



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LA
COMUNIDAD DE PECES EN HÁBITATS
DE MANGLAR EN LA BAHÍA DE LA PAZ,
B.C.S. MÉXICO**

TESIS

**PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

PRESENTA

JUAN ANGEL PAYAN ALCACIO

LA PAZ, B.C.S., JUNIO DE 2015



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 25 del mes de mayo del 2015 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

“DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LA COMUNIDAD DE PECES EN HÁBITATS
DE MANGLAR EN LA BAHÍA DE LA PAZ, B.C.S., MÉXICO”

Presentada por el alumno:

PAYÁN
Apellido paterno

ALCACIO
materno

JUAN ÁNGEL
nombre(s)

Con registro:

B	1	3	0	8	6	7
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

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

LA COMISION REVISORA

Directo(a) de Tesis

MC. GUSTAVO DE LA CRUZ AGÜERO

DR. JOSÉ DE LA CRUZ AGÜERO

DR. VÍCTOR HUGO CRUZ ESCALONA

DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN

DR. PABLO DEL MONTE LUNA

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ



IPN
CICIMAR
DIRECCION



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 25 del mes Mayo del año 2015
el (la) que suscribe BM. JUAN ÁNGEL PAYÁN ALCACIO alumno(a) del
Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS
con número de registro B130867 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:
MC. GUSTAVO DE LA CRUZ AGÜERO

y cede los derechos del trabajo titulado:

"DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LA COMUNIDAD DE PECES EN HÁBITATS
DE MANGLAR EN LA BAHÍA DE LA PAZ, B.C.S., MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: japayan-alcacio@hotmail.com - gaguero@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


BM. JUAN ÁNGEL PAYÁN ALCACIO

nombre y firma

Dedicatoria

Tanto se quiere expresar y tan poco espacio en el que se puede compartir. Gran parte de mis logros se deben a mi familia, a mi madre y padre que me formaron, que sacrificaron tanto porque yo fuera feliz y tuviera al alcance las herramientas que me permitan superarme, que me enseñaron que el camino al éxito está plagado de piedras, que solo con esfuerzo y dedicación se puede salir adelante.

A mi hermana que me ha demostrado que el éxito es posible, siempre y cuando se tenga el valor de no dormir para seguir uno sus ideales.

Además de la familia sanguínea, siempre se tiene a los amigos, la familia que uno elige, le agradezco aquellos que conocí hace ya bastante tiempo, con los que he vivido incontables aventuras y sin lugar a dudas a los que he llegado a llamar hermanos, en contra de la adversidad y la distancia se mantienen en contacto y se sacrifican sueño y dinero por pláticas de 20 minutos.

Aquella familia que conocí ya hace mediano plazo y con la que cumplí mi formación académica, ellos que me rescataron de la boca del lobo, me dieron un par de taquetes de fútbol y me hicieron subir cerca de 8 kilos por las constantes salidas a ingerir líquidos destilados y hamburguesas así como por comer más kilos de palomitas del que sea recomendable o saludable.

Finalmente y no por menos a la familia que conocí en este último paso de mi vida, por lo que hemos vivido, el apoyo y las risas, las quejas, las fechas límites y los seminarios, pero sin lugar a dudas no agradezco ni me siento más feliz que haber conocido a mi novia, ella que me cuida, me protege, que me saca una sonrisa cuando estoy triste o simplemente sentado simulando hacer algo, que aguanta mis desplantes y soporta mis fallas, no cabe duda que es de las mejores cosas que me han pasado, por eso y más, espero y sepa que tiene mi apoyo, cariño y amor.

Todo esto es gracias a ustedes

Agradecimientos

Al lector por tomarse el tiempo de leer este trabajo (o al menos la dedicatoria y agradecimientos, como suele ser frecuentemente).

Al CICIMAR-IPN, su planta académica y administrativa, por abrir las puertas hacia una nueva formación académica, su apoyo y en algunos casos hasta su amistad. En la misma línea, a los apoyos económicos relativos al posgrado, las becas Conacyt, BEIFI y COFFAA que me permitieron viajar a diferentes congresos con el fin de ampliar mis conocimientos y horizontes.

A mi director M.C. Gustavo De la Cruz Agüero por su orientación a lo largo de estos casi 5 años de conocernos, por la paciencia que me ha brindado, amistad, algún regaño eventual y sobre todo por su apoyo tanto dentro y fuera del aula, sin lugar a dudas, un mentor como pocos quedan. Lamento que solo haya un párrafo para agradecerle todo en lo me ha ayudado (por suerte, no se librara de mi tan fácilmente).

Al comité revisor de tesis: Dr. Víctor Cruz, Dr. Pablo Del Monte, Dr. Manuel Zetina, Dr. José De la Cruz y al Dr. Rodrigo Moncayo, por sus atinadas correcciones, sugerencias y aportaciones al presente trabajo.

A toda la Colección Ictiológica, sus nuevos y antiguos miembros, así como sus asociados no ictiológicos, que han hecho de mi estadía en CICIMAR esté llena de anécdotas y buenos momentos.

Nuevamente a mi familia: mi papa Juan Carlos Payan, mi mama Araceli Alcacio y mi hermana Rosalba Payan, por el apoyo y fe que han depositado en mí. Finalmente a mi novia (Ari "Pachabate") y mis amigos (Héctor, Iván, JC 7, Carlitos, Alfredo, Ember, Aland, Hideki, Fátima, Pepe y Marcelino, así como aquellos que escapan a mi mente, no por olvido sino por premura) por todos los buenos y malos momentos que hemos vivido.

Índice de Contenidos

Lista de figuras	ii
Lista de tablas	iii
Resumen	v
Abstract	vi
Introducción.....	1
Antecedentes	5
Justificación.....	6
Objetivo	7
Materiales y Métodos	7
<i>Área de estudio</i>	7
<i>Enfoque descriptivo</i>	10
<i>Enfoque evolutivo</i>	12
<i>Enfoque funcional</i>	14
Resultados	27
<i>Enfoque descriptivo</i>	27
<i>Enfoque evolutivo</i>	39
<i>Enfoque funcional</i>	44
Discusión.....	56
<i>Enfoque descriptivo</i>	56
<i>Enfoque evolutivo</i>	61
<i>Enfoque funcional</i>	64
Conclusiones.....	70
Bibliografía	72
Apéndice I. Listado taxonómico de las especies de peces encontradas en los esteros de Balandra (B) y Zacatecas (Z) o comunes (C), en Bahía de la Paz, B.C.S.....	84
Apéndice II. Tabla de abundancia mensual de los peces en el estero de Balandra, B.C.S.....	88
Apéndice III. Tabla de abundancia mensual de los peces en el estero de Zacatecas, B.C.S.	90

Apéndice IV. Composición de especies de cada grupo funcional por localidad 92

Apendice V. TABLA DE DATOS DE LAS VARIABLES ECOMORFOLÓGICAS DE LAS ESPECIES DE PECES INCLUIDAS EN EL ESTUDIO. Las variables y su significado son como en la Tabla III, salvo WR= peso relativo promedio de los ejemplares muestreados con respecto al peso máximo reportado en Fishbase (Froese & Pauly, 2015), F= frecuencia de aparición en el muestreo como número de meses y Ca= formadoras de cardúmenes (1) o no (0). 94

Lista de figuras

Figuras 1. Área de estudio y localidades muestreadas (estrella roja) 9

Figura 2. Puntos homólogos en 52 especies de teleósteos 18

Figura 3. Riqueza específica de la comunidad de peces, global para todo el estudio y por localidad..... 29

Figuras 4. Diversidad taxonómica mensual para todo el año, en cada caso se presenta la Global y la de cada localidad (Balandra y Zacatecas) 40

Figuras 5. Distintividad taxonómica promedio mensual para todo el año, en cada caso se presenta la Global y la de cada localidad (Balandra y Zacatecas)..... 41

Figuras 6. Túnel de variación para los valores de distintividad taxonómica promedio (Global)..... 42

Figura 7. Túnel de variación para los valores de distintividad taxonómica promedio (Balandra)..... 42

Figura 8. Túnel de variación para los valores de distintividad taxonómica promedio (Zacatecas) 42

Figura 9. Grupos funcionales en la ictiofauna con base en el consenso de métodos e índices en el programa Nbclust (Charrad et al., 2014). Dendrograma base aplicando el método de Ward a partir del índice de Gower 48

Figura 10. Variación mensual de los grupos funcionales de los peces en Balandra 51

Figura 11. Variación mensual de los grupos funcionales de los peces en Zacatecas 51

Lista de tablas

Tabla I. Intervalos de variación en los índices Δ y $\Delta+$ y la categoría taxonómica a la que se le atribuye la variación observada Clarke y Warwick (1999).....	13
Tabla II. Lista de mediciones obtenidas a partir de los puntos en cada foto de acuerdo con la figura 2. P-A (Punto de referencia donde inicia la medición) y P-B (Punto de referencia donde termina la medición).....	16
Tabla III. Atributos morfo-funcionales derivados de las mediciones de la tabla II .	19
Tabla IV. Composición taxonómica por épocas cálida (Cal), transición (Tra) y templada (Tem), global para todo el estudio y por localidad	29
Tabla V. Jerarquía de la dominancia de las especies índice del valor biológico de Sanders, Global, para todo el estudio y por localidad. Índice del valor biológico de Sanders	33
Tabla VI. Especies dominantes por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac). Índice del valor biológico de Sanders	34
Tabla VII. Diversidad ecológica (H') mensual para todo el estudio (Global); S= riqueza específica, N= abundancia total.....	36
Tabla VIII. Diversidad ecológica (H') mensual para la localidad de Balandra; S= riqueza específica, N= abundancia total.....	36
Tabla IX. Diversidad ecológica (H') mensual para la localidad de Zacatecas; S= riqueza específica, N= abundancia total.....	36
Tabla X. Diversidad ecológica (H') por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac); S= riqueza específica, N= abundancia total	37
Tabla XI. Equidad de Pielou (J') mensual para todo el estudio (Global); S= riqueza específica, N= abundancia total	37
Tabla XII. Equidad de Pielou (J') mensual para la localidad de Balandra; S= riqueza específica, N= abundancia total.....	37
Tabla XIII. Equidad de Pielou (J') mensual para la localidad de Zacatecas; S= riqueza específica, N= abundancia total.....	38

Tabla XIV. Equidad de Pielou (J') por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac); S= riqueza específica, N= abundancia total	38
Tabla XV. Diversidad taxonómica (Δ , $\Delta+$) mensual a lo largo del año, en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac); Δ = diversidad taxonómica y $\Delta+$ = distintividad taxonómica promedio.....	43
Tabla XVI. Diversidad taxonómica (Δ , $\Delta+$) por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac)	44
Tabla XVIII. Variables ecomorfológicas seleccionadas para los análisis del enfoque funcional.....	45
Tabla XVIII . Tabla de consenso del número de grupos posibles de acuerdo con el número de índices coincidentes en el programa Nbclust (Charrad <i>et al.</i> , 2014) ...	46
Tabla XIX. Abundancia mensual de los grupos funcionales por localidad (Balandra y Zacatecas).....	49
Tabla XX. Proporción de especies en grupos funcionales	50
Tabla XXI. Resultados de índices funcionales por temporadas: Fric (riqueza funcional), FEve (equidad funcional), FDis (Distancia funcional), FDiv (Divergencia funcional).....	54
Tabla XXII. Resultados de índices funcionales por mes: Fric (riqueza funcional), FEve (equidad funcional), FDis (Distancia funcional), FDiv (Divergencia funcional).	55

Resumen

En la Bahía de La Paz sobresalen los peces en los hábitats de manglar como transportadores de energía y reguladores ecológicos. Se describen las variaciones en la diversidad ecológica, taxonómica y funcional de la comunidad íctica en dos localidades de manglar (Balandra y Zacatecas) en la Bahía de La Paz. Se utilizaron índices ecológicos clásicos como riqueza, abundancia, dominancia, diversidad y equidad; índices de diversidad taxonómica (Δ) y distintividad taxonómica promedio ($\Delta+$); en la perspectiva funcional se realizó un análisis de grupos funcionales y de índices de diversidad funcional (riqueza, dispersión, equidad y divergencia). Se encontraron 54 especies (37 en Balandra y 35 en Zacatecas, con 18 especies comunes). Zacatecas presentó mayor abundancia. Las especies dominantes en ambos sitios fueron tres mojarra (Gerreidae) y una lisa (Mugilidae). La diversidad taxonómica (Δ) mostró aumentos significativos en la complejidad taxonómica para febrero y marzo en Zacatecas (con menor riqueza), así como un incremento en los meses cálidos en Balandra (con mayor riqueza). Se identificaron dos conjuntos funcionales, uno de afinidad bentónica con dos grupos y otro de no bentónicos con tres grupos. La estructura de grupos funcionales fue semejante en ambas localidades con variaciones en la abundancia y riqueza debido a la diferencia en los recursos disponibles de cada sitio. Los índices funcionales revelaron que los atributos de las especies en ambas localidades son semejantes; las mayores diferencias en la estructura comunitaria se observaron a través del tiempo. Los valores de los descriptores durante los meses templados (diciembre-marzo) son menores, mientras que los mayores se observaron en los meses cálidos (julio-noviembre), mostrando valores intermedios en los meses de transición (abril-junio). En conclusión, la estructura comunitaria de peces en manglares de La Bahía de La Paz, está definida en términos de patrones funcionales que indican una equivalencia ecológica entre sus componentes a pesar de las diferencias en su composición taxonómica, mientras que los cambios más importantes se deben a las diferencias entre los meses templados y de transición con respecto a los cálidos, en los que la comunidad alcanza su máxima complejidad.

Abstract

Fishes tend to be one of the main groups that act as energy transporters and environmental regulators in mangrove habitats in Bahía de La Paz. In this work variations in the ecological, taxonomic and functional diversity of the mangrove fish community at two localities (Balandra and Zacatecas) in Bahía de La Paz were described. Classical ecological indices (richness, abundance, Sanders dominance, Shannon diversity index, Pielou evenness) as well as taxonomic diversity (Δ) and average taxonomic distinctness ($\Delta+$) indices were used. Functional diversity analyses were performed through functional groups analysis and functional diversity indices (functional richness, dispersion, evenness and divergence). Fifty four fish species were found (37 in Balandra and 35 in Zacatecas, with 18 shared species). Zacatecas had the highest overall abundance. Three mojarra species (Gerreidae) and a mullet species (Mugilidae) were the dominant in both sites. Δ showed significant increases in the taxonomic complexity for February and March in Zacatecas (with less richness), and an increase in taxonomic complexity within warmer months in Balandra (with higher richness). Two main functional sets were found, one is composed by two benthic functional groups while the other set is composed by three non-benthic groups. The structure and proportion of functional groups were similar at both localities, changes in abundance and species richness happen due to differences in the resources available at each site. The functional indices revealed that species in both localities have similar attributes, and that major differences in community structure occur over time rather than between the two locations. Mangrove fish community shows the lowest values in most of the ecological descriptors during the cold months (December to April), while the highest values were observed in the warmer months (July to November); the transition months (April-June) showed intermediate values. Results suggest that the mangrove fish community in Bahía de La Paz, is defined in terms of functional patterns that indicates ecological equivalence between species in each site despite the differences in their taxonomic composition. Most important changes in community composition are due to temperature variation from the cold season to the warm season, when the community reaches its maximum complexity.

Introducción

El manglar es una formación vegetal donde predominan los árboles conocidos como mangles, los cuales poseen raíces adventicias y tienen la capacidad de resistir y aprovechar el agua marina (CONABIO, 2009) por lo que se desempeñan como un ecotono entre los sistemas terrestre y marino. Los manglares se encuentran distribuidos en latitudes típicamente tropicales pero también llegan a encontrarse en las subtropicales (Kathiresan & Bingham, 2001). Asimismo, poseen características ecológicas de gran complejidad estructural y funcional (Carter, 1988, González-Zamorano, 2012), y generalmente son sitios con alta productividad (Laegdsgaard & Craig, 1995).

Por estas razones resalta su importancia como hábitats de crianza y protección para varios grupos zoológico como invertebrados, peces, reptiles, aves (Laegdsgaard & Johnson, 1995; 2001; Blaber, 2000; Beck *et al.*, 2001; Kathiresan & Bingham, 2001; Nagelkerken, 2009) y hasta mamíferos (Moreno-Bejanaro & Álvarez-León, 2003). Entre los grupos zoológicos acuáticos en el manglar, resaltan los peces.

Desde un punto de vista funcional, se reconoce que uno de los roles ecológicos principales que desempeñan los peces en los ecosistemas marinos es el control del número de especies y abundancia de los consumidores a través de la competencia y la depredación (Bonaviri *et al.*, 2009), a la vez que contribuyen al transporte y flujo energético entre un sitio y áreas circundantes (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Yagi *et al.*, 2011; Barneche *et al.*, 2014) debido al proceso de migración, lo que hace al grupo de los peces uno de los más estudiados en los ambientes costeros (Unsworth *et al.*, 2009).

Si bien existe un gran acervo de información respecto a los patrones de variación y dinámica de la comunidad de peces en los ambientes de manglar (Fauce & Serafy, 2006), el hecho es que no se han podido explicar en su totalidad

los factores que determinan los cambios en la composición de peces, principalmente por la complejidad en la organización de la estructura comunitaria (Krebs, 2008).

En la perspectiva ecológica, los peces se estudian a nivel de comunidad con el fin de conocer y evaluar los cambios en la composición, abundancia y diversidad a diferentes escalas de tiempo y espacio, así como para tratar de generalizar los patrones y fenómenos más allá de la distribución y la abundancia. Con esto, buscando esclarecer los principios que gobiernan la comunidad y fomentan la estabilidad de las interacciones entre sus integrantes (Helfman *et al.*, 2009).

En esta idea, existen tres enfoques ecológicos que nos permiten abordar estos niveles de investigación: (1) el enfoque descriptivo, que analiza la identidad y variaciones del número de especies; (2) el enfoque evolutivo, donde se estudian las relaciones taxonómicas-filogenéticas entre las especies y (3) el enfoque funcional, que examina la interacción y dinámica entre las especies, así como la variación de las características morfológicas con respecto al ambiente (Helfman *et al.*, 2009).

Patil y Taillie (1979) señalaron que al tratar de interpretar conceptos multidimensionales como son la diversidad o las comunidades de especies, cualquier índice escalar que pretenda calcular o identificar los diversos componentes que pertenezcan a este espacio, podrá incurrir en la pérdida de información; tales inconsistencias son inevitables cuando se pretende condensar información multidimensional en un solo número (Ricotta, 2005), por lo que es preferible usar diferentes índices que reflejen las distintas propiedades comunitarias, que tratar de utilizar todas las variables en un solo análisis (Magurran & McGill, 2011).

De esta manera, la selección de los métodos y estadísticos que se requieren para analizar cada uno de los enfoques que conforman los niveles de interpretación en la comunidad, deben develar ciertas facetas de ésta, y por lo tanto, ser complementarios (Mason *et al.*, 2005).

Por mucho tiempo la riqueza de especies (y su abundancia) se mantuvo como la moneda fundamental de los análisis ecológicos; sin embargo, las especies por si solas no constituyen la explicación completa (Clarke & Warwick, 1999; 2001). Una de las principales limitaciones de este enfoque es la igualdad implícita de las variables dentro de los análisis, i) todas las especies son ecológicamente iguales, ii) todos los individuos son iguales y iii) las unidades que se utilizan para referenciar a las especies (tiempo, espacio) son iguales (Magurran, 2004; Mouchet *et al.*, 2010). Sin embargo, las relaciones que se establecen dentro de las comunidades y los patrones adaptativos que se requieren para permanecer compitiendo por los recursos disponibles en un hábitat, no son observables bajo esta perspectiva clásica (Petchey & Gaston, 2006).

Debido a estas limitaciones, se han propuesto diferentes alternativas con la finalidad de superar los alcances convencionales. Una de ellas considera que hay una relación entre las especies y los rangos taxonómicos superiores a los que pertenecen, de tal manera que algunas respuestas en las comunidades son más fácilmente detectadas a niveles de género, familia, orden, clase e incluso, a nivel de *phylum* (Warwick & Clarke, 1995).

Se ha propuesto que una comunidad compuesta por especies cuyas relaciones filogenéticas sean más lejanas, puede considerarse intuitivamente más diversa, que una comunidad cuya relación filogenética entre sus especies sea más cercana (Hall & Greenstreet, 1998; Guilhaumon *et al.*, 2015). Esto lleva a la consideración de incorporar la información contenida en un árbol taxonómico o en una matriz de distancias filogenéticas a los cálculos de la diversidad basada en la abundancia de las especies (Clarke & Warwick, 1999; 2001).

En la misma idea, que algunas variaciones no son observables bajo la perspectiva clásica, en la actualidad, la consideración de los atributos morfo-funcionales de las especies, como una aproximación a la aptitud o adaptación al ambiente, es otro de los enfoques de mayor actividad en el campo de la ecología de

comunidades; permitiéndonos comprender los aspectos ecológicos de las comunidades y los ecosistemas basados “en el papel que desempeñan las especies” (sus funciones, Magurran, 2004). Estos análisis pretenden responder preguntas de mayor nivel de complejidad relativas a las relaciones entre la abundancia y la dominancia, los cambios en las funciones de las especies dentro de las comunidades, los factores determinantes en procesos evolutivos y ecológicos relacionados con la diversidad (Hooper *et al.*, 2002), así como la resiliencia y resistencia de las comunidades (Naeem, 2002; Pfisterer & Schmid, 2002).

De esta manera, los atributos morfo-funcionales se incorporan al análisis de las comunidades explorando grupos semejantes de organismos basados no en la filogenia de las especies, sino en la similitud de sus atributos para dar lugar a la interpretación de los nichos ecológicos (Hooper *et al.*, 2002). Por lo tanto, al tomar en cuenta las relaciones taxonómicas-filogenéticas, así como los atributos morfo-funcionales de las especies se presenta la posibilidad de identificar con mayor precisión las interacciones biológicas (Clarke & Warwick, 2001; Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008; Schmera *et al.*, 2009; Villéger *et al.*, 2010; Ricotta *et al.*, 2011; Purschke *et al.*, 2013), lo que en el presente trabajo permitirán profundizar en los procesos ecológicos que involucran a los peces en los ambientes costeros con el manglar.

En la Bahía de La Paz existen varias zonas de manglar y entre las más importantes destacan Balandra y Zacatecas. Para ambos esteros, las condiciones climáticas, las corrientes marinas y la mayoría de las condiciones oceanográficas en la bahía son semejantes, por lo que se esperaría que la composición de peces en estos manglares fuera parecida. Sin embargo, se ha propuesto que estos esteros presentan una composición de organismos lo suficientemente diferente para ser considerados distintos (Payan-Alcacio, 2013), lo que lleva a preguntar si estos esteros en la bahía y la ensenada deberían ser clasificados como diferentes, respecto a la estructura taxonómica-filogenética y la derivada de considerar los atributos morfo-funcionales de las especies de peces que las integran.

Antecedentes

Los estudios de peces en hábitats de manglar han presentado un aumento exponencial, pasando de ser menos de diez trabajos por año en 1955 hasta más de 100 para el año 2000 en adelante; aproximadamente la mitad de estos 100 trabajos anuales se centran en entender y analizar los patrones ecológicos y la dinámica comunitaria (Faunce & Serafy, 2006). Si bien se ha incrementado el conocimiento de los peces en estos ambientes, el tipo de aproximación al estudio de comunidades se ha mantenido relativamente constante, centrándose principalmente en un enfoque descriptivo, donde la mayoría de las técnicas usadas para conocer los patrones de variación y dinámica comunitaria se basan en los índices clásicos de diversidad (McGill *et al.*, 2006; Cadotte *et al.*, 2011).

De acuerdo con ello, en los últimos 20 años se han reforzado dos líneas de investigación ecológica: la evolutiva (Warwick & Clarke, 1995; Blomberg *et al.*, 2003) y la funcional (Tilman, 1999). La primera incorpora información taxonómica y evolutiva al análisis, considerando la cercanía (parentesco) de las especies y la ramificación de un árbol taxonómico o filogenético (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1999); mientras que la otra corriente considera que las especies no son iguales entre si y que sus atributos y características morfológicas permiten entender mejor la variación de la funcionalidad y el desempeño entre las especies dentro de la comunidad (Mason *et al.*, 2013).

