



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN

**“ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE PECES ASOCIADAS A LA PESCA
INDUSTRIAL DE CAMARÓN DEL SURESTE DEL
GOLFO DE CALIFORNIA”**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(BIOLOGÍA MARINA)

PRESENTA:

PALOMA SALAZAR ARAUJO

TUTOR:

DR. JUAN MADRID VERA

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. FRANCISCO XAVIER CHIAPPA CARRARA

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM, UNIDAD ACADÉMICA SISAL

DR. HÉCTOR REYES BONILLA

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

DR. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN

DR. LUIS SOTO GONZÁLEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

CIUDAD.DE.MÉXICO, ABRIL, 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México



**“ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE PECES ASOCIADAS A LA PESCA
INDUSTRIAL DE CAMARÓN DEL SURESTE DEL GOLFO DE
CALIFORNIA”**

T E S I S

que para obtener el grado académico de

Maestra en Ciencias

(Biología Marina)

Presenta:

PALOMA SALAZAR ARAUJO

Director de Tesis: Dr. Juan Madrid Vera

Comité Tutorial: Dr. Francisco Xavier Chiappa Carrara

Dr. Felipe Amezcua Martínez

Dr. Héctor Reyes Bonilla

Dr. Luis Soto González

México, D. F. Abril, 2017

DEDICATORIA

A mi amor Adrián García Meráz por ser mi remanso... Gracias por tu apoyo y paciencia durante este proceso, por esos jalones de oreja que me das cuando los necesito y por esos abrazos tan confortantes que me hacen sentir que todo estará bien. ¡No hay nadie con quien quiera estar que no seas tú!... TE AMO.

A mis padres Martha Araujo Galván y Moisés Salazar Galván, quienes sembraron en mi la convicción de que puedo hacer todo lo que me proponga y me enseñaron que la vida es una batalla en la que sólo con dedicación y esfuerzo se sale invicto. Gracias por los sacrificios que han hecho por mis hermanos y por mí, ojalá algún día podamos devolverles algo de lo mucho que nos han dado.

A mis hermanos Diana, Karen y Eric... gracias por estar siempre ahí, por tantas sonrisas, ocurrencias y tardes de pizza... les quiero infinitamente.

A mis abuelitos Lupe, Chilo, Lola y Bertha que me siguen regalando la dicha de tenerlos conmigo...gracias por ser mis mejores consejeros, por su gran cariño y sus palabras siempre de aliento.

A mis viejitos Juan y Soco que se nos adelantaron en el camino... su alegría en tiempos difíciles y sus formidables historias de vida son regalos que atesoro en mi mente y mi corazón...

A mis suegros Arturo García Ochoa y Martha Meráz Robledo, por ser pilares importantes en nuestra formación y superación personal. Ambos representan un ejemplo de lucha y perseverancia ante este mundo caótico.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico otorgado para la manutención durante mis estudios de Maestría.

A mi asesor el Dr. Juan Madrid Vera, por aceptarme como su estudiante y proporcionarme un espacio de trabajo dentro de las instalaciones del CRIP Mazatlán, por su apoyo a lo largo de este proceso, sus valiosos comentarios y el tiempo dedicado a la revisión del escrito.

A los miembros de mi comité tutor, los doctores Francisco Xavier Chiappa Carrara, Héctor Reyes Bonilla, Felipe Amezcua Martínez y Luis Soto González por su interés y disposición para formar parte de este proyecto, así como por sus observaciones, asesorías, y el apoyo académico brindado durante la realización de mi tesis de grado.

Al Instituto Nacional de Pesca por la confianza depositada en mí y por las facilidades otorgadas para el uso de la base de datos de fauna de acompañamiento, a partir de la cual se derivan los análisis del presente estudio.

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, y en especial, a la Unidad Académica de Mazatlán por haberme abrigado durante mis estudios de Maestría.

A las Dras. Gloria Vilaclara y Cecilia Vanegas Pérez, así como a Diana Juárez, Guadalupe Godoy, Chantal Ruiz, Gabriela Almaraz, Margarita Cordero, y todo el personal que forma parte de esta gran comunidad por su disposición, amabilidad y orientación durante este proceso.

A mis amigos del CRIP Mazatlán, Edgar, Ricardo, Beto, Yolene y Paco, con quienes compartí muchas mañanas de ameno trabajo, dudas al por mayor, largas pláticas de desestrés, risas, ¿Y por qué no?... una que otra noche loca. Muchas gracias Ricardo por tu invaluable ayuda!.

A mis amigos “mazatlecos” y “adoptados”: Danni, Yaco, Perla, Vane, Brigitte, Itzel y Rufo, con quienes era tan fácil pasar toda una tarde hablando de nada y riendo de todo...Yaco te debo una y mil ballenas que prometo pagar muy pronto... Gracias!

