a los Planctívoros su representación se relaciona con las condiciones de alta productividad y abundancia de zooplancton en sistemas lagunares que se mantienen por la conectividad en ambos ecosistemas (Elliott *et al.*, 2007; Álvarez-Romero *et al.*, 2013; Teichert *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2022).

El comportamiento del uso de hábitat de los peces es importante al proveer de protección y alimentación a diversas especies que utilizan estos sistemas de diferente manera ya sean residentes u ocasionales (Elliott *et al.*, 2007; Whitfield *et al.*, 2022). Se muestra que el uso ecológico de ambas lagunas costeras es dominado por especies marinas ocasionales (MO), seguido de las especies marinas estuarinas oportunistas (MEO) y representado por menos especies las marinas estuarino-dependientes (MED). Resultados similares fueron observados por Padilla-Serrato (2016), Franco *et al.* (2022), Pintueles-Tamayo *et al.* (2022) y Whitfield *et al.* (2022), que señalan que las especies MO y MEO son las dominantes y representativas de los sistemas estuarino-lagunares del mundo. Son categorías que representan el grado de asociación de la especie con la laguna costera, clasificándolas de menor a mayor dependencia, son las especies MO que ingresan ocasionalmente, las MEO que usan como área de crianza opcional, aunque utiliza en distinta medida el mar adyacente y las MED que es su principal área de crianza

(Potter *et al.*, 2015; Whitfield, 2020a, b). Con lo anterior se define que las especies MEO dependen según sus requerimientos del ciclo de vida, pero de ser necesario pueden cambiar sus requerimientos de hábitat, es decir, ante la degradación la especie sería gravemente afectada, pero se adaptaría a nuevas áreas de crianza y sobreviviría (Potter *et al.*, 2015; Whitfield, 2020b). En cambio, las MED son completamente dependientes de hábitats específicos como los manglares en alguna etapa de su ciclo de vida, es decir, su existencia se relaciona con las lagunas costeras, que ante la degradación la sobrevivencia se podría ver comprometida, con poca posibilidad de apartarse a área de crianza alternativas (Potter *et al.*, 2015; Whitfield, 2020b).

En cuanto a los rasgos funcionales que representan la resiliencia (habilidad de recuperación y seguir funcionamiento ante una perturbación) y la vulnerabilidad (capacidad de respuesta y adaptación a nuevas condiciones), lo cual refleja la capacidad de la especie para resistir impactos sin que se produzcan cambios irreversibles (Norse *et al.*, 2012; Padilla-Serrato *et al.*, 2016). En el presente trabajo en ambas lagunas dominaron las especies de media a alta resiliencia y baja a moderada vulnerabilidad, posiblemente esto se relacione con el amplio rango de distribución de las especies, dado que, a mayor distribución sería mayor la resiliencia y menor la vulnerabilidad (Norse *et al.*, 2012); estos resultados corresponden a lo reportado por Palacios-Salgado (2011) y Padilla-Serrato (2016). Con relación a las características morfológicas en los peces son muy variadas reflejando las respuestas adaptativas y papel funcional en el ecosistema, se consideró el rasgo de la posición de la boca relacionado con la alimentación y ocupación en la columna de agua, y el rasgo de la aleta caudal refleja la locomoción y el uso de hábitat (Salgado-Negret, 2016). Los resultados mostraron dominio de las especies con posición de boca terminal asociada a una alimentación basada en invertebrados y de aleta caudal ahorquillada lo que refleja que son nadadores continuos y rápido (Salgado-Negret, 2016), lo cual concuerda con lo observado por Palacios-Salgado (2011) y Pintueles-Tamayo *et al.* (2022).

Un grupo funcional es un conjunto de especies que tienen rasgos funcionales similares, por lo que presentan funciones similares sobre el ecosistema (Francisco y De la Cueva, 2017). Se formaron 10 grupos funcionales en la laguna Las Guásimas y 12 en la laguna Navachiste. En este caso las características ambientales de Navachiste (mayor superficie, profundidad y presencia de diferentes microhábitats) generó las diferencias, dado que los hábitats heterogéneos integran mayor diversidad de especies con diferentes requerimientos y poco relacionadas entre ellas

(Ramos-Miranda *et al.*, 2005a, b; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Barjau-González *et al.*, 2016). Los grupos fueron definidos por el conjunto de rasgos funcionales, pero se destaca que los principales rasgos que influyen en la segregación es el gremio alimentación, gremio de uso ecológico y posición de la boca. El uso de los atributos ecológicos y características morfológicas predicen el uso de los recursos por parte de la comunidad (Álvarez-Filip y Reyes-Bonilla, 2006; Palacios-Salgado, 2011; Machado Pessanha *et al.*, 2015; Córdova-Tapia y Zambrano, 2016).

Dentro de la formación de los grupos funcionales no se toma en cuenta la taxonomía para su agrupación, sin embargo, la presencia de especies del mismo género se llegaría a agrupar dentro los mismos grupos funcionales, reportando una tendencia similar por Dumay *et al.* (2004) y Machado Pessanha *et al.* (2015). Resultados también observados en diferentes grupos funcionales del presente trabajo, como el grupo F en Las Guásimas y grupo J en Navachiste que presentan las especies del género *Eucinostomus* spp, inclusive las especies *Diapterus brevirostris* y *Eugerres lineatus* que pertenecen a la misma familia. Puesto que las especies de la misma familia o género tienden a compartir funciones equivalentes en el ecosistema, reflejando la influencia de las relaciones taxonómicas en los requerimientos en su ciclo de vida (Dumay *et al.*, 2004; Córdova-Tapia y Zambrano, 2016).

Los grupos en el presente trabajo se formaron por varias especies, destacan 4 grupos en Las Guásimas (D, G, H, J) y 4 en Navachiste (E, F, H, J) integrados por más de 10 especies, es decir, desempeña papeles similares en el ecosistema. Lo que nos lleva al concepto de redundancia funcional, donde la presencia de dos o más especies dentro de un grupo se considera redundante en el funcionamiento del ecosistema, de manera que ante la ausencia de una o más especies puede ser cubierta funcionalmente por otra redundante, sin afectar drásticamente los procesos (Gómez-Ortiz y Moreno, 2017; Francisco y De la Cueva, 2017). Las especies redundantes reflejan similitud en sus requerimientos, pero van a explotar el recurso de manera diferentes, es decir, podrían presentar preferencia por determinado alimento o hábitat, favoreciendo la coexistencia y minimizan la competencia (Palacios-Salgado, 2011; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015, 2016). Por lo que es clave en un ecosistema, mientras mayor número de especies redundantes los ecosistemas son más estables, puesto que ante perturbaciones se aumenta la posibilidad de que al menos una especie, con mayor tolerancia, sobreviva para mantener los procesos (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Francisco y De la Cueva, 2017; Teichert *et al.*, 2018). Al presentar mayor

amortiguamiento funcional, esto proporciona evidencia de la resiliencia del ecosistema ante perturbaciones (Gómez-Ortiz y Moreno, 2017; Teichert *et al.*, 2018). De los resultados mostrados, se evidenció que ambas lagunas costeras están ecológicamente estables, y lo que concuerda con Álvarez-Filip y Reyes-Bonilla (2006), Palacios-Salgado (2011), Machado Pessanha *et al.* (2015), Teichert *et al.* (2018) y Payán-Alcacio *et al.* (2021).

Los índices funcionales reducen los aspectos de los procesos del ecosistema a números que pueden ser medidos e interpretados, representando de mejor manera la diversidad funcional por medio de diferentes componentes del espacio funcional multidimensional (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008; Mason y Mouillot, 2013). En el presente trabajo se evaluaron los componentes de riqueza, la equitatividad, la divergencia y la dispersión funcional. Para la interpretación de la riqueza y dispersión funcional se adaptaron a las consideraciones de la diversidad de Shannon-Weaver (valores 0 a 0.49 bajos y 0.5 a 1 altos) como lo propone Van der Linden *et al.* (2015). Estos índices se calcularon con base en un espacio funcional de naturaleza multidimensional (*T-dimensiones*) cuyos ejes están formados por los rasgos funcionales a lo largo de los cuales las especies se sitúan de acuerdo con sus características o atributos (Villéger *et al.*, 2008; Teichert *et al.*, 2018).

Los índices son calculados con el espacio funcional y la ubicación de las especies según sus características. En ambas comunidades los rasgos que más explican el espacio funcional fue el gremio de alimentación, agrupando cada proceso de alimentación, seguido por el tipo de aleta caudal, relacionada con la locomoción (Machado Pessanha *et al.*, 2015; Payán-Alcacio *et al.*, 2020; Camara *et al.*, 2023). Encontrando que los rasgos más extremos se relacionaron con la presencia de aleta caudal redondeada, confluyente, rómbica y NA (cola) principal en especies de lenguados y mantarrayas (ubicados en la zona de valores negativos), que los caracteriza por movimientos cortos y explosivos. Es posible diferenciar la zona de valores positivos, caracterizado por especies con una velocidad de nado continua y sostenida. Por lo que, se concentran según su alimentación y se distingue por la estrategia de locomoción, resultados similares han sido reportados para otras comunidades por Payán-Alcacio *et al.* (2020, 2021) y Camara *et al.* (2023).

La riqueza funcional (FRic) representa el volumen ocupado por las especies de una comunidad dentro del espacio funcional (Villéger *et al.*, 2008, 2010). Se presentó en ambas lagunas costeras

una alta FRic (>0.5), lo que nos refleja que los rasgos funcionales que definen el volumen que ocupa las comunidades son más extremos o diversos, indicando que los recursos disponibles del ecosistema están siendo explotados (Villéger *et al.*, 2008, 2010; Córdova-Tapia y Mercado-Silva, 2019). Donde los rasgos más extremos se relacionan con las especies de lenguados y mantarrayas, esto concuerda con lo reportado para otras comunidades de peces por Machado Pessanha *et al.* (2015), Payán-Alcacio *et al.* (2020, 2021) y Camara *et al.*, (2023). En el caso de la laguna Navachiste, se presentó mayor espacio funcional por la presencia de diferentes rasgos, como de las especies *Syacium maculiferum*, *Achirus scutum*, *Gymnothorax equatorialis*, *Sphyrna ensis* y *Sphyrna lewini*, mostrando que la heterogeneidad del ecosistema permite que la habiten especies con diferentes requerimientos (Ramos-Miranda *et al.*, 2005b; Biswas y Mallik *et al.*, 2011; Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022; Camara *et al.*, 2023).

La equitatividad funcional (FEve) es la uniformidad en la distribución de la abundancia de las especies de una comunidad en un espacio funcional. En ambas lagunas costeras se presentaron valores medio a altos de FEve (~ 0.6), lo que reflejando que los rasgos están representados moderadamente igual, lo que indica la presencia de especies con valores funcionales diferentes, por lo que los nichos están siendo ocupados. Esto refleja que el ecosistema es productivo y existe poco riesgo de que aparezcan especies invasoras (Villéger *et al.*, 2008, 2010; Córdova-Tapia y Mercado-Silva, 2019). La divergencia funcional (FDiv) mide la distribución de la abundancia en el espacio y la regularidad de dicha distribución entre las especies de una comunidad. Se presentó en ambas lagunas costeras una alta FDiv (>0.5), lo que representa que los rasgos de la comunidad están bien distribuidos, es decir, son diferentes e importantes, reflejando así el alto grado de diferenciación de nicho en las especies y reduciendo la competencia como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Villéger *et al.*, 2008, 2010; Córdova-Tapia y Mercado-Silva, 2019). La dispersión funcional (FDis) describe la heterogeneidad de los rasgos funcionales de la comunidad en el espacio funcional. Para ambas lagunas costeras se observó una media a alta FDis ($\sim \geq 0.6$), lo cual indica que las especies más abundantes de una comunidad tienen rasgos funcionales distintos entre sí, implicando que los nichos están bien ocupados y tiene mayor resistencia ante especies invasoras (Laliberté y Legendre, 2010; Córdova-Tapia y Mercado-Silva, 2019).