Esta línea de investigación es la más reciente y sigue desarrollando técnicas que permitan mejores resultados y explicaciones más claras, así como la unificación de los atributos morfológicos que permitan describir mejor a las especies. Estas técnicas han pasado de ser evaluaciones de un solo atributo morfológico en su propuesta inicial (Naeem, 2002; Mason *et al.* 2003; Petchey & Gaston, 2006) a técnicas multidimensionales en la actualidad (Dumay *et al.*, 2004; Podani & Schmera 2006; Villéger *et al.*, 2008; Laliberté & Legendre, 2010; Mason *et al.*, 2013), encontrándose entre los más aceptados aquellos propuestos por Villéger *et al.*, (2008), relativos a la riqueza, equidad y divergencia funcionales (Villéger *et al.*, 2010;

Mouchet *et al.*, 2010; Mouillot *et al.*, 2013; Elleouet *et al.*, 2014; Monnet *et al.*, 2014).

Para la Bahía de La Paz no se ha visto un incremento significativo en el número de trabajos sobre la comunidad de peces en hábitats de manglar. En las últimas tres décadas, la comunidad de peces en este tipo de hábitat sólo ha sido estudiada puntalmente (Balart *et al.*, 1997; Galvan-Piña, 1998; Malpica-Maury, 1999; González-Acosta *et al.*, 2005), resaltando principalmente los manglares de Balandra y Zacatecas (Maeda-Martínez, 1981, López-Rasgado *et al.*, 2012; Payan-Alcacio, 2013) por su importancia biológica y social. López-Rasgado *et al.*, (2012) han sido los únicos que hasta el momento han incorporado criterios taxonómicos en su estudio, concluyendo que es necesario evaluar otro tipo de indicadores ecológicos con el fin de robustecer o sustentar los resultados dados de estos índices taxonómicos.

Justificación

De entre los pocos trabajos realizados, se ha sugerido que la variación de especies en los manglares de la Bahía de La Paz se debe al cambio de temperatura entre épocas del año (Maeda-Martínez, 1981; Payán-Alcacio, 2013), mientras que aquellos cambios en la estructura de cada sitio son regidos por factores locales en lugar de factores regionales (López-Rasgado *et al.*, 2012). Sin embargo, las variables de las condiciones locales son esencialmente las mismas por tratarse de una misma región geográfica. A partir de esto, creemos que se pueden esclarecer las diferencias que rigen los cambios en composición y estructura local considerando las relaciones taxonómicas y los diferentes atributos funcionales que mantienen por jerarquía las especies de peces que integran estas comunidades.

En este contexto, el presente estudio pretende complementar y ampliar el conocimiento de la ecología en estos ambientes, utilizando índices de diversidad taxonómica y funcional para caracterizar la variación de la comunidad de peces en este tipo de hábitats.

Objetivo

General

- Caracterizar la variación espacio-temporal de la diversidad ecológica, taxonómica y funcional de la comunidad de peces en los esteros de Balandra y de Zacatecas de la Bahía de La Paz, B.C. S.

Particulares

- Identificar patrones y tendencias de la comunidad de peces considerando los diferentes índices de diversidad (ecológica, taxonómica y funcional).
- Describir morfo-funcionalmente a las especies, así como identificar los posibles grupos funcionales presentes en los hábitats de manglar.
- Comparar la variación de los grupos funcionales y los índices de diversidad entre esteros y entre épocas del año.

Materiales y Métodos

Área de estudio

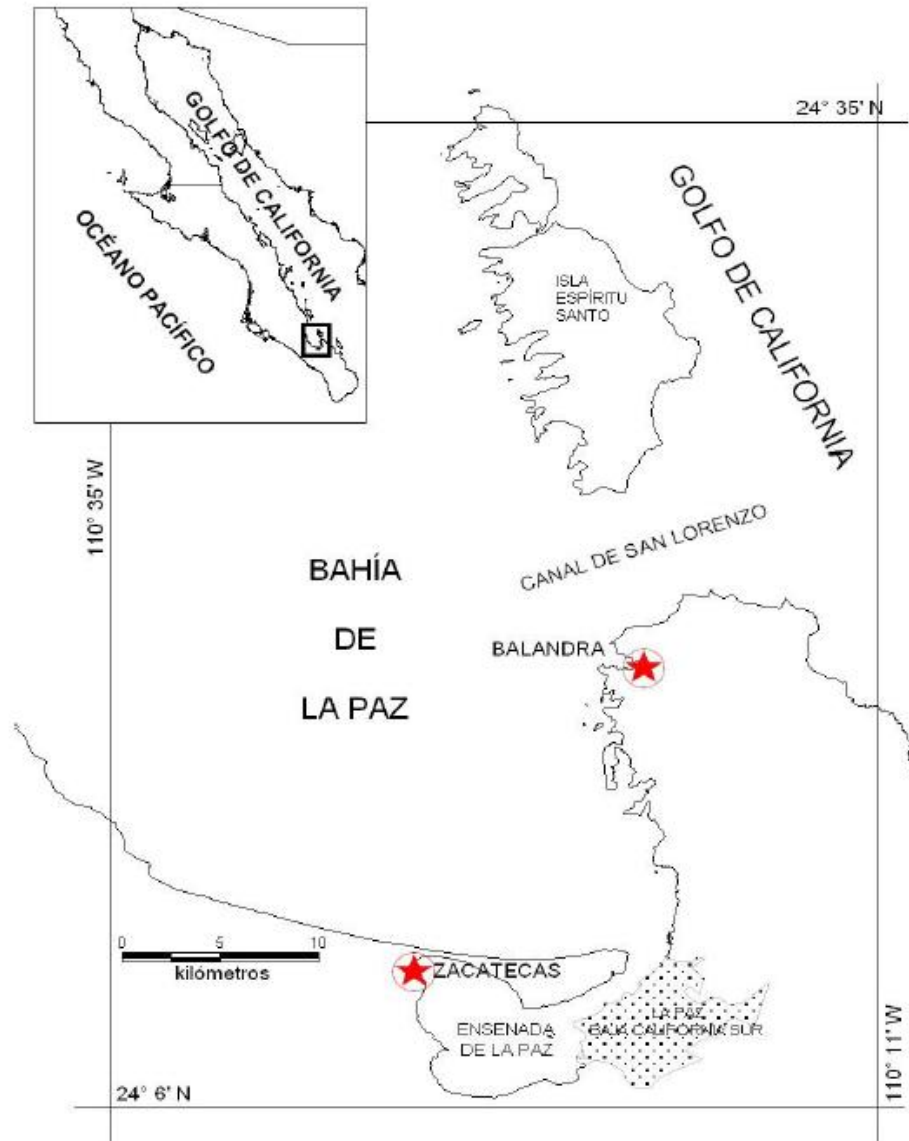
La Bahía de La Paz, Baja California Sur, se encuentra cerca del extremo sur de la península de Baja California entre los paralelos 24° 07' y 24° 21' longitud norte y entre los meridianos 110° 17' y 110° 40' longitud oeste. Es la bahía más grande en la costa occidental del Golfo de California (GC), está protegida por la Isla San José al Norte y por las islas del archipiélago Espíritu Santo al este; presenta una comunicación continua con el GC a través del canal San Lorenzo y la propia boca de la bahía en su porción noreste (Flores, 1998). Su batimetría muestra ser más profunda (mayor a 200 m) hacia la parte norte-centro (Del Monte *et al.*, 2005) mientras que en la parte sur es más somera, con una suave pendiente como resultado del aporte de sedimentos (Suárez-Altamirano, 2006).

La bahía presenta en su extremo sur-suroeste una cuenca lagunar de aproximadamente 45 km² conocida como la Ensenada de La Paz entre los paralelos 24° 10' y 24° 06' latitud norte y los meridianos 110° 19' y 110° 26' longitud oeste

(Fig. 1). Este cuerpo de agua se comunica con la bahía a través de un canal de mareas. Tiene una profundidad media entre los 7 m y 10 m en su parte central y entre 1 m y 4 m en las partes más costeras (González-Acosta *et al.*, 2005).

Dentro de Bahía de La Paz se encuentran numerosos esteros con manglares (Mendoza, 1983; González-Zamorano, 2012). Para la realización de este trabajo se seleccionaron dos sitios con este tipo de hábitat, uno dentro de la Ensenada de La Paz y otro fuera de ella. Dentro de la ensenada se seleccionó el Estero Zacatecas (Fig. 1). Éste se encuentra en los 24° 11' 15'' latitud norte y 110° 26' 00'' longitud oeste en el extremo occidental de la ensenada. Su superficie total es de 57 hectáreas; el manglar está compuesto por *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* con una cobertura de 22 ha. El cuerpo de agua es un canal de mareas sinuoso, cuenta con tres zonas de inundación, su profundidad máxima es de 2.5 m al nivel medio del mar, con un sustrato principalmente fangoso (Mendoza, 1983).

La segunda localidad se encuentra fuera de la ensenada y es conocida como Puerto o Bahía Balandra; se localiza a los 24° 18' 54.8'' Latitud Norte y 110° 19' 39.3'' Longitud Oeste (Fig. 1); es una cuenca lagunar de sustrato arenoso/rocoso rodeada por vegetación de manglar compuesta por *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*. Se encuentra comunicada directamente con la bahía y su superficie comprende alrededor de 52 ha de los cuales 30 ha son área lagunar y el resto vegetación (Torres-Alfaro, 2010).



Figuras 1. Área de estudio y localidades muestreadas (estrella roja)

Trabajo de campo

Se hicieron recolectas sistemáticas mensuales de agosto 2010 a julio 2011 utilizando un chinchorro playero de un centímetro de luz de malla, 50 metros de largo y una caída de tres metros y medio. Por cada lance se realizó una réplica. Las recolectas se llevaron a cabo aproximadamente entre las 7:30 am y las 12:00 m en presencia de marea alta dado que las características topográficas de los sitios (pendiente muy suave) dificultaban el trabajo durante la marea baja.

Los individuos capturados fueron colocados en una bolsa de plástico, la cual contenía una etiqueta con los datos correspondientes a la fecha y el número de lance así como la localidad de la cual fueron extraídos.

Los organismos se trasladaron a la Colección Ictiológica (CI) del CICIMAR-IPN. La identificación de los organismos se realizó hasta el menor taxón posible con ayuda de claves especializadas. En los niveles superiores se recurrió a las claves de familias de “Peces marinos del noroeste de México” (De La Cruz Agüero, 1994) y para la identificación a nivel específico la “Guía de FAO para los fines de pesca, Pacífico Centro- Oriental” (Fischer *et al.*, 1995). Finalmente los organismos muestreados se catalogaron en la base de datos de la CI del CICIMAR. Una vez identificados, fueron contados, medidos en un ictiómetro ($\pm 1\text{mm}$) y pesados en una balanza granataria ($\pm 1\text{g}$).

Trabajo de gabinete

Enfoque descriptivo

Se utilizaron índices ecológicos clásicos para describir los cambios relativos a las especies, que son consideradas como entidades diferenciables que ocurren en el mismo espacio y tiempo pero poseen con un mismo valor y función ecológica (Magurran & McGill, 2011). A partir de la riqueza específica (identidad y número de las especies) y la abundancia (cantidad de los organismos pertenecientes a cada especie) se utilizaron índices para calcular dominancia, diversidad ecológica y equidad. Se utilizaron técnicas de correlación de Pearson para evaluar el grado de relación entre la temperatura y cualquiera de estas propiedades de la comunidad.

Se utilizó el índice de Valor Biológico de Sanders (IVB) para evaluar la dominancia; éste mide de manera semicuantitativa, el rango de la importancia relativa de cada especie i en cada evento de colecta j . Cada rango de importancia es ponderado por un valor w_x y sumado para cada especie. Las especies dominantes son aquellas que obtienen los mayores valores del IVB (Sanders, 1960).

$$IVB_i = \sum_{j=1}^m w_x x_{ij}$$

dónde:

i = la especie i de un total de S especies

j = el evento muestral de un total de m eventos

x_{ij} = rango de la importancia relativa de la especie i en el evento de colecta j

w_x = valor ponderal para el rango de importancia x

Para la diversidad ecológica se utilizó el índice de Shannon-Wiener. El índice refleja el grado de incertidumbre al predecir la identidad específica de un individuo obtenido al azar de la muestra, considerando la riqueza y la distribución de la abundancia entre las especies, denotando el grado de heterogeneidad en la comunidad (Magurran, 2004).

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

dónde:

S = número de especies

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de organismos (n_i/N)

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos de todas las especies.

Finalmente, para la equidad se usó el índice J' de Pielou, que evalúa el grado de homogeneidad en la distribución de la abundancia entre las especies (Magurran, 2004).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

dónde:

H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener

H'_{max} = valor máximo posible del índice de diversidad de Shannon, dado por S especie y N individuos, se alcanza cuando la abundancia es la misma para todas las especies ($H'_{max} = \log_2 S$)

Enfoque evolutivo

Dentro de este enfoque se aplicaron los índices de diversidad taxonómica propuestos por Warwick y Clarke (1995) y Clarke y Warwick (1999). Estos índices consideran la información taxonómica-filogenética a partir de la distancia que existe entre dos especies en el árbol taxonómico. Dicha distancia es ponderada por la abundancia de cada una de ellas. Tanto la “diversidad taxonómica” como la “distintividad taxonómica promedio” se consideran independientes de la riqueza específica, y se ha probado que virtualmente no son afectados por el tamaño de la muestra o el esfuerzo de muestreo. De acuerdo con ello, al ser estos índices menos afectados por el esfuerzo de muestreo, los cambios que lleguen a ocurrir en la comunidad, pueden explicarse como el remplazo de especies (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1999, 2001).

La diversidad taxonómica (Δ) es la distancia promedio, ponderada por la abundancia, que resulta de considerar el número de categorías taxonómicas diferentes que hay entre cada par de especies que se comparan (Warwick & Clarke, 1995).

$$\Delta = \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij} x_i x_j + \sum_i \theta x_i (x_i - 1) / 2}{\sum \sum_{i < j} x_i x_j + \sum_i x_i (x_i - 1) / 2}$$

dónde:

x_i = abundancia de la i -ésima especie

x_j = abundancia de la j -ésima especie

θ = nivel de categorías en el cual se está trabajando

w_{ij} = peso de distinción dado a cada nodo que une a la especie i con la categoría j en una clasificación jerárquica

La distintividad taxonómica promedio ($\Delta+$) es la distancia entre cada una de las especies considerando solamente la presencia y ausencia de éstas en la muestra (Clarke & Warwick, 1999).

$$\Delta^+ = \frac{[\sum \sum_{i < j} w_{ij}]}{[m(m - 1)/2]}$$

dónde:

m = número de especies observadas en un evento en particular

w_{ij} = la distancia entre cada nodo entre la especie i y j

Con el fin de detectar cambios estadísticamente significativos, se realizaron análisis de túneles de variación, en los cuales por medio de permutaciones se definieron el límite inferior y superior esperados de acuerdo al número de especies presentes (de 0 a S); de esta manera los eventos muestrales (meses) se posicionan en el túnel de variación; aquellos fuera de los límites son considerados estadísticamente diferentes, mientras que aquellos dentro, son considerados no diferentes, o esperados de acuerdo al número de especies (Clarke & Warwick, 1999).

De acuerdo con Warwick & Clarke (1995) y Clarke & Warwick (1999), la magnitud del índice indica la categoría taxonómica a la que se le puede atribuir la variación de la comunidad estudiada (Tabla I).

Tabla I. Intervalos de variación en los índices Δ y Δ^+ y la categoría taxonómica a la que se le atribuye la variación observada Clarke y Warwick (1999)

Categoría taxonómica	Intervalo
Especie	0-20
Género	20-40
Familia	40-60
Orden	60-80
Clase	80-100

Enfoque funcional

Se obtuvieron fotografías digitales representativas de cada una de las 52 especies registradas en el estudio de las páginas electrónicas fishbase.org y discoverylife.org. Las características que se buscaban de cada una de las fotos fueron: que el pez apareciera completo, que presentara todas las aletas extendidas y que la fotografía fuera perpendicular al eje longitudinal del cuerpo del pez. Aquella foto que no cumpliera con estos tres atributos no fue usada.

Se definieron 32 puntos homólogos (Tabla II, Fig. 2) que fueron digitalizados con la ayuda del programa Image J (Rasband, 2014) para las 52 especies consideradas. Adicionalmente, se obtuvieron las áreas de las aletas caudal, pectoral, anal, dorsal y pélvica, así como la superficie total del organismo.

A partir de estos 32 puntos se realizaron 34 mediciones a las que se le agregaron las seis áreas digitalizadas previamente (Tabla II). A todas las medidas resultantes se les aplicó un procedimiento de estandarización con el fin de eliminar el efecto de la diferencia en la talla entre las especies. Se empleó la fórmula propuesta por Elliot *et al.* (1995), donde se considera una medida patrón (cualquiera que se seleccione) y se re-escalan las demás considerando a ésta como base. En este caso se usó la longitud estándar (L_s) como medida de referencia, quedando la fórmula como:

$$M_s = M_o \left(\frac{L_s}{L_o} \right)^b$$

dónde:

M_s = es la medida estandarizada de la variable de interés para la especie i

M_o = la longitud de cada carácter

L_s = la longitud aritmética media de todas las especies

L_o = la longitud estándar media (aritmética) para todas las especies

b = la pendiente de la curva alométrica entre la variable de interés (M_o) y la Longitud estándar (L_o) para cada especie

Dado que en la fórmula de la estandarización no acepta el cero como valor, ni números negativos, se utilizaron promedios de las variables para sustituir los datos de aquellas especies cuya morfología resultaba en ceros (dada la ausencia de alguna de sus aletas; M22, M23, M32 y M37). Por su parte, en los valores negativos se re-escaló la variable, p.e. la diferencia entre la posición de la aleta pélvica vs la aleta pectoral da lugar a valores positivos y negativos dependiendo del origen de una con respecto a la otra. En este caso, se sumaron 200 unidades a los valores obtenidos para, redefinir un nuevo punto inicial lo que transformó todos los valores a positivos permitiéndonos realizar la estandarización.

Una vez estandarizadas las variables se realizaron las fórmulas de atributos ecomorfológicos obtenidas de la bibliografía (Variable D_x Tabla III); sin embargo, se introdujeron nuevas combinaciones morfo-funcionales (P_x) siguiendo la misma lógica establecida por los autores para las variables D_x . Mediante un análisis de correlación (Coeficiente de Pearson; Zar, 2010), se excluyeron del análisis todas aquellas variables (D_x y P_x) cuyo par arrojó un coeficiente mayor a 0.7. Valores mayores a este nivel fueron considerados como redundantes, por lo que se dejaron fuera del estudio (Oliveira *et al.*, 2010; Soares *et al.*, 2013).

Una vez eliminadas las variables redundantes, se realizó un análisis de componentes principales a partir de las variables normalizadas y con base en la matriz de correlación. Finalmente se seleccionaron aquellas variables que aportaban un mayor peso a la variación explicada (vectores propios) en los primeros 5 componentes principales o ejes de ordenación. Las variables así seleccionadas fueron las que se usaron como atributos o descriptores ecomorfológicos para realizar los análisis del enfoque funcional (Oliveira *et al.*, 2010; Soares *et al.*, 2013).

Tabla II. Lista de mediciones obtenidas a partir de los puntos en cada foto de acuerdo con la figura 2. P-A (Punto de referencia donde inicia la medición) y P-B (Punto de referencia donde termina la medición).

Medición	Atributo	P-A	P-B
M1	Longitud total	1	28
M2	Longitud estándar	1	29
M3	Altura de la boca	1	6
M4	Longitud de la cabeza	1	11
M5	Longitud de la maxila	1	2
M6	Longitud del hocico	1	3
M7	Altura aleta caudal	27	28
M8	Longitud de la aleta caudal	28	29
M9	Altura de la aleta dorsal	16	32
M10	Longitud de la aleta dorsal	16	31
M11	Altura del cuerpo	16	17
M12	Altura de la cabeza (3)	10	12
M13	Altura de la cabeza (2)	8	9
M14	Altura de la cabeza (1)	4	6
M15	Altura del ojo	5	6
M16	Longitud de la mejilla	7	11
M17	Diámetro del ojo	3	7
M18	Base de la boca	2	6
M19	Inserción de la pectoral	13	14
M20	Longitud de la aleta pectoral	14	22
M21	Altura del cuerpo pectoral	13	15
M22	Longitud de la aleta pélvica	18	19
M23	Altura de la aleta pélvica	19	20
M24	Altura aleta anal	23	24
M25	Longitud aleta anal	23	25
M26	Altura del pedúnculo caudal	26	30
M27	Longitud del pedúnculo c.	29	31

Medición	Atributo	P-A	P-B
M28	Altura de la aleta pectoral	21	22
M30	Inserción aleta dorsal	1	16
M31	Inserción aleta pectoral	1	14
M32	Inserción aleta pélvica	1	18
M33	Inserción aleta anal	1	23
M34	Pectoral vs pélvica	14	18
M35	Área corporal		
M36	Área aleta pectoral		
M37	Área aleta Pélvica		
M38	Área aleta Dorsal		
M39	Área aleta Anal		
M40	Área aleta Caudal		
M29	Altura de la pectoral 2		M36/M20

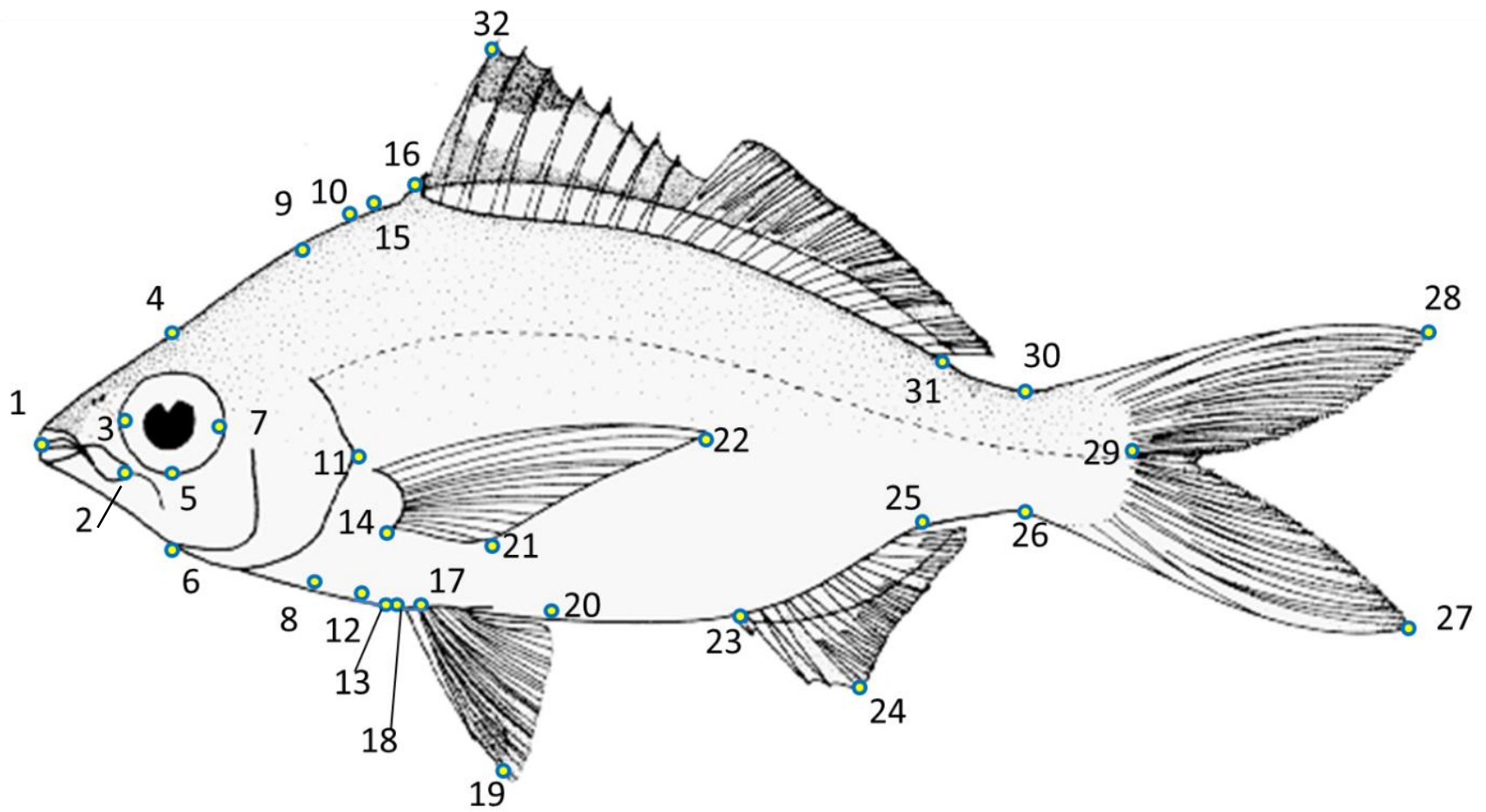


Figura 2. Puntos homólogos en 52 especies de teleósteos

Tabla III. Atributos morfo-funcionales derivados de las mediciones de la tabla II