A toda esa gente extraordinaria que conocimos durante nuestra estancia en Mazatlán: nuestra entrañable vecina la Sra. Paty que durante más de dos años nos regaló su calidez y carisma; al Dr. Arturo Ruiz Luna y su esposa Lorena, con quienes compartimos gratos momentos... gracias por su hospitalidad durante nuestra visita de prospección!; a Dalia, Diego, Danny Valladolid, Juan Pablo, Cristian, Ale Marcos, Lalo, Omar y a todos los “plebes” del posgrado con quien alguna vez coincidimos ya sea en un salón de clases, disfrutando de una buena carne asada o mejor aún, en alguno de esos lugares del alegre Mazatlán en donde se pierde la noción del tiempo.

A mis dos familias, que a pesar de la distancia están siempre presentes en nuestros corazones.

CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
ÍNDICE DE TABLAS.....	viii
GLOSARIO.....	x
RESUMEN.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES.....	5
III. OBJETIVOS.....	9
IV. ÁREA DE ESTUDIO.....	10
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
V.1 Evaluación de la composición taxonómica y estructura de las comunidades.....	16
V.2 Clasificación jerárquica de las especies.....	21
V.3 Variación espacio-temporal de la estructura de la comunidad y su posible relación con eventos oceanográficos de macroescala como “El Niño/Oscilación del sur”.....	23
VI. RESULTADOS.....	26
VI.1 Lista sistemática de las especies de peces que forman parte de la FAC del sureste del Golfo de California.....	27
VI.2 Representatividad del muestreo; curvas de acumulación de especies.....	37
VI.3 Composición y estructura de las comunidades.....	38
VI.3.1 Análisis global.....	38
VI.3.2 Análisis temporal (por años de estudio).....	42

VI.3.3 Análisis espacial (por zonas de muestreo).....	55
VI.4 Dinámica espacio-temporal de los indicadores comunitarios.....	61
VI.5 Efecto de la profundidad y temperatura sobre los indicadores ecológicos de las comunidades.....	67
VI.6 Efecto del Niño/Oscilación del sur sobre la estructura de las comunidades ícticas y los volúmenes de captura de camarón, FAC y peces capturados incidentalmente en Sinaloa.....	68
VII. DISCUSIÓN.....	73
VIII. CONCLUSIONES.....	87
IX. BIBLIOGRAFÍA.....	89
X. ANEXOS.....	100

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo dentro de las zonas de pesca 30, 40 y 60.....	11
Figura 2. Gráfico teórico de la prueba de Olmstead Tukey.....	22
Figura 3. Curvas de acumulación de las especies de peces predichas por el modelo de Clench para cada uno de los años de estudio... ..	38
Figura 4. Familias ícticas con mayor número de especies, aporte a la abundancia global y contribución a la biomasa total durante el periodo de estudio.....	40
Figura 5. Especies de peces más abundantes, con mayor biomasa y con mayor frecuencia dentro de la FAC del sureste del Golfo de California.....	41
Figura 6. Clasificación jerárquica de las especies de peces que forman parte de la FAC del sureste del Golfo de California.....	41
Figura 7. Familias ícticas dominantes en riqueza específica durante cada uno de los años de estudio.	43
Figura 8. Contribución porcentual por familia a la abundancia global durante cada uno de los años de estudio.....	45
Figura 9. Contribución porcentual por familia a la biomasa total durante cada uno de los años de estudio.....	46
Figura 10. Especies de peces más abundantes en la FAC durante cada uno de los años de estudio.....	48
Figura 11. Especies de peces con mayor biomasa durante cada uno de los años de estudio.....	49
Figura 12. Especies ícticas más frecuentes durante los muestreos realizados en cada uno de los años de estudio.....	51
Figura 13. Clasificación jerárquica de las especies de peces mediante la prueba de Olmstead-Tukey. Indicadores: frecuencia de aparición y abundancia	53
Figura 14. Clasificación jerárquica de las especies ícticas con base en sus valores de frecuencia de aparición y biomasa.....	54
Figura 15. Familias con mayor número de especies por zona de estudio.....	56