Los valores de los índices funcionales indican una alta redundancia funcional (Payán-Alcacio *et al.*, 2020). Así mismo, los valores similares presentados estacionalmente, mostraron que la variabilidad en la composición de especies por sus diferentes requerimientos, presentan diferentes rasgos funcionales a lo largo de las estaciones, lo que permite que los espacios sean ocupados. Se sugiere que, a los sistemas costeros, se incorporan especies que aprovechan la alta disponibilidad de hábitats y recursos, reduciendo la competencia en el ecosistema (Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022). De acuerdo a lo mencionado en Las Guásimas y Navachiste se muestra una alta diversidad funcional, similar a lo que ha sido reportado en comunidades en Portugal (Van der Linden *et al.*, 2015; Adao *et al.*, 2022), Brasil (Machado Pessanha *et al.*, 2015; Camara *et al.*, 2023) y México (Hernández-Villasana *et al.*, 2020; Payán-Alcacio *et al.*, 2020, 2021; Pintueles-Tamayo *et al.*, 2022). Por lo anterior, se concluye que las estructuras comunitarias de Las Guásimas y Navachiste se encuentran bien definidas por sus rasgos funcionales, indicando una equivalencia ecológica entre sus componentes a pesar de la diferencia en composición, lo que incrementa su redundancia y contribuye a la resiliencia del ecosistema. Por lo que el presente estudio en ambas lagunas costeras proporciona antecedentes para futuras investigaciones; esto considerando que los datos son indispensables para tener puntos de referencia ante cualquier cambio, así como, para desarrollar estrategias para la conservación (Gillanders *et al.*, 2022).

8.5 Enfoque de uso ecológico de la laguna costera

El análisis de la composición de tallas y L_{50} de las especies dominantes (IVB) mostró que la mayoría de los organismos que ocurren en Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa son juveniles. Particularmente ambas lagunas costeras comparten 13 especies dominantes, donde siete especies (*Diapterus brevirostris*, *Haemulopsis nitidus*, *Eucinostomus dowii*, *E. gracilis*, *H. elongatus*, *Pseudupeneus grandisquamis* y *Anchoa ischana*) presentan el mismo comportamiento con mayor proporción (>80 %) de juveniles. Sin embargo, se observa la mayoría de juveniles, pero con diferente proporción para *Sphoeroides annulatus* en las Guásimas 60 % y Navachiste 90 %, para *Etropus crossotus* en las Guásimas 85 % y Navachiste 60 %. En ambas lagunas costeras la especie *E. entomelas* el 90 % de los organismos capturados fueron adultos y para *Balistes polylepis* se presentó en un ~50-50 % juveniles y adultos. En cambio, se observó diferente comportamiento para *Urolophus halleri* en Guásimas 80 % de adultos y Navachiste 90 % de juveniles, y *Paralabrax maculatofasciatus* en Guásimas 60 % de juveniles y Navachiste 90 % de adultos. Para el resto de

las especies dominantes que no se comparten entre lagunas, se observó que cuatro especies en Las Guásimas (*Diplectrum pacificum*, *Ariopsis guatemalensis*, *Mugil cephalus*, *Scorpaena sonorae*) se capturaron principalmente (90 %) juveniles y tres especies (*Cetengraulis mysticetus*, *Lile stolifera*, *Synodus scituliceps*) mayormente (80 %) adultos. Para Navachiste cinco especies presentaron el mismo comportamiento (*Opisthonema libertate*, *Bagre panamensis*, *Selene peruviana*, *Scomberomorus sierra*, *Chaetodipterus zonatus*) con mayor presencia (75 %) de juveniles y *Achirus mazatlanus* se capturaron solo adultos.

Las especies de la familia Gerreidae son abundantes y con amplia distribución en lagunas costeras tropicales y subtropicales, dando como resultado que sean ideales para analizar su dinámica en estos sistemas (Chi-Espínola *et al.*, 2016; Cabrera-Páez *et al.*, 2021; Whitfield *et al.*, 2022). Los géneros *Diapterus* y *Eucinostomus* son los dominantes en lagunas costeras del POT (Froese y Pauly, 2024; Robertson y Allen, 2024). Están presentes en ambas lagunas, observando en el presente estudio que comparten comportamientos estacionales. Para *E. entomelas* fueron capturados mayormente adultos en las estaciones, en cambio, para *D. brevirostris*, *E. dowii* y *E. gracilis* se presentaron principalmente juveniles, donde los adultos de las especies únicamente se encontraron en la laguna Navachiste; destacando que no se capturaron en primavera organismos de *E. dowii*. Dicho comportamiento de las especies también fue reportado para Las Guásimas entre el 2010 a 2012 por Padilla-Serrato (2016). Considerando que son especies reportadas como comunes y dependientes de los sistemas lagunares tanto en juveniles como adultos (Castro-Aguirre *et al.*, 1999; Amezcua *et al.*, 2014; Padilla-Serrato *et al.*, 2017; Moreno-Pérez *et al.*, 2024), surgen las preguntas ¿Cuáles son los requerimientos bioecológicos que no se cumplen en las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste? ¿Dónde están los organismos adultos de *D. brevirostris*, *E. dowii* y *E. gracilis* en Las Guásimas? ¿Por qué en primavera no se presentó *E. dowii*? ¿Cuál es el área de crianza de *E. entomelas*? Observando que a pesar de ser de gran importancia económica (pesquería) y ecológica (estructura y función), la información de las especies es muy limitada (Chi-Espínola *et al.*, 2016). De igual manera, con esto se muestra que es necesario estos estudios para conocer el comportamiento de juveniles y adultos de las especies, debido que por las características propias cada laguna costera influye en los requerimientos bioecológicos en el ciclo de vida de las especies (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1988; Nagelkerken, 2009; González-Sansón *et al.*, 2018; Whitfield *et al.*, 2022).

El comportamiento mostrado en las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste es consistente con lo observado en lagunas costeras del GC, donde las especies de peces están compuestas en gran proporción (80-90 %) de juveniles (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; González-Sansón *et al.*, 2014, 2016, 2018; Padilla-Serrato, 2016; Salas-Mejía, 2020). Las lagunas costeras son importantes hábitats crianza esencial para juveniles de numerosas especies de peces, lo que es una estrategia para tener mayor sobrevivencia y reclutamiento en estos ecosistemas, contribuyendo a las poblaciones adultas del mar adyacente (Beck *et al.*, 2001; Dahlgren *et al.*, 2006; Mace *et al.*, 2018). En los sistemas estuarinos-lagunares se encuentran comúnmente ejemplares juveniles de peces, mientras que los adultos se encuentran principalmente en aguas marinas adyacentes (Cabrera-Páez *et al.*, 2021; Whitfield, 2020a). Este comportamiento muestra la importancia de las zonas costeras y lagunas en el ciclo de vida de diversas especies de peces, resaltando la contribución de estos ecosistemas al mantenimiento de la biodiversidad y las poblaciones de peces (Rábago-Quiroz *et al.*, 2020).

Como se resalta, la mayoría de los organismos recolectados en los muestreos de las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste fueran juveniles, como se muestra en la Fig. 40 y 45, es un aspecto para tener en cuenta, al ser capturados con artes de pesca comerciales que refleja que también pueden aparecer los juveniles en las capturas comerciales. Para la conservación las consecuencias de la captura comerciales de juveniles podrían ser trágicas, afectando directamente al reclutamiento de la población (Salas-Singh *et al.*, 2022). Asimismo, cabe señalar que la mayoría de las especies del presente estudio no aparecen como sujetas a pesca en la ficha técnica de la Carta Nacional Pesquera, que es el instrumento vinculante que indica las estrategias y acciones que se deben cumplir para regular la pesca en México; lo cual es un vacío en la información necesaria para el manejo sustentable de las especies que utilizan las lagunas costeras.

Actualmente, se muestra que es necesario realizar estudios con mayor robustez, por lo que se requieren hacer análisis más amplios y específicos para comprender la función ecológica (Nagelkerken, 2009; Whitfield *et al.*, 2022). En este sentido, se vuelve indispensable la talla de primera madurez (L_{50}) se define como la longitud a la que el 50 % de los peces están maduros, en estudios ecológicos la L_{50} permite la separación de juveniles y adultos, indicando el punto de crecimiento donde los peces se encuentran ante condiciones ambientales y de maduración

necesarias para el desove (Pauly, 2021). Así, el análisis de la composición de tallas, combinado con la L_{50} y la madurez sexual de cada especie, permite identificar a los juveniles y adultos, distinguiendo entre los adultos inmaduros y maduros, determinando la importancia de crianza y la reproducción para la ictiofauna de ambas lagunas costeras. Estos análisis son de suma importancia para determinar las etapas del ciclo de vida de las especies que utilizan estos ecosistemas, como ha sido demostrado en la laguna costera Barra de Navidad, donde se evaluaron las tallas junto a la L_{50} de la ictiofauna para demostrar que Navidad es habitada principalmente por juveniles, por lo que las lagunas constituyen áreas de crianza (González-Sansón *et al.*, 2014; Cabrera-Páez *et al.*, 2020).

En el presente estudio se muestra información de cómo se organiza la estructura de la ictiofauna en respuesta a la variación ambiental estacional, y se exhibió que las lagunas costeras cumplen distintas funciones ecológicas en el año. Los peces en las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste mostraron movimiento estacional similar, para invierno mayormente se capturaron organismos juveniles en el interior de la laguna costera; en primavera la mayoría de juveniles, aunque disminuyó la proporción, fueron capturados en interior de la laguna costera; para verano únicamente para la laguna Navachiste fueron capturados principalmente adultos en el mar adyacente; y por ultimo para otoño se presentó el mayor porcentaje de juveniles capturados en el mar adyacente. De acuerdo con los resultados del presente estudio, es evidente la captura principalmente de organismos juveniles, por lo que las lagunas son utilizadas como hábitat de crianza, mientras que la baja proporción de adultos indican que utilizan periódicamente la laguna como zona de refugio y alimentación. Este resultado coincide con lo observado en la laguna Chiquita, Argentina (Bruno *et al.*, 2013), la laguna de Nador, Marruecos (Jaafour *et al.*, 2015), la laguna de Barra de Navidad, México (Cabrera-Páez *et al.*, 2018) y la laguna de Fattibello, Italia (Lanzoni *et al.*, 2021).

El uso ecológico de la laguna costera va a presentar patrones estacionales que se relacionan con los requerimientos ecológica de las especies (Lanzoni *et al.*, 2021). En todas las estaciones climáticas se presentaron juveniles de diferentes especies, predominando en otoño e invierno, lo que indica que las lagunas costeras son utilizadas como área de alimentación, refugio y crianza; dado que provee una alta disponibilidad de alimentos para juveniles y protección al ser vulnerables a depredadores en estos estadios, lo que favorece la sobrevivencia y el reclutamiento

de peces (Mace *et al.*, 2018; Cabrera-Páez *et al.*, 2020; Cheminée *et al.*, 2021). Los peces tenían preferencia por hábitats de crianza específicos, pero utilizan múltiples hábitats de crianza (Jaafour *et al.*, 2015). Durante primavera, se observó la presencia de juveniles en el interior de las lagunas costeras y el mar adyacente, indicando que hacen uso progresivo de hábitats diferentes en el ecosistema con fines de alimentación y crianza, lo que ha sido observado por Nagelkerken (2009), González-Sansón *et al.* (2014) y Cheminée *et al.* (2021). La conectividad que existe entre la laguna costera y mar adyacente, proporciona a las especies las condiciones idóneas para que aumente su supervivencia y posterior reclutamiento a los adultos (Whitfield *et al.*, 2022).