Variable	Nombre de la variable	Fórmulas	Referencia(s)	Atributo funcional
D1	Aspecto de la aleta caudal	$M40 / M7^2$	Webb, 1984; Balon <i>et al.</i> , 1986; Murdy <i>et al.</i> , 1997; Villéger <i>et al.</i> , 2010; Soares <i>et al.</i> , 2013; Elleouet <i>et al.</i> , 2014; Lefcheck <i>et al.</i> , 2014	Propulsión
D2	Posición de la aleta pectoral	$M19 / M21$	Dumay <i>et al.</i> , 2004; Mason <i>et al.</i> , 2008; Villeger <i>et al.</i> , 2010; Elleouet <i>et al.</i> , 2014; Lefcheck <i>et al.</i> , 2014	Propulsión- maniobrabilidad
D3	Posición de la apertura bucal	$M3 / M14$	Sibbing & Nagelkerke, 2001; Dumay <i>et al.</i> , 2004, Villéger <i>et al.</i> , 2010; Elleouet <i>et al.</i> , 2014; Lefcheck <i>et al.</i> , 2014	Hábitat- alimentación
D4	Posición del ojo	$M15 / M14$	Gatz, 1979; Pouilly <i>et al.</i> , 2003; Soares <i>et al.</i> , 2013; Elleouet <i>et al.</i> , 2014; Lefcheck <i>et al.</i> 2014	Hábitat- alimentación
D5	Tamaño del ojo	$M17 / M14$	Boyle & Horn, 2006, Villeger <i>et al.</i> , 2010; Elleouet <i>et al.</i> 2014; Lefcheck, <i>et al.</i> , 2014	Hábitat- alimentación
D6	Altura relativa del cuerpo	$M21 / M2$	Gatz, 1979; Reecht <i>et al.</i> , 2013; Elleouet <i>et al.</i> , 2014	Locomoción
D7	Área relativa de la aleta anal	$M39 / M2^2$	Breda, 2005; Soares <i>et al.</i> , 2013,	Maniobrabilidad
D8	Aspecto de la aleta anal	$M24 / M25$	Breda, 2005; Soares <i>et al.</i> , 2013	Maniobrabilidad
D9	Propulsión del pedúnculo caudal	$M26 / M7$	Webb, 1984; Elleouet <i>et al.</i> , 2014	Propulsión
D10	Área relativa de la aleta caudal	$M40 / M2^2$	Balon <i>et al.</i> , 1986; Soares <i>et al.</i> , 2013	Propulsión
D11	Longitud relativa del pedúnculo caudal	$M27 / M2$	Winemiller, 1991; Soares <i>et al.</i> , 2013	Propulsión

Variable	Nombre de la variable	Fórmulas	Referencia(s)	Atributo funcional
D12	Área relativa de la aleta dorsal	$M38 / M2^2$	Gosline, 1971; Soares <i>et al.</i> , 2013	Maniobrabilidad
D13	Longitud relativa de la aleta pectoral	$M20 / M2$	Gatz, 1979; Lefcheck <i>et al.</i> , 2014	Maniobrabilidad
D14	Área relativa de la aleta pélvica	$M37 / M2^2$	Breda, 2005; Soares <i>et al.</i> , 2014,	Uso de hábitat
D15	Aspecto de la aleta pélvica	$M37 / M22^2$	Breda, 2005; Soares <i>et al.</i> , 2014	Uso de hábitat
D16	Longitud de la mandíbula	$M5 / M4$	Sibbing & Nagelkerke, 2001; Lefcheck <i>et al.</i> , 2014,	Alimentación
D17	Altura relativa de la cabeza	$M14 / M21$	Willis <i>et al.</i> , 2005; Soares <i>et al.</i> , 2013	Alimentación
D18	Tamaño de la cabeza	$M4 / M2$	Pouilly <i>et al.</i> , 2003; Soares <i>et al.</i> , 2013	Alimentación
D19	Altura relativa de la boca	$M3 / M2$	Willis <i>et al.</i> , 2005; Soares <i>et al.</i> , 2013	Alimentación
D20	Área de las aletas	$(M36^2+M37^2+M38+M39+M40) / M35$	Villéger <i>et al.</i> , 2010	Locomoción
P1	Área relativa de la aleta pectoral 2	$(M36^2) / M35$	Este trabajo	Propulsión
P2	Área relativa de la aleta pélvica	$(M37^2) / M35$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P3	Área relativa de la aleta dorsal 2	$M38 / M35$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P4	Área relativa de la aleta caudal	$M40 / M35$	Este trabajo	Propulsión
P5	Tamaño del ojo 2	$M17 / M4$	Este trabajo	Hábitat
P6	Aspecto de la boca	$M5 / M6$	Este trabajo	Alimentación

Variable	Nombre de la variable	Fórmulas	Referencia(s)	Atributo funcional
P7	Proporción de las aletas de dirección	$M25 / M10$	Este trabajo	Alimentación
P8	Proporción entre el área de las aletas de dirección	$M39 / M38$	Este trabajo	Locomoción
P9	Resistencia en las aletas	$p7 / p8$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P10	Proporción de la aleta pectoral	$M20 / M28$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P11	Área de la aleta anal ²	$M39 / M35$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P12	Estabilidad aletas pélvicas	$M37 / M36$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P13	Proporción de del pedúnculo caudal vs la aleta caudal Superficie	$(M27*2) / M40$	Este trabajo	Propulsión
P14	proporcional de las aletas	$(M36*2) / M40$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P15	Proporción estabilidad vs propulsión	$(M37*2) / M40$	Este trabajo	Locomoción
P16	Área de la aleta anal	$M39 / M25^2$	Este trabajo	Locomoción
P17	Área relativa de la aleta pectoral	$M36 / M2^2$	Este trabajo	Maniobrabilidad
P18	Proporción de la dirección respecto al cuerpo	$(M38+M39) / M35$	Este trabajo	Maniobrabilidad

Variable	Nombre de la variable	Fórmulas	Referencia(s)	Atributo funcional
P19	Propulsión corporal	$(M40+M36*2) / M35$	Este trabajo	Propulsión
P20	Área de las aletas 2	$(M36*2+M37*2+M38+M39+M40) / (M35+M36*2+M37*2+M38+M39+M40)$	Este trabajo	Locomoción

Grupos funcionales

Los grupos funcionales permiten conocer la similitud entre las especies de una comunidad considerando criterios de diferente naturaleza biológica, encontrando grupos de diferentes especies cuyos atributos funcionales y estrategias adaptativas de obtención de un recurso son similares (Dumay *et al.*, 2004).

Se ha argumentado que al conocer los grupos funcionales de un sitio se puede determinar la resiliencia (capacidad de un sistema de volver a un estado estructural inicial tras un evento adverso) de la comunidad en el ecosistema (Blondel, 2003). Al encontrar especies que realicen funciones o procesos de manera similar en el ambiente es factible pensar que si una se ausenta, otra(s) con las mismas cualidades pueda(n) ocupar su nicho ecológico, siendo de esta manera “equivalentes ecológicos” (Krebs, 2008).

Para calcular la afinidad entre las especies con base en los atributos ecomorfológicos, se utilizó el índice de disimilitud de Gower (Podani, 1999). Este índice permite combinar variables numéricas, binarias, ordinales y factoriales en un mismo análisis. Usando la matriz de disimilitud, se hizo una clasificación utilizando el método jerárquico aglomerativo de Ward (Romesburg, 1984). Para los cálculos se utilizó el paquete FD (Laliberté *et al.*, 2014) de la plataforma R (R Core Team, 2013).

En cualquier ejercicio exploratorio de clasificación, el objetivo final es identificar el número de grupos susceptibles de ser interpretados de acuerdo con los descriptores utilizados y el contexto del problema. El número de grupos seleccionado constituye una de tantas hipótesis alternativas, por lo que el proceso no deja de tener un carácter relativamente arbitrario. Para procurar la objetividad del proceso se han propuesto diversos criterios y pruebas que permiten definir el número de grupos más probable. Sin embargo, los diferentes métodos suelen dar algunos resultados coincidentes y otros divergentes.

Por esta razón y con el ánimo de considerar el número óptimo de grupos funcionales de manera más objetiva, se utilizó el paquete Nbclust (Charrad *et al.*, 2014) del programa R (R Core Team, 2013), que evalúa hasta 30 índices que representan los diferentes métodos y criterios para definir el número más probable de grupos. El programa calcula todos los índices y recomienda un cierto número óptimo de grupos de acuerdo con los índices que coinciden un dicho número de grupos (por consenso; Charrad *et al.*, 2014).

Una vez que las especies fueron categorizadas en sus respectivos grupos funcionales, en cada localidad (Balandra y Zacatecas) se evaluó el número de especies por grupo funcional y se calculó la proporción de la riqueza entre los grupos funcionales. La estructura de la comunidad entre localidades se comparó mediante un análisis de correlación utilizando el coeficiente de Spermán (Zar, 2010) bajo el supuesto de independencia entre ellas.

Índices funcionales

Si bien el análisis de grupos funcionales es una técnica importante para entender el comportamiento y redundancia en la comunidad, se ha discutido que una de sus desventajas puede ser la pérdida de información, debido a la reducción en la dimensión del problema (de especies a grupos) basada en los atributos funcionales (Villéger *et al.*, 2008). Dado que se ha argumentado que representar la diversidad con un solo valor no es adecuado, se ha propuesto que desde el punto de vista funcional, la diversidad se debe de expresar por lo menos con tres componentes (Mason *et al.*, 2005). Se utilizaron los índices de riqueza funcional, equidad funcional y divergencia funcional propuestos por Villéger *et al.*, (2008), y el índice de dispersión funcional propuesto por Laliberté y Legendre (2010) para caracterizar las propiedades de la comunidad.

Estos índices se calcularon con base en un espacio funcional de naturaleza multidimensional (T-dimensiones) donde los ejes son los atributos funcionales a lo largo de los cuales las especies se sitúan de acuerdo con sus características o atributos funcionales.

La riqueza funcional entonces se explica como el volumen que ocupan todas las especies de la comunidad dentro de ese espacio funcional. Para calcular este índice se utilizó el algoritmo Quickhull propuesto por Mason *et al.*, (2003), que evalúa los vértices extremos del conjunto de atributos funcionales de las especies que definen el espacio T-funcional. El índice utiliza un método iterativo donde se genera un polígono que contendrá los atributos funcionales de todas las especies en el menor volumen posible (Villéger *et al.*, 2008). Mientras mayores sean los valores del índice (más volumen), los atributos que definen el volumen serán más extremos (más diversos).

El índice de equidad funcional es la regularidad de la distribución y abundancia relativa de las especies en el espacio funcional para una comunidad determinada. En otras palabras, el índice cuantifica la regularidad con la que el espacio funcional es llenado por las especies, ponderado por su abundancia. Los valores del índice disminuyen cuando la abundancia se encuentra distribuida menos uniformemente entre las especies o bien cuando las distancias funcionales entre las especies son menos regulares. Para calcular este índice se utiliza la prueba del árbol de mínima expansión: este se vincula con la suma mínima de longitudes, la distancia que conecte a todas las especies contenidos en un espacio de los atributos T-dimensional (Villéger, *et al.*, 2008). La fórmula de la equidad funcional es:

$$FEve = \frac{\sum_{i=1}^{S-1} \left(PEW_i \frac{1}{S-1} \right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

Dónde:

PEW_i = son las longitudes de las ramas de cada especie en el árbol de expansión mínima ponderadas por su abundancia de la especie i

La dispersión funcional es la distancia media de cada especie al centro del espacio funcional T formado por los atributos de todas las especies en la comunidad. Los atributos de las especies primero son ponderados por su abundancia relativa para generar un centroide del espacio funcional; de esta manera, el índice refleja la distancia de cada elemento con respecto al centroide una vez que se ha tomado en cuenta la abundancia de todas las especies (Laliberté & Legendre, 2010).

$$FD_{is} = \frac{\sum a_j z_j}{\sum a_j}$$

dónde:

a_j es la abundancia de la especie j

z_j es la distancia de la especie j al el centroide ponderado

La divergencia funcional es representada como la forma en la que las especies se distribuyen de acuerdo a su abundancia en el volumen definido por sus atributos funcionales. De esta manera las especies se mueven hacia el centro de este volumen si presentan bajas abundancias (dado que al ponderar su distancia inicial se ve reducida), mientras que aquellas con grandes abundancias se alejaran del centro del espacio definido por los atributos funcionales.

El índice trabaja formando un “centro de gravedad” a partir de la presencia de las V especies en el espacio funcional T . Una vez definido este punto medio (centro de gravedad), se calcula la distancia de cada especie hacia él (dG_i); considerando las distancias previamente calculadas, se obtiene la distancia media que separa a cada especies del centro de gravedad (\overline{dG}). Con estos dos datos (dG_i , \overline{dG}) se calcula la desviación de la abundancia ponderada de las especies (Δd) y las desviaciones de abundancia ponderada absoluta ($\Delta|d|$). Una vez que se tienen ubicadas las distancias de los atributos y sus abundancias respecto al centro de gravedad, se puede calcular la divergencia funcional.

Los resultados obtenidos con este índice varían de 0 a 1, cero indicando que especies muy abundantes se encuentran en un espacio donde están contenidos los atributos funcionales comunes dentro de la comunidad, mientras que valores cercanos a 1, indican que las especies abundantes presentan atributos funcionales diferentes a los que uno catalogaría como comunes dentro de la comunidad (Villéger *et al.*, 2008):

$$FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta|d| + \overline{dG}}$$

dónde:

\overline{dG} = distancia media al centro de gravedad

Δd = suma de las desviaciones de las abundancias ponderadas

$\Delta|d|$ = suma de las desviaciones de las abundancias ponderadas absolutas

Con la excepción del análisis de grupos funcionales el resto de las pruebas (diversidad ecológica clásica, evolutiva y funcional) se calcularon tanto por meses como para temporadas, de manera general y por localidad. Para los análisis funcionales se utilizó la paquetería FD (Laliberté *et al.*, 2014)

Resultados

Enfoque descriptivo

Composición específica

Se encontraron 54 especies pertenecientes a 21 familias; 37 de las 54 especies se registraron en Balandra (B) mientras que 35 especies fueron encontradas en Zacatecas (Z) y ambas localidades comparten 18 especies en común (Apéndice I). De manera general y por orden de magnitud durante los meses de septiembre, octubre y agosto se presentó una mayor cantidad de especies mientras que enero presentó la menor riqueza. La mayoría de los meses presentaron una riqueza mayor o igual a cinco especies. Balandra presentó mayor

riqueza en los meses de octubre, abril y septiembre mientras que Zacatecas presentó mayor riqueza en noviembre, septiembre y junio; enero resultó ser el mes con menor riqueza para ambas localidades (Fig. 3).

Las familias Gerreidae y Haemulidae fueron las más diversas con siete especies cada una; por localidad sólo las mojaras fueron las más diversas. En Balandra, tres especies (*Eucinostomus dowii*, *Eucinostomus currani* y *Paralabrax maculatofasciatus*) se encontraron en 10 de los 12 meses siendo entonces las de mayor frecuencia. En Zacatecas fueron seis especies (*Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii*, *Eucinostomus entomelas*, *Eucinostomus currani*, *Mugil curema* y *Paralabrax maculatofasciatus*) las que se presentaron durante todo el año (véase Apéndice II).

Considerando la información en las épocas climáticas sugeridas por Payán-Alcacio (2013), la época cálida (julio-noviembre, 43 spp.) presentó mayor riqueza de especies, seguida por la época de transición (abril-junio, 28 spp.) y posteriormente la templada (diciembre-marzo, 17 spp.; Tabla IV).

Por temporadas ocurre el mismo patrón para las localidades que de manera global; la época cálida presenta la mayor riqueza de especies, 29 Balandra (Bal) y 31 Zacatecas (Zac), seguida por la época de transición (21-Bal, 18-Zac) y finalmente la época templada (10-Bal, 13-Zac). La época cálida en ambos sistemas llegó a presentar el 80% de las especies reportadas durante todo el año, mientras que la época de transición fue el 50% y finalmente la época templada presentó alrededor de un 30% del total de especies.

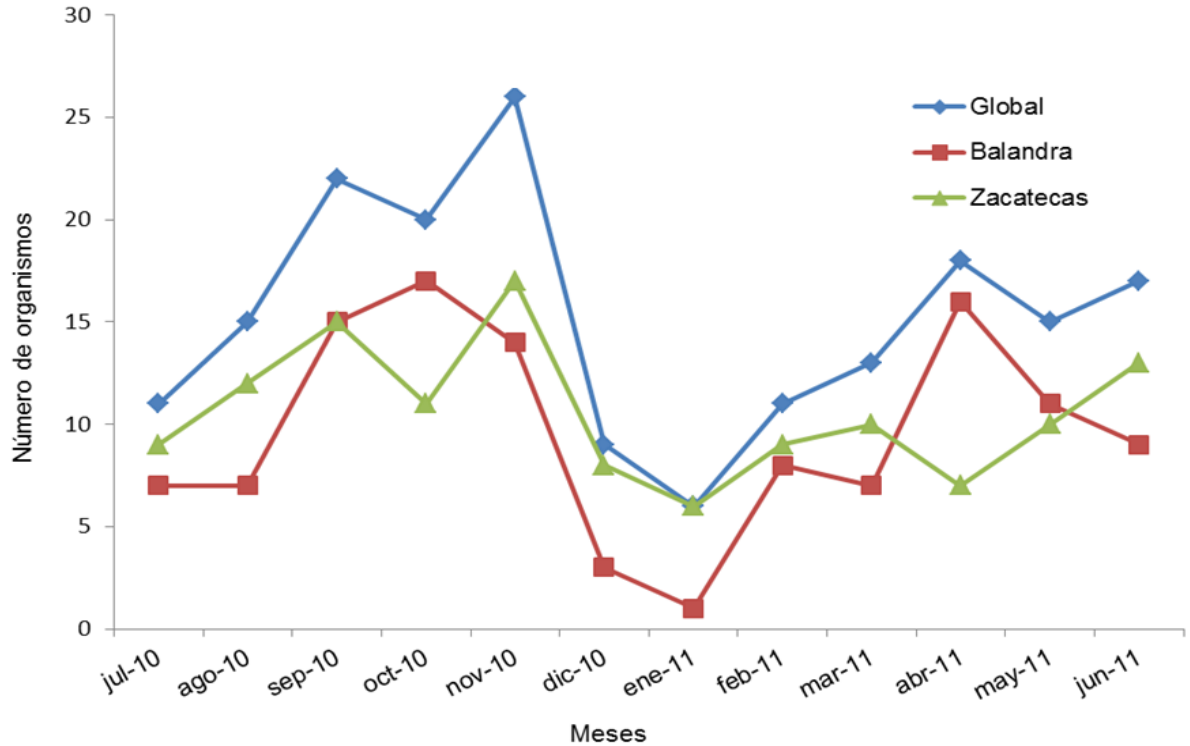


Figura 3. Riqueza específica de la comunidad de peces, global para todo el estudio y por localidad

Tabla IV. Composición taxonómica por épocas cálida (Cal), transición (Tra) y templada (Tem), global para todo el estudio y por localidad

	Global			Balandra			Zacatecas		
	Cal	Tra	Tem	Cal	Tra	Tem	Cal	Tra	Tem
Familia	18	16	12	15	13	8	14	12	9
Género	30	22	15	22	16	9	21	15	11
Especie	43	28	17	29	21	10	31	18	13

Abundancia

En total se capturaron 4055 organismos, de los cuales 2706 individuos se obtuvieron en la localidad de Zacatecas (66% del total) y 1349 organismos provinieron de Balandra (34% del total). Los meses de septiembre (932), mayo (550) y noviembre (419) fueron en los que se registró mayor abundancia, mientras que en enero fue la menor (53). En ambas localidades, septiembre fue el mes con

mayor abundancia (268 Bal, 664 Zac) mientras que Enero fue el menor (1 Bal, 52 Zac) de manera semejante al patrón global (Fig. 4).

Se analizó la posible relación de la abundancia con la variación mensual de la temperatura; se encontró que en Balandra la abundancia varía en concordancia con la temperatura de manera significativa ($r=0.85$; $p < 0.05$) mientras que en Zacatecas dicha relación, aunque directa, no es significativa ($r=0.41$; $p > 0.05$).

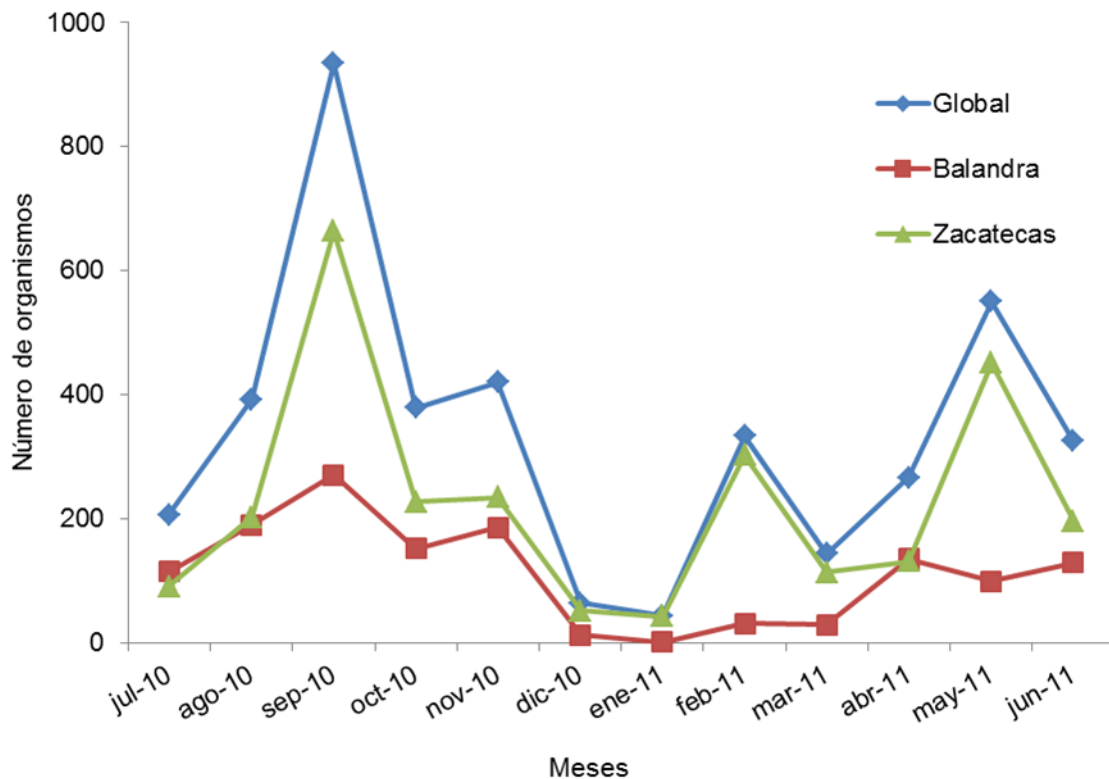


Figura 4. Abundancia de la comunidad de peces, global para todo el estudio y por localidad

De manera global las familias Gerreidae y Mugilidae representaron 38 y 32% de la captura anual respectivamente. En Balandra la familia Gerreidae dominó con 56% de la captura total del sitio, mientras que en Zacatecas la familia más abundante fue Mugilidae con 43% del total capturado. Por especie, de forma global *Mugil curema*, *Eucinostomus dowii*, y *Pomadasys branickii* fueron los organismos más abundantes, mientras que por localidad, las especies más abundantes en Balandra fueron *Eucinostomus dowii*, *Mugil curema* y *Paralabrax maculatofasciatus*, mientras que en Zacatecas fueron *Mugil curema*, *Pomadasys branickii* y *Eucinostomus dowii*.

Para el mes de septiembre en ambas localidades y también para los meses de febrero y mayo en Zacatecas, el 60% de la abundancia mensual corresponde a una sola especie (*Eucinostomus dowii*); en septiembre *Eucinostomus dowii* en Balandra y *Pomadasys branickii* en Zacatecas, así como *Mugil curema* durante febrero y mayo en Zacatecas.

Al considerar la distribución de la abundancia por épocas climáticas de manera general, las época cálida presentaron valores cercanos al 55% de la abundancia total, las épocas de transición presentaron valores alrededor de 30% y finalmente en las épocas templadas valores aproximados a 18%. Globalmente, las especies que sobresalen en abundancia por época climática son *Mugil curema*, *Eucinostomus dowii*, *Pomadasys branickii* y *Paralabrax maculatofasciatus*, siendo las primeras tres especies las más abundantes en la época cálida, la estructura en las épocas de transición y templada varía un poco, dado que *Paralabrax maculatofasciatus* sustituye en importancia a *Pomadasys branickii*.