Figura 16. Contribución por familia a la abundancia global de cada zona de estudio.....	57
Figura 17. Contribución por familia a la biomasa total de cada zona de estudio.....	58
Figura 18. Especies de peces más abundantes en cada una de las zonas de estudio.....	59
Figura 19. Especies ícticas con mayor biomasa dentro de la FAC de cada zona.....	60
Figura 20. Especies de peces más frecuentes en cada zona de estudio.....	60
Figura 21. Dinámica espacio-temporal de la riqueza (S_i), los valores del índice de Margalef (d) y la diversidad (H')	63
Figura 22. Dinámica espacio-temporal de la equidad (J'), dominancia (D') y abundancia (D_i).....	64
Figura 23. Dinámica espacio-temporal de la biomasa (B_i).....	65
Figura 24. Análisis de ordenación y matriz de similitud entre los diferentes años y zonas de estudio con base en el indicador de abundancia.....	65
Figura 25. Análisis de ordenación y matriz de similitud entre los diferentes años y zonas de estudio con base en el indicador de biomasa.....	66
Figura 26. Volumen de captura de camarón, fauna de acompañamiento y peces en la pesca industrial de camarón del estado de Sinaloa. Temporadas de pesca 2002/2003 a 2012/2013.....	69
Figura 27. Contraste entre las capturas de camarón reportadas para el estado de Sinaloa y las variaciones de la temperatura superficial del mar producidas por eventos del “Niño”. Gráfica con retraso de un año.....	71
Figura 28. Variación en los volúmenes de captura de FAC y peces asociados a la pesquería industrial de camarón del estado de Sinaloa con respecto a los cambios en la temperatura superficial del mar producidos por el fenómeno del “Niño”. Gráfica con retraso de un año.....	71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores del modelo de Clench estimados para la validación del tamaño de muestra de cada uno de los años de estudio.....	37
Tabla 2. Número de especies, géneros y familias registradas durante los años de estudio.....	42
Tabla 3. Porcentaje de especies dominantes (D), comunes (C), ocasionales (O) y raras (R) registradas en cada año de estudio de acuerdo con la prueba de Olmstead Tukey.....	52
Tabla 4. Número de taxa registrados en cada una de las zonas de estudio.....	55
Tabla 5. Correlación de Spearman entre los indicadores ecológicos de las comunidades y la profundidad y temperatura superficial de mar registrada durante los muestreos del presente estudio.....	68
Tabla 6. Índice oceánico del Niño durante las temporadas de pesca 2003-2004 a 2012-2013.....	70
Tabla 7. Correlación de Spearman entre los volúmenes de captura de camarón, FAC y peces capturados incidentalmente en Sinaloa, los indicadores comunitarios evaluados para cada año de estudio y los valores del índice oceánico del Niño (ONI).....	72
Tabla 8. Promedio y error estándar de los descriptores comunitarios por lance.....	100
Tabla 9. Descriptores comunitarios globales para cada año y zona de estudio.....	101
Tabla 10. PERMANOVA para detectar diferencias significativas en los indicadores comunitarios entre años y zonas de estudio.....	102
Tabla 11. Resultados comparativos de las pruebas pareadas del PERMANOVA entre los años de estudio.....	103
Tabla 12. Resultados comparativos de las pruebas pareadas del PERMANOVA entre las zonas de estudio.....	104

Tabla 13. Especies tipificantes de las diferentes zonas de estudio según el análisis SIMPER. Contribución a la similitud en términos de abundancia.....	105
Tabla 14. Especies discriminantes entre las zonas de estudio con base en el indicador de abundancia.....	106
Tabla 15. Especies tipificantes de las diferentes zonas de estudio de acuerdo a su biomasa.....	107
Tabla 16. Especies con mayor contribución a la disimilitud entre las zonas de estudio con base en el indicador de biomasa.....	108
Tabla 17. Especies tipificantes de los diferentes años de estudio según el umbral de 50% de acumulación del análisis SIMPER. Contribución a la similitud en términos de abundancia.....	109
Tabla 18. Especies con mayor contribución a las diferencias entre los años de estudio con base en el indicador de abundancia.....	110
Tabla 19. Especies tipificantes de los diferentes años de estudio de según el umbral de 50% de acumulación del análisis SIMPER. Contribución a la similitud en términos de biomasa.....	111
Tabla 20. Especies discriminantes entre los años de estudio con base en el indicador de biomasa.....	112
Tabla 21. Importancia relativa y clasificación jerárquica de las especies mediante la prueba de Olmstead-Tukey.- análisis general.....	113

GLOSARIO

- Arte de pesca: instrumento, equipo o estructura con que se realiza la captura o extracción de especies de flora y fauna acuáticas (DOF, 2015).
- Captura incidental: parte de la captura pescada incidentalmente cuando se realiza un esfuerzo pesquero dirigido a capturar la especie objetivo. Es sinónimo de bycatch (Eayrs, 2007).
- Comunidad: conjunto de poblaciones de organismos interrelacionados entre sí que coexisten en un espacio y tiempo determinados (Magurran, 2004; Begon *et al.*, 2006; Helfman *et al.*, 2009).
- Descartes: proporción de la captura que es regresada al mar, ya sea muerta o viva, como resultado de consideraciones económicas, legales o personales (Alverson *et al.*, 1994; Eayrs, 2007).
- Dispositivos excluidores: aditamentos empleados en las redes de arrastre camaroneras con el objetivo de incrementar su selectividad y reducir la captura incidental durante las operaciones de arrastre (DOF, 2013).
- Diversidad: representa la variedad y abundancia de especies en un área de estudio determinada (Magurran, 2004).
- Equidad: describe la variabilidad en la abundancia de las especies (Magurran, 2004).
- Riqueza específica: número de especies presentes en una unidad de estudio (Magurran, 2004).
- Especies dominantes: especies que se encuentran cuantitativamente bien representadas en el ecosistema y que determinan en gran medida las condiciones que las demás especies han de cumplir para vivir en este (Arredondo-Álvarez *et al.*, 2006).
- Especies discriminantes: especies que contribuyen en mayor medida a la disimilitud entre dos grupos (Clarke, 1993).