En las lagunas costeras durante primavera y verano se observa un incremento en la presencia de los adultos que ingresan para refugiarse y alimentarse, siendo la alimentación activa previo a la reproducción (Díaz-Ruiz *et al.*, 2004; Gallardo-Cabello *et al.*, 2015). En verano el incremento de adultos maduros (reproductores) en el mar adyacente, es indicativo que la reproducción se realiza cerca de la zona costera (Ramos *et al.*, 2016; Whitfield *et al.*, 2022). La reproducción y/o el desove se lleva a cabo en condiciones ambientales óptimas, favoreciendo la sobrevivencia y crecimiento de estadios de vida tempranos (Gallardo-Cabello *et al.*, 2015; Erisman *et al.*, 2017). Dicha estrategia busca condiciones favorables tanto biológicas (disponibilidad de alimento y baja depredación) como físicas (temperatura y salinidad), asegurando la permanencia de las larvas y/o juveniles en áreas adecuadas para su posterior reclutamiento (Peguero-Icaza *et al.*, 2008). Esto explica el incremento de juveniles en otoño que ingresan y se distribuyen en el interior de la laguna costera (Sánchez-Ramírez y Ocaña-Luna, 2015; Díaz-Ruiz *et al.*, 2018).

Las lagunas costeras son de gran importancia para las poblaciones de peces, al ser utilizadas por diferentes especies simultáneamente (Lanzoni *et al.*, 2021). Por lo tanto, conocer los movimientos en el ciclo de vida de las especies se vuelve de suma importancia para comprender el funcionamiento ecológico de estos ecosistemas para las especies de peces (Aguilar *et al.*, 2014). Para ambas lagunas costeras el movimiento estacional de la comunidad de peces se destaca que no todas las especies se encuentran; estos patrones de distribución y uso ecológico (reproducción, alimentación y/o crianza) van a estar influenciado estacionalmente por los factores ambientales y requerimientos fisiológicos de cada especie según su etapa de vida particular (Aguilar *et al.*, 2014; Whitfield *et al.*, 2022).

En ambas lagunas costeras se observó la sucesión estacional de las diferentes etapas del ciclo de vida de la comunidad de peces, por la presencia en diferentes proporciones de juveniles y adultos; dichos cambios estacionales de uso ecológico muestran la importancia de la conectividad entre la laguna costera y el mar adyacente para el movimiento y el intercambio de organismos. Así la conectividad es indispensable para este proceso ecológico clave para garantizar la dinámica y el éxito de las poblaciones de peces, por lo que es importante esta consideración en los planes de conservación (Aguilar *et al.*, 2014; Olds *et al.*, 2016). Se ha documentado la sucesión estacional en el estuario de Goiana, Brasil (Ramos *et al.*, 2016), la Laguna de La Mancha, México (Díaz-Ruiz *et al.*, 2018), la Laguna del Mar Menor, España (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018a), Bahía Portete, Colombia (Gallego Zerrato y Giraldo, 2018) y la Laguna de Barra de Navidad, México (González-Sansón *et al.*, 2018; Cabrera-Páez *et al.*, 2020). Así, el diagrama de distribución propuesto (Fig. 48) se puede considerar como una generalidad para las lagunas costeras situadas en zonas subtropicales, pero se debe de evaluar para casos particulares.

Las larvas de peces se alimentan principalmente de organismos planctónicos, por lo que su supervivencia y crecimiento dependen de su densidad, coincidiendo con el aumento de la disponibilidad local de alimentos (Hoxmeier *et al.*, 2004). En las costas orientales del GC se producen eventos de surgencias costeras y giros durante el invierno-otoño, que generan un aumento de nutrientes, alta concentración de Chl *a* y dispersión de los huevos desovados (Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Esto representa una alta disponibilidad de alimento en las zonas costeras, por lo tanto, un rápido crecimiento asociado en los peces juveniles (Whitfield, 1999; Payan-Alejo *et al.*, 2020). La presencia estacional de juveniles está fuertemente asociada a los eventos reproductivos y desove de las especies, su ubicación coincide con la oportunidad de alimentación y la cercanía a las zonas de crianza, aumentando el éxito del reclutamiento de larvas de los peces (Gallego Zerrato y Giraldo, 2018). Así, para maximizar la reproducción se sincroniza con el ambiente, para que la supervivencia de las especies aumente, una táctica común en las especies tropicales y subtropicales es el desove múltiple (Spíndola Linhares *et al.*, 2014; Erisman *et al.*, 2017). En general, el aumento de adultos maduros en primavera-verano indica que son las estaciones donde se realiza la reproducción, coincide con el período de baja concentración de Chl *a* en la zona de estudio, lo que representa una baja disponibilidad de alimentos y la asignación de energía de las especies de peces hacia la maduración de las gónadas (Payan-Alejo *et al.*, 2020). Se

encuentran relacionadas la L_{50} y época reproductiva con los gradientes latitudinales. En términos generales, el crecimiento y reproducción es más acelerado en zonas tropicales-subtropicales, se caracterizan por exhibir un período de reproducción más prolongado, extendiéndose a una temporada más amplia y desoves asincrónicos (parciales o fraccionados) (Lucano-Ramírez *et al.*, 2014; Alejo-Plata *et al.*, 2016) como las especies del presente estudio.

Las lagunas costeras desempeñan un importante papel ecológico, al proporcionar distintos tipos de hábitats con diferentes funciones para muchas especies de peces (Jaafour *et al.*, 2015). Asimismo, la conectividad con el mar adyacente es especialmente importante por el movimiento y la distribución de las especies (Olds *et al.*, 2016; Gillanders *et al.*, 2022). Los organismos juveniles ingresan a las lagunas costeras, se alimentan y crecen, para posteriormente volver al mar adyacente para reproducirse. Por lo tanto, la laguna costera y su conectividad con el mar adyacente son determinantes para el crecimiento y supervivencia, que es necesarios para completar el ciclo vital de las especies de peces (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018a; Whitfield *et al.*, 2022).

Las consecuencias del cambio climático global son, sin duda, es de gran interés para el futuro de la ecología de las lagunas costeras y su gestión. Derivado de dichos cambios en el GC se esperan aumentos de TSM de 2,5 a 4 °C para el año de 2100 (López-Martínez *et al.*, 2017). Los cuales se espera que provoque cambios en los ecosistemas y con ello la riqueza y distribución de especies, por lo que se espera que se vea afectado primeramente por la latitud y TSM, es decir, disminuyendo hacia el norte (Barjau-González *et al.*, 2014; Cavole *et al.*, 2016; Sánchez-Cabeza *et al.*, 2022). Es fundamental evaluar el uso ecológico de las lagunas costeras y el comportamiento de la ictiofauna durante el evento "El Niño Godzilla", para desarrollar estrategias específicas para la conservación del ecosistema, dado que, si se ve afectados un hábitat esencial la supervivencia de las especies se vea mermada (Gillanders *et al.*, 2022; NOAA, 2022).

Con base en lo expuesto, se concluye que Las Guásimas, Sonora y Navachiste, Sinaloa son importantes áreas de crianza esencial y alimentación, que representan un hábitat prioritario para la comunidad de peces y su supervivencia para las primeras etapas del ciclo de vida. Dichas funciones ecológicas proporcionan un antecedente del comportamiento de la ictiofauna ante condiciones ambientales desfavorables, como el evento de "El Niño Godzilla". Por lo que es un punto de referencia para futuras investigaciones que se realicen a largo plazo, dada la capacidad

de estos ecosistemas para actuar como sistemas centinela (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Lo que nos lleva a la importancia de estos estudios, que demuestran la importancia ecológica y pertinencia de las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste para muchas poblaciones de peces que las habitan, para su crecimiento y supervivencia, así mismo, para la estabilidad el ecosistema y el sustento de los pescadores, por lo que se requieren dirigir esfuerzos para una adecuada gestión y conservación de estos ecosistemas.

9. CONCLUSIONES

La composición de especies de peces para ambas lagunas costeras fue de 107 especies, 74 géneros, 42 familias, 23 órdenes y dos clases (Chondrichthyes y Osteichthyes). Se presentaron 90 especies en Las Guásimas y 95 en Navachiste, y ambas compartieron 61 especies. Donde estuvieron presentes 29 especies solo en Las Guásimas y 34 en Navachiste.

Por su frecuencia, abundancia y dominancia, las especies características para las lagunas costeras Las Guásimas y Navachiste fueron *Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii*, *E. gracilis*, *E. entomelas*, *Haemulopsis nitidus*, *Etropus crossotus*, *Paralabrax maculatofasciatus* y *Pseudupeneus grandisquamis*.

Los valores del índice de distinción taxonómica promedio ($\Delta+$) en ambas lagunas costeras se encontró dentro del embudo, por lo que sus árboles taxonómicos están conformados por categorías poco emparentadas. Pero hay mayor variabilidad taxonómica en Navachiste que en Las Guásimas indicada por la estructura del árbol taxonómico.

La $\Delta+$ en Las Guásimas y Navachiste presentaron valores mayores de 60 unidades, indicando que son ecosistemas que presentan una buena conservación y son saludables ecológicamente.

Los rasgos funcionales (atributos ecológicos y los caracteres morfológicos), mostraron una similitud funcional de las comunidades de peces en las lagunas costeras de Las Guásimas y Navachiste.

Se definieron 10 grupos funcionales para Las Guásimas y 12 para Navachiste, la agrupación se determinó principalmente por el gremio de alimentación. Los grupos funcionales estuvieron conformados por varias especies, por lo que se observó redundancia (equivalencia) funcional, indicando que son ecosistemas con resiliencia.

Los índices funcionales (FEve, FDiv, FDis) revelaron que fueron semejantes en términos de los rasgos funcionales de las especies. Únicamente se presentó un mayor espacio funcional (FRic) en Navachiste. La estructura de la comunidad de peces en las lagunas costeras de Las Guásimas y Navachiste se definió por los rasgos funcionales, demostrando una equivalencia funcional entre los componentes de la comunidad.

En ambas lagunas costeras, más del 70 % de los organismos capturados fueron juveniles, predominando en las estaciones de invierno y otoño. La presencia de juveniles se correlacionó con la concentración de clorofila, que es un indicador de la productividad primaria. Por lo que la mayor presencia de juveniles se relaciona con la alta disponibilidad de alimento de estos ecosistemas.

En cambio, se presentó menor presencia de adultos en las lagunas costeras. Adultos maduros predominaron en las estaciones de verano y primavera en el mar adyacente. Por lo que existe una correlación de la temperatura y la reproducción, la cual se realiza en el mar adyacente.

La comunidad de peces en las lagunas costeras de Las Guásimas y Navachiste se conformaron esencialmente por juveniles lo cuales utilizan el área para crianza y alimentación. Menor proporción de adultos (inmaduros y maduros) ingresa a los ecosistemas con fines de protección y alimentación.

El presente estudio, genera información clave de datos biológicos en los diferentes enfoques, lo que nos muestra que las lagunas costeras de Las Guásimas y Navachiste son ecosistemas sanos con una alta diversidad, con distinciones en relación a las condiciones propias de cada laguna costeras; lo que permite tener antecedentes en las lagunas costeras para trabajos a futuro, considerando que la información es pobre o limitada en lagunas costeras, es indispensable generar conjuntos de datos a largo plazo, para tener puntos de referencia ante cualquier cambio y desarrollar estrategias para la conservación adecuadas.