Al igual que lo reportado de manera global, en cada una de las localidades *Mugil curema* y *Eucinostomus dowii* fueron las especies que presentaron los mayores valores de abundancia en la mayoría de las épocas climáticas; las especies complementarias que por su abundancia sobresalieron en Balandra fueron *Eucinostomus entomelas*, *Eucinostomus currani*, *Paralabrax*

maculatofasciatus y *Sphoeroides annulatus*, mientras que en Zacatecas, sobresalieron *Eucinostomus currani*, *Paralabrax maculatofasciatus* y *Pomadasys branickii*.

Dominancia

Mugil curema y *Eucinostomus dowii* presentan los mayores valores de dominancia tanto de manera global, como por localidad, la tercera posición de importancia fue una especie de mojarra (*Eucinostomus currani* en Balandra y *Diapterus brevirostris* en Zacatecas). La cuarta especie dominante fue un depredador, que varió según el sitio, siendo *Paralabrax maculatofasciatus* en Balandra y *Podamasys branickii* en Zacatecas, a partir de este punto la variación entre especies por localidades se incrementa, encontrando a tres especies de mojarras, un góbido y un botete en Balandra, y dos especies de mojarras, un serránido, un albúlido y un pajarito en Zacatecas (Tabla V).

Por épocas climáticas, en la temporada cálida de forma global cinco especies resaltaron en importancia, *Eucinostomus dowii*, *Mugil curema*, *Pomadasys branickii*, *Eucinostomus entomelas* y *Diapterus brevirostris*; en la época de transición *Diapterus brevirostris* fue sustituido por *Paralabrax maculatofasciatus*; y en la templada hubo una mayor diferenciación encontrándose a *Mugil curema*, *Eucinotomus dowii*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Eucinostomus currani* y a *Diapterus brevirostris* como las especies dominantes (Tabla VI).

Tabla V. Jerarquía de la dominancia de las especies índice del valor biológico de Sanders, Global, para todo el estudio y por localidad. Índice del valor biológico de Sanders

Dom	Global	Balandra	Zacatecas
1	<i>M. curema</i>	<i>E. dowii</i>	<i>M. curema</i>
2	<i>E. dowii</i>	<i>M. curema</i>	<i>E. dowii</i>
3	<i>D. brevirostris</i>	<i>E. currani</i>	<i>D. brevirostris</i>
4	<i>P. maculatofasciatus</i>	<i>P. maculatofasciatus</i>	<i>P. branickii</i>
5	<i>P. branickii</i>	<i>E. entomelas</i>	<i>P. maculatofasciatus</i>
6	<i>E. entomelas</i>	<i>Q. y-cauda</i>	<i>E. entomelas</i>
7	<i>E. currani</i>	<i>S. annulatus</i>	<i>E. currani</i>
8	<i>Q. y-cauda</i>	<i>D. brevirostris</i>	<i>A. nemoptera</i>
9	<i>S. annulatus</i>	<i>C. sagittula</i>	<i>H. naos</i>

Entre localidades, existieron tendencia similares a las descritas de manera global, donde la época cálida fue semejante entre Balandra y Zacatecas, con la diferencia que Balandra presentó a *Paralabrax maculatofasciatus* y Zacatecas a *Pomadasys branickii*; la época de transición también fue parecida, pero Balandra mostró una mayor variedad de especies dominantes, con la aparición de *Eucinostomus entomelas* y *Quietula y-cauda*, finalmente la época templada fue la que presentó mayor variación, donde Balandra presenta dos especies no reportadas antes *Sphoeroides annulatus* y *Ctenogobious sagittula*, mientras que en Zacatecas encontramos a *Diapterus brevirostris*. Como lo indican los resultados parece existir una diferencia marcada entre las especies dominantes de la época cálida y aquellas de las épocas de transición y templada, con la excepción de *Mugil curema* y *Eucinostomus dowii* (Tabla VI).

Tabla VI. Especies dominantes por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac). Índice del valor biológico de Sanders

Temporada	Cálida			Transición			Templada		
Localidades	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac
<i>E. dowii</i>	5	5	3	4	5	4	4	4.5	4
<i>M. curema</i>	4	4	4	5	2	5	5	0	5
<i>P. branickii</i>	3	0	5	1	0	3	0	0	0
<i>E. entomelas</i>	2	1	2	2	3	0	0	0	0
<i>D. brevisrostris</i>	1	2	1	0	0	0	1	0	2
<i>P. maculatofasciatus</i>	0	3	0	3	4	1	3	1.5	3
<i>E. currani</i>	0	0	0	0	0.5	2	2	4.5	1
<i>S. annulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>C. sagittula</i>	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0
<i>Q. y-cauda</i>	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0

Diversidad

La diversidad ecológica mostró valores que van desde 1.53 a 3.38 bits/ind, resultando febrero con el menor valor y noviembre con el mayor valor (Tabla VII). Por localidad Balandra presenta valores desde 0 a 3.02 bits/ind (enero y abril respectivamente (Tabla VIII), mientras que los de Zacatecas van desde 1.01 a 3.09 bits/ind (mayo y noviembre respectivamente; Tabla IX). Seis meses (febrero, abril, mayo, junio, septiembre, octubre) en Balandra presentan mayores valores que en Zacatecas mientras que en los otros seis es caso contrario (Tabla VIII, Tabla IX). Por temporadas la época cálida presentó los mayores valores de H' , seguido por la época templada y finalmente la de transición. Nuevamente Balandra presentó mayores valores que Zacatecas (Tabla X).

Equidad

De manera global se observan valores altos de equidad en marzo (0.84), diciembre (0.8) y enero (0.79) y valores bajos de equidad en febrero y mayo (0.44 para ambos meses; Tabla XI). En Balandra todos los meses, con excepción de agosto, presentan valores superiores a 0.65 de equidad, llegando a alcanzar un máximo de 0.86 en el mes de marzo (Tabla XII). Zacatecas por su parte, presenta algunos valores altos durante la mitad de año; sin embargo, se observan valores bajos de equidad en los meses donde predominan especies abundantes (septiembre, febrero y mayo; Tabla XIII). Marzo fue el mes que presentó mayores valores de manera global como por localidad. Por épocas climáticas, la temporada templada presentó mayores valores de forma global como por localidad, seguido por la época cálida y finalmente la de transición (Tabla XIV).

Tabla VII. Diversidad ecológica (H') mensual para todo el estudio (Global); S= riqueza específica, N= abundancia total

	ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
S	15	22	20	26	9	6	11	13	18	15	17	11
N	392	934	379	420	64	43	333	143	266	550	325	206
H'	2.36	2.62	3.01	3.38	2.56	2.05	1.53	3.13	2.75	1.73	2.69	2.44

Tabla VIII. Diversidad ecológica (H') mensual para la localidad de Balandra; S= riqueza específica, N= abundancia total

	ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
S	7	15	17	14	3	1	8	7	16	11	9	7
N	190	270	152	186	12	1	31	29	135	99	129	115
H'	1.34	2.9	2.93	2.94	1.04	0	2.54	2.42	3.02	2.28	2.25	1.9

Tabla IX. Diversidad ecológica (H') mensual para la localidad de Zacatecas; S= riqueza específica, N= abundancia total

	ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
S	12	15	11	17	8	6	9	10	7	10	13	9
N	202	664	227	234	52	42	302	114	131	451	196	91
H'	2.51	2	2.47	3.09	2.18	2.02	1.19	2.92	1.2	1.01	2.44	1.83

Tabla X. Diversidad ecológica (H') por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac); S= riqueza específica, N= abundancia total

	Cálida			Transición			Templada		
	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac
S	43	29	31	28	21	18	17	10	13
N	2381	913	1418	1141	363	778	583	61	510
H'	3.20	3.09	2.89	2.47	2.91	1.59	2.6	2.817	2.34

Tabla XI. Equidad de Pielou (J') mensual para todo el estudio (Global); S= riqueza específica, N= abundancia total

	ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
S	15	22	20	26	9	6	11	13	18	15	17	11
N	392	934	379	420	64	43	333	143	266	550	325	206
J'	0.6	0.58	0.69	0.72	0.8	0.79	0.44	0.84	0.65	0.44	0.65	0.7

Tabla XII. Equidad de Pielou (J') mensual para la localidad de Balandra; S= riqueza específica, N= abundancia total

	ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
S	7	15	17	14	3	1	8	7	16	11	9	7
N	190	270	152	186	12	1	31	29	135	99	129	115
J'	0.47	0.74	0.71	0.77	0.65	1	0.84	0.86	0.75	0.66	0.71	0.67

Tabla XIII. Equidad de Pielou (J') mensual para la localidad de Zacatecas; S= riqueza específica, N= abundancia total

	ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
S	12	15	11	17	8	6	9	10	7	10	13	9
N	202	664	227	234	52	42	302	114	131	451	196	91
J'	0.7	0.51	0.71	0.75	0.72	0.78	0.37	0.88	0.42	0.3	0.66	0.57

Tabla XIV. Equidad de Pielou (J') por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac); S= riqueza específica, N= abundancia total

	Cálida			Transición			Templada		
	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac
S	43	29	31	28	21	18	17	10	13
N	2381	913	1418	1141	363	778	583	61	510
J'	0.59	0.63	0.58	0.51	0.66	0.38	0.63	0.84	0.63

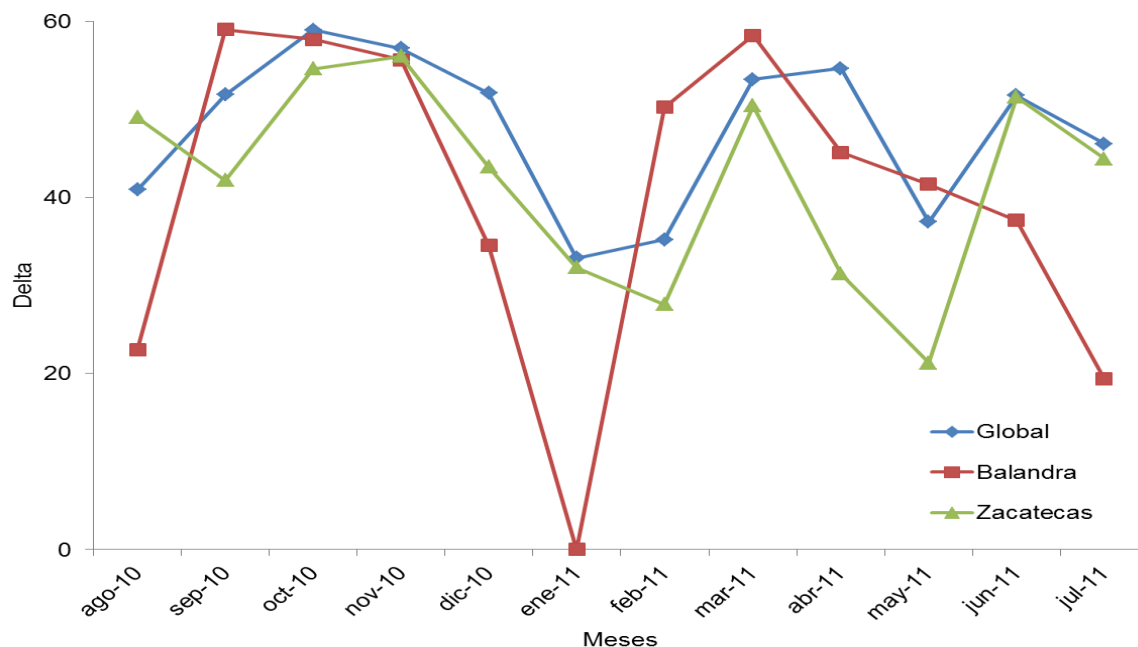
Enfoque evolutivo

Diversidad taxonómica (Δ)

De manera global los mayores valores de diversidad taxonómica se encontraron en octubre (59) y noviembre (56), mientras que el menor se presentó en enero (33) y febrero (35). Por localidad, Balandra presentó mayores valores en septiembre (59), octubre (58) y marzo (58), de igual manera Zacatecas presentó sus mayores valores durante esos meses, noviembre (56), octubre (54) y marzo (50); sin embargo, el mes con menor diversidad taxonómica fue enero (0) mientras que para Zacatecas fue mayo (21; Tabla XV, Fig. 5).

Considerando los intervalos sugeridos por Warwick y Clarke (1995; Tabla I), se puede observar que en la mayoría de los meses hay una variación a nivel de familia (40 - 60) mientras que tres meses (enero, febrero, mayo) la variación es a nivel género (20 - 40). Por localidad, Balandra presentó el mismo patrón que los resultados globales, mientras que Zacatecas presenta ocho meses donde la variación se presenta a nivel de familia (40 - 60) y los otros cuatro (enero, febrero, abril y mayo) a nivel de género (20 - 40).

Por temporadas climáticas con excepción de la época de transición en Balandra y Zacatecas, y la época cálida en Balandra, la variación ocurre a nivel de familias. La variación en Zacatecas presentó categorías taxonómicas superiores a las de Balandra (Tabla XVI). Durante agosto-noviembre los valores se encuentran entre los más altos, coincidiendo con la época cálida; los meses de la época templada (diciembre-marzo) tienen valores bajos, mientras que, en la época de transición (mayo-junio) comienza nuevamente el aumento en los valores del índice de diversidad taxonómica.

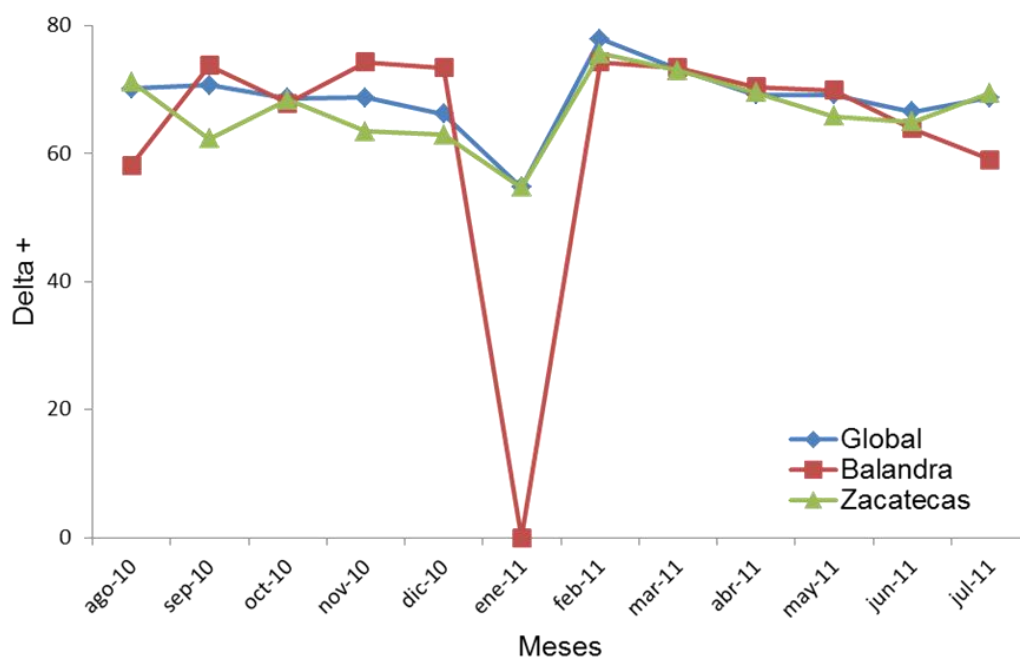


Figuras 4. Diversidad taxonómica mensual para todo el año, en cada caso se presenta la Global y la de cada localidad (Balandra y Zacatecas)

Distintividad taxonómica promedio ($\Delta+$)

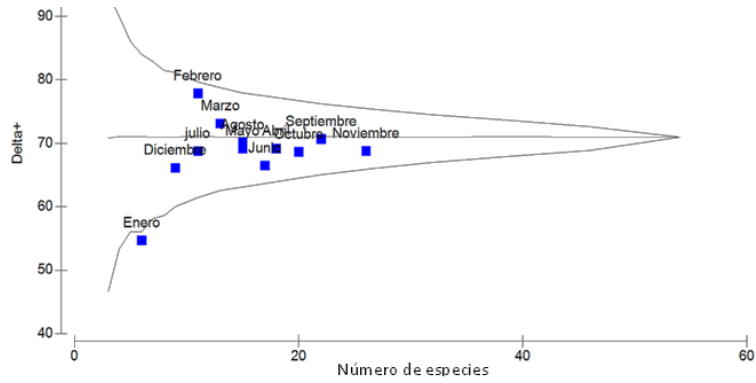
Al igual que la diversidad taxonómica (Δ), los resultados de $\Delta+$ se interpretan con los mismos intervalos de Warwick y Clarke (2001; Tabla I). De esta manera, en forma global y en Zacatecas todo el año con la excepción de enero, todos los cambios en la comunidad se llevan a cabo a nivel de orden (valores arriba de 60). En Balandra, por otra, se presentaron variaciones a nivel de familia en julio (59), agosto (58) y enero (0), mientras que el resto de los meses los cambios taxonómicos fueron a nivel de orden (valores arriba de 60). Zacatecas presentó mayores valores que Balandra en la mayoría de los meses (Fig. 6).

Por épocas climáticas, de forma global, así como para el estero Zacatecas, las variaciones ocurren a nivel de orden (60 - 80), Balandra por otra parte, exhibe en tres épocas climáticas cambios a nivel de familia, muy cercanos a nivel de orden. La época templada presentó los mayores valores de variación, seguidos por la época de transición y finalmente la época cálida, tanto de forma global como por localidades (Tabla XVI).



Figuras 5. Distintividad taxonómica promedio mensual para todo el año, en cada caso se presenta la Global y la de cada localidad (Balandra y Zacatecas)

Se obtuvieron los túneles de variación de manera global (Fig. 7) y para cada localidad (Fig. 8 - 9), en lo que respecta al cambio en la composición taxonómica de la comunidad, de manera global solo enero mostró valores con una variación significativa. Por localidad, solo Balandra presentó meses con variaciones significativas en los meses de enero y agosto.



Figuras 6. Túnel de variación para los valores de distintividad taxonómica promedio (Global)

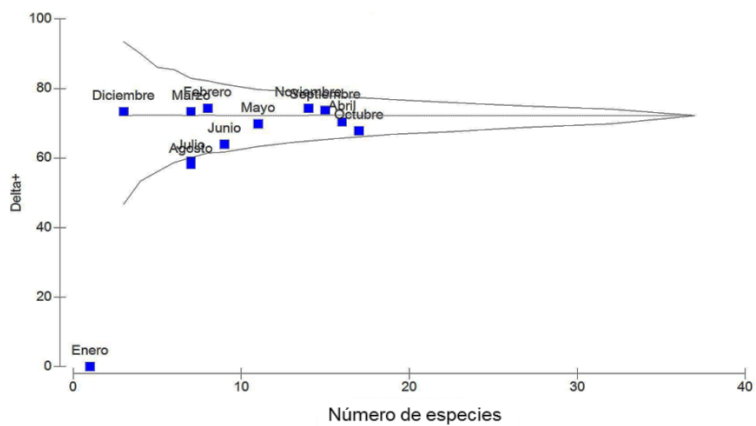


Figura 7. Túnel de variación para los valores de distintividad taxonómica promedio (Balandra)

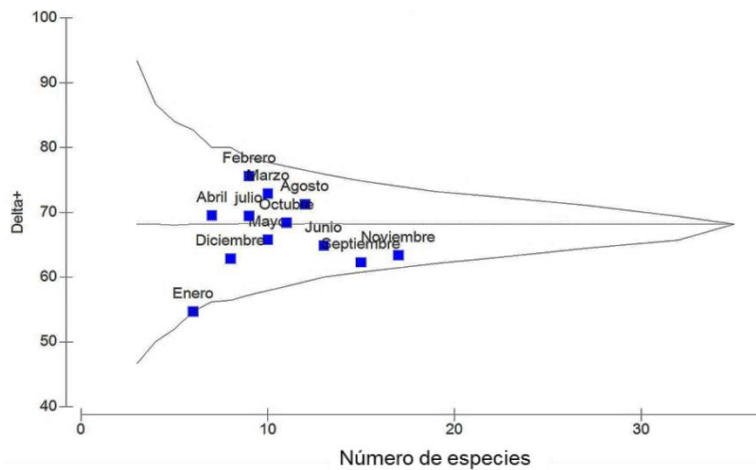


Figura 8. Túnel de variación para los valores de distintividad taxonómica promedio (Zacatecas)

Tabla XV. Diversidad taxonómica (Δ , $\Delta+$) mensual a lo largo del año, en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac); Δ = diversidad taxonómica y $\Delta+$ = distintividad taxonómica promedio

	Índice	ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
Glo	Δ	40	51	59	56	51	33	35	53	54	37	51	46
	$\Delta+$	70	70	68	68	66	54	77	73	69	69	66	68
Bal	Δ	22	59	58	55	34	0	50	58	45	41	37	19
	$\Delta+$	58	73	67	74	73	0	74	73	70	69	63	59
Zac	Δ	49	42	54	56	43	32	27	50	31	21	51	44
	$\Delta+$	71	62	68	63	62	54	75	72	69	65	64	69

Tabla XVI. Diversidad taxonómica (Δ , $\Delta+$) por época del año en cada caso se presenta la Global (Glo) y la de cada localidad, Balandra (Bal) y Zacatecas (Zac)

	Cálida			Transición			Templada		
	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac	Glo	Bal	Zac
Δ	55.32	39.3	54.41	48.79	30.79	33.12	53.14	43.61	50.14
$\Delta+$	69.41	55.73	66.71	70.37	59.3	67.45	75.29	59.41	73.08

Enfoque funcional

Con base en el análisis de correlación de Pearson se hizo una primera depuración de las 40 variables originales (Tabla III), seleccionando 22 variables que presentaron correlaciones menores a 0.7. Posteriormente se realizó un análisis de componentes principales a las 22 variables resultantes. Se seleccionaron aquellas variables que en los primeros cinco vectores propios (varianza explicada acumulada de 60%) presentaron coeficientes mayores a 0.2 (Apéndice 5).

Finalmente, se seleccionaron 21 variables ecomorfológicas de las 40 originales. De ellas, 11 están reportadas en la bibliografía y 10 fueron introducidas en este trabajo (Tabla XVII). Trece de las variables pertenecen a características locomotoras mientras que las otras ocho están relacionadas con la selección del hábitat y con la alimentación. Además de estas variables ecomorfológicas, se introdujeron tres variables extras relacionadas con el nicho: la abundancia relativa de la especie en el ambiente, la posible formación de cardúmenes y la frecuencia de aparición en el hábitat por mes a lo largo del año. A partir de estas 24 variables se obtuvo el dendrograma con base en el índice de Gower y el método aglomerativo de Ward (Fig. 10) que permite explorar los grupos funcionales.

Tabla XVIII. Variables ecomorfológicas seleccionadas para los análisis del enfoque funcional

Var. derivada	Nombre de la variable	Atributo funcional
D1	Aspecto de la aleta caudal	Propulsión
D2	Posición de la aleta pectoral	Propulsión- maniobrabilidad
D3	Posición de la apertura bucal	Hábitat- alimentación
D4	Posición del ojo	Hábitat- alimentación
D8	Aspecto de la aleta anal	Maniobrabilidad
D9	Propulsión del pedúnculo caudal	Propulsión
D10	Área relativa de la aleta caudal	Propulsión
D13	Longitud relativa de la aleta pectoral	Maniobrabilidad
D16	Longitud de la mandíbula	Alimentación
D18	Tamaño de la cabeza	Alimentación
D19	Altura relativa de la boca	Alimentación
P4	Área relativa de la aleta caudal	Propulsión
P5	Tamaño del ojo 2	Hábitat
P6	Aspecto de la boca	Hábitat- alimentación
P7	Proporción de las aletas de dirección	Alimentación
P10	Proporción de la aleta pectoral	Maniobrabilidad
P12	Estabilidad aletas pélvicas	Maniobrabilidad
P13	Proporción de del pedúnculo caudal vs la aleta caudal	Propulsión
P14	Superficie proporcional de las aletas	Maniobrabilidad
P15	Proporción estabilidad vs propulsión	Locomoción
P16	Área de la aleta anal	Locomoción

La definición de los grupos en el dendrograma fue guiada por los resultados del tabulador de consenso obtenido con los 30 métodos e índices implementado en el paquete Nbclust (Charrad et al., 2014, Tabla XVIII). A partir del tabulador de

consenso, se observó que el mejor número de grupos posible eran dos (con ocho índices respaldando esta idea). En un segundo nivel de consenso respaldado también por ocho índices, se identifican cinco grupos. Considerando la estructura del dendrograma y el hecho de que los cinco grupos están anidados en los dos primeros, se decidió explorar la posibilidad de su congruencia en términos de los atributos utilizados.