- **Especies objetivo:** especies a las que va dirigida la captura dentro de una determinada pesquería (FAO, 2001; Eayrs, 2007).
- **Especies tipificantes:** especies que contribuyen en mayor medida a la similitud entre cada par de muestras dentro de un grupo; presentan abundancia relativamente constante en la comunidad (Clarke, 1993).
- **Fauna de acompañamiento de camarón (FAC):** todas las especies de peces, moluscos, crustáceos y demás grupos de organismos marinos capturados incidentalmente durante las operaciones de arrastre para la pesca de camarón (DOF, 2013).
- **Ictiofauna:** todas las especies de peces que habitan una región temporalmente definida.
- **Lance:** operación comprendida a partir de que los cables del winche comienzan a ser arriados (largados) por los tripulantes después de que los portones de la red de arrastre tocan el agua hasta que, una vez concluido el arrastre, los portones llegan a los tangones y el cable es asegurado (DOF, 2013).
- **Pesquería:** conjunto de sistemas de producción pesquera, que comprenden en todo o en parte las fases sucesivas de la actividad pesquera, y que pueden comprender la captura, el manejo y el procesamiento de un recurso (o grupo de recursos afines), y cuyos medios de producción, estructura organizativa y relaciones de producción ocurren en un ámbito espacio-temporal definido (DOF, 2013; DOF, 2015).
- **Pesquería industrial:** pesquería que involucra compañías comerciales utilizando cantidades relativamente grandes de capital y energía, embarcaciones y artes de pesca grandes, y la realización de viajes de pesca largos (Eayrs, 2007).
- **Red de arrastre:** arte de pesca que consisten en redes de forma cónica que forman un bolso que al remolcarse deslizándolas sobre el fondo marino filtran el agua reteniendo los organismos que se encuentran a su paso (DOF, 2013).

RESUMEN

Se analizó la composición, variación espacio-temporal e influencia del Niño/Oscilación del sur sobre la estructura de las comunidades de peces asociadas a la pesca industrial de camarón del sureste del Golfo de California. El estudio tuvo una duración de cuatro años, iniciando en julio de 2008 y concluyendo en agosto de 2011. Un total 234 arrastres de fondo fueron realizados a profundidades entre 7 y 64 m, capturándose un total de 589, 621 individuos pertenecientes a 203 especies, 122 géneros, 56 familias, 19 órdenes y 2 clases. Las familias mejor representadas en riqueza específica fueron Sciaenidae, Carangidae, Haemulidae, Paralichthyidae, Serranidae y Gerreidae. Las familias con mayor biomasa fueron Haemulidae, Gerreidae, Ariidae, Sciaenidae y Stromateidae. La abundancia estuvo representada de manera relevante por los gerreidos, haemúlidos, carángidos, paralichthidos y sciaénidos, los cuales aportaron el 60.9% de las capturas. La mojarra charrita *Eucinostomus gracilis* se distinguió como la especie más abundante de la comunidad, mientras que la mojarra aletas amarillas *Diapterus peruvianus* resultó ser la de mayor biomasa. Las especies más frecuentes fueron la horqueta del Pacífico *Chloroscombrus orqueta* y el jorobado papelillo *Selene peruviana*. La prueba de Olmstead Tukey mostró que las especies raras fueron las mejor representadas (66.5%). Todos los indicadores de la comunidad presentaron variaciones significativas en el tiempo, mientras que sólo la riqueza, la abundancia y la biomasa presentaron variaciones espaciales. La variación en la composición, abundancia y biomasa de las comunidades fue mayor entre zonas que entre años, siendo *Cathorops fuerthii*, *Diapterus peruvianus*, *Pomadasys panamensis*, *Centropomus robalito* y *Selene peruviana*, las principales especies responsables de las diferencias observadas. La abundancia y biomasa presentaron una correlación positiva y significativa con la temperatura. La profundidad se correlacionó negativa y significativamente con la biomasa. La inexistencia de correlaciones significativas entre los indicadores de la comunidad, los volúmenes de FAC y peces capturados incidentalmente en la pesca industrial de Sinaloa y los valores del índice oceánico del niño, sugieren que los efectos de este fenómeno sobre la estructuración de estos elencos no son fácilmente detectables como resultado del carácter multiespecífico que caracteriza a esta pesquería.