10. LITERATURA CITADA

- Abellán, P., Bilton, D.T., Millán, A., Sánchez-Fernández, D. y Ramsay, P.M. (2006). Can taxonomic distinctness assess anthropogenic impacts in inland waters? A case study from a Mediterranean river basin. *Freshwater Biology*, 51(9): 1744-1756. doi: 10.1111/j.1365-2427.2006.01613.x.
- Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J. y Sala, E. (2008). Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30): 10456-10459. doi: 10.1073/pnas.0804601105.
- Adao, A.C., Bosch, N.E., Bentes, L., Coelho, R., Lino, P.G., Monteiro, P., Gonçalves, J.M.S. y Erzini, K. (2022). Complementary sampling methods to improve the monitoring of coastal lagoons. *Diversity*, 14(10): 849. doi: 10.3390/d14100849.
- Aguilar, C., González-Sansón, G., Cabrera, Y., Ruiz, A. y Allen Curry, R. (2014). Inter-habitat variation in density and size composition of reef fishes from the Cuban northwestern shelf. *Revista de Biología Tropical*, 62(2): 589-602.
- 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): 29-55.
- Albaret, J. (2017). Fish communities in estuaries and lagoons. En: Paugym D., Levêque, C. y Otero, O. (Eds.). *The inland water fishes of Africa: diversity, ecology and human use*. IRD Editions, Africa, pp. 417-440.
- Alejo-Plata, M.C., Ahumada-Sempoal, M.Á., Gómez -Márquez, J.L. y González-Acosta, A. (2016). Population structure and reproductive characteristics of the silky shark *Carcharhinus falciformis* (Müller and Henle 1839) (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) off the coast of Oaxaca, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(3): 513-524. doi: 10.3856/vol44-issue3-fulltext-10.
- Álvarez-Filip, L. y Reyes-Bonilla, H. (2006). Comparison of community structure and functional diversity of fishes at Cabo Pulmo coral reef, western Mexico between 1987 and 2003. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*, (2): 16-225.
- Álvarez-Romero, J.G., Pressey, R.L., Ban, N.C., Torre-Cosío, J. y Aburto-Oropeza, O. (2013). Marine conservation planning in practice: lessons learned from the Gulf of California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(4): 483-505. doi: 10.1002/aqc.2334.
- Álvarez-Tello, F.J., López-Martínez, J., Funes-Rodríguez, R., Lluch-Cota, D.B., Rodríguez-Romero, J. y Flores-Coto, C. (2015). Composición, estructura y diversidad del mesozooplankton en Las Guásimas, Sonora, un sitio Ramsar en el Golfo de California, durante 2010. *Hidrobiológica*, 25(3): 401-410.
- Amezcuca, F. y Amezcuca-Linares, F. (2014). Seasonal changes of fish assemblages in a subtropical lagoon in the SE Gulf of California. *The Scientific World Journal*, 2014(1): 968902. doi: 10.1155/2014/968902.
- Amezcuca, F., Madrid-Vera, J. y Aguirre-Villaseñor, H. (2006). Efecto de la pesca artesanal de camarón sobre la ictiofauna en el sistema lagunar de Santa María la Reforma, suroeste del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 32(1B): 97-109.
- Amezcuca, F., Ramírez, M. y Flores-Verdugo, F. (2019). Classification and comparison of five estuaries in the southeast Gulf of California based on environmental variables and fish assemblages. *Bulletin of Marine Science*, 95(2): 139-159. doi: 10.5343/bms.2018.0018.

- Araújo, F.G., Rodrigues, F.L., Teixeira-Neves, T.P., Vieira, J.P., Azevedo, M.C., Guedes, A.P.P., Garcia, A.M. y Pessanha, A.L.M. (2018). Regional patterns in species richness and taxonomic diversity of the nearshore fish community in the Brazilian coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 208: 9-22. doi: 10.1016/j.ecss.2018.04.027.
- Arceo-Carranza, D., Dorantes-Acereto, E.A., Hernández-Mendoza, L.C. y Chiappa-Carrara, X. (2021). Temporal shifts in the abundance and feeding of a marine fish community in a coastal lagoon in southeastern Mexico. *Ciencias Marinas*, 47(1): 17-32. doi: 10.7773/cm.v47i1.3103.
- Arceo-Carranza, D., Gamboa, E., Teutli-Hernández, C., Badillo-Alemán, M. y Herrera-Silveira, J.A. (2016). Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(2): 489-496. doi: 10.1016/j.rmb.2016.03.001.
- Arceo-Carranza, D., Vega-Cendejas, M.E., Montero-Muñoz, J.L. y Hernández de Santillana, M.J. (2010). Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81(3): 823-837. doi: 10.22201/ib.20078706e.2010.003.652.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Flores-Verdugo, F.J. y Ortega-Rubio, A. (2004). Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California, Mexico. *Aquatic Botany*, 79(2): 137-143. doi: 10.1016/j.aquabot.2004.01.012.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Hernández-Moreno, L.G., Hernández-Vázquez, S., Flores-Verdugo, F.J., Lechuga-Devezé, C. y Ortega-Rubio, A. (2003). Ecology of *Callinectes arcuatus* and *C. bellicosus* (Decapoda, Portunidae) in a coastal lagoon of northwest Mexico. *Crustaceana*, 651-664. doi: 10.1163/156854003322381487.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Padilla-Arredondo, G., Cruz-García, L.M., Ruiz-Ruiz, T.M. y Polanco-Mizquez, E.I. (2020). Analysis of a socio-ecological system: coastal zone of the Yaqui indigenous community (NW México). En: Ortega-Rubio, A. (Eds.). *Socio-ecological studies in natural protected areas: linking community development and conservation in Mexico*. Springer, Switzerland, pp. 705-724. doi: 10.1007/978-3-030-47264-1_34.
- Arzola-González, J.F., Voltolina, D., Gutiérrez-Rubio, Y. y Flores-Campaña, L.M. (2013). Abundancia y estructura de tallas de *Nerita funiculata* (Mollusca: Gastropoda: Neritidae) en la zona intermareal de las islas de la bahía de Navachiste, Sinaloa, México. *Universidad y Ciencias*, 29(2): 209-213.
- Avilés-Torres, S., Schmitter-Soto, J.J. y Barrientos-Medina, R.C. (2001). Patrones espaciales de la riqueza de peces en lagunas del sur de Quintana Roo, México. *Hidrobiológica*, 11(2): 141-148.
- Azevedo, M.C.C., de Sousa Gomes-Gonçalves, R., Mattos, T.M., Uehara, W., Guedes, G.H.S. y Araújo, F.G. (2017). Taxonomic and functional distinctness of the fish assemblages in three coastal environments (bays, coastal lagoons and oceanic beaches) in southeastern Brazil. *Marine Environmental Research*, 129: 180-188. doi: 10.1016/j.marenvres.2017.05.007.
- Balart, E.F., Castro-Aguirre, J.L., y Torres-Orozco, R. (1992). Ictiofauna de las bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sinaloa, México. *Investigaciones Marinas*, 79(2): 91-103.
- Barbeaux, S.J. y Hollowed, A.B. (2018). Ontogeny matters: climate variability and effects on fish distribution in the eastern Bering Sea. *Fisheries Oceanography*, 27: 1-15. doi: 10.1111/fog.12229.
- Barjau-González, E., Armenta-Quintana, J.A., Romo-Piñera, A.K. y López-Vivas, J.M. (2018). Taxonomic distinctness of the soft-bottom fish community in a coastal lagoon of the west coast of the Gulf of California, México. *International Journal of Marine Science*, 8(13): 106.
- Barjau-González, E., Galván-Magaña, F., Abitia-Cárdenas, L.A., Moreno-Sánchez, X.G. y Rodríguez-Romero, J. (2014). Zoogeographic analysis of the fish fauna associated with soft bottoms

- during El Niño-La Niña (98-99) in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Biodiversity, Bioprospecting and Development*, 1: 2. doi: 10.4172/ijbbd.1000123.
- Barjau-González, E., Rodríguez-Romero, J., Galván, F., Gutiérrez, F. y López, J. (2012). Estructura temporal y espacial de la comunidad de peces arrecifales de la Isla San José, Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 60(2): 649-667. doi: 10.15517/rbt.v60i2.3957.
- Barjau-González, E., Rodríguez-Romero, J., Galván-Magaña, F. y Maldonado-García, M. (2016). Seasonal shift in the taxonomic diversity of rocky reef fishes in the southwestern Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(1): 11-19. doi: 10.4067/S0718-19572016000100002.
- Baselga, A. y Rodríguez, C.G. (2019). Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Científica Compostelana*, 26.
- Beck, M.W., Heck K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F. y Weinstein, M.P. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, (51): 633-641. doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2.
- Biswas, S.R. y Mallik, A.U. (2011). Species diversity and functional diversity relationship varies with disturbance intensity. *Ecosphere*, 2(4): 1-10. doi: 10.1890/ES10-00206.1.
- Blaber, S.J.M. y Blaber, T.G. (1980). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17(2): 143-162. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x>.
- Bruno, D.O., Barbini, S.A., Díaz de Astarloa, J.M. y Martos, P. (2013). Fish abundance and distribution patterns related to environmental factors in a choked temperate coastal lagoon (Argentina). *Brazilian Journal of Oceanography*, 61: 43-53. doi: 10.1590/S1679-87592013000100005.
- Brusca, R.C., Findley, L.T., Hastings, P.A., Hendrickx, M.E., Cosio, J.T. y van der Heiden, A.M. (2005). Macrofaunal diversity in the Gulf of California. En: Cartron, J.E., Ceballos, G. y Felger, R.S. (Eds.). *Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern Mexico*. Oxford, U.S.A., pp. 179-202.
- Cabrera-Páez, Y., Aguilar-Betancourt, C. M., González-Sansón, G. y Hinojosa-Larios, A. (2021). Spatial and seasonal variation in littoral fish assemblages of four estuarine lagoons on the Mexican Pacific coast. *Regional Studies in Marine Science*, 48: 102000. doi: 10.1016/j.rsma.2021.102000.
- Cabrera-Páez, Y., Aguilar-Betancourt, C.M. y González-Sansón, G. (2020). Influencia del sustrato en la composición de la ictiofauna en zonas someras de la laguna costera Barra de Navidad, México. *Revista de Biología Tropical*, 68(4): 1322-1336. doi: 10.15517/rbt.v68i4.42139.
- Cabrera-Páez, Y., 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: 10.1016/j.ecss.2018.07.019.
- Camara, E.M., de Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P., Neves, L.M., Dos Santos, L.N., Dos Santos, A.F.G.N. y Araújo, F.G. (2023). Temporal dimensions of taxonomic and functional fish beta diversity: scaling environmental drivers in tropical transitional ecosystems. *Hydrobiologia*, 850(8): 1911-1940. doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05202-w>.
- Carrasquilla-Henao, M., Ocampo, H.A.G., González, A.L. y Quiroz, G.R. (2013). Mangrove forest and artisanal fishery in the southern part of the Gulf of California, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 83: 75-80. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2013.02.019.