Tabla XVIII . Tabla de consenso del número de grupos posibles de acuerdo con el número de índices coincidentes en el programa Nbclust (Charrad *et al.*, 2014)

Índices	# de grupos
8	2
2	3
3	4
8	5
1	8
1	3
5	10

Con el fin de facilitar la explicación se tratará a los primeros dos grupos funcionales como conjuntos y a sus subdivisiones como grupos. Los primeros tendrán un valor entero de 1.0 o 2.0 según sea el caso, y los subconjuntos o grupos tendrán un valor decimal de acuerdo a su conjunto (e.g. 1.2, 2.1, 2.3)

El primer conjunto (1.0) de especies pertenece a peces de carácter bentónico o con una fuerte asociación al fondo; en este conjunto encontramos dos grupos, uno compuesto por tetraóntidos (1.1) y otro compuesto por lenguados y góbidos (1.2). Si bien ambos grupos son de especies bentónicas encontramos diferencias claves en su ecomorfología; los tetraóntidos presentan aletas caudales con grandes áreas, así como una alta proporción del área de la aleta

caudal respecto a su cuerpo; sin embargo, tienen una baja relación entre la longitud de su pedúnculo vs el área de la caudal, presentan cabezas grandes y una pequeña longitud de su mandíbula, además de que tienden a ser especies solitarias. Las especies del grupo 1.2 (lenguados y góbidos) por su parte se caracterizan por la posición de la apertura de su boca en la parte baja de la cabeza, además que tienen altos valores de área de la aleta caudal (Tabla XVII; Fig. 10).

El segundo conjunto (2.0) presenta especies que viven a media agua o cerca de la superficie (Fig. 4). En este conjunto encontramos especies que forman cardúmenes, como son los pelágicos (2.1), Mojarras (2.2) y peces con forma de perca (2.3). Los pelágicos se caracterizan por ser especies comprimidas, con ojos grandes, situados a la mitad de la altura de la cabeza y en la parte frontal cercana a la boca, presentan una baja proporción de su pedúnculo caudal respecto al área de su aleta caudal. Las mojarras por su parte, tienen ojos grandes que se encuentran posicionados cerca de la mitad de la altura de la cabeza, la inserción de su aleta pectoral está cercana al vientre del animal y el área de su aleta caudal representa del 11-13% del área del cuerpo. Finalmente los peces con forma de perca mantienen una relación de 3:1 a 2:1 respecto a la longitud de sus aletas dorsal y anal; el área de su aleta cauda llegando a representar del 15 al 19% del área del cuerpo (Tabla XX; Fig. 10).

La correlación (Sperman) entre las proporciones de grupos funcionales de Balandra vs Zacatecas fue relativamente alta ($r=0.91$, $p<0.05$; Tabla XIX).

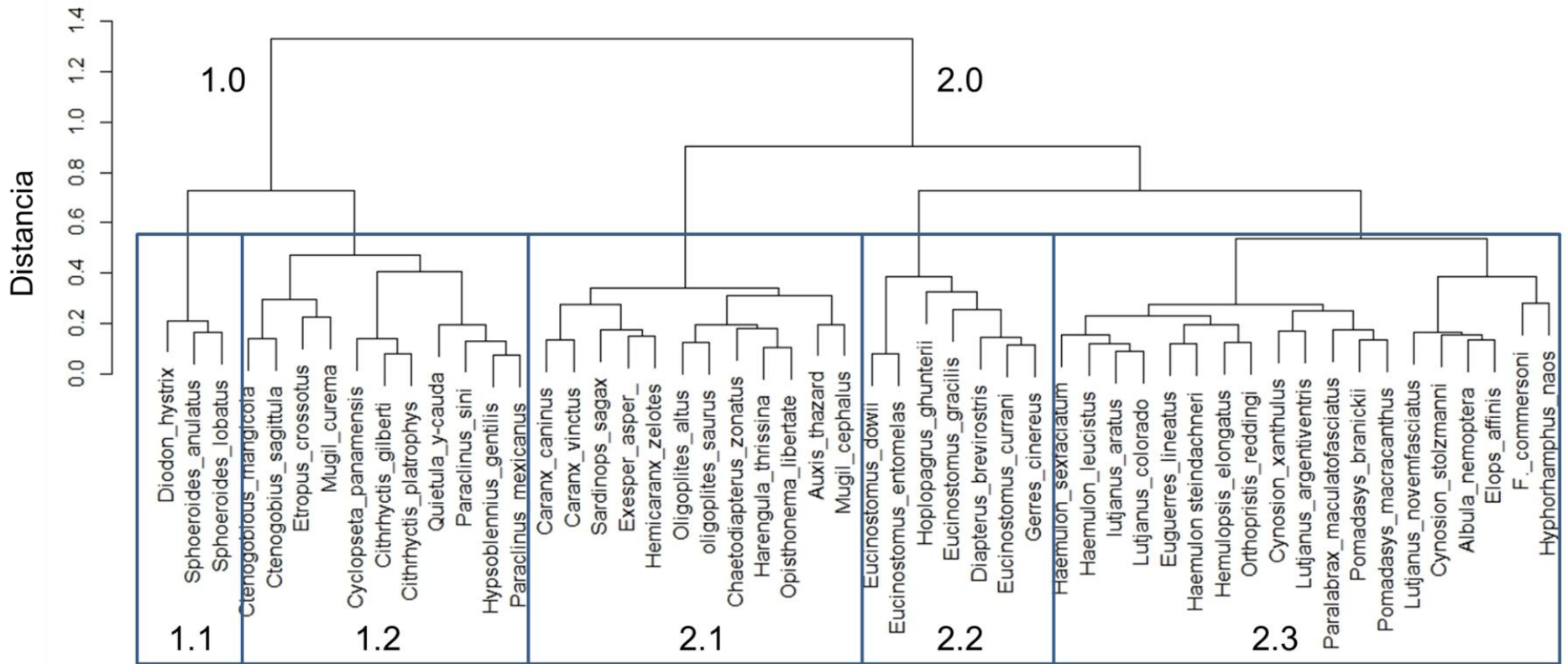


Figura 9. Grupos funcionales en la ictiofauna con base en el consenso de métodos e índices en el programa Nbcust (Charrad et al., 2014). Dendrograma base aplicando el método de Ward a partir del índice de Gower

Tabla XIX. Abundancia mensual de los grupos funcionales por localidad (Balandra y Zacatecas)

		ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
Balandra	1.1	0	1	1	14	9	0	2	2	4	1	0	0
	1.2	15	67	62	41	0	0	6	17	36	13	25	2
	2.1	0	5	2	3	0	0	0	0	0	0	4	0
	2.2	159	112	48	83	2	0	17	9	77	53	98	109
	2.3	16	83	39	44	0	1	6	1	17	32	2	4
zacateas	1.1	2	2	0	11	1	0	1	7	3	0	1	0
	1.2	58	106	29	77	9	1	246	13	102	385	97	58
	2.1	8	1	1	13	0	0	0	0	0	0	2	0
	2.2	122	163	98	106	39	37	23	67	19	42	44	23
	2.3	12	392	99	27	3	4	31	25	7	24	52	10

Tabla XX. Proporción de especies en grupos funcionales

	Balandra	Zacatecas
1.1	0.08	0.05
1.2	0.22	0.18
2.1	0.19	0.18
2.2	0.19	0.18
2.3	0.31	0.41

En Balandra los meses de septiembre, octubre y noviembre presentaron todos los grupos funcionales, mientras que enero fue el menos diverso con un solo grupo funcional (2.2). El grupo con menor presencia en Balandra fueron los pelágicos (2.1) encontrándose solamente en cuatro meses, mientras que los grupos más frecuentes fueron el de las mojaras (2.2) y las percas (2.3) (Fig. 11). En Zacatecas encontramos cuatro meses (agosto, septiembre, noviembre y junio) donde aparecen todos los grupos funcionales y tres meses (enero, mayo y julio) con sólo tres grupos funcionales, representando el menor valor. Al igual que Balandra, en Zacatecas el grupo menos frecuente fue el de los pelágicos (2.1), caso contrario los que se presentaron con mayor frecuencia fueron los bentónicos (1.2), las mojaras (2.2) y las percas (2.3; Fig. 12).

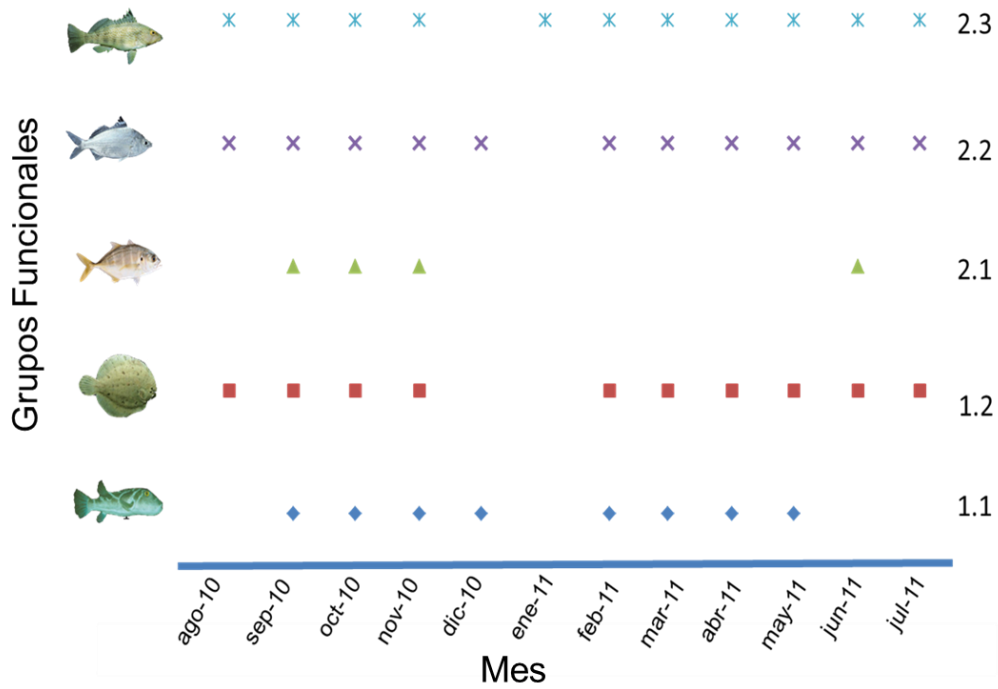


Figura 10. Variación mensual de los grupos funcionales de los peces en Balandra

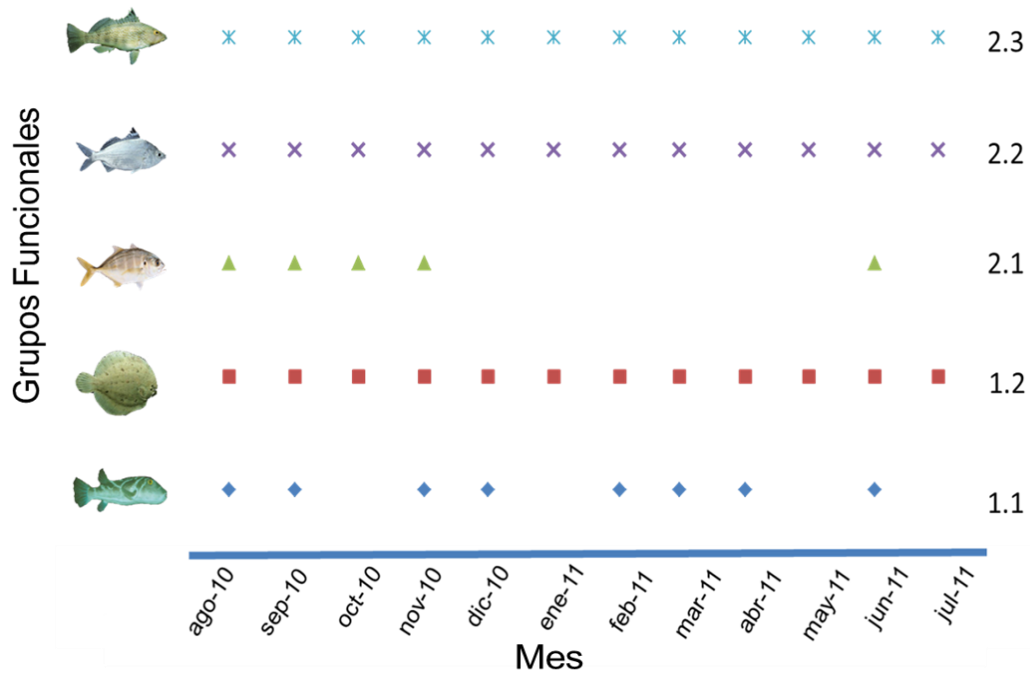


Figura 11. Variación mensual de los grupos funcionales de los peces en Zacatecas

Riqueza funcional

Globalmente los resultados muestran una tendencia, los meses cálidos presentaron los mayores valores de riqueza funcional, los meses de transición con valores intermedios y los templados los más bajos. Específicamente, noviembre es el que tiene el valor más grande (452 unidades), enero es el que presentó el valor más bajo (0.07). Por localidad Balandra tuvo valores bajos, principalmente durante junio, febrero, julio y marzo (2.29, 1.8, 0.39, 0.28 respectivamente), pero con la excepción de noviembre (206). Además en los meses de diciembre y enero no pudieron ser calculados los valores, por el bajo número de especies. Zacatecas por su parte presentó valores de mayor magnitud a los de Balandra, pero relativamente bajos en algunos meses. La mayor riqueza funcional fue en noviembre con 452, mientras que el más bajo fue en enero con 0.11 (Tabla XXII). Por temporada, Zacatecas presentó mayores valores que Balandra en todas las épocas; de forma general, la época cálida presentó los mayores valores seguido por la de transición y finalmente la templada (Tabla XXI).

Equidad funcional

De forma global y por localidad la equidad funcional no presentó valores altos. Globalmente, los mayores valores se encontraron en diciembre y enero con 0.74 y 0.72 respectivamente, mientras que los menores valores se encontraron en julio y febrero (0.44 y 0.47 respectivamente). Balandra presentó mayores valores que Zacatecas en siete de los doce meses. Los mayores valores de equidad funcional en Balandra se presentan en los meses de febrero, marzo y agosto (0.74, 0.72 y 0.70 respectivamente) y el menor en julio con 0.29. Zacatecas por su parte, presenta el mayor valor en enero con 0.72 y el menor valor en agosto con 0.28. En las temporadas cálida y de transición, tanto de forma global como por localidad, se presentó el mismo rango de valores de 0.5 a 0.6. Para la época templada siguió el mismo rango globalmente, pero cambió en Balandra y Zacatecas con valores cercanos a 0.4 (Tabla XXI, Tabla XXII).

Dispersión funcional

Los resultados siguieron una tendencia donde los meses cálidos presentaron un alza de los valores hasta noviembre con un decremento abrupto en diciembre hasta febrero, para nuevamente elevarse en marzo y abril siguiendo una caída en mayo nuevamente (Tabla XXI). En Balandra el mayor valor se presentó en septiembre (4.4) seguido muy cerca por octubre y noviembre. Zacatecas por su parte presentó su mayor valor en noviembre (4.2) seguido por octubre. El menor valor para Balandra estuvo en enero (0) mientras que en Zacatecas fue mayo (1.6). Por temporada los datos fueron poco variable, yendo desde 3.6 hasta 4.7 y sólo la época de transición de Zacatecas presentó un valor significativamente distinto a este intervalo (2.4; Tabla XXII).

Divergencia funcional

La divergencia mensual de forma global es poco variable yendo desde 0.72 con el valor más bajo en mayo, hasta el mayor de 0.96 en febrero. En Balandra con la excepción de los meses que no pudieron ser calculados por las propiedades del índice (diciembre y enero), julio es el que presenta el menor valor en el año (0.57) mientras que el resto de los meses presentan valores mayores de 0.81 (marzo y noviembre los más grandes con 0.945). Zacatecas por su parte presenta una mayor variación en sus resultados pasando de tener los valores bajos en agosto y septiembre con 0.6 hasta los más altos en diciembre con 0.94 (Tabla XXI). Los valores que encontramos por temporadas son altos y presentan poca variación, tanto de forma global como por localidad, yendo desde 0.80 en la época cálida de Balandra hasta 0.96 en Zacatecas en la época templada. Zacatecas presentó mayores valores que Balandra en la época cálida y templada, mientras que Balandra lo hizo en la de transición. Entre temporadas la época cálida presentó los menores valores mientras que la época de transición en promedio presentó los mayores (Tabla XXII).

Tabla XXI. Resultados de índices funcionales por temporadas: FRic (riqueza funcional), FEve (equidad funcional), FDis (Distancia funcional), FDiv (Divergencia funcional)

		Global	Balandra	Zacatecas
	S	42	28	31
Calida	FRic	639.90	40.28	251.77
	FEve	0.51	0.58	0.61
	FDis	4.01	4	3.90
	FDiv	0.85	0.90	0.81
	S	27	20	18
Transición	FRic	318.65	0.52	1.79
	FEve	0.51	0.6	0.55
	FDis	3.94	3.71	2.49
	FDiv	0.83	0.90	0.91
	S	16	10	12
Templada	FRic	0.02	0	0
	FEve	0.58	0.48	0.39
	FDis	4.77	3.95	3.69
	FDiv	0.96	0.89	0.85

Tabla XXII. Resultados de índices funcionales por mes: Fric (riqueza funcional), FEve (equidad funcional), FDis (Distancia funcional), FDiv (Divergencia funcional).

		ago-10	sep-10	oct-10	nov-10	dic-10	ene-11	feb-11	mar-11	abr-11	may-11	jun-11	jul-11
	S	15	21	20	25	9	6	10	12	17	15	17	11
	FRic	184.48	229.38	262.51	452.00	7.92	0.07	29.09	60.39	196.67	287.53	110.11	99.29
Glo	FEve	0.50	0.60	0.52	0.57	0.74	0.72	0.47	0.56	0.53	0.52	0.56	0.44
	FDis	3.08	3.72	4.33	4.34	4.04	2.64	2.69	3.94	4.26	2.84	3.88	3.43
	FDiv	0.71	0.74	0.90	0.87	0.85	0.73	0.96	0.85	0.87	0.72	0.88	0.70
	S	7	14	17	13	2	1	8	7	15	11	9	7
	FRic	0	100.11	206.27	27.99	NA	NA	1.88	0.28	113.60	56.17	2.29	0.39
Bal	FEve	0.70	0.58	0.58	0.61	NA	NA	0.74	0.72	0.64	0.667	0.50	0.29
	FDis	1.98	4.48	4.33	4.21	2.44	0	3.99	4.73	4.32	3.58	3.61	2.46
	FDiv	0.94	0.92	0.88	0.85	NA	NA	0.94	0.94	0.86	0.81	0.86	0.57
	S	12	15	11	17	8	6	8	9	7	1	13	9
	FRic	70.02	57.05	51.64	235.34	3.91	0.11	18.97	11.93	13.52	26.12	64.05	18.54
Zac	FEve	0.28	0.65	0.46	0.50	0.60	0.72	0.57	0.54	0.41	0.62	0.64	0.65
	FDis	3.54	3.03	4.07	4.29	3.45	2.58	2.11	3.56	2.48	1.62	3.66	3.20
	FDiv	0.62	0.68	0.81	0.84	0.94	0.73	0.73	0.83	0.68	0.82	0.82	0.90

Discusión

Enfoque descriptivo

Las 54 especies encontradas en este trabajo representan alrededor del 10% de las especies y el 20% de las familias reportadas para la Bahía de La Paz (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1994; Balart *et al.*, 1995). Cronológicamente, se observó un incremento en el número de especies que se han reportado para cada sistema, pasando de 39 especies (Maeda-Martínez, 1981; González-Acosta *et al.*, 2005) hasta 61 especies en los últimos estudios (López-Rasgado *et al.*, 2012; Payán-Alcacio, 2013); el total de especies reportadas para los manglares estudiados en la bahía rondan las 80. En esta perspectiva, en el presente estudio se encontró 67% de las especies conocidas para estos hábitats en la Bahía de La Paz, mientras que por localidad este valor se sitúa entre el 43 y el 46%.

En comparación con otras localidades fuera de la Ensenada de La Paz (Bahía Falsa, Playa Cristal, Playa Eréndira, Pichilingue, datos no publicados) Balandra, es el sitio que presenta el mayor número de especies. El estero Zacatecas por otra parte presenta el 83% de la especies reportadas dentro de la ensenada de La Paz (Malpica-Maury, 1999).

La diferencia de la riqueza encontrada entre Balandra y Zacatecas, podría ser porque la primera tiene una comunicación más directa con el Golfo de California. A este respecto se sabe que las poblaciones o comunidades locales de peces se ven influenciadas o modificadas por las poblaciones de hábitats o ecosistemas circunvecinos más abiertos o grandes (Olds *et al.*, 2013). Se ha reportado que los peces migran de un hábitat a otros con el fin de obtener diferentes recursos o mejores sitios de desove o alimentación (Nagelkerken, 2009), por lo que Balandra, siendo la localidad más cercana y abierta a la amplitud de la bahía, tiene más posibilidades de habitación.

Otro aspecto que podría influir en la diferenciación en riqueza y composición de especies entre las localidades estudiadas, es el tipo de sustrato. La existencia por acumulación de fondo fangosos como sucede en el estero Zacatecas, puede ser limitante para una porción de esta fauna (Thobias, 2001).

Por el contrario, un sustrato arenoso-rocoso como el de Balandra favorece a un abanico distinto de especies y familias de afinidad bentónica (Gobiidae, Paralychthidae, Urolophidae).

Existen alrededor de 18 especies en común en estos hábitats de manglar (Apéndice IV) y que además reportan otros autores (Maeda-Martínez, 1981; López-Rasgado *et al.*, 2012). Resaltan las especies *Eucinostomus dowii*, *Eucinostomus currani*, *Eucinostomus entomelas*, *Diapterus brevirostris*, *Mugil curema*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Ctenogobius sagittula* y *Sphoeroides annulatus*, cuyos atributos de abundancia y frecuencia de aparición, sugieren una composición arquetípica bien definida para este tipo de hábitats en la región, a pesar de la amplia (Maeda-Martínez, 1981) o poca (este trabajo y López-Rasgado *et al.*, 2012) separación de tiempo entre estos estudios.

En otro trabajo llevado a cabo en esta zona (González-Acosta *et al.* 2005) se reportó una composición faunística semejantes; se incluyen como especies importantes en el manglar “El Conchalito” a *Eucinostomus currani*, *Diapterus brevirostris*, *Sphoeroides annulatus*, *Anchoa ischana* y *Mugil curema*. La evidencia indica que si bien, la composición de la ictiofauna dentro de manglares del Golfo de California para el estado de B.C.S. parece ser semejante, la de los manglares en la parte del Océano Pacífico parece estar dominada por los lenguados (*Achirus* sp., *Paralychtyx* sp. y *Etropus* sp.) desplazando a las mojarras (*Eucinostomus* sp.) y lisas (*Mugil* sp.) a segundo plano (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011).

Si se considera la abundancia relativa de las familias que se encuentran a lo largo del año, el 95% de la abundancia total se concentra (en orden descendente) en las familias Mugilidae, Gerreidae, Serranidae, Haemulidae, Hemiramphidae, Lutjanidae y Gobiidae. Tomando en cuenta los registros de Castellanos-Galindo *et al.* (2012), en los manglares de la Bahía de La Paz se presentan cuatro (Gerreidae, Mugilidae, Lutjanidae y Gobiidae) de las nueve familias con mayores abundancias reportadas para los manglares de México.

Entre las 14 familias que componen el 5% restante de la abundancia total, se presentan dos (Carangidae y Clupeidae) que Castellanos-Galindo *et al.* (2012) reportan como más abundantes para los manglares, lo cual contrasta con los resultados de este estudio. Esta variación podría explicarse de dos maneras, la primera por el método de muestreo; los carángidos son depredadores nocturnos, por lo que al realizar los muestreos durante el día este grupo pudo haberse subestimado. La segunda posible razón, involucra la alimentación. La familia Carangidae tiene preferencias alimenticias por especies de la familia Clupeidae, y dado que ésta tuvo pocas apariciones en los sitios de muestreo, las abundancias de la familia Carangidae pudieron verse reducidas. Cabe mencionar que en varios eventos de muestreo, los carángidos capturados tenían ejemplares juveniles del género *Mugil* en su boca (obs. pers.).

Además de las familias abundantes, Castellanos-Galindo *et al.* (2012) hacen un listado de aquellas especies reportadas como abundantes en México; en el presente trabajo solo *Mugil curema* figura en ese listado. Trabajos locales por el contrario hacen mención de tres especies (*Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii* y *Mugil curema*) de manera constante como aquellas más abundantes en la bahía (Balart *et al.*, 1997; Malpica-Maury, 1999; González-Acosta *et al.*, 2005; López-Rasgado *et al.* 2012). Esto se debe principalmente a que las especies de las familias Gerreidae y Mugilidae tienen amplia tolerancia a las variaciones de salinidad (Hotos & Vlahos, 1998; Franco *et al.*, 2012) así como a cambios drásticos de temperatura (Helfman *et al.*, 2009); condiciones que típicamente se observan en manglares de zonas desérticas como los de Balandra y Zacatecas.