ABSTRACT

The fish communities associated with the industrial shrimp fishery of southeast of the Gulf of California were analyzed. The taxonomic composition, variability in time, in space and the influence of El Niño/Southern oscillation on structure were the objectives. The study period was from July 2008 and August 2011. Data from 234 trawls made at depths of 7–64m were examined and 589,621 fish were previously revisited and someone collected, representing a total of 203 species, 122 genera, 56 families, 19 orders and two classes. The families with the highest richness were Sciaenidae, Carangidae, Haemulidae, Paralichthyidae, Serranidae and Gerreidae. The families with highest biomass were Haemulidae, Gerreidae, Ariidae, Sciaenidae and Stromateidae. The abundance was represented mostly by the mojarras (Gerreidae), grunts (Haemulidae), jacks (Carangidae), sand flounders (Paralichthyidae) and drums and croakers (Sciaenidae), that amounting the 60.9% of the captures. The graceful mojarra *Eucinostomus gracilis* was the most numeric abundant of the community and the peruvian mojarra *Diapterus peruvianus* was in the higher biomass. The most frequent species were the Pacific bumper *Chloroscombrus orqueta* and the Pacific moonfish *Selene peruviana*. The Olmstead Tukey test showed that rare species were the best represented (66.5%). The index community showed significant variations in the time, and the species richness, abundance and biomass showed moreover spatial variations. The composition, abundance and biomass variability was higher among areas than between years and *Cathorops fuerthii*, *Diapterus peruvianus*, *Pomadasys panamensis*, *Centropomus robalito* and *Selene peruviana* may be in relationship to this variability. The abundance and biomass showed a positive and significant correlation with the sea surface temperature. A negative and significant correlation was observed respect to depth and abundance. The absence of significant correlations between the community index, the volumes of FAC and fish catch in the industrial fishing, and the Oceanic Niño Index, may suggest that the effect of this phenomenon on the structure of these components are not easily detectable by product of the diversity that characterizes this fishery.

I. INTRODUCCIÓN

La pesquería industrial de camarón del Golfo de California (GC) es considerada como una de las más importantes del país al contribuir con aproximadamente el 90% de las capturas del Pacífico mexicano, y generar una fuente importante de ingresos, divisas y empleos directos e indirectos que se sustentan principalmente en la extracción de cuatro especies: el camarón azul *Penaeus stylirostris* Stimpson, 1871, el camarón blanco *P. vannamei* Boone, 1931, el camarón café *P. californiensis* Holmes, 1900 y el camarón cristal *P. brevirostris* Kingsley, 1878 (INAPESCA Y CONAPESCA, 2006; Gillett, 2010).

La pesca industrial de este recurso se lleva a cabo mediante el uso de redes de arrastre, las cuales, en términos generales consisten en redes de forma cónica que al ser remolcadas sobre el fondo marino filtran el agua reteniendo todo que se encuentran a su paso (DOF, 2013). Debido a lo anterior, se sabe que las redes de arrastre camaroneras no sólo capturan a las especies de camarón ya descritas, sino que también retienen grandes volúmenes de otros taxa que en conjunto son conocidos como fauna de acompañamiento de camarón (FAC), y que por lo general son organismos de bajo valor económico, cuya minoría son aprovechados parcialmente, mientras que el resto son regresados al mar generalmente muertos, constituyendo lo que se conoce como descartes (Alverson *et al.*, 1994; Kelleher, 2005; Aguilar-Ramírez *et al.*, 2010).

De acuerdo con Kelleher (2005), la pesca de arrastre camaronera presenta la tasa de descarte anual más alta, correspondiendo al 27.3% del total de los descartes estimados para todas las pesquerías marinas del mundo (7.3 millones de toneladas por año). En México, se estima que los volúmenes de descarte alcanzan las 133, 000 t/año, siendo los peces uno de los grupos biológicos más afectados al representar entre el 33 y 80% de los volúmenes de captura (Madrid-Vera *et al.*, 2007; Gillett, 2010).

La amplia gama en los hábitos de vida y distribución vertical de las diferentes especies de peces que integran la FAC, las hace especialmente vulnerables a la captura incidental, lo que

implica un gran reto para lograr su manejo. Se ha observado que las redes de arrastre camaroneras afectan principalmente a las especies bentónicas y bentopelágicas, las cuales presentan una estrecha relación con el fondo oceánico (Madrid-Vera, 1998; INAPESCA y CONAPESCA, 2006). Este hecho, además de la sobreexplotación evidente de algunos taxa pone en riesgo a estas comunidades biológicas amenazando su productividad y por lo tanto, la integridad y funcionalidad de todo el sistema (Pauly y Christensen, 1995; Escobar-Ramírez, 2001).

Cuando la explotación de una pesquería ejerce efectos perjudiciales sobre otras, como en el caso de la pesquería de camarón, es importante conocer la fauna asociada, ya que los cambios en la abundancia, biomasa, riqueza y diversidad de los taxa pueden ser indicadores elementales del estado general de los mismos, o bien del ecosistema (FAO, 2001; Madrid-Vera *et al.*, 2007). Aunque la evaluación de las poblaciones ícticas puede proporcionar estimaciones sobre la mortalidad debido a la pesca, es importante considerar que estén explotadas o no, las pesquerías fluctúan de manera natural en el tiempo y en el espacio, obedeciendo principalmente a la incidencia de factores ambientales (FAO, 2001).