- Casanoves, F., Pla, L. y Di Rienzo, J.A. (2011). *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos*. 1ra Ed. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica. 113 p.
- Casatti, L. (2005). Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, 5: 75-83. DOI: 10.3897/zoologia.34.e12975.
- Castellanos-Galindo, G.A., Krumme, U., Rubio, E.A. y Saint-Paul, U. (2013). Spatial variability of mangrove fish assemblage composition in the tropical eastern Pacific Ocean. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23: 69-86. doi: 10.1007/s11160-012-9276-4.
- Castillo-Rivera, M., Ortiz-Burgos, S. y Zárata-Hernández, R. (2011). Estructura de la comunidad de peces estuarinos en un hábitat con vegetación sumergida: variación estacional y nictémera. *Hidrobiológica*, 21(3): 311-321.
- Castillo-Rosas, B.R., Barjau-González, E., López-Vivas, J.M., Romo-Piñeda, A.K., Romero-Vadillo, E. y Armenta-Quintana, J.Á. (2020). Structure of the community of dominant fish species associated to soft-bottoms in the lagoon of La Paz, BCS, México. *Open Journal of Marine Science*, 10(3): 79-92. doi: 10.4236/ojms.2020.103006.
- Castro-Aguirre, J.L. y Espinosa-Pérez, H. (1996). *Listados faunísticos de México. VII. Catálogo sistemático de las rayas y especies afines de México (Chondrichthyes: Elasmobranchii: Rajiformes: Batoideomorpha)*. Instituto de Biología, UNAM, México. 75 p.
- Castro-Aguirre, J.L., Balart, E.F. y Arvizu-Martínez, J. (1994). Consideraciones generales sobre la ictiofauna de las lagunas costeras de México. *Revista Zoología Informa*, 27:47-84.
- Castro-Aguirre, J.L., Pérez, H.E. y Schmitter-Soto, J.J. (1999). *Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México*. 1ra Ed. Editorial Limusa, México, Ciudad de México. 704 p.
- Castro-Longoria, R., Grijalva-Chon, J.M. y Sánchez-Osuna, J.F. (2002). Comunidad de peces de la laguna costera del El Sargento, Sonora, México. *Ciencia y Mar*, 6(17): 3-16.
- Cavole, L.M., Demko, A.M., Diner, R.E., Giddings, A., Koester, I., Pagniello, C.M.L.S., Paulsen, M.L., Ramírez-Valdez, A., Schwenck, S.M., Yen, N.K., Zill, M.E. y Franks, P.J.S. (2016). Biological impacts of the 2013–2015 warm-water anomaly in the northeast Pacific: winners, losers, and the future. *Oceanography*, 29: 273–285. doi: 10.5670/oceanog.2016.32.
- Chávez-López, S. y Álvarez-Arellano, A.D. (2006). Batimetría, sedimentos y ambientes de depósito en la laguna costera de Guásimas Sonora, México. *Investigaciones Geográficas*, (60): 7-21. doi: 10.14350/rig.30008.
- Cheminée, A., Le Direach, L., Rouanet, E., Astruch, P., Goujard, A., Blanfuné, A., Bonhomme, D., Chassaing, L., Jouvenel, J.Y., Ruitton, S., Thibaut, T., Harmelin-Vivien, M. (2021). All shallow coastal habitats matter as nurseries for Mediterranean juvenile fish. *Scientific Reports*, 11(1): 1-17. doi: 10.1038/s41598-021-93557-2.
- Chi-Espínola, A.A. y Vega-Cendejas, M.E. (2016). Food resources of *Eucinostomus* (Perciformes: Gerreidae) in a hyperhaline lagoon: Yucatan Peninsula, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(2): 395-406.
- Clarke, K.R. y Warwick, R.M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35(4): 523-531. doi: 10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x.
- Clarke, K.R. y Warwick, R.M. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184: 21-29. doi: 10.3354/meps184021.

- Clarke, K.R. y Warwick, R.M. (2001a). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 265-278. doi: 10.3354/meps216265.
- Clarke, K.R. y Warwick, R.M. (2001b). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2da Ed. PRIMER-E: Plymouth, United Kingdom. 176 p.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J. y Warwick, R.M. (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 3ra Ed. PRIMER-E: Plymouth. United Kingdom. 262 p.
- CONABIO. (2009a). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. *Caracterización del sitio de manglar Estero Los Lobos, Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/PN05_Los_Lobos_caracterizacion.pdf [consultado en noviembre 2021].
- CONABIO. (2009b). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. *Caracterización del sitio de manglar San Ignacio – Navachiste – Macapule, Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/PN08_San_Ignacio_Navachiste_Macapule_caracterizacion_2013.pdf [consultado en noviembre 2021].
- CONAGUA. (2020). Comisión Nacional de Agua. *Información estadística climatológica*. Disponible en: <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica> [consultado en noviembre de 2022].
- CONANP. (2010). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. *Decreto 2 de agosto de 1978 por el que se establece una zona de refugio de aves migratorias y de la fauna silvestre, en las islas que se relacionan, situadas en el Golfo de California, México*. Agosto, 2019. Disponible en: <http://www.conanp.gob.mx/sig/decretos/apff/Islasgolfo.pdf>. [consulta en agosto 2021].
- Condit, R., Hubbell, S.P. y Foster, R.B. (1996). Changes in tree species abundance in a neotropical forest: impact of climate change. *Journal of Tropical Ecology*, 12(2): 231-256. doi: 10.1017/S0266467400009433.
- Córdova-Tapia, F. y Mercado-Silva, N. (2019). Diversidad funcional de peces en ambientes antropizados. En: Ornelas-García, C.P., Álvarez, F. y Wegier, A. (Eds.). *Antropización: primer análisis integral*. IB-UNAM/ CONACYT, Ciudad de México, pp. 109-123.
- Córdova-Tapia, F. y Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3): 78-87. doi: 10.7818/ECOS.2015.24-3.10.
- Córdova-Tapia, F. y Zambrano, L. (2016). Fish functional groups in a tropical wetland of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 14(02): e150162. doi: 10.1590/1982-0224-20150162.
- Coria-Monter, E., Monreal-Gómez, M.A., Salas de León, D.A. y Durán-Campos, E. (2018). Impact of the “Godzilla El Niño” event of 2015–2016 on sea-surface temperature and chlorophyll *a* in the southern Gulf of California, Mexico, as evidenced by satellite and in situ data. *Pacific Science*, 72: 411-422. doi: 10.2984/72.4.2.
- Dahlgren, C.P., Kellison, G.T., Adams, A.J., Gillanders, B.M., Kendall, M.S., Layman, C.A., Ley, J.A., Nagelkerken, I. y Serafy, J.E. (2006). Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Marine Ecology Progress Series*, 312: 291-295. doi: 10.3354/meps312291.
- De Silva-Dávila, R., Palomares-García, R., Zavala-Norzagaray, A. y Escobedo-Urías, D.C. (2006). Ciclo anual de los grupos dominantes del zooplancton en Navachiste, Sinaloa. *Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans*, 4(1): 26-39.

- 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(2): 197-210.
- Díaz-Ruiz, S., Aguirre-León, A., Mendoza-Sánchez, E. y Lara-Domínguez, A.L. (2018). Factores ambientales que influyen en la ictiofauna de la laguna La Mancha, sitio Ramsar, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(1): 246-265. doi: 10.15517/rbt.v66i1.28495.
- Díaz-Ruiz, S., Cano-Quiroga, E., Aguirre-León, A. y Ortega-Bernal, R. (2004). Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1): 187-199. doi: 10.15517/rbt.v52i1.14879.
- Dumay, O., Tari, P.S., Tomasini, J.A. y Mouillot, D. (2004). Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64(4): 970-983. doi: 10.1111/j.1095-8649.2004.00365.x.
- Elliott, M. y Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 29(3): 397-417.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G. y Harrison, T.D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8(3): 241-268. doi: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x.
- Erisman, B., Heyman, W., Kobara, S., Ezer, T., Pittman, S., Aburto-Oropeza, O. y Nemeth, R.S. (2017). Fish spawning aggregations: where well-placed management actions can yield big benefits for fisheries and conservation. *Fish and Fisheries*, 18: 128-144. doi: 10.1111/faf.12132.
- Eschmeyer, W., Herald, E. y Hammann, H. (1983). *A field guide to the Pacific coast fishes of north America*. Houghton Mifflin. Boston. 336 p.
- Escobedo-Urías, D., Martínez-López, A., Jiménez-Illescas, A., Ulloa-Pérez, A.E., Zavala-Norzagaray, A. (2007). Intercambio de carbono orgánico participado del sistema lagunar San Ignacio-Navachiste, Sinaloa, con el mar adyacente. En: Hernández de la Torre, B. y Gaxiola-Castro, G. (Eds.). *Carbono en sistemas acuáticos de México*. INE-CICESE, México, pp. 171-185.
- Espinosa-Carreón, T.L. y Valdez-Holguín, E. (2007). Variabilidad interanual de clorofila en el Golfo de California. *Ecología Aplicada*, 6: 83-92. <https://doi.org/10.21704/rea.v6i1-2.344>.
- Farach-Espinoza, E.B., López-Martínez, J., García-Morales, R., Nevárez-Martínez, M.O., Lluch-Cota, D.B., Ortega-García, S. (2021). Temporal variability of oceanic mesoscale events in the Gulf of California. *Remote Sensing*. 13, 1774. doi: 10.3390/rs13091774.
- Ferreira, N.C., Guerreschi, R.M., Machado, C., Lopes, C.A. y Nuñez, A.P.O. (2017). Structure and diversity of fishes in a freshwater and coastal subtropical lagoon. *Journal of Fish Biology*, 90(4): 1265-1282. doi: 10.1111/jfb.13226.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. y Niem, V. (1995). *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes*. The living marine resources of the western central Pacific. Volume II-III. Vertebrates - Part 1 y 2. FAO, Roma, pp. 647-1747.
- Francisco, V. y De la Cueva, H. (2017). Nuevas perspectivas en la diversidad funcional de ambientes marinos. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 45(2): 261-275. doi: 10.3856/vol45-issue2-fulltext-3.
- Franco, A.C.S., Araújo, F.G., dos Santos, A.F.G.N., de Andrade-Tubino, M.F. y dos Santos, L.N. (2022). From meso to hyperhaline: the importance of Neotropical coastal lagoons in supporting the functional fish diversity at regional scale. *Hydrobiologia*, 849(17): 4101-4118. doi: 10.1007/s10750-021-04683-x.
- Froese, R. y Pauly D. (2024). FishBase. World wide web electronic publications. <http://www.fishbase.org>. [Consultado de 2022 a 2024].

- Gallardo-Cabello, M., Espino-Barr, E., Puente-Gómez, M., García-Boa, A. y Cabral-Solís, E.G. (2015). Reproduction of *Diapterus brevirostris* (Percoidei: Gerreidae) in the Mexican Pacific coast. *Global Journal of Fisheries and Aquaculture*, 3(5): 221-229.
- Gallego Zerrato, J.J. y Giraldo, A. (2018). Spatial and temporal variation of fish larvae in a hypersaline bay of the Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 47: 117-141. doi: 10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.741.
- García-Morales, R., López-Martínez, J., Valdez-Holguín, J.E., Herrera-Cervantes, H. y Espinosa-Chaurand, L.D. (2017). Environmental variability and oceanographic dynamics of the central and southern coastal zone of Sonora in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 9: 925. doi: 10.3390/rs9090925.
- Gibson-Reinemer, D.K., Ickes, B.S. y Chick, J.H. (2017). Development and assessment of a new method for combining catch per unit effort data from different fish sampling gears: multigear mean standardization (MGMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74: 8-14. doi: 10.1139/cjfas-2016-0003.
- Gillanders, B.M., McMillan, M.N., Reis-Santos, P., Baumgartner, L.J., Brown, L.R., Conallin, J., Feyrer, F.V., Henriques, S., James, N.C., Jaureguizar, A.J., Pessanha, A.L.M., Vasconcelos, R.P., Vu, A.V., Walther, B. y Wibowo, A. (2022). Climate change and fishes in estuaries. En: Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J.M. y Elliott, M. (Eds.). *Fish and fisheries in estuaries: a global perspective*. Wiley Blackwell, Oxford, United Kingdom, pp. 380-457.
- Gómez-Ortiz, Y. y Moreno, C.E. (2017). La diversidad funcional en comunidades animales: una revisión que hace énfasis en los vertebrados. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40(2): 165-174. doi: 10.32800/abc.2017.40.0165.
- González-Acosta, A.F., Balart, E.F., Ruiz-Campos, G., Espinosa-Pérez, H., Cruz-Escalona, V.H. y Hernández-López, A. (2018). Diversidad y conservación de los peces de la bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(3): 705-740. doi: 10.22201/ib.20078706e.2018.3.2145.
- González-Acosta, A.F., de la Cruz-Agüero, G. y Ruiz-Campos, G. (2005). Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz bay, Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiológica*, 15(2): 205-214.
- González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C., Kosonoy-Aceves, D., Lucano-Ramírez, G., Ruiz-Ramírez, S., Flores-Ortega, J.R., Hinojosa-Larios, A. y Silva-Bátiz, F.D.A. (2014). Composición por especies y tallas de los peces en la laguna Barra de Navidad, Pacífico central mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 62(1): 142-157.
- González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C., Kosonoy-Aceves, D., Lucano-Ramírez, G., Ruiz-Ramírez, S. y Flores-Ortega, J.R. (2016). Variaciones espaciales y temporales de la abundancia de peces juveniles en la laguna costera Barra de Navidad, Jalisco, México: Efectos del huracán Jova. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(1): 123-136. doi: 10.4067/S0718-19572016000100012.
- González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C.M. y Kosonoy-Aceves, D. (2018). Influence of sediment granulometry and salinity on the composition of an estuarine fish assemblage in the Mexican Tropical Pacific. *Revista de Biología Tropical*, 66(3): 1065-1077. doi: 10.15517/rbt.v66i3.31846.
- González-Sansón, G., Rodríguez, F.N., Aguilar-Betancourt, C.M. y Páez, Y.C. (2022). Estuarine fish diversity as indicator of natural environmental gradients. *Marine Biodiversity*, 52(3): 32. doi: 10.1007/s12526-022-01270-8.