Se encontró que al incrementarse la temperatura, hubo un aumento en la riqueza de especies así como en la abundancia de los organismos; en forma contraria, en los meses fríos el número de especies así como también la abundancia de los individuos fue menor. Esto posiblemente está relacionado con los factores abióticos y bióticos que influyen en la distribución y abundancia de los peces en el área costera (Barletta *et al.* 2008; Gutiérrez-Estrada *et al.* 2008)

En los manglares de la Bahía de La Paz, el aumento de la temperatura propicia una mayor producción de nutrimentos debido a la mayor cantidad de horas/luz (Suárez-Altamirano, 2006; Ochoa-Gómez, 2014) lo que puede favorecer una mayor disponibilidad de alimento para las especies que lo habitan; las concentraciones de oxígeno son mayores en la ensenada de La Paz por influencia del viento que actúa sobre un tirante de agua menor, disolviéndolo en la columna de agua debido a la turbulencia (Suárez-Altamirano, 2006); estos dos factores generan condiciones óptimas para el metabolismo de varias especies de teleósteos (Clarke & Johnston, 1999) por lo que se presentan altos valores de riqueza y abundancia durante los meses de altas temperaturas.

Al considerar descriptores básicos como la abundancia, es posible evaluar de alguna manera la importancia de las especies en la comunidad (Magurran & McGill, 2011). En nuestra comunidad destacan, *Mugil curema* y *Eucinostomus dowii*. Estas especies ocupan las dos primeras posiciones de importancia en cada localidad, siendo *Eucinostomus dowii* la más abundante en Balandra, mientras que en Zacatecas, *Mugil curema*, es la primera.

Estas posiciones de dominancia se relacionan con la disponibilidad del recurso alimenticio por zona: en Balandra, los gerréidos, particularmente *Eucinostomus dowii* se ven favorecidos por el tipo de sustrato dado su método de captura alimenticia (Cyrus & Blaber, 1983), mientras que en Zacatecas, al ser *M. curema* una especie iliófaga, aprovecha la predominancia de limos con alta presencia de diatomeas como parte de su dieta (Sánchez-Rueda *et al.*, 1997). De igual manera, al presentarse en grandes cardúmenes, se ha probado que se incrementa el éxito alimenticio al explorar un mayor volumen del hábitat (Pitcher, 1986).

Otra diferencia en la dominancia por localidad se da con la presencia de carnívoros diferentes: *Paralabrax maculatofasciatus* domina en Balandra, y *Pomadasys branickii* en Zacatecas. La diferencia de especies parece radicar en las preferencias de hábitat físico: los miembros del género *Paralabrax* prefieren sustratos arenosos con hábitats rocosos (Avilés-Quevedo, 2005) como los

observados en Balandra (Torres-Alfaro, 2010), a diferencia de los *Pomadasys*, que prefieren sustratos blandos y lodosos (Fischer *et al.*, 1995), como los observados en Zacatecas.

De las especies restantes por localidad, en Balandra se encuentran los góbiidos, siendo diversos y frecuentes en hábitats con partículas grandes en el sustrato que les facilite la captura del alimento del bentos; son considerados como especies residentes en la mayoría de los estudios de hábitats de manglar (Hindell & Jenkins, 2005). Por otro lado las especies del género *Sphoeroides* son reconocidas como grupo base en los ambiente arenosos-rocosos por su habilidad en la detección de presas como bivalvos y crustáceos (Chi-Espínola & Vega-Cendejas, 2013) siendo constantes a lo largo del año. En Zacatecas resalta también *Hiporhamphus naos*, ya que siendo una especie filtradora omnívora, su permanencia en este ambiente puede deberse a la poca profundidad en la que puede acceder a cierta fauna epibentónica.

Los resultados de diversidad ecológica por mes, no mostraron patrones evidentes; sin embargo, aplicando un análisis de correlación de Pearson entre la diversidad de Shannon y la equidad de Pielou de ambas localidades, se detectó una fuerte relación ($r=0.79$, $p<0.05$) entre estas variables, lo cual sugiere que la distribución de la abundancia entre las especies de dos lugares tiene mas peso en la diversidad ecológica que el que tiene la riqueza específica (siendo semejante).

Debido a los alcances que tiene el índice de diversidad de Shannon, es difícil interpretar la comparación de resultados obtenidos con diferente esfuerzo de muestreo. Con las reservas de cada caso, se tiene en el presente estudio que los valores de diversidad fueron mayores que los reportados por González-Acosta *et al.*, (2005; 2.0 bits/ind) en la mayoría de los meses analizados.

Para otras partes de la Bahía de La Paz y de México existe una alta variación de resultados: 3.37 bits/ind para la ensenada de La Paz. (Balart *et al.*, 1997), 3.6 bits/ind en Bahía Magdalena (Rodríguez-Romero *et al.*, 2011), 0.9 bits/ind en Oaxaca (Mendoza *et al.*, 2010), 1.58 bits/ind en Veracruz (Castillo-Rivera & Zárata-Hernández, 2001), 2.16 bits/ind en Nayarit (Benítez-Valles *et al.*, 2007), 2.9 bits/ind en Yucatán (Arceo-Carranza y Vega-Cedejas, 2009) por mencionar algunos. La diferencia principal entre los valores bajos de diversidad respecto a los altos parece estar relacionada con el aporte de aguas continentales (estuarios de Oaxaca, Veracruz, Nayarit y Yucatán, con valores bajos) respecto aquellos de naturaleza estrictamente marina (Península de Baja California, con valores altos).

De manera general los datos de diversidad por temporada mostraron mayores valores en la medida en que se incrementa la temperatura pero la equidad no mostró un patrón consistente, lo que sugiere que por temporada tiene un mayor peso la riqueza de las especies que la abundancia distribuida entre ellas.

Enfoque evolutivo

Los índices de diversidad y distintividad taxonómica ayuda a detectar variaciones en las categorías taxonómicas superiores a la de especie y permiten reconocer perturbaciones ambientales que no solamente afectan la composición de las especies sino niveles superiores de complejidad taxonómica (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1999). Por localidad la mayoría de los meses presentaron valores que se encuentran en un intervalo que indica que la variación proviene del nivel de familia, lo que lleva a interpretar que los cambios de composición íctica no ocurren a nivel de especie sino, a un nivel taxonómico superior e.g. la variación no ocurre con *Eucinostomus dowii* sino a nivel de la familia Gerreidae, entrando y saliendo todas las especies que comprende esta familia (*Eucinostomus entomelas*, *E. currani*, *E. gracilis*, *Eugerres lineatus*, *Diapterus brevirostris* y *Gerres cinereus*) en sus respectivos meses.

Aquí se conjugan dos posibles explicaciones, la primera radica en la baja diversidad de especies de cada familia, siendo la mayoría de ellas, mono-específicas (una especie representa completamente la familia e.g. *Diodon hystrix* - Diodontidae), resultado en modificaciones drásticas que terminan representándose en una variación a categorías taxonómicas superiores. La segunda, considera las propiedades del índice; al ponderarlo por la abundancia de las especies, no se puede evitar la influencia de las especies más abundantes como es el caso que en meses como Septiembre (Balandra y Zacatecas), Febrero o Mayo (Zacatecas) donde el 60% de la abundancia mensual se encuentra contenida en una sola especie, de tal manera que la variación en la comunidad muestra el predominio del grupo taxonómico (Familia, Orden) de la especie en cuestión.

Se evaluó la semejanza entre los valores de Δ en Balandra y Zacatecas con una prueba *t*, y estos no mostraron diferencias significativas ($p=0.38$), lo que indica que esencialmente los mismos grupos taxonómicos se encuentran en ambos sitios. A lo largo del año se observan dos picos de diversidad taxonómica para ambas localidades, uno va desde septiembre a noviembre (coincidiendo con la temporada cálida) y otro es puntual en el mes de marzo (durante la época templada). El primero se debe a la aparición de especies pertenecientes a las familias Carangidae (De Souza & Mafalda Jr., 2008), Haemulidae y Lutjanidae (Allen & Robertson, 1994) dado que prefieren temperatura altas, como las que se presentan en la época cálida; en estos meses también se capturaron los organismos con menores tallas, lo cual debe de coincidir con las época de reproducción y reclutamiento a las zonas de crianza (obs. pers.).

El segundo pico se relaciona con una reducción en la temperatura durante la época templada: aquellas especies incapaces de tolerar las variaciones climáticas migran hacia áreas aledañas y con mayor profundidad donde estos efectos son menores (Islam, 2013). Lo anterior reduce el número de especies, donde solamente las familias Gerreidae, Mugilidae, Tetraodontidae, Gobiidae, Serranidae, Haemulidae y Pleuronectidae, quedan representadas con una sola

especie, por lo que los valores del índice se elevan y se sobrestima la riqueza taxonómica.

Los valores de distintividad taxonómica mostraron mínima variación, encontrándose siempre en la categoría taxonómica de orden; Baños-Picón *et al.* (2009) han encontrado que al utilizar un solo método de captura en los muestreos los valores de distintividad varían menos entre sí, que si se usaran dos o más métodos, lo que es concordante a nuestros datos dado nuestro único método de captura.

A este respecto, Clarke y Warwick (1999) propusieron una técnica que nos permite hallar aquellos eventos muestrales que pudieran diferir, utilizando una técnica de remuestreo estadístico que da lugar a un túnel de variación; esta técnica permitió reconocer a enero en la totalidad de los datos (Global), y a enero y agosto en Balandra, como aquellos meses con variaciones significativas en su composición taxonómica, llegando a presentar cambios hasta nivel de familia. Estas variaciones son atribuibles al bajo número de especies encontradas en esos muestreos y a la proporción de categorías taxonómicas (familias) que se distribuyeron en el mismo orden (cuatro de las seis especies presentes pertenecían a la misma familia).

Considerando el único autor que ha utilizado estos análisis para manglares en la bahía, López-Rasgado *et al.* (2012) reporta valores promedio de 58.4 en 1980 y 57.4 en 2010 para Balandra y 55.2 en 1980 y 54.7 en 2010 para Zacatecas. En este trabajo los valores medios son mayores: 68.9 en Balandra y 66.7 en Zacatecas. Una de las razones para explicar esta diferencia es la presencia de órdenes y familias mono específicas lo que incrementa los valores encontrados en nuestros análisis con respecto a los de López-Rasgado *et al.*, (2012). Cuando evaluamos aquellos análisis de diversidad taxonómica y distintividad taxonómica promedio encontramos que los estudios para las comunidades de peces son escasos (Hall & Greenstreet, 1998; Rogers *et al.*, 1999), siendo más frecuentes en estudios de las comunidades de invertebrados

(Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1999; Ellingsen *et al.*, 2005; Clarke & Warwick, 2001; Baños-Picón *et al.*, 2009).

En lo referente a diversidad taxonómica, se llegó a la misma conclusión que Hall & Greenstreet (1998) y Rogers *et al.* (1999); cuando existe una dominancia marcada de especies o familias en la comunidad, Δ se vuelve ineficiente para detectar variaciones taxonómicas significativas; seguramente debido a esto es que los estudios mencionados (para peces e invertebrados) sugieren el uso de $\Delta+$ (distintividad taxonómica promedio) como un mejor descriptor de la diversidad taxonómica.

Enfoque funcional

El enfoque funcional tiene como principio, entender más allá de las características descriptivas y evolutivas de las comunidades. Se pretende interpretar cómo es que las cualidades funcionales asociadas a la morfología, etología, etc., determinan la eficiencia y tiempo de reacción, así como el éxito de las especies en el ambiente. Se han planteado dos aproximaciones a este enfoque; una es mediante el estudio de los grupos funcionales (Blondel, 2003; Dumay *et al.*, 2004; Podani & Schmera 2006) y el más reciente es por índices de diversidad funcional (Mason *et al.* 2003; Mouchet *et al.*, 2010; Villéger *et al.*, 2010; Mouillot *et al.*, 2013; Elleouet *et al.*, 2014; Monnet *et al.*, 2014).

Al tratar ambas perspectivas se debiera tener una mejor posibilidad para comprender las características que permiten la permanencia y cambios de las especies en el ambiente. En este contexto, Villegger *et al.* (2010) sugieren que existen dos factores sobresalientes para determinar la funcionalidad en los peces; la motriz y la alimentaria.

Ya varios autores han trabajado con grupos funcionales en peces (Gatz, 1979; Dumay *et al.* 2004; Welcomme *et al.* 2006; Reecht *et al.* 2013; Soares *et al.*, 2013; Elleouete *et al.*, 2014; Lefcheck *et al.*, 2014), el problema es que éstos presentan mucha variabilidad en la conformación de cada grupo por la gran

cantidad de atributos que se usan para caracterizarlos (Blondel, 2003; Mlambo 2014). Por lo que sería conveniente empezar a establecer atributos que permitan la uniformidad en la selección de variables al definir grupos funcionales, así pues, es posible diferenciar dos grupos, las variables generales (o primarias) y las variables específicas (o complementarias). Las primeras, como su nombre lo indica, son aquellas que por el hecho de ser peces el objeto de estudio, pueden ser detectadas en todos los tipos de morfología; éstas denotan los patrones morfométricos de las especies y de alguna manera están relacionadas con el desempeño general del organismo en el ambiente, principalmente cómo se desplaza y qué come. Las variables complementarias expresan especificidad y se relacionan con el comportamiento y otros aspectos del nicho del organismo más que con su morfología.

Las variables primarias que explican mayor variación en el patrón funcional de las especies analizadas en este trabajo coinciden con los de otros autores (Tabla III, Tabla XVII); estas variables son el aspecto de la aleta caudal (funciones motrices), posición de la aleta pectoral (estabilidad durante el nado, maniobrabilidad), posición de la apertura bucal (captura de organismos) y posición del ojo (relacionada con el lugar donde comúnmente se desplaza la especie), entre otras. El resto de las variables tienen un menor consenso entre los autores con respecto a si son o no primarias; estas variables tienen un grado de dificultad adicional en su observación, ya que además del plano morfológico (esencialmente 2D de la fotografía) consideran una tercera dimensión al manipular al pez para incluir mediciones como ancho del cuerpo, amplitud de la apertura de la boca, protusión de la misma y otras que no fueron incluidas en este trabajo

Otra diferencia respecto a los trabajos anteriores es que, primero, en este se introdujeron una serie de descriptores no usados en la bibliografía y, segundo, se propone considerar una perspectiva diferente de la morfológica que ya ha sido relacionada con la funcionalidad y desempeño de las especies en el ambiente (variables P4-6, 7, 10, 12-16, Tabla XVII). Es necesario ampliar la búsqueda de

más trabajos sobre grupos funcionales que sigan un proceso estadístico riguroso en la selección de variables (eliminar redundancia y buscar mayor varianza explicada) con el fin de completar una lista de variables que pudieran aceptarse como estándar mínimo en el estudio de la ecología funcional de los peces, con el fin de tener resultados comparables.

Los resultados generaron dos conjuntos funcionales, el de peces asociados al bentos (1.0) y el de demersales y pelágicos (2.0). Los dos grupos de peces del primer conjunto funcional están asociados al fondo: góbidos (1.2; Fischer *et al.*, 1995) y lenguados (1.1; Rochette *et al.*, 2010) además de los tetraodóntidos (1.1; Chi-Espínola & Vega-Cendejas 2013) y comparten una preferencia por la captura de organismos bentónicos epifaunísticos. Sin embargo, aquellos atributos funcionales que resaltan las semejanzas entre estos tres conjuntos son las capacidades motrices, con principal importancia en el método defensivo o de escape en góbidos y lenguados.

En otros grupos de organismos se ha descubierto que la proporción 2:1 en la longitud y área de la aleta dorsal vs la anal indica la regulación costo/beneficio de la velocidad vs la energía usada para nadar y depredar. En algunos peces como las truchas, esta proporción indica el óptimo para mantener una velocidad estable contra corriente, donde el gasto energético es poco y donde las demás aletas participan en la estabilidad del movimiento (Webb, 1984; Standen & Lauder, 2007). De esta manera, en el caso de estos organismos del primer grupo, donde la proporción de las aletas dorsal vs anal es casi de 1:1 es factible considerar que el gasto energético de movimiento es mayor, lo que explicaría unos hábitos relativamente sedentarios.

Para organismos no migratorios la capacidad para generar un impulso natatorio explosivo es altamente efectivo como método de defensa; en lenguados se ha encontrado que estos cortos impulsos llegan a igualar los picos más altos de velocidad de natación continua en otras especies (Kawabe *et al.*, 2003), como

cuando se hacen migraciones hacia la parte superior de la columna de agua (Kawabe *et al.*, 2004). Este mecanismo suele ser un método óptimo de escape. Si consideramos la similitud morfológica por encontrarse en el mismo grupo funcional, los góbidos debieran de presentar una estrategia semejante. En el caso de los tetraodontiformes, los métodos defensivos comunes se basan en espinas que se proyectan al inflar el cuerpo y la coloración aposemática; sin embargo, en el campo se observa que son capaces de alejarse rápidamente mediante impulsos natatorios explosivos notables (obs. pers.).

El gasto energético del desplazamiento como una estrategia redituable lleva a considerar el balance energético entre dos estrategias, la primera es alimenticia. La mayoría de estos subgrupos (góbidos y tetraodontidos) se alimentan de organismos con pocas capacidades natatorias, o bien que son sésiles (Chi-Espínola and Vega-Cendejas 2013) y no requieren gastar energía buscando o persiguiendo a sus presas (Grémillet *et al.*, 2004). Los lenguados, por ejemplo, utilizan su color críptico para emboscar a su presa (Kawabe *et al.*, 2003) lo que disminuye la energía de búsqueda. La segunda técnica como método defensivo pasivo es que estos tres grupos presentan pigmentación críptica, por lo que pueden mantenerse en reposo o con poco movimiento, sin quedar vulnerables ante los depredadores.

El segundo conjunto presentó tres grupos funcionales, el primero comprende a los pelágicos (2.1) como lo son sardinas, carángidos y scómbridos. Los peces con forma comprimida se desempeñan mejor con movimientos hacia arriba y hacia abajo, lo que les da ventaja en hábitats de alta complejidad (Gerstner, 1999; Oliveira *et al.*, 2010). Aunado a esto se ha propuesto que valores bajos del pedúnculo caudal reducen la turbulencia causada por los movimientos de la región anterior debido a que la parte superior e inferior de la aleta caudal queda fuera de la zona de turbulencia (Gosline, 1971), lo que permite una mejor propulsión y el mantenimiento de la velocidad con menor coste energético.

Otra característica importante en este grupo funcional es el gran tamaño del ojo respecto a la cabeza. De manera general existen cuatro estrategias que utilizan los peces para capturar su alimento: emboscar, acosar, acercar (utilizar alguna parte del cuerpo como carnada; p.e. peces linterna) y perseguir (Helfman *et al.*, 2009), los pelágicos utilizan esta última, en esta idea, ojos más grandes les permiten identificar mejor a su presa durante la persecución (Gatz, 1979; Villéger *et al.*, 2010); sin embargo, el hecho de desplazarse a altas velocidades podría llegar a lastimar los ojos, por lo que algunos de estos peces (Carangidae) presentan párpados liposos (Fisher *et al.*, 1995) que los protegen durante la persecución.

El grupo de Gerréidos (2.2) y Percas (2.3) se discuten de manera similar; sobresale la morfología perciformes típica (fusiforme). En éstos, la mayor altura del cuerpo se encuentra en la región anterior del pedúnculo, reduciendo de esta manera la resistencia del medio acuático lo que le permite una mayor eficiencia natatoria. Existe un factor que varió entre estos dos subconjuntos semejantes: la diferencia en la proporción de su pedúnculo caudal con respecto a la altura de la cola. En el grupo dominado principalmente por los gerréidos, se presenta una proporción de alrededor o menor que 0.5, mientras que en el segundo, dominado por Haemulidae y Lutjanidae, presenta valores superiores a 0.6. En este caso, los gerréidos tienen ventaja de esta menor proporción dada la eficiencia natatoria con respecto a la fricción generada por las corrientes (Oliveira *et al.*, 2010). Por otro lado, los gerréidos pudieran ser poco apetecibles a los depredadores debido a sus grandes espinas en las aletas dorsal y anal (Fisher *et al.*, 1995).

De manera general los índices de riqueza funcional, presentan valores con magnitudes menores a 70 unidades; considerando que obtuvimos valores de hasta 452 unidades, es posible considerar que en estos meses la diversidad funcional encontrada, sea baja o reducida.

En los meses cálidos los valores relativamente altos de diversidad funcional sugieren una entrada de especies depredadoras al sistema al haber mayores abundancias de presas. Esta posibilidad se ve reforzada por los altos valores obtenidos en diversidad taxonómica, siendo un reflejo del incremento de nuevas especies de diferentes taxones; en los meses templados los valores de riqueza funcional se ven muy reducidos, lo que indica que la zona se vacía de especies, dada los fuertes cambios que llegan a ocurrir en sus condiciones abióticas considerando que un cuerpo de agua de menor volumen se ve más afectado por los cambios en la temperatura y los patrones de vientos (Suárez-Altamirano, 2006); en consecuencia; estos cambios promueven que las especies no aptas migren a otros sitios, dejando una fauna bien definida de especies que utilizan el manglar probablemente a lo largo de todo su ciclo de vida. Finalmente en la época de transición aparecen algunos grupos de peces que igual se ven en la época cálida lo que indica la apertura de condiciones más estables a aquellas especies no comunes en el manglar.

Los índices de equidad y dispersión funcional aunque no se correlacionan con la riqueza funcional o divergencia funcional, funcionan como un soporte a los resultados de la riqueza funcional y divergencia funcional, mostrando la amplitud del espacio t-dimensional de los atributos funcionales que es ajena a la riqueza y a la abundancia (Laliberté & Legendre, 2010; Villéger *et al.*, 2010).

Los valores del índice de divergencia fueron altos en la mayoría de los meses, esto sugiere que aquellas especies con cuerpos diferentes son más abundantes, esto puede llegar a ocurrir por la singularidad y falta de competencia en el nicho que ocupen. Las diferentes especies que son particularmente abundantes en los sistemas son aquellas pertenecientes a los géneros *Eucinostomus* o *Mugil*. En ambos casos es indiscutible el efecto de la dominancia en este ambiente de manglar.

En Zacatecas los valores elevados del índice de divergencia identifican a *Mugil* como la forma más “rara”, en comparación a las demás especies; debido a que los valores de divergencia disminuyen cuando el género *Eucinostomus* presenta las abundancias más elevadas en el evento muestral. En Balandra esto parece ocurrir de manera contraria, dado que los *Eucinostomus* presentan una mayor abundancia y debido a que las formas bentónicas son muy comunes, se establecen como una morfología común durante algunos meses, propiciando que aquellas especies del grupo funcional de las mojarras sean consideradas como raras.

Consistente con esta idea, los mugílidos pertenecen al grupo funcional con mayor diversidad de atributos funcionales encontrados en los análisis de grupos funcionales, mientras que las mojarras son lo suficientemente divergentes de la forma de perca usual; lo cual permiten considerarlas como especies del manglar por excelencia.

Conclusiones

Por su frecuencia, abundancia, dominancia, divergencia, y riqueza taxonómica, las familias características para los manglares de La Bahía de La Paz son Gerreidae, Mugilidae, Serranidae, Haemulidae, Tetraodontidae y Gobiidae, mientras que por los mismos atributos, las especies son *Mugil curema*, *Eucinostomus dowii*, *Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus currani*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Pomadasys branickii*, *Eucinostomus entomelas*, *Quietula y-cauda*, *Sphoeroides annulatus* y *Ctenogobious sagittula*.

El 50% de la composición de especies en los dos manglares estudiados es igual, mientras que la mitad restante es intrínseca de cada sistema debido a que los procesos de reclutamiento y selección dependen de las características particulares de cada hábitat.

Los índices ecológicos clásicos (riqueza, dominancia, diversidad ecológica y equidad) muestran patrones mensuales de variación poco claros; sin embargo, por época del año, la temporada cálida presenta mayores valores, mientras que la templada los menores.

A pesar de las diferencias en su taxonomía, la composición y estructura funcional de ambas comunidades es similar, con grupos de especies que desempeñan las mismas funciones (equivalentes ecológicos) en cada hábitat.