El estudio de la variabilidad ambiental permite inferir de qué manera la variación de los factores bióticos y abióticos influye en los patrones de distribución y abundancia de las especies, así como en la estructuración y dinámica de las comunidades (Horn *et al.*, 1999; Ramírez-Valdez, 2009). Diversos autores han analizado el efecto de algunas variables físico-químicas (*e.g.* oxígeno disuelto, salinidad, temperatura, zonación vertical, tipo de sedimento, cobertura algal, rugosidad, pH) sobre la estructura de las comunidades de peces marinos, encontrando que algunos de los principales factores que regulan su composición y abundancia son las variaciones en la temperatura, el tipo de sustrato dominante, la profundidad y las concentraciones de oxígeno disuelto (Thomson y Lehner, 1976; Horn *et al.*, 1999; Acevedo *et al.*, 2007; Ramírez-Valdez, 2009; Martínez-Muñoz, 2012). Además de lo anterior, se ha demostrado que las comunidades ícticas de zonas tropicales y subtropicales del Pacífico mexicano se encuentran influenciadas por las corrientes marinas y los cambios de temperatura asociados a las mismas, así como por el patrón de vientos

dominante, la formación de surgencias y eventos climáticos como el Niño/Oscilación del sur (ENSO), los cuales pueden producir cambios importantes en las condiciones ambientales, y por lo tanto, en la estructuración de los elencos (Hubbs, 1960; Madrid-Vera, 1998; Lea y Rosenblatt, 2000; Martínez-Muñoz, 2012; Nevárez-Martínez *et al.*, 2013).

Se sabe que la variación interanual más importante que se ha detectado en el Golfo de California ha sido producida por eventos del Niño/Oscilación del sur (Soto-Mardones *et al.*, 1999; Lavín y Marinone, 2003; Escalante *et al.*, 2013), al cual se le atribuyen tanto las variaciones en el volumen de captura como en la composición de especies que se observan a lo largo de la serie histórica de los pelágicos menores, y más específicamente, las fluctuaciones en los volúmenes de sardina crinuda, monterrey y bocona que precisamente coinciden con las variaciones en la temperatura superficial del mar producidas por este fenómeno (Jacob-Cervantes, 2010; Nevárez-Martínez *et al.*, 2013). Otra evidencia biológica de los efectos de este tipo de eventos es discutida por Lea y Rosenblatt (2000), quienes mencionan que durante el episodio del Niño 1997/1998, un alto número de especies de peces del Pacífico Oriental Tropical incursionó en las aguas templado-cálidas del sur de California, dando lugar a cambios en la composición ictiofaunística de la región.

La sobrepesca y la pérdida de especies debido a la captura incidental, los efectos de condiciones ambientales adversas asociadas a eventos oceanográficos como el Niño Oscilación del sur, y la destrucción de los hábitats del fondo debido al uso de artes de pesca nocivas como las redes de arrastre, entre otras, han rebasado los niveles máximos sustentables para la mayoría de las pesquerías ícticas de interés comercial, de manera que especies como la totoaba *Totoaba macdonaldi* (categorizada como en peligro de extinción en la NOM-059-SEMARNAT-2010), el huachinango *Lutjanus peru* (sobreexplotado en el Pacífico), o pesquerías como la del róbalo en Sinaloa, han sido reducidas a niveles poblacionales tan bajos que actualmente se encuentran deterioradas (Cisneros-Mata *et al.*, 1995; DOF, 2010- NOM-059; DOF, 2010- Carta Nacional Pesquera). Puesto que en el Golfo de California se concentra la mayor parte de la flota camaronera industrial (Gillett, 2010), es necesario el desarrollo de estudios que permitan evaluar el impacto de esta pesquería

sobre otras poblaciones asociadas a la misma, y con ello contar con las herramientas adecuadas para el desarrollo de planes de manejo que además de estar dirigidos a la conservación de las especies objetivo, involucren a los demás recursos pesqueros que se ven directa o indirectamente afectados debido a su explotación. Se espera que este trabajo sirva como marco de referencia para comprender como se comportan las comunidades de peces asociadas a la FAC del sureste del Golfo de California y cuales son algunos de factores que podrían estar definiendo su composición y estructura.

II. ANTECEDENTES

Los trabajos enfocados al análisis de la pesquería de camarón y sus implicaciones ecológicas se han realizado con base en objetivos muy distintos, pudiéndose encontrar desde aquellos que evalúan la composición y abundancia de la FAC, hasta los que han dirigido sus esfuerzos en busca de nuevas tecnologías y optimización de las artes de pesca para reducir los volúmenes de captura incidental. Entre estos últimos, se encuentran los de Aguilar-Ramírez y Rodríguez-Valencia (2010) y Padilla-Galindo (2012), quienes compararon los prototipos de las redes de arrastre RS-INP-MEX y ENIP90NN, respectivamente, contra redes típicas comerciales, encontrando que las versiones industriales de los prototipos reducían significativamente los volúmenes de captura incidental (entre 20 y 50% para la red RS-INP-MEX y 48.3% en el caso de la red ENIP90NN), además de mostrar una tendencia hacia la captura de tallas mayores, incrementando la probabilidad de que los organismos se hubieran reproducido al menos una vez en su vida.