- Grijalva-Chon, J.M., Núñez-Quevedo, S. y Castro-Longoria, R. (1996). Ictiofauna de la laguna costera La Cruz, Sonora, México. *Ciencias Marinas*, 22(2): 129-150.
- Guevara-Aguirre, D., Gallo-Reynoso, J.P. (2016). Uso de hábitat de dos ecotipos de toninas (*Tursiops truncatus*) en el Golfo de California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(3): 1045-1054. doi: 10.1016/j.rmb.2016.07.015.
- Habit, E., Victoriano, P. y Rodríguez-Ruiz, A. (2003). Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(1): 3-14. doi: 10.4067/S0716-078X2003000100001.
- Harrison, T.D. y Whitfield, A.K. (2006). Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in south African estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(1-2): 335-345. doi: 10.1016/j.ecss.2005.09.010.
- Hastings, P.A., Findley, L.T. y Van der Heiden, A.M. (2010). Fishes of the Gulf of California. En: Brusca, R.C. (Ed.). *The Gulf of California: biodiversity and conservation*. University Arizona Press, Tucson, U.S.A., pp. 96-118.
- Hernández-Villasana, C.S., Barjau-González, E., López-Vivas, J.M., Armenta-Quintana, J.A. Suárez-Villavicencio, J. (2020). Functional diversity of the fish community associated to soft-bottoms in the Lagoon of La Paz BCS, México. *Open Journal of Marine Science*, 10: 233-244.
- Herrera-Valdivia, E., López-Martínez, J., Castillo Vargasmachuca, S. y García-Juárez, A.R. (2016). Diversidad taxonómica y funcional en la comunidad de peces de la pesca de arrastre de camarón en el norte del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(2): 587-602.
- Hidalgo, G., Toledo, W. y Granados-Barba, A. (2015). Diversidad y distinción taxonómica de la macrofauna en fondos blandos de la plataforma norte y suroccidental cubana. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(5): 845-855. doi: 10.3856/vol43-issue5-fulltext-5.
- Holmlund, C.M. y Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29(2): 253-268. doi: 10.1016/S0921-8009(99)00015-4.
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. y Wardle, D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1): 3-35. doi: 10.1890/04-0922.
- Hoxmeier, R.J.H., Wahl, D.H., Hooe, M.L. y Pierce, C.L. (2004). Growth and survival of larval walleyes in response to prey availability. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 45-54. doi: 10.1577/T01-082.
- Iris-Maldonado, C.A. (2011). *Estructura de la comunidad de peces de dos esteros en el norte del Golfo de California. Tesis Maestría*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, México. 153 p.
- Jaafour, S., Yahyaoui, A., Sadak, A., Bacha, M. y Amara, R. (2015). Fish assemblages of a shallow Mediterranean lagoon (Nador, Morocco): an analysis based on species and functional guilds. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45: 115–124. doi: 10.3750/AIP2015.45.2.01.
- Jiang, X., Pan, B., Sun, Z., Cao, L. y Lu, Y. (2020). Application of taxonomic distinctness indices of fish assemblages for assessing effects of river-lake disconnection and eutrophication in floodplain lakes. *Ecological Indicators*, 110: 105955. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105955.
- Jiménez-Estrada, M.Y. (2013). *Caracterización de las relaciones bio-ópticas del fitoplancton frente al sistema lagunar Navachiste, Sinaloa, México. Tesis Maestría*. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Guasave, Sinaloa, México. 84 p.

- Jordan, D. y Evermann, B. (1896-1900). *The fishes of north and middle America*. Bulletin of United States Natural History Museum, U.S.A., 47: 1-3313.
- Juaristi-Videgaray, D., Barjau-González, E., Vadillo-Romero, E., y Piera-Romo, A.K. (2014). Variation in taxonomic diversity of the fish assemblage associated with soft bottoms in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Biodiversity, Bioprospecting and Development*, 1(118): 2. doi: 10.4172/ijbbd.1000118.
- Kjerfve, B. (1994). Coastal lagoons. En: Kjerfve, B. (Ed.). *Coastal lagoons processes*. Oceanography Series 60. Elsevier Science Publ., Amsterdam, pp 1-8.
- Laliberté, E. y Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91: 299–305. doi: 10.1890/08-2244.1.
- Lankford, R.R. (1977). Coastal lagoons of Mexico their origin and classification. En: Wiley, M. (Ed.). *Estuarine processes*. Academic Press. New York, pp. 182-215.
- Lanzoni, M., Gaglio, M., Gavioli, A., Fano, E.A. y Castaldelli, G. (2021). Seasonal variation of functional traits in the fish community in a Brackish lagoon of the Po River Delta (northern Italy). *Water*, 13: 679. doi: 10.3390/w13050679.
- Lara-Lara, J.R., Arreola Lizárraga, J.A., Calderón Aguilera, L.E., Camacho Ibar, V.F., De la Lanza Espino, G., Escofet Giansone, A., Espejel Carbajal, M.I., Guzmán Arroyo, M., Ladah, L.B., López Hernández, M.E., Meling López, A., Moreno Casasola Barceló, P., Reyes Bonilla, H., Ríos Jara, E. y Zertuche González, J.A. (2008a). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En: Sarukhán, J., Soberón, J., Halffter G. y Llorente-Bousquets J. (Eds.). *Capital natural de México, vol. I: conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp. 109-134.
- Lara-Lara, R., Arenas-Fuentes, V., Bazán-Guzmán, C., Díaz-Castañeda, V., Escobar-Briones, E., García-Abad, M.C., Gaxiola-Castro, G., Robles-Jarero, G., Sosa-Ávalos, R., Soto-González, L.A., Tapia-García, M. y Valdez-Holguín, J.E. (2008b). Los ecosistemas marinos. En: Sarukhán, J., Soberón, J., Halffter G. y Llorente-Bousquets J. (Eds.). *Capital natural de México, vol. I: conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO. México, pp. 135-159.
- Leonard, D.R.P., Clarke, K.R., Somerfield, P.J. y Warwick, R.M. (2006). The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *Journal of Environmental Management*, 78(1): 52-62. doi: 10.1016/j.jenvman.2005.04.008.
- López-Herrera, D.L., de la Cruz-Agüero, G., Aguilar-Medrano, R., Navia, A.F., Peterson, M.S., Franco-López, J. y Cruz-Escalona, V.H. (2021). Ichthyofauna as a regionalization instrument of the coastal lagoons of the Gulf of Mexico. *Estuaries and Coasts*, 44(7): 2010-2025. doi: 10.1007/s12237-021-00902-9.
- López-Martínez, J., Álvarez Tello, J., Arzola Sotelo, E.A., Herrera Valdivia, E., Morales Azpeitia, R., Herrera Cervantes, H., Nevárez Martínez, M.O., Padilla Serrato, J.G., García Morales, R. y Valdez Holguín, J.E. (2017). El cambio climático y la población de medusa *Stomolophus meleagris* en el Golfo de California. En: *Fondo sectorial de investigación ambiental SEMARNAT-CONACYT*. México, pp. 105-111.
- López-Martínez, J., Cabanilla-Carpio, C., Ruiz Choez, W. y Arzola-Sotelo, E.A. (2020). Interannual variability of distribution, abundance and population dynamics of the smooth hammerhead *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) in the central-southeast Pacific Ocean. *Journal of Fish Biology*, 97(2): 341-353. doi: 10.1111/jfb.14360.
- López-Martínez, J., Farach-Espinoza, E.B., Herrera-Cervantes, H. y García-Morales, R. (2023). Long-term variability in sea surface temperature and chlorophyll *a* concentration in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 15(16): 4088. doi: 10.3390/rs15164088.

- López-Rasgado, F.J., Herzka, S.Z., Del-Monte-Luna, P., Serviere-Zaragoza, E., Balart, E.F. y Lluch-Cota, S.E. (2012). Fish assemblages in three arid mangrove systems of the Gulf of California: comparing observations from 1980 and 2010. *Bulletin of Marine Science*, 88(4): 919-945.
- Loya, S.D.H. y Escofet, A. (1990). Aportaciones al cálculo del índice de valor biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, 16(2): 97-115.
- Lucano-Ramírez, G., Ruiz-Ramírez, S., González-Sansón, S. y Ceballos-Vázquez, B.P. (2014). Reproductive biology of the yellow snapper, *Lutjanus argentiventris* (Pisces, Lutjanidae), from the Mexican central Pacific. *Ciencias Marinas*, 40: 33-44. doi: 10.7773/cm.v40i1.2325.
- Mace, M.M., Kimball, M.E. y Haffey, E.R. (2018). Recruitment and habitat use of early life stage tarpon (*Megalops atlanticus*) in South Carolina estuaries. *Estuaries and Coasts*, 41(3): 841-854. doi: 10.1007/s12237-017-0304-4.
- Machado Pessanha, A.L., Araújo, F.G., Oliveira, R.E.M., Silva, A.F.D. y Sales, N.S. (2015). Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. *Neotropical Ichthyology*, 13(02): 401-412. doi: 10.1590/1982-0224-20140080.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons. Wiley-Blackwell, Malden, U.S.A. 132 p.
- Mardones, L.S., Marioni, S. y Sierra, A.P. (1999). Variabilidad espaciotemporal de la temperatura superficial del mar en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 25(1): 1-30.
- Martínez-López, A., Escobedo-Urías, D., Reyes-Salinas, A. y Hernández-Real, M.A. (2007). Phytoplankton response to nutrient runoff in a large lagoon system in the Gulf of California. *Hidrobiológica*, 17: 101-112.
- Mason N.W. y Mouillot, D. (2013) Functional diversity measures. En: Levin, S.A. (Ed.). *Encyclopedia of biodiversity*. 2da Ed. Academic Press, Waltham, MA, U.S.A., pp. 597-608.
- Mason, N.W., Mouillot, D., Lee, W.G. y Wilson, J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1): 112-118. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x.
- Meek, S. y Hildebrand, S. (1923-1928). *The marine fishes of Panama*. Publication, Field Museum of Natural History, Zoological Series, 15: 1-1045.
- Mehdi, H., Lau, S.C., Synyshyn, C., Salena, M.G., Morphet, M.E., Hamilton, J., Muzzatti, M.N., McCallum, E.S., Midwood, J.D. y Balshine, S. (2021). A comparison of passive and active gear in fish community assessments in summer versus winter. *Fisheries Research*, 242: 106016. doi: 10.1016/j.fishres.2021.106016.
- Miller, D. y Lea, R. (1976). Guide to the coastal marine fishes of California. *Fishery Bulletin*, 157: 1-249.
- Miranda Chumacero, y G. Barrera, S. (2005). Riqueza y abundancia de peces en dos lagunas de los Andes tropicales. *Ecología en Bolivia*, 40(2): 41-52.
- Moomaw, W.R., Chmura, G.L., Davies, G.T., Finlayson, C.M., Middleton, B.A., Natali, S.M., Roulet, N. y Sutton-Grier, A.E. (2018). Wetlands in a changing climate: science, policy and management. *Wetlands*, 38(2): 183-205. doi: 10.1007/s13157-018-1023-8.
- Moreno, C.E. y Halffter, G. (2001). On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 38: 487-490. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00590.x.
- Moreno-Pérez, I.J. (2019). *Estructura de la comunidad de peces en la laguna costera de Navachiste, Sinaloa, México. Tesis de Maestría*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Guaymas, Sonora, México. 115 p.