Los grupos funcionales definidos para estos hábitats se dividen en dos conjuntos, aquellos bentónicos y los no bentónicos; los primeros aprovechan los recursos asociados al sustrato (Tetraodontidae, Pleuronectidae y Gobiidae), mientras que en los segundos, las estrategias y atributos que permiten el aprovechamiento de los recursos disponibles en el hábitat de manglar son divergentes, los demersales 1 (Haemulidae y Lutjanidae), las mojarras (Gerreidae) y los pelágicos (Carangidae y Clupeidae).

Los índices funcionales revelaron que en ambas localidades las especies en términos de sus atributos son semejantes; sin embargo, las mayores diferencias en la estructura comunitaria se dan a lo largo del tiempo más que entre las dos localidades. La comunidad de peces muestra los menores valores en la mayoría de los descriptores durante los meses templados (diciembre-marzo), mientras que los mayores valores se observaron en los meses cálidos (julio-noviembre); los meses de transición (abril-junio) mostraron valores intermedios.

La estructura de la comunidad de peces en los hábitats de manglar en La Bahía de La Paz está definida en términos de patrones funcionales que indican una equivalencia ecológica entre sus componentes, a pesar de las diferencias en su composición taxonómica, mientras que los cambios más importantes se deben a las diferencias entre los meses templados y de transición con respecto a los cálidos, en los que la comunidad alcanza su máxima complejidad.

Bibliografía

- Abitia-Cárdenas L.A., J. Rodríguez-Romero, F.J. Gutiérrez Sánchez, F. Galván-Magaña & J. De la Cruz-Agüero. 1994. Lista sistemática de los peces marinos de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 20(1): 17-31
- Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Murray & E. Sala. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30): 10456–10459
- Arceo-Carranza D. & M.E. Vega-Cedejas. 2009. Spatial and temporal characterization of fish assemblages in a tropical coastal system influenced by freshwater inputs, northeastern Yucatan Peninsula. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2): 89-103
- Allen, G.R., y D.R. Robertson. 1994. *Fishes of the Tropical Eastern Pacific*. Honolulu: University of Hawaii Press. 327p.
- Avilés-Quevedo, M. A. 2005. *Calidad de huevos y larvas según el manejo de los reproductores de la cilla (Paralabrax maculatofasciatus, Pisces:Serranidae)*. Tesis de doctorado. Universidad de Barcelona. Barcelona, España. 199p.
- Balart, E.F., J.L. Castro Aguirre, D. Aurióles-Gamboa, F. García-Rodríguez, & C. Villavicencio-Garayzar. 1995. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de la Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*, 5(1-2); 79-85
- Balart E.F., J.L. Castro-Aguirre & F. de Lachica-Bonilla. 1997. *Análisis comparativo de las comunidades ícticas de fondos blandos y someros de la Bahía de La Paz*, p. 20-35 en Urbán-Ramírez J. & M. Ramírez-Rodríguez (Eds). La Bahía de La Paz. Investigación y Conservación. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México.
- Balon, E.K., S.S. Crawford & A. Lelek. 1986. Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. *Environmental Biology of Fishes*, 15: 243-271
- Barletta, M., C.S. Amaral, M.F.M. Corrêa, F. Guebert, D.V. Dantas, L. Lorenzi, & U. Saint-Paul. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical–subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 73 (6): 1314-1336
- Baños-Picón, L., J.D. Asís, S. Gayubo & J. Tormos. 2009. Analyzing insect community structure through the application of taxonomic distinctness measures. *Functional Ecology*, 29(2) 1-13

- Barneche, D.R., M. Kulbicki, S.R. Floeter, A.M. Friedlander, J. Maina & A.P. Allen. 2014. Scaling metabolism from individuals to reef-fish communities at broad spatial scales. *Ecology Letters*, 17(9): 1-10
- Beck, M., Jr. K. Heck, A. Kenneth, D. Childers, D. Eggleston, B. Gillanders, B. Halpern, C. Hays, K. Hoshino, T. Minello, T. Orth, P. Sheridan & M.P. Weinstein. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Biological Sciences*, 51(8): 633-641
- Benítez-Valles, C., J M.J. Ruiz-Velazco-Arce, E. Peña-Messina, M. Blanco y Correa, C. López-Rivas, P. López-Lugo & A. Castañeda-Martínez. 2007. Diversidad y abundancia de la comunidad de peces del estero "El Custodio" Municipio de Compostela, Nayarit, México. *Revista Electrónica de Veterinaria*, 8(5): 1-13
- Blaber, S.J.M. 2000. *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, exploitation and conservation*. Blackwell Science. Australia. 357p
- Blomberg, S.P., T. Galard & A.R. Ives. 2003. Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile. *Evolution*, 57(4): 717-745.
- Blondel, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter?. *Oikos*, 100(2): 223-231
- Boily, P., & P. Magnan. 2002. Relationship between individual variation in morphological characters and swimming costs in brook charr (*Salvelinus fontinalis*) and Yellow Perch (*Perca flavescens*). *The Journal of Experimental Biology*, 205(7): 1031-1036
- Bonaviri, C., T. Vega-Fernández, F. Badalamenti, P. Gianguzza, M. Di Lorenzo & S. Riggio. 2009. Fish versus starfish predation in controlling sea urchin populations in Mediterranean rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 382: 129-138
- Boyle, K. & M.H. Horn. 2006. Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of intertidal fish assemblages from central California and central Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 319: 65-84.
- Breda, L. 2005. *Ecomorfologia de Astyanax altiparanae, Moenkhausia intermedia, Roeboides paranensis e Serrasalmus marginatus (Osteichthyes-Characidae) da planície alagável do alto rio Paraná, Brasil: variación inter e*

- intra-específica*. Disertación doctoral, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil, 33p.
- Cadotte, M.W., K. Carscadden & N. Mirotchnick. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5): 1079-1087
- Castellanos-Galindo, G.A., U. Krumme, E.A. Rubio & U. Saint-Paul. 2012. Spatial variability of mangrove fish assemblage composition in the Tropical Eastern Pacific Ocean. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23(1): 69-86
- Castillo-Rivera, M. & R. Zarate-Hernández. 2001. Patrones espacio-temporales de la abundancia de los peces en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. *Hidrobiológica*, 11(1): 75-84
- Charrad, M., N. Ghazzali, V. Boiteau & A. Niknafss. 2014. NbClust: An R Package for determining the relevant number of clusters in a data set. *Journal of Statistical Software*, 61(6): 1-13
- Chi-Espínola, A.A., & M.E. Vega-Cendejas. 2013. Feeding habits of *Sphoeroides testudineus* (Perciformes: Tetraodontidae) in the lagoon system of Ria Lagartos, Yucatán, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 61(2): 849-58.
- Clarke, A., & N.M. Johnston. 1999. Scaling of metabolic rate with body mass and temperature in teleost fish. *Journal of Animal Ecology*, 68(5): 893-905
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184: 21-29
- Clarke, K. R., & R. M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 265–278.
- Carter, R.W.G. 1988. *Coastal environments. An introduction to the physical, ecological and cultural systems of costalines*. Academic Press. San Diego, California. 617p.
- CONABIO. 2009. *Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. México. 99 pp.
- Cyrus, D.P. & S.J.M. Blaber. 1983. The food and feeding ecology of Gerreidae, Bleeker 1859, in the estuaries of Natal. *Journal of Fish Biology*, 22(4): 373-393

- De La Cruz Agüero, J. 1994. *Peces marinos del noroeste de México, identificación de familias*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. Baja California Sur. Manuscrito sin publicar. 100p.
- De Souza, C. S. & P. Mafalda-Júnior. 2008. Distribution and abundance of Carangidae (Teleostei, Perciformes) associated with oceanographic factors along the northeast Brazilian exclusive economic zone. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51: 1267–1278.
- Del Monte-Luna, P., F. Arreguín-Sánchez, L. Godínez-Orta & C.A. López-Ferreira. 2005. Batimetría actualizada de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México, *CICIMAR Oceanides*, 20(2): 75-77
- Dumay, O., P.S. Tari, J.A. Tomasini & D. Mouillot. 2004. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, Southern France. *Journal of Fish Biology*, 64(4): 970-983
- Elleouet, J., C. Albouy, F. Ben Rais Lasram, D. Mouillot & F. Leprieur. 2014. A trait-based approach for assessing and mapping niche overlap between native and exotic species: the Mediterranean coastal fish fauna as a case study. *Diversity and Distributions*, 20(11): 1333–1344
- Elliott, N.G., K. Haskard & J.A. Koslow. 1995. Morphometric analysis of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) off the continental slope of southern Australia. *Journal of Fish Biology*, 46: 202-220
- Ellingsen, K.E., K.R. Clarke, P.J. Somerfield & R.M. Warwick. 2005. Taxonomic distinctness as a measure of diversity applied over a large scale: the benthos of the Norwegian continental shelf. *Journal of Animal Ecology*, 74:1069–1079
- Faunce, C.H. & J.E. Serafy. 2006. Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. *Marine Ecology Progress Series*, 318: 1-18
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter & V.H. Niem. 1995. Guía FAO para identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volúmenes II y III. Vertebrados. Roma. 647-1813
- Flores Z.E. 1998. *Geosudcalifornia. Geografía, agua y ciclones*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 277p.
- Franco, T.P., L.M. Neves, T.P. Teixeira & F.G. Araújo. 2012. Patterns of spatial distribution of five species of mojarras (Actinopterygii: Gerreidae) in a small

- tropical estuary in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(5): 1217-1225
- Froese, R. & D. Pauly Editors. 2015. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (06/15)
- Galván-Piña, V.H. 1998. *Estructura de la comunidad de peces capturadas con redes agallera y charalera en Bahía de La Paz*. B.C.S. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S. México. 117p.
- Gatz, A.J. 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60: 711–718
- Gerstner, C.L. 1999. Maneuverability of four species of coral-reef fish that differ in body and pectoral-fin morphology. *Canadian Journal of Zoology*, 77(7): 1102-1110
- González-Acosta, A.F., G. De la Cruz-Agüero, J. De la Cruz-Agüero & G. Ruíz-Campos. 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-Zamorano, P. 2012. *Los manglares en la península de Baja California, México: patrones ecológicos y su relación con el factor geomorfológico*. Tesis de doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - Instituto Politécnico Nacional, La Paz, B.C.S. México. 124p
- Gosline, W. A. 1971. *Functional morphology and classification of teleostean fishes*. Honolulu, University Press of Hawaii. 164p
- Gower, J.C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 27: 857-871
- Grémillet, D., G. Kuntz, F. Delbart, M. Mellet, A. Kato, J.P. Robin, P.E. Chaillon, J.P. Gendner, S.H. Lorentsen & Y. Le Maho. 2004. Linking the foraging performance of a marine predator to local prey abundance. *Functional Ecology*, 18(6): 793-801
- Guilhaumon, F., C. Albouy, J. Claudet, L. Velez, F. Ben Rais Lasram, J.-A. Tomasini, E. J. P. Douzery, C. N. Meynard, N. Mouquet, M. Troussellier, M. B. Araújo & D. Mouillot. 2015. Representing taxonomic, phylogenetic and functional diversity: new challenges for Mediterranean marine-protected areas. *Diversity and Distributions* 21:175–187.

- Gutiérrez-Estrada, J.C., R. Vasconcelos & M.J. Costa. 2008. Estimating fish community diversity from environmental features in the Tagus estuary (Portugal): multiple linear regression and artificial neural network approaches. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(2): 150-162
- Hall, S.J. & S.P. Greenstreet. 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 166: 227-229
- Helfman, G.S., B.B. Collette & D.E. Facey. 2009. *The Diversity of Fishes: Biology, Evolution, and Ecology*. Ed: 2. Hoboken, NJ: Blackwell. 720p.
- Hindell, J.S. & G.P. Jenkins. 2005. Assessing patterns of fish zonation in temperate mangroves, with emphasis on evaluating sampling artifacts. *Marine Ecology Progress Series*, 290: 193-205
- Hotos, G.N. & N. Vlahos. 1998. Salinity tolerance of *Mugil cephalus* and *Chelon labrosus* (Pisces: Mugilidae) fry in experimental conditions. *Aquaculture*, 167(3–4): 329-338.
- Hooper D.U., M. Solan, S. Symastad, S. Díaz, M.O. Gessner, N. Buchmann, V. Degrange, P. Grime, F. Hulot, F. Mermillod-Blondin, J. Roy, E. Spehn & L. van Peer. 2002. Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: *Biodiversity and Ecosystem Functioning*. Loreau, M., S. Naeem, & P. Inchausti (eds). Oxford University Press, pp. 195–208
- Islam, M.M. 2013. Vulnerability and adaptation of fishing communities to the impacts of climate variability and change: insights from coastal Bangladesh. *Regional Environmental Change*, 14(1) 281-294,
- Kathiresan, K. & B.L. Bingham. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 81-251
- Kawabe, R., N. Katsufumi Sato, K. Miyashita, & N. Yamashita. 2004. Direct measurement of the swimming speed, tailbeat, and body angle of Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*). *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, 61(7): 1080-1087
- Kawabe, R, K. Nashimoto, T. Hiraishi, Y. Naito, & K. Sato. 2003. A new device for monitoring the activity of freely swimming flatfish, Japanese Flounder *Paralichthys Olivaceus*. *Fisheries Science*, 69(1): 3-10
- Krebs, C. J. 2008. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 6th edition. Benjamin Cummings, San Francisco, CA. 668p

- Laegdsgaard, P., & C. R. Johnson. 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 126: 67–81.
- Laegdsgaard, P. & C. Johnson. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 257(2): 229-253
- Laliberté, E. & P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1): 299-305
- Laliberté, E., P. Legendre, & B. Shipley. 2014. *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*. R package version 1.0-12.
- Lefcheck, J. S., A. Buchheister, K.M. Laumann, M.A. Stratton, K.L. Sobocinski, S. T.C. Chak, T.R. Clardy, P.L. Reynolds, R.J. Latour, & J.E. Duffy. 2014. Dimensions of biodiversity in Chesapeake Bay demersal fishes: patterns and drivers through space and time. *Ecosphere*. 5(2), Art. 14, 48p
- López-Rasgado, F.J., S.Z. Herzka, P. Del Monte-Luna, E. Serviere-Zaragoza, E.F. Balart & S.E. Lluch-Cota. 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
- Maeda-Martínez, A.N. 1981. *Composición abundancia diversidad y alimentación de la ictiofauna en tres lagunas costeras del Golfo de California*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León, México. 140p.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Wiley-Blackwell, Malden, Mass. 253p.
- Magurran, A.E. & B.J. McGill (Eds). 2011. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford; New York. 378p.
- Malpica-Maury, M.O. 1999. *Ictiofauna de la Ensenada de La Paz, B.C.S., México*. Tesis de maestría, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México. 97p.
- Mason, N.W.H., K. MacGillivray, J.B. Steel & J.B. Wilson. 2003. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science*, 14(4): 571-578

- Mason, N.W.H., D. Mouillot, W.G. Lee & J.B. Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1): 112-118
- Mason, N. W. H., F. de Bello, D. Mouillot, S. Pavoine & S. Dray. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24:794–806.
- McGill, B.J., B.J. Enquist, E. Weiher & M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (4): 178-185.
- Mendoza, R. 1983. *Identificación, distribución y densidad de la avifauna marina en los manglares: Puerto Balandra, Enfermería y Zacatecas en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S. México.
- Mlambo, M.C. 2014. Not all traits are “functional”: insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodiversity and Conservation* 23:781–790.
- Mendoza, E., M. Castillo-Rivera, R. Zárate-Hernández & S. Ortiz-Burgos. 2010. Seasonal variations in the diversity, abundance, and composition of species in an estuarine fish community in the Tropical Eastern Pacific, Mexico. *Ichthyological Research*, 56: 330-339
- Monnet, A.C., F. Jiguet, C.N. Meynard, D. Mouillot, N. Mouquet, W. Thuiller & V. Devictor. 2014. Asynchrony of taxonomic, functional and phylogenetic diversity in birds. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 780–788
- Moreno-Bejarano, L.M. & R. Álvarez-León. 2003. Fauna asociada a los manglares y otros humedales en el delta-estuario del Río Magdalena, Colombia. *Revista Académica Colombiana de Ciencia*, 27 (105): 518-534
- Mouchet, M.A., S. Villéger, N.W.H. Mason & D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4): 867-76
- Mouillot, D., N.A.J. Graham, S. Villéger, N.W.H. Mason & D.R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 167–177.
- Naeem, S. 2002. Disentangling the impacts of diversity on ecosystem functioning in combinatorial experiments. *Ecology*, 83 (10): 2925-2935

- Nagelkerken, I. 2009. *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer Netherlands. 605p
- Nelson, J. 2006. *Fishes of the world*. 4th ed. John Wiley & Sons, Inc. E.U.A. 601p
- Ochoa-Gómez, J.G. 2014. *Estructura y productividad del manglar de balandra, B.C.S. México*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S., México. 80p
- Olds, A.D., S. Albert, P.S. Maxwell, K.A. Pitt & R.M. Connolly. 2013. Mangrove-reef connectivity promotes the effectiveness of marine reserves across the western Pacific. *Global Ecology and Biogeography*, 22(9): 1040-1049
- Oliveira, E.F., E. Goulart, L. Breda, C.V. Minte-Vera, L.R. de Souza-Paiva, & M.R. Vismara. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3): 569-586
- Payán-Alcacio, J. A. 2013. *Aspectos ecológicos de la comunidad de peces en habitats de manglar*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, B.C.S. México. 74p
- Patil, G.P. & C. Taille 1979. An overview of diversity. *In Ecological Diversity in Theory and Practice*, J.F. Grassle, G.P. Patil, W. Smith and C. Taille (Eds), International Co-operative Publishing House, Fairland, 3-27.
- Petchey, O.L. & K.J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9 (6): 741-758
- Pfisterer, A.B. & B. Schmid. 2002. Diversity-dependent productivity can decrease the stability of ecosystem functioning. *Nature*. 416, 85–86
- Pitcher, T.J. 1986. Functions of shoaling behaviour in teleosts In: *The Behaviour of Teleost Fishes*, Pitcher T.J. (ed.), Chapman and Hall. London, U.K. 294-337
- Podani, J. 1999. Extending Gower's general coefficient of similarity to ordinal characters. *Taxon*, 48: 331-340.
- Podani, J. & D. Schmera. 2006. On Dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115(1): 179-185.
- Pouilly, M., F. Lino, J.G. Bretenoux & C. Rosales. 2003. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, 62: 1137-1158

- Purschke, O., B.C. Schmid, M.T. Sykes, P. Poschlod, S.G. Michalski, W. Durka, I. Kühn, M. Winter & H.C. Prentice. 2013. Contrasting changes in taxonomic, phylogenetic and functional diversity during a long-term succession: insights into assembly processes. *Journal of Ecology*, 101: 857–866
- R Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. Foundaton for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL. <http://www.r-project.org/>
- Rasband, W.S., Image J., U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://imagej.nih.gov/ij/>, 1997-2014.
- Reecht, Y., M.J. Rochet, V.M. Trenkel, S. Jennings & J.K. Pinnegar. 2013. Use of morphological characteristics to define functional groups of predatory fishes in the Celtic Sea. *Journal of Fish Biology*, 83: 355–377
- Ricotta, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica* 53: 29–38.
- Ricotta, C., L. Szeidl, M. Moretti & C. Blasi. 2011. A partial ordering approach for functional diversity. *Theoretical Population Biology*. 80: 114–120.
- Rochette, S., E. Rivot, J. Morin, S. Mackinson, P. Riou & O. Le Pape. 2010. Effect of nursery habitat degradation on flatfish population: Application to *Solea solea* in the Eastern Channel (Western Europe). *Journal of Sea Research*, 64 (1–2): 34-44
- Rodríguez-Romero J., L.C. López-González, F. F.J. Galván-Magaña, Sánchez-Gutiérrez, R.B. Inohuye-Rivera & J.C. Pérez-Urbiola. 2011. Seasonal changes in a fish assemblage associated with mangrove in a costal lagoon of Baja California Sur, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39(2): 250-260
- Rogers, S.I., K.R. Clarke, & J.D. Reynolds. 1999. The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the north-east Atlantic. *Journal of Animal Ecology*, 68 (4): 769-782
- Romesburg, H.C. 1984. *Cluster Analysis for Researchers*. Lifetime learning publications Belmont, California. E.E.U.U. 334p.
- Sanders, H.L. 1960. Benthic studies in Buzzard Bay. III. The structure of the soft-bottom community. *Limnology and Oceanography*, 5: 138-153
- Sánchez, P.I. González-Mar, A.L. Ibañez-Aguirre & A. Márquez García. 1997. Sedimento en el contenido estomacal de *Mugil cephalus* y *Mugil curema*

- (Mugiliformes: Mugilidae) en Laguna de Tamiahua, México. *Revista de Biología Tropical*, 45 (3): 1163-1166.
- Schmera, D., T. Erős & J. Podani. 2009. A measure for assessing functional diversity in ecological communities. *Aquatic Ecology*, 43: 157–167
- Sibbing, F.A. & L.A.J. Nagelkerke. 2001. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10:393–437
- Soares, B.E., T.O.B. Ruffeil, L.F. de A. Montag, B.E. Soares, T.O.B. Ruffeil & L.F. de A. Montag. 2013. Ecomorphological patterns of the fishes inhabiting the tide pools of the Amazonian Coastal Zone, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11: 845–858
- Standen, E.M. & G V. Lauder. 2007. Hydrodynamic function of dorsal and anal fins in Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). *Journal of Experimental Biology*, 210(2): 325-339
- Suárez-Altamirano, J.M. 2006. *Flujos de material suspendido y disuelto entre el estero "El Conchalito" y la Laguna Ensenada de La Paz, B.C.S., México*. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional, La Paz, B.C.S. México. 119p.
- Thobias, W. 2001. *Mangrove habitat as nursery grounds for recreationally important fish species, Great Pond St. U.S. Virgin Islands*. Final Report. Dept. Int. U.S. Fish and Wildlife Service. 20p
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80:1455–1474
- Torres-Alfaro, G.M. 2010. *Ecología de la taxocenosis de peracáridos macrobentónicos en playas arenosas protegidas: análisis y consideraciones para el manejo sustentable*. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, B.C.S. México. 176p.
- Unsworth, R. K. F., I. Garrad, L.P. Salinas, L.C. Cullen, D.J. Smith, K.A. Sloman & J.J. Bell. 2009. Structuring of Indo Pacific fish assemblages along the mangrove-seagrass continuum. *Aquatic Biology*, 5: 85-95
- Villéger, S., N.W.H. Mason & D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89 (8): 2290-2301.

- Villéger, S., J. Ramos-Miranda, D. Flores-Hernández & D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6): 1512-1522
- Warwick, R.M. & R.K. Clarke. 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129: 301-305
- Welcomme, R. L., K. O. Winemiller, and I. G. Cowx. 2006. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research and Applications* 22:377–396.
- Webb, P.W. 1984. Form and function in fish swimming. *Scientific American*, 251: 72–82
- Willis, S.C., K.O. Winemiller & H. López-Fernández. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142: 284-295.
- Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61: 343-365.
- Yagi, Y., I. Kinoshita, S. Fujita, D. Aoyama, & Y. Kawamura. 2011. Importance of the upper estuary as a nursery ground for fishes in Ariake Bay, Japan. *Environmental Biology of Fishes*, 91: 337–352.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical Analysis*. 5 ed. Pearson. New Jersey, E.E.U.U. 960p

Apéndice I. Listado taxonómico de las especies de peces encontradas en los esteros de Balandra (B) y Zacatecas (Z) o comunes (C), en Bahía de la Paz, B.C.S.