En relación a los estudios dirigidos a la evaluación de la captura incidental, se puede citar el trabajo de De la Rosa-Meza (2005), quien analizó la composición y abundancia de la FAC en Bahía Magdalena, B.C.S, reconociendo la presencia de 67 familias, 97 géneros y 145 especies. El grupo de los peces fue el mejor representado con 114 especies y un aporte del 66% a la captura total. Concluye que los cambios en la estructura de las comunidades se encuentran asociados a las condiciones ambientales, al efecto de las artes de pesca y a la biología de las especies, y que fenómenos como El Niño/Oscilación del sur pueden influir en la composición de los elencos, enmascarando incluso los cambios.

Más tarde, Madrid-Vera *et al.* (2010) evaluaron la composición taxonómica de arrastres experimentales realizados en la boca del Río Baluarte, así como en la región marina adyacente, colectando un total de 143 especies pertenecientes a los Phylum Cnidaria, Mollusca, Crustacea, Echinodermata y Pisces. El grupo de los peces constituyó cerca del 80% de la biomasa total, mientras que los moluscos y equinodermos aportaron menos del

20%. Las especies más abundantes fueron el cangrejo *Portunus asper*, el roncacho *Pomadasy panamensis* y la curvina *Stellifer ericymba*.

Debido a la gran cantidad de descartes producidos por las diferentes pesquerías, el estudio y registro de sus datos es importante, ya que permite obtener estimadores reales de las capturas de las especies no comerciales, además de evaluar los efectos de la pesca sobre las poblaciones, y por lo tanto, sobre la integridad del ecosistema (Amezcuca *et al.*, 2006). Alverson *et al.* (1994) estimaron que los descartes globales de las pesquerías comerciales varían entre 17.9 y 39.5 mt, presentando un promedio de 27 mt, de las cuales, cerca de un tercio (9.5 mt) son aportadas por las pesquerías de camarón de zonas tropicales. Lo anterior es muy similar a lo reportado por Kelleher (2005), quien menciona que las pesquerías de arrastre camaroneras de zonas tropicales presentan la tasa de descarte anual más alta, contribuyendo con cerca del 27% al total de los descartes estimados para todas las pesquerías marinas del mundo.

Diversos estudios se han enfocado en la evaluación de las comunidades de peces asociadas a las pesquerías de camarón de diferentes partes del mundo; entre estos se encuentra el de Escobar-Toledo (2012), quien determinó la variación espacio-temporal de la estructura de la comunidad de peces asociada a la FAC del Caribe Colombiano. Registró un total de 162 especies, de las cuales *Cathorops spixii* y *Lepophidium* spp., registraron la mayor biomasa, mientras que esta última, junto con el lenguado *Syacium* spp. resultaron ser las especies más abundantes. Las familias con mayor biomasa fueron Ariidae y Ophidiidae, mientras que las dos más familias más abundantes fueron Ophidiidae y Paralichthyidae. Los descriptores comunitarios mostraron variaciones tanto espacial como temporalmente, evidenciando diferencias significativas en la estructura de las comunidades.

Martínez-Muñoz (2012) estudió la distribución espacial de las comunidades de peces demersales presentes en la captura incidental de las pesquerías de camarón del Golfo de Tehuantepec (GT), encontrando un total de 229 especies, 101 géneros y 51 familias, de las cuales Haemulidae, Sciaenidae, Paralichthyidae, Gerreidae y Carangidae, resultaron ser las

predominantes en los descartes. *Haemulopsis axillaris*, *Syacium ovale*, *Selene peruviana*, *Diapterus peruvianus*, *Stellifer erycimba* y *Larimus acclivins* fueron las especies más frecuentes en profundidades por debajo de los 40 m, mientras que *Prionotus stephanophrys*, *Scorpaena russula*, *Porichthys analis* y *Synodus scituliceps* lo fueron a profundidades superiores. Concluye que la estructura de las comunidades se encuentra determinada por la dinámica ambiental (estiaje y lluvias), la profundidad, las variaciones de temperatura, los tipos de sedimento, y la influencia de los vientos tehuanos, surgencias y aportes continentales.