- 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(1): 59-75. doi: 10.3856/vol52-issue1-fulltext-3108.
- Mouillot, D., Dumay, O. y Tomasini, J.A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4): 443-456. doi: 10.1016/j.ecss.2006.08.022.
- Mouillot, D., Graham, N.A., Villéger, S., Mason, N.W. y Bellwood, D.R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(3): 167-177. doi: 10.1016/j.tree.2012.10.004.
- Muro-Torres, V.M., Soto-Jiménez, M.F., Green, L., Quintero, J. y Amezcua, F. (2019). Food web structure of a subtropical coastal lagoon. *Aquatic Ecology*, 53(3): 407-430. doi: 10.1007/s10452-019-09698-0.
- Nagelkerken, I. (2009). Evaluation of nursery function of mangroves and seagrass beds for tropical decapods and reef fishes: patterns and underlying mechanisms. En: Nagelkerken, I. (Ed.). *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Springer, Dordrecht, pp. 357-399.
- Nelson, J.S., Grande, T.C. y Wilson, M.V.H. (2016). *Fishes of the world*. 5ta Ed. John Wiley & Sons Inc., Hoboken, N.J. 707 p.
- Nikolsky, G.V. (1963). *The ecology of fishes*. Academic Press. New York, EUA.
- NOAA. (2022). National Oceanic and Atmospheric Administration. *Climate prediction center, cold and warm episodes by season*. Disponible en: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php [consultado en enero 2022].
- Norse, E.A., Brooke, S., Cheung, W.W., Clark, M.R., Ekeland, I., Froese, R., Gjerde, K.M., Haedrich, R.L., Heppell, S.S., Morato, T., Morgan, L., Pauly, D., Sumaila, R. y Watson, R. (2012). Sustainability of deep-sea fisheries. *Marine Policy*, 36(2): 307-320. doi: 10.1016/j.marpol.2011.06.008.
- Ocaña-Luna, A. y Sánchez-Ramírez, M. (2016). Estructura de la comunidad ictioplanctónica en la laguna de Tamiahua, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(1): 123-132. doi: 10.37543/oceanides.v26i1.92.
- Olds, A.D., Connolly, R.M., Pitt, K.A., Pittman, S.J., Maxwell, P.S., Huijbers, C.M., Moore, B.R., Albert, S., Rissik, D., Babcock, R.C. y Schlacher, T.A. (2016). Quantifying the conservation value of seascape connectivity: a global synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 3-15. doi: 10.1111/geb.12388.
- Ontiveros-Granillo, A. (2011). *Variabilidad diurna, estacional e interanual de la comunidad de peces demersales en la laguna Las Guásimas, Sonora, México*. Tesis Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Guaymas, Sonora, México. 98 p.
- Ordóñez-López, U. y García-Hernández, V.D. (2005). Ictiofauna juvenil asociada a *Thalassia testudinum* en laguna Yalahau, Quintana Roo. *Hidrobiológica*, 15(2): 195-204.
- Padilla-Arredondo, G., Arreola-Lizárraga, J.A. y Lechuga-Devéze, C. 2002. Mexico coastal systems: Las Guásimas coastal lagoon, Sonora. En: Camacho-Ibar, V.F., Dupra, V., Marshall Crossland, J.I., Wulff, F., Smith, S.V. y Crossland, C.J. (Eds.). *Estuarine systems of the Latin American region (Regional Workshop V) and estuarine systems of the Arctic Region: carbon, nitrogen and phosphorus fluxes*. LOICZ Reports and Studies No. 23, Netherlands, pp. 11-21.

- Padilla-Serrato, J. 2016. *Estructura comunitaria y trófica de los peces en la laguna costera de las Guásimas, Sonora, México. Tesis Doctoral*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Guaymas, Sonora, México. 184 p.
- 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(3): 567-579. doi: 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(1): 85-98. doi: 10.3856/vol44-issue1-fulltext-9.
- Páez-Osuna, F. y Osuna-Martínez, C.C. (2015). Bioavailability of cadmium, copper, mercury, lead, and zinc in subtropical coastal lagoons from the southeast Gulf of California using mangrove oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 68: 305–316. doi: 10.1007/s00244-014-0118-3.
- 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, La Paz, Baja California Sur, México. 182 p.
- Pauly, D. (2021). Why do fish reach first maturity when they do? *Journal of Fish Biology*, 1: 1-9. doi: 10.1111/jfb.14902.
- Payán-Alcacio, J.Á., Cruz-Agüero, G.D.L. y Moncayo-Estrada, R. (2020). Environmental drivers of fish community functional diversity in arid mangroves compared to a tropical estuary. *Ciencias Marinas*, 46(4): 193-210. doi: 10.7773/cm.v46i4.3102.
- Payán-Alcacio, J.Á., De La Cruz-Agüero, G., Cruz-Escalona, V.H. y Moncayo-Estrada, R. (2021). Fish communities in high-latitude mangrove in north-western Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 51(1): 1-11. doi: 10.3897/aiep.51.63429.
- Payan-Alejo, J., Rodríguez-Domínguez, G. y Jacob-Cervantes, M.L. (2020). Age and growth of middling thread herring *Opisthonema medirastre* (Berry and Barrett, 1963) in the southern Gulf of California. *Revista Bio Ciencias*, 7: e725. doi: 10.15741/revbio.07.e725.
- Peguero-Icaza, M., Sánchez-Velasco, L., Lavín, M.F. y Marinone, S.G. (2008). Larval fish assemblages, environment and circulation in a semienclosed sea (Gulf of California, Mexico). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(2): 277-288. doi: 10.1016/j.ecss.2008.04.008.
- Pereira-Cattani, A., Costa Ribeiro, G., Cardoso, O.R., Afonso, M.G., Hostim-Silva, M., Pichler, H.A. y Spach, H.L. (2019). Diversity and space-time dynamics of fish assemblages in a coastal lagoon, western Atlantic. *Neotropical Biology and Conservation*, 14(2). doi: 10.3897/neotropical.14.e37667.
- Pérez-Castillo, J., Barjau-González, E., López-Vivas, J.M. y Armenta-Quintana, J.Á. (2018). Taxonomic diversity of the fish community associated with soft bottoms in a coastal lagoon of the west coast of Baja California Sur, Mexico. *International Journal of Marine Science*, 9(2): 20-29. doi: 10.5376/ijms.2019.09.0002.
- Pérez-Hernández, C.X. (2019). Distintividad taxonómica: evaluación de la diversidad en la estructura taxonómica en los ensamblajes. En: Moreno, C.E. (Ed.). *La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Libermex, México, pp. 285-306.

- Pérez-Hernández, M.A. y Torres-Orozco, R.E. (2000). Evaluación de la riqueza de especies de peces en las lagunas costeras mexicanas: estudio de un caso en el Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 48(2-3): 425-438.
- Pérez-Ruzafa, A., De Pascalis, F., Ghezzi, M., Quispe-Becerra, J.I., Hernández-García, R., Muñoz, I., Vergara, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Umgieser, G. y Marcos, C. (2018a). Connectivity between coastal lagoons and sea: asymmetrical effects on assemblages' and population's structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216: 171-186. doi: 10.1016/j.ecss.2018.02.031.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C. y Marcos, C. (2007). Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 577: 107-125. doi: 10.1007/978-1-4020-6008-3_10.
- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Marcos, M. y Marcos, C. (2018b). From fish physiology to ecosystems management: keys for moving through biological levels of organization in detecting environmental changes and anticipate their consequences. *Ecological Indicators*, 90: 334-345. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.03.019.
- 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: Wolanski, E., Day, J., Elliott, M. y Ramesh, R. (Eds.). *Coasts and estuaries: the future*. Elsevier, New York, U.S.A., pp. 253-276. doi: 10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0.
- Pintueles-Tamayo, J.F., Nieto-Navarro, J.T., Marquez-Cuétara, A., Domínguez-Ojeda, D. y Zetina-Rejón, M.J. (2022). Fish community diversity in a coastal zone at southeastern Gulf of California, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(41): 61747-61766. doi: 10.1007/s11356-022-21234-6.
- Pombo, L., Elliott, M. y Rebelo, J.E. (2002). Changes in the fish fauna of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology*, 61: 167-181. doi: 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(2): 230-239. doi: 10.1111/faf.12050.
- Rábago-Quiroz, C., Padilla-Serrato, J., López-Martínez, J., García-Borbón, J. y Magaña, J.D. (2020). Population aspects of graceful mojarra *Eucinostomus gracilis* (Perciformes: Gerreidae) in a coastal lagoon in the tropical Eastern Pacific. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 20(12): 845-855. doi: 10.4194/1303-2712-v20_12_01.
- Ramos, J.A.A., Barletta, M., Dantas, D.V. y Costa, M.F. (2016). Seasonal and spatial ontogenetic movements of Gerreidae in a Brazilian tropical estuarine ecocline and its application for nursery habitat conservation. *Journal of Fish Biology*, 89(1): 696-712. doi: 10.1111/jfb.12872.
- Ramos-Miranda, J., Mouillot, D., Hernandez, D.F., Lopez, A.S., Do Chi, T. y Pérez, L.A. (2005a). Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, 304: 1-13. doi: 10.3354/meps304001.
- Ramos-Miranda, J., Quiniou, L., Flores-Hernández, D., Do-Chi, T., Ayala-Pérez, L. y Sosa-López, A. (2005b). Spatial and temporal changes in the nekton of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Journal of Fish Biology*, 66(2): 513-530. doi: 10.1111/j.0022-1112.2005.00619.x.
- RAMSAR. (2008). The list of wetlands of International Importance, RAMSAR. Disponible en: <http://www.ramsar.org/pdf/sitelist.pdf>. [Consultado en enero 2020].