Phylum Chordata

Subphylum Vertebrata

Superclase Gnathostomata

Clase Chondrichthyes

Orden Myliobatiformes

Familia Urolophidae

Urolophus halleri Cooper, 1863^Z

Urolophus maculatus (Garman, 1913)^B

Clase Actinopterygii

División Teleostei

Orden Elopiformes

Familia Elopidae

Elops affinis Regan, 1909^B

Orden Albuliformes

Familia Albulidae

Albula nemoptera (Fowler, 1911)^C

Orden Clupeiformes

Familia Clupeidae

Harengula thrissina (Jordan & Gilbert, 1882)^B

Opisthonema libertate (Günther, 1867)^B

Sardinops sagax (Jenyns, 1842)^B

Orden Mugiliformes

Familia Mugilidae

Mugil cephalus Linnaeus, 1758^Z

Mugil curema Valenciennes, 1836^C

Orden Beloniformes

Familia Hemiramphidae

Hyporhamphus naos Banford & Collette, 2001 ^C

Orden Gasterosteiformes

Familia Fistulariidae

Fistularia commersonii Rüppell, 1838 ^B

Orden Perciformes

Familia Serranidae

Paralabrax maculatofasciatus (Steindachner, 1868) ^C

Familia Carangidae

Caranx caninus Günther, 1867 ^B

Caranx vinctus Jordan & Gilbert, 1882 ^C

Hemicaranx zelotes Gilbert, 1898 ^B

Oligoplites altus (Günther, 1868) ^Z

Oligoplites saurus (Bloch & Schneider, 1801) ^Z

Familia Lutjanidae

Hoplopagrus guentherii Gill 1862 ^B

Lutjanus aratus Günther, 1864 ^B

Lutjanus argentiventris Peters, 1869 ^C

Lutjanus colorado Jordan & Gilbert, 1882 ^B

Lutjanus novemfasciatus Gill, 1862 ^C

Familia Haemulidae

Haemulon sexfasciatum Gill, 1862 ^Z

Haemulon steindachneri (Jordan & Gilbert, 1882)

^B

Haemulopsis leuciscus (Günther, 1864) ^Z

Orthopristis reddingi Jordan & Richardson, 1895 ^Z

Pomadasys branickii (Steindachner, 1879) ^C

Pomadasys elongatus (Steindachner, 1879) ^Z

Pomadasys macracanthus (Günther, 1864) ^Z

Familia Gerreidae

Eucinostomus currani Zahuranec en Yañez-Arancibia, 1980^C

Eucinostomus dowii (Gill, 1863)^C

Eucinostomus entomelas Zahuranec en Yañez-Arancibia, 1980^C

Eucinostomus gracilis (Gill, 1862)^C

Eugerres lineatus (Humboldt, 1821)^Z

Diapterus brevirostris (Sauvage, 1879)^C

Gerres cinereus (Walbaum, 1792)^B

Familia Sciaenidae

Cynoscion stolzmanni Steindachner, 1879^Z

Cynoscion xanthulus Jordan & Gilbert, 1882^Z

Familia Blenniidae

Hypsoblennius gentilis Girard, 1854^Z

Familia Labrisomidae

Exerpes asper (Jenkins & Evermann, 1889)^B

Paraclinus mexicanus (Gilbert, 1904)^B

Paraclinus sini Hubbs, 1952^B

Familia Gobiidae

Ctenogobius manglicola (Jordan & Starks, 1895)
^Z

Ctenogobius sagittula (Günther, 1862)^C

Quietula y-cauda (Jenkins & Evermann, 1889)^B

Familia Ehippidae

Chaetodipterus zonatus (Girard, 1858)^Z

Familia Scombridae

Auxis thazard (Lacepède, 1800)^Z

Orden Pleuronectiformes

Familia Paralichthyidae

Cyclopsetta panamensis (Steindachner, 1876)^B

Etropus crossotus Jordan & Gilbert, 1882^C

Orden Tetraodontiformes

Familia Diodontidae

Diodon hystrix Linnaeus, 1758^C

Familia Tetraodontidae

Sphoeroides annulatus Jenyns, 1842^C

Sphoeroides lobatus (Steindachner, 1870)^B

Apéndice II. Tabla de abundancia mensual de los peces en el estero de Balandra, B.C.S.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<i>Albula nemoptera</i>		1										
<i>Caranx caninus</i>										1		
<i>Caranx vinctus</i>										1		
<i>Citharichthys gilberti</i>			1									
<i>Citharichthys platophrys</i>										1	1	
<i>Ctenogobius sagittula</i>		4	3	11	5					1		
<i>Diapterus brevirostris</i>									45	20		
<i>Diodon hystrix</i>				1						1		
<i>Elops affinis</i>		1										
<i>Etropus crossotus</i>				3					1	1	2	
<i>Eucinostomus currani</i>		12		6	2	14	25	2	5	4	21	2
<i>Eucinostomus dowii</i>		5	9	49	43	58	42	145	54	20	60	
<i>Eucinostomus entomelas</i>				16	8	18	41	12	8	3		
<i>Eucinostomus gracilis</i>				5		8	1					
<i>Exerpes asper</i>											3	
<i>Fistularia commersonii</i>					1		2					
<i>Gerres cinereus</i>											2	
<i>Haemulon steindachneri</i>											12	
<i>Harengula thrissina</i>						1						
<i>Hemicaranx zelotes</i>									1			
<i>Hoplopagrus guentherii</i>				1						1		
<i>Hyporhamphus naos</i>					1				30	8		
<i>Lutjanus aratus</i>						1						
<i>Lutjanus argentiventris</i>				4			2	5	4	13	16	
<i>Lutjanus colorado</i>								6		3		
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>				1					2		8	
<i>Mugil curema</i>		2	7	2	3	25	2	15	66	57	38	
<i>Opisthonema libertate</i>						3						

<i>Paraclinus mexicanus</i>				1	2							
<i>Paraclinus sini</i>										2		
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	1	4	1	12	30	1		5	42	15	8	1
<i>Pomadasys branickii</i>									5			
<i>Quietula y-cauda</i>			6	19	3							
<i>Sardinops sagax</i>									4			
<i>Sphoeroides annulatus</i>		2	2	3	1				1		12	9
<i>Sphoeroides lobatus</i>											2	
<i>Urolophus maculatus</i>				1					2		1	

Apéndice III. Tabla de abundancia mensual de los peces en el estero de Zacatecas, B.C.S.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<i>Albula nemoptera</i>							5			4		
<i>Auxis thazard</i>						2						
<i>Caranx vinctus</i>										1		
<i>Chaetodipterus zonatus</i>											14	
<i>Ctenogobius manglicola</i>								1				
<i>Ctenogobius sagittula</i>		5		1					4	1	1	
<i>Cyclopsetta panamensis</i>							1	1				
<i>Cynoscion stolzmanni</i>									4			
<i>Cynoscion xanthalmus</i>										1	1	
<i>Diapterus brevirostris</i>	19		8	1	10	2	3	15	34	16	36	17
<i>Diodon hystrix</i>			1			1		2	2			1
<i>Etropus crossotus</i>					1			1				
<i>Eucinostomus currani</i>	10	5	17		12	10	1	6			15	2
<i>Eucinostomus dowii</i>	1	14	28	18	13	23	16	31	98	76	37	19
<i>Eucinostomus entomelas</i>	7	4	14		7	9	3	70	30	6	10	1
<i>Eucinostomus gracilis</i>											8	
<i>Eugerres lineatus</i>						5			3			
<i>Gerres cinereus</i>									1			
<i>Haemulon sexfasciatum</i>												1
<i>Haemulopsis leuciscus</i>						7		1				
<i>Hyporhamphus naos</i>		4			1	1	4	11		36	2	
<i>Hypsoblennius gentilis</i>				1								
<i>Lutjanus argentiventris</i>						1	1		1			
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>									1			
<i>Mugil cephalus</i>								8				
<i>Mugil curema</i>	1	241	13	100	384	97	57	55	102	28	76	9
<i>Oligoplites altus</i>									1		2	
<i>Oligoplites saurus</i>											11	

<i>Orthopristis reddingi</i>											2	
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	4	27	20	7	2	8			4	1	2	2
<i>Pomadasys branickii</i>			5		15	30			375	57	5	
<i>Pomadasys elongatus</i>											1	
<i>Pomadasys macracanthus</i>					6				4			
<i>Sphoeroides annulatus</i>		1	6	3							11	
<i>Urolophus halleri</i>		1	2									

Apéndice IV. Composición de especies de cada grupo funcional por localidad

Balandra	Grupo funcional	Zacatecas
<i>Diodon hystrix</i>	1.1	<i>Diodon hystrix</i>
<i>Sphoeroides annulatus</i>	1.1	<i>Sphoeroides annulatus</i>
<i>Sphoeroides lobatus</i>	1.1	
<i>Citharichthys gilberti</i>	1.2	
<i>Citharichthys platophrys</i>	1.2	
	1.2	<i>Ctenogobius manglicola</i>
<i>Ctenogobius sagittula</i>	1.2	<i>Ctenogobius sagittula</i>
	1.2	<i>Cyclopsetta panamensis</i>
<i>Etropus crossotus</i>	1.2	<i>Etropus crossotus</i>
	1.2	<i>Hypsoblennius gentilis</i>
<i>Mugil curema</i>	1.2	<i>Mugil curema</i>
<i>Paraclinus mexicanus</i>	1.2	
<i>Paraclinus sini</i>	1.2	
<i>Quietula y-cauda</i>	1.2	
	2.1	<i>Auxis thazard</i>
<i>Caranx caninus</i>	2.1	
<i>Caranx vinctus</i>	2.1	<i>Caranx vinctus</i>
	2.1	<i>Chaetodipterus zonatus</i>
<i>Exerpes asper</i>	2.1	
<i>Harengula thrissina</i>	2.1	
<i>Hemicaranx zelotes</i>	2.1	
	2.1	<i>Mugil cephalus</i>
	2.1	<i>Oligoplites altus</i>
	2.1	<i>Oligoplites saurus</i>
<i>Opisthonema libertate</i>	2.1	
<i>Sardinops sagax</i>	2.1	
<i>Diapterus brevirostris</i>	2.2	<i>Diapterus brevirostris</i>
<i>Eucinostomus currani</i>	2.2	<i>Eucinostomus currani</i>
<i>Eucinostomus dowii</i>	2.2	<i>Eucinostomus dowii</i>

<i>Eucinostomus entomelas</i>	2.2	<i>Eucinostomus entomelas</i>
<i>Eucinostomus gracilis</i>	2.2	<i>Eucinostomus gracilis</i>
<i>Gerres cinereus</i>	2.2	<i>Gerres cinereus</i>
<i>Hoplopagrus guentherii</i>	2.2	
<i>Albula nemoptera</i>	2.3	<i>Albula nemoptera</i>
	2.3	<i>Cynoscion stolzmanni</i>
	2.3	<i>Cynoscion xanthulus</i>
<i>Elops affinis</i>	2.3	
	2.3	<i>Eugerres lineatus</i>
<i>Fistularia commersonii</i>	2.3	
	2.3	<i>Haemulon sexfasciatum</i>
<i>Haemulon steindachneri</i>	2.3	
<i>Hyporhamphus naos</i>	2.3	<i>Hyporhamphus naos</i>
<i>Lutjanus aratus</i>	2.3	
<i>Lutjanus argentiventris</i>	2.3	<i>Lutjanus argentiventris</i>
<i>Lutjanus colorado</i>	2.3	
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	2.3	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>
	2.3	<i>Orthopristis reddingi</i>
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	2.3	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>
<i>Pomadasys branickii</i>	2.3	<i>Pomadasys branickii</i>
	2.3	<i>Pomadasys elongatus</i>
	2.3	<i>Pomadasys leuciscus</i>
	2.3	<i>Pomadasys macracanthus</i>

Apendice V. TABLA DE DATOS DE LAS VARIABLES ECOMORFOLÓGICAS DE LAS ESPECIES DE PECES INCLUIDAS EN EL ESTUDIO. Las variables y su significado son como en la Tabla III, salvo WR= peso relativo promedio de los ejemplares muestreados con respecto al peso máximo reportado en Fishbase (Froese & Pauly, 2015), F= frecuencia de aparición en el muestreo como número de meses y Ca= formadoras de cardúmenes (1) o no (0).

	D1	D2	D3	D4	D8	D9	D10	D13	D16	D18	D19	P4	P5	P6	P7	P10	P12	P13	P14	P15	P16	WR	F	Ca
<i>Albula nemptera</i>	1.000	0.148	0.444	0.616	0.789	0.427	0.066	0.108	0.217	0.244	0.048	0.117	0.176	0.631	0.381	0.194	0.587	0.022	0.309	0.181	1.000	0.002	3	1
<i>Auxis thazard</i>	0.467	0.422	0.591	0.404	1.000	0.075	0.029	0.087	0.167	0.273	0.059	0.058	0.153	0.996	0.190	0.090	0.917	0.038	0.601	0.551	0.303	0.016	1	1
<i>Caranx caninus</i>	0.406	0.256	0.514	0.512	1.000	0.131	0.046	0.269	0.244	0.293	0.111	0.118	0.201	0.938	0.837	0.958	0.611	0.012	0.659	0.403	0.145	0.000	1	1
<i>Caranx vinctus</i>	0.568	0.247	0.369	0.468	1.000	0.148	0.036	0.338	0.226	0.225	0.058	0.086	0.242	1.000	0.626	0.731	0.407	0.015	1.000	0.521	0.206	0.000	1	1
<i>Chaetodiapterus zonatus</i>	0.220	0.212	0.354	0.465	1.000	0.284	0.035	0.130	0.127	0.260	0.113	0.127	0.252	0.509	0.787	0.069	0.841	0.014	0.467	0.393	0.215	0.001	1	1
<i>Cithrhyctis gilberti</i>	0.609	0.292	0.590	0.421	1.000	0.593	0.031	0.114	0.207	0.267	0.112	0.113	0.150	1.000	0.742	0.040	0.411	0.008	0.314	0.129	0.104	0.000	1	0
<i>Cithrhyctis platrophys</i>	0.668	0.397	0.577	0.371	1.000	0.445	0.034	0.081	0.279	0.293	0.138	0.106	0.253	1.000	0.715	0.050	0.478	0.010	0.393	0.188	0.169	0.001	2	0
<i>Ctenogobius mangicola</i>	1.000	0.430	0.430	0.635	1.000	0.497	0.254	0.075	0.125	0.219	0.061	0.297	0.307	0.703	0.541	0.039	0.934	0.001	0.349	0.326	0.579	0.000	1	0
<i>Ctenogobius sagittula</i>	1.000	0.345	0.507	0.707	1.000	0.617	0.234	0.127	0.152	0.193	0.058	0.264	0.232	0.720	0.719	0.137	0.415	0.002	0.526	0.218	0.273	0.001	7	0
<i>Cyclopseta panamensis</i>	1.000	0.374	0.485	0.318	1.000	0.622	0.040	0.224	0.272	0.258	0.114	0.079	0.242	1.000	0.707	0.317	0.448	0.006	0.749	0.336	0.140	0.001	2	0
<i>Cynosion stolzmanni</i>	1.000	0.202	0.756	0.543	0.830	0.331	0.086	0.141	0.186	0.246	0.084	0.179	0.236	1.000	1.000	0.095	1.000	0.007	0.201	0.417	1.000	0.001	1	1
<i>Cynosion xanthulus</i>	1.000	0.205	0.485	0.533	0.941	0.627	0.048	0.183	0.146	0.264	0.063	0.122	0.187	0.706	0.213	1.000	0.494	0.014	0.602	0.297	0.610	0.001	2	1
<i>Diapterus brevisrostris</i>	0.433	0.194	0.463	0.405	1.000	0.351	0.055	0.329	0.142	0.317	0.108	0.136	0.355	0.679	0.445	0.336	0.940	0.010	0.936	0.881	0.359	0.024	11	1
<i>Diodon hystrix</i>	1.000	0.208	0.441	0.479	0.639	0.480	0.104	0.168	0.093	0.335	0.091	0.087	0.340	0.546	1.000	0.038	0.604	0.007	1.000	1.000	1.000	0.109	7	0
<i>Elops affinis</i>	1.000	0.069	0.518	0.497	0.656	0.317	0.171	0.098	0.296	0.231	0.047	0.172	0.212	1.000	0.783	0.055	0.739	0.009	0.324	0.239	1.000	0.001	1	1
<i>Etropus crossotus</i>	1.000	0.321	0.421	0.144	1.000	0.674	0.039	0.131	0.119	0.122	0.033	0.082	0.326	0.825	0.839	0.024	0.124	0.008	0.313	0.039	0.093	0.002	6	0
<i>Eucinostomus currani</i>	0.674	0.186	0.469	0.377	1.000	0.353	0.055	0.259	0.313	0.289	0.092	0.129	0.315	1.000	0.343	0.866	1.000	0.011	0.496	0.548	0.367	0.013	12	1
<i>Eucinostomus dowii</i>	1.000	0.231	0.529	0.423	1.000	0.303	0.192	0.317	0.357	0.298	0.111	0.146	0.318	1.000	0.255	0.632	0.506	0.004	0.726	0.368	0.924	0.095	12	1
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.000	0.240	0.553	0.373	1.000	0.292	0.163	0.285	0.177	0.304	0.098	0.120	0.354	0.808	0.304	0.660	0.502	0.004	0.679	0.341	0.620	0.037	12	1
<i>Eucinostomus gracilis</i>	0.041	0.237	0.364	0.416	1.000	0.434	0.003	0.240	0.144	0.302	0.071	0.125	0.337	0.533	0.429	0.855	0.770	0.142	1.000	1.000	0.110	0.002	4	1
<i>Euguerres lineatus</i>	1.000	0.266	0.408	0.502	1.000	0.244	0.194	0.181	0.263	0.323	0.086	0.162	0.235	0.697	0.447	0.146	0.986	0.003	0.417	0.411	0.521	0.001	2	1
<i>Exesper asper</i>	1.000	0.287	0.473	0.378	1.000	0.499	0.096	0.179	0.173	0.300	0.063	0.143	0.220	0.497	0.605	0.337	0.310	0.003	0.789	0.245	0.225	0.001	1	1
<i>F. commersoni</i>	1.000	0.226	0.842	0.468	0.734	0.144	0.082	0.030	0.061	0.341	0.029	0.033	0.070	0.083	1.000	0.224	0.703	0.006	0.843	0.593	1.000	0.030	2	1
<i>Gerres cinereus</i>	0.693	0.205	0.423	0.402	1.000	0.369	0.057	0.325	0.293	0.298	0.089	0.141	0.366	1.000	0.382	1.000	0.947	0.012	0.872	0.826	0.504	0.001	2	1
<i>Haemulon leucistus</i>	1.000	0.234	0.348	0.590	1.000	0.304	0.266	0.213	0.271	0.310	0.060	0.174	0.248	0.914	0.238	0.181	0.636	0.002	0.569	0.362	1.000	0.000	1	1
<i>Haemulon sexfaciatum</i>	0.516	0.222	0.454	0.554	1.000	0.296	0.055	0.158	0.267	0.330	0.101	0.141	0.169	0.708	0.295	0.112	0.424	0.010	0.810	0.343	0.536	0.005	1	1
<i>Haemulon steindachneri</i>	0.477	0.268	0.439	0.531	1.000	0.332	0.047	0.221	0.395	0.340	0.094	0.124	0.274	1.000	0.295	1.000	0.405	0.012	1.000	0.443	0.904	0.004	1	1
<i>Harengula thrissina</i>	1.000	0.162	0.595	0.487	1.000	0.529	0.048	0.020	0.303	0.252	0.108	0.097	0.339	1.000	0.907	0.022	0.824	0.036	0.421	0.347	0.215	0.000	2	1
<i>Hemicaranx zelotes</i>	0.539	0.317	0.586	0.506	1.000	0.154	0.064	0.224	0.146	0.250	0.104	0.166	0.268	0.814	0.715	0.122	0.090	0.009	0.828	0.075	0.241	0.000	1	1
<i>Hemulopsis elongatus</i>	1.000	0.244	0.296	0.522	1.000	0.590	0.055	0.202	0.214	0.248	0.047	0.122	0.303	1.000	0.267	0.127	1.000	0.013	0.686	0.862	0.821	0.000	1	1
<i>Hoplopagrus ghunterii</i>	0.299	0.197	0.480	0.746	0.709	0.385	0.033	0.306	0.210	0.352	0.133	0.116	0.142	0.567	0.309	0.371	0.607	0.020	1.000	0.802	0.416	0.047	2	0
<i>Hyphorhamphus naos</i>	1.000	0.633	0.965	0.413	1.000	0.306	0.110	0.083	0.583	0.339	0.065	0.126	0.143	0.877	1.000	0.719	0.679	0.003	0.348	0.236	1.000	0.000	8	1
<i>Hypsoblennius gentilis</i>	1.000	0.108	0.372	0.581	1.000	0.716	0.057	0.128	0.282	0.308	0.072	0.080	0.191	1.000	0.343	0.040	0.023	0.002	1.000	0.043	0.117	0.001	1	0
<i>Lutjanus aratus</i>	0.751	0.173	0.414	0.523	0.911	0.418	0.063	0.231	0.276	0.321	0.077	0.170	0.230	1.000	0.256	0.216	0.765	0.010	0.663	0.508	0.752	0.010	1	1
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.909	0.204	0.397	0.659	0.607	0.428	0.073	0.260	0.310	0.371	0.089	0.159	0.205	0.870	0.289	1.000	0.231	0.009	0.676	0.156	0.789	0.006	7	1
<i>Lutjanus colorado</i>	0.685	0.181	0.469	0.616	1.000	0.393	0.060	0.128	0.274	0.338	0.096	0.168	0.208	1.000	0.293	0.057	0.670	0.011	0.944	0.633	0.799	0.003	2	1
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	1.000	0.176	0.525	0.501	0.685	0.501	0.067	0.116	0.216	0.392	0.126	0.167	0.313	0.796	0.332	0.244	0.759	0.006	0.269	0.204	0.840	0.002	3	1
<i>Mugil cephalus</i>	1.000	0.561	0.598	0.203	1.000	0.513	0.098	0.115	0.152	0.205	0.048	0.115	0.239	1.000	0.382	0.047	0.901	0.008	0.414	0.373	0.310	0.417	1	1
<i>Mugil curema</i>	1.000	0.434	0.482	0.110	1.000	0.454	0.072	0.135	0.095	0.211	0.039	0.149	0.228	0.546	0.381	0.051	0.311	0.008	0.547	0.170	0.619	0.000	12	1
<i>Oligoplites altus</i>	0.494	0.278	0.804	0.523	1.000	0.171	0.051	0.130	0.625	0.244	0.118	0.127	0.243	1.000	0.694	0.173	0.834	0.007	0.344	0.287	0.138	0.000	2	1
<i>oligoplites saurus</i>	0.768	0.287	0.678	0.416	1.000	0.173	0.058	0.130	0.538	0.191	0.082	0.115	0.292	1.000	0.804	0.056	0.226	0.007	0.502	0.113	0.108	0.000	1	1
<i>Opisthonema libertate</i>	0.872	0.177	0.637	0.482	1.000	0.432	0.041	0.126	0.288	0.207	0.082	0.090	0.223	1.000	0.751	0.198	0.822	0.045	0.254	0.209	0.303	0.000	1	1
<i>Orthopristis reddingi</i>	0.587	0.172	0.287	0.546	1.000	0.283	0.064	0.210	0.254	0.271	0.054	0.160	0.244	0.888	0.359	0.142	0.813	0.008	0.844	0.687	0.364	0.000	1	1
<i>Paraclinus mexicanus</i>	1.000	0.183	0.541	0.641	1.000	0.574	0.087	0.088	0.300	0.282	0.072	0.124	0.182	1.000	0.549	0.037	0.099	0.003	1.000	0.147	0.162	0.000	2	0
<i>Paraclinus sini</i>	1.000	0.155	0.438	0.520	1.000	0.384	0.101	0.207	0.416	0.274	0.052	0.170	0.199	1.000	0.520	0.073	0.179	0.003	1.000	0.300	0.408	0.061	1	0
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.624	0.171	0.383	0.612	0.588	0.331	0.071	0.183	0.225	0.357	0.064	0.177	0.206	0.866	0.207	0.170	1.000	0.007	0.567	0.620	1.000	0.066	11	1
<i>Pomadasys branickii</i>	1.000	0.231	0.383	0.500	0.527	0.429	0.075	0.233	0.205	0.289	0.068	0.184	0.408	1.000	0.241	0.091	0.549	0.009	0.877	0.481	1.000	0.000	6	1

	D1	D2	D3	D4	D8	D9	D10	D13	D16	D18	D19	P4	P5	P6	P7	P10	P12	P13	P14	P15	P16	WR	F	Ca
<i>Pomadasyd_macracanthus</i>	0.944	0.224	0.347	0.624	0.878	0.378	0.069	0.284	0.209	0.350	0.062	0.120	0.261	0.822	0.279	0.193	0.573	0.008	1.000	0.662	0.927	0.001	2	1
<i>Quietula_y-cauda</i>	1.000	0.215	0.482	0.657	1.000	0.941	0.175	0.126	0.324	0.289	0.056	0.243	0.193	1.000	1.000	0.044	0.157	0.011	1.000	0.174	1.000	0.000	3	0
<i>Sardinops_sagax</i>	1.000	0.064	0.535	0.454	1.000	0.306	0.120	0.071	0.203	0.271	0.072	0.224	0.189	0.689	0.814	0.061	0.315	0.014	0.222	0.070	0.349	0.000	1	1
<i>Sphoeroides_anulatus</i>	0.992	0.351	0.498	0.681	0.305	0.268	0.122	0.110	0.086	0.259	0.120	0.270	0.328	0.205	0.638	0.057	0.798	0.008	0.789	0.630	1.000	0.032	7	0
<i>Sphoeroides_lobatus</i>	1.000	0.256	0.407	0.798	0.508	0.340	0.148	0.099	0.082	0.332	0.087	0.184	0.128	0.196	0.682	0.081	1.000	0.006	0.718	1.000	1.000	0.003	1	0