- Reyes-Bonilla, H. y Álvarez-Filip, L. (2008). Long-term changes in taxonomic distinctness and trophic structure of reef fishes at Cabo Pulmo reef, Gulf of California. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, 790-794.
- Riera, R., Tuset, V.M., Betancur-R, R., Lombarte, A., Marcos, C. y Pérez-Ruzafa, A. (2018). Modelling alpha-diversities of coastal lagoon fish assemblages from the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 165: 100-109. doi: 10.1016/j.pocean.2018.05.003.
- Robertson, D.R. y G.R. Allen. (2024). Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific: an information system. CD-ROM. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama. Disponible en: <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/en/pages>. [Consultado del 2022 a 2024].
- Robles-Tamayo, C.M., García-Morales, R., Valdez-Holguín, J.E., Figueroa-Preciado, G., Herrera-Cervantes, H., López-Martínez, J. y Enríquez-Ocaña, L.F. (2020). Chlorophyll *a* concentration distribution on the mainland coast of the Gulf of California, Mexico. *Remote Sensing*, 12: 1335. doi: 10.3390/rs12081335.
- Robles-Tamayo, C.M., Valdez-Holguín, J.E., García-Morales, R., Figueroa-Preciado, G., Herrera-Cervantes, H., López-Martínez, J. y Enríquez-Ocaña, L.F. (2018). Sea surface temperature (SST) variability of the eastern coastal zone of the Gulf of California. *Remote Sensing*, 10: 1434. doi: 10.3390/rs10091434.
- Rodríguez-Quiroz, G., García-Ulloa, M., Domínguez-Orozco, A.L., Valenzuela-Hernández, T.N., Nava-Pérez, E. y Góngora-Gómez, A.M., (2016). Relación del crecimiento, condición y supervivencia del ostión del Pacífico *Crassostrea gigas* y las variables ambientales, cultivado en suspensión en el sistema lagunar Navachiste-Macapule, Sinaloa, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51: 541-551. doi: 10.4067/S0718-19572016000300006.
- Rodríguez-Romero, J., López-González, L., Galván-Magaña, F., Gutiérrez-Sánchez, F.J., López-Martínez, J., Inohuye-Rivera, R. y Pérez-Urbiola, J.C. (2012). El papel ecológico de los peces en una zona de manglar de la costa occidental de Baja California Sur, México. 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. 93-113.
- 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(2): 250-260. doi: 10.3856/vol39-issue2-fulltext-6.
- Rodríguez-Romero, J., Palacios-Salgado, D.S., López-Martínez, J., Hernández-Vázquez, S. y Ponce-Díaz, G. (2008). Composición taxonómica y relaciones zoogeográficas de los peces demersales de la costa occidental de Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 56(4): 1765-1783. doi: 10.15517/RBT.V56I4.5758.
- Ruiz-Cobo, D.H., Bueno-Villegas, J. y Feijoo-Martínez, A. (2010). Uso de la tierra y diversidades alfa, beta y gamma de diplópodos en la cuenca del río Otún, Colombia. *Universitas Scientiarum*, 15(1): 59-67.
- Salas-Mejía, N. (2020). *Análisis ecológico de la comunidad de peces en el área natural protegida: estero El Soldado, Sonora, México. Tesis de Maestría*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Guaymas, Sonora, México. 79 p.
- Salas-Singh, C., Morales-Bojórquez, E. y Aguirre-Villaseñor, H. 2022. Reproductive biology of the bullseye puffer *Sphoeroides annulatus*: gonadosomatic index and its suitability for estimating length at maturity. *Journal of Fish Biology*, 101(5): 1119-1133. doi: 10.1111/jfb.15174.

- Salgado-Negret., B. (2016). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Sánchez-Cabeza, J.A., Herrera-Becerril, C. A., Carballo, J.L., Yáñez, B., Álvarez-Sánchez, L.F., Cardoso-Mohedano, J.G. y Ruiz-Fernández, A.C. (2022). Rapid surface water warming and impact of the recent (2013–2016) temperature anomaly in shallow coastal waters at the eastern entrance of the Gulf of California. *Progress in Oceanography*, 202: 102746. doi: 10.1016/j.pocean.2022.102746.
- Sánchez-Gil, P. y Yáñez-Arancibia, A. (1997). Grupos ecológicos funcionales y recursos pesqueros tropicales. En: Flores-Hernández, D., Sánchez-Gil, P., Seijo, J.C. y Arreguín-Sánchez, F. (Eds.). *Análisis y diagnóstico de los recursos pesqueros críticos del Golfo de México*. EPOMEX Serie Científica, Universidad Autónoma de Campeche, México, pp. 357-389.
- Sánchez-Lindoro, F.D.J., Jiménez-Illescas, A.R., Espinosa-Carreón, T.L. y Obeso-Nieblas, M. (2017). Modelo hidrodinámico en el sistema lagunar Navachiste, Guasave, Sinaloa, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52: 219-231. doi: 10.4067/S0718-19572017000200003.
- Sánchez-Ramírez, M. y Ocaña-Luna, A. (2015). Estructura y variación estacional de la comunidad ictioplanctónica en una laguna hipersalina del oeste del Golfo de México: Laguna Madre, Tamaulipas. *Hidrobiológica*, 25(2): 175-186.
- Sánchez-Velasco, L., Beier, E., Godínez, V.M., Barton, E.D., Santamaría-del-Angel, E., Jiménez-Rosemberg, S.P.A. y Marinone, S.G. (2017). Hydrographic and fish larvae distribution during the “Godzilla El Niño 2015-2016” in the northern end of the shallow oxygen minimum zone of the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122: 2156-2170. doi: 10.1002/2016JC012622.
- Sandoval-Huerta, E.R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L.H., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. (2014). Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4): 1184-1196. doi: 10.7550/rmb.42105.
- Schubert, H. y Telesh, I. (2017). Estuaries and coastal lagoons. En: Snoeijs-Leijonmalm, P., Schubert, H. y Radziejewska, T. (Eds.). *Biological oceanography of the Baltic Sea*. Springer, Dordrecht, Netherlands, pp. 483-509. doi: 10.1007/978-94-007-0668-2_13.
- Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. (1969). *Biometría: principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Editorial Blume. Barcelona, España. 832 p.
- Sparre, P. y Venema, S.C. (1997). *Introduction to tropical fish stock assessment*. Manual, FAO Fisheries Technical Paper, Roma. 306 p.
- Spíndola Linhares, J.C., Resende Manna, L., Mazzoni, R., Ferreira Rezende, C. y Feitosa Silva, J.R. (2014). Reproductive tactics optimizing the survival of the offspring of *Cichlasoma orientale* (Perciformes: Cichlidae). *Revista de Biología Tropical*, 62: 1007-1018.
- Stramska, M., Konik, M., Aniskiewicz, P., Jakacki, J. y Darecki, M. (2021). Comparisons of satellite and modeled surface temperature and chlorophyll concentrations in the Baltic Sea with in situ data. *Remote Sensing*, 13: 3049. doi: 10.3390/rs13153049.
- Teichert, N., Lepage, M. y Lobry, J. (2018). Beyond classic ecological assessment: the use of functional indices to indicate fish assemblages sensitivity to human disturbance in estuaries. *Science of the Total Environment*, 639: 465-475. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.179.
- Thomson, D.A., Findley, L.T. y Kerstitch, A.N. (2000). *Reef fishes of the Sea of Cortez: the rocky-shore fishes of the Gulf of California*. University of Texas Press, U.S.A. 353 p.

- Tolimieri, N. (1995). Effects of microhabitat characteristics on the settlement and recruitment of a coral reef fish at two spatial scales. *Oecologia*, 102(1): 52-63.
- Tolimieri, N. y Anderson, M.J. (2010). Taxonomic distinctness of demersal fishes of the California current: moving beyond simple measures of diversity for marine ecosystem-based management. *PloS One*, 5(5). doi: 10.1371/journal.pone.0010653.
- Torre-Valdez, H.C.D.L., Peralta-Salazar, Y., Olivas-Valdez, E. y Durazo-Bringas, M.G. (2020). Factores que determinan la competitividad del Parque Acuícola Cruz de Piedra en Empalme, Sonora, México. *Revista de El Colegio de San Luis*, 10(21). doi: 10.21696/rcsl102120201100.
- Tweedley, J.R., Warwick, R.M., Hallett, C.S. y Potter, I.C. (2017). Fish-based indicators of estuarine condition that do not require reference data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191: 209-220. doi: 10.1016/j.ecss.2017.04.015.
- Van der Linden, P., Marchini, A., Dolbeth, M., Patrício, J., Veríssimo, H. y Marques, J.C. (2016). The performance of trait-based indices in an estuarine environment. *Ecological Indicators*, 61: 378-389. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.09.039.
- Vela-Espinosa, D.A., Díaz-Ruiz, S., López-Pérez, A. y Valencia-Méndez, O. (2023). Composición, distintividad taxonómica y diversidad beta de la ictiofauna marina del Parque Nacional Huatulco. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 94.
- Vicencio, M.D. (1979). *Estudio ictiológico de dos lagunas costeras de la zona norte de Sinaloa, México. Tesis Licenciatura*. Facultad de Ciencias, UNAM, Ciudad de México. México. 116 p.
- Villalba-Atondo, I., Ortega Romero, P. y De la O Villanueva, M. (1989). Evaluación geoquímica en la fase sedimentaria de ecosistemas costeros del Estado de Sonora, México. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 5(1): 98-105.
- Villéger, S., Mason, N.W. y Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290-2301. doi: 10.1890/07-1206.1.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F. y Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20: 1512-1522. doi: 10.1890/09-1310.1.
- Walker, B.W. (1960). The distribution and affinities of the marine fish fauna of the Gulf of California. *Systematic Zoology*, 9(3/4): 123-133.
- Warwick, R.M. y Clarke, K.R. (1995). New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129: 301-305. doi: 10.3354/meps129301.
- Whitfield, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a south African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 151-186. doi: 10.1023/A:1008994405375.
- Whitfield, A.K. (2020a). Littoral habitats as major nursery areas for fish species in estuaries: a reinforcement of the reduced predation paradigm. *Marine Ecology Progress Series*, 649: 219-234. doi: 10.3354/meps13459.
- Whitfield, A.K. (2020b). Fish species in estuaries—from partial association to complete dependency. *Journal of Fish Biology*, 97(4): 1262-1264. doi: 10.1111/jfb.14476.
- Whitfield, A.K. y Elliott, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61: 229-250.
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J., Elliott, M., Franco, A., Harrison, T.D., Potter, I.C. y Tweedley, J.R. (2022). Fish assemblages and functional groups. En: Whitfield, A.K., Able, K.W.,

- Blaber, S.J.M. y Elliott, M. (Eds.). *Fish and fisheries in estuaries: a global perspective*. Wiley Blackwell, Oxford, United Kingdom, pp. 16-59.
- Whittaker, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3): 213-251. doi: 10.1146/annurev.es.05.110174.001441.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L. y Álvarez-Guillen. H. (1985). Fish community ecology and dynamic in estuarine inlets. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. UNAM-PUAL-ICMyL. Ciudad de México, pp. 127-168.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L., Rojas-Galaviz, J.L., Sánchez-Gil, P., Day Jr, J.W. y Madden, C.J. (1988). Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico). *Journal of Fish Biology*, 33: 191-200. doi: 10.1111/j.1095-8649.1988.tb05573.x.
- Yáñez-Arancibia, A., Linares, F.A. y Day Jr, J.W. (1980). Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. En: Kennedy, V.S. (Ed.). *Estuarine perspectives*, Academic Press, U.S.A., pp. 465-482. doi: 10.1016/B978-0-12-404060-1.50044-7.
- Zavala-Norzagaray, A.A. (2006). *Incidencia de postlarvas de camarón en el sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule (2002-2003)*. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Guasave, Sinaloa, México. 89 p.
- Zetina-Rejón, M.J., Arreguin-Sanchez, F. y Chavez, E.A. (2003). Trophic structure and flows of energy in the Huizache–Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5-6): 803-815. doi: 10.1016/S0272-7714(02)00410-9.
- Zhang, L., Pan, B., Jiang, X., Wang, H., Lu, Y., Lu, Y. y Li, R. (2020). Responses of the macroinvertebrate taxonomic distinctness indices of lake fauna to human disturbances in the middle and lower reaches of the Yangtze river. *Ecological Indicators*, 110: 105952. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105952.
- Zintzen, V., Anderson, M. J., Roberts, C. D. y Diebel, C. E. (2011). Increasing variation in taxonomic distinctness reveals clusters of specialists in the deep sea. *Ecography*, 34(2): 306-317.