Para la ecorregión del Golfo de California, considerada por Schwartzlose y Hendrickson (1983) como una de las mejor estudiadas del mundo, se puede citar el trabajo de Amezcua *et al.* (2006), quienes evaluaron el impacto de la pesca artesanal de camarón sobre la ictiofauna del sistema lagunar de Santa María la Reforma. Recolectaron un total de 11,368 organismos distribuidos en 173 especies, de las cuales las más abundantes y con mayor biomasa, fueron *Eucinostomus entomelas*, *Sphoeroides annulatus*, *Urotrygon chilensis* y *Diapterus peruvianus*. Las artes de pesca que presentaron el mayor impacto fueron la red de arrastre y la red agallera, con la mayor abundancia, biomasa y diversidad de especies, además de una gran cantidad de organismos de tallas pequeñas, y las mayores proporciones peces: camarón.

Más tarde, Madrid-Vera *et al.* (2007) estimaron la biomasa de los peces capturados entre 1992 y 2004 en la pesquería de camarón del sureste del GC. Un total de 250 especies fueron colectadas, de las cuales *Orthopristis chalceus* y *Selene peruviana* fueron las más abundantes, mientras que *Synodus scituliceps* y *Pomadasys panamensis* exhibieron la mayor biomasa. La proporción media camarón: captura incidental varió entre 1:6 y 1:31 kg, mientras que la biomasa total estimada para la comunidad íctica fue de $90 \pm 45 \times 10^3$ t, con un valor promedio de 1.44 ± 0.54 kg de peces desembarcados por cada kg de camarón.

Amezcua *et al.* (2009) evaluaron el efecto de los tres tipos de artes de pesca más utilizados en la pesquería artesanal de camarón del sistema lagunar “Santa María la Reforma”, Sinaloa,

sobre los juveniles de la comunidad íctica. Sus resultados mostraron que los tres tipos de redes capturan un alto número de individuos en estadio juvenil, además de algunas especies que alcanzan la madurez sexual a tallas pequeñas, pudiendo afectar potencialmente el reclutamiento.

López-Martínez *et al.* (2010) realizaron una lista sistemática de las especies de peces que son capturadas en la pesca industrial de camarón del este del GC, registrando un total de 20 órdenes, 65 familias, 127 géneros y 240 especies, que en conjunto representaron el 70% de la captura total. El orden Perciformes fue el más dominante con 158 especies, mientras que las familias mejor representadas en riqueza específica fueron Sciaenidae, Paralichthyidae, Haemulidae y Carangidae. Las especies más abundantes fueron *Syacium ovale*, *Pseudupeneus grandisquamis*, *Haemulopsis nitidus*, *Diplectrum pacificum*, *Synodus scituliceps*, *Balistes polylepis*, *Eucinostomus currani*, *E. gracilis*, *Porichthys analis*, *Chloroscombrus orqueta*, *Selene peruviana*, *Orthopristis reddingi*, *Etropus crossotus*, *Scorpaena sonorae* y *Urobatis halleri*.

La evaluación de las especies de peces que integran la FAC es indispensable, ya que varios de estos taxa presentan importancia comercial, y la captura sostenida de juveniles, o bien de hembras grávidas u ovígeras, tiene el potencial de producir efectos negativos en la salud y dinámica de las poblaciones, y por lo tanto, cambios significativos en la composición y estructura de las comunidades (Pauly y Christensen, 1995; Rábago-Quiroz *et al.*, 2008). Con base en lo anterior, y considerando que en el Golfo de California la pesquería de camarón captura cerca de 450 especies de peces, representando más del 50% de la ictiofauna que se distribuye en la región (Thomson *et al.*, 2000; Van der Heiden, 1985; Pérez-Mellado y Findley, 1985; Aguilar-Ramírez y Rodríguez-Valencia, 2010; López-Martínez *et al.*, 2010; Palacios-Salgado, 2011), se procedió a la realización del presente estudio, teniendo como principal objetivo la evaluación de la estructura de las comunidades ícticas asociadas a la pesca de arrastre camaronera que se desarrolla en la porción sureste de esta ecorregión.

III. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

- Analizar la variación espacio-temporal de la estructura de las comunidades de peces asociadas a la pesca industrial de camarón del sureste del Golfo de California.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Evaluar la composición taxonómica y estructura de las comunidades ícticas que forman parte de la FAC del área de estudio.
- Analizar la dinámica espacio-temporal de los indicadores comunitarios (abundancia, biomasa, riqueza, diversidad, equidad y dominancia).
- Determinar el tipo de relación entre los indicadores de la comunidad y factores abióticos como la profundidad y la temperatura superficial del mar.
- Evaluar el efecto de las variaciones en la temperatura superficial del mar (SST) producidas por eventos del Niño/Oscilación del sur (ENSO) sobre la estructuración de los elencos.

IV. ÁREA DE ESTUDIO

El Golfo de California, ubicado entre los 20° y 32° de latitud norte y los 105.5° y 114.5° de longitud oeste, comprende las aguas cercanas a los estados de Nayarit, Sinaloa, Sonora, Baja California y Baja California Sur, extendiéndose desde Cabo Corrientes, en el extremo noroeste del estado de Jalisco, hasta Cabo San Lucas, en la punta de la Península de Baja California (Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín, 2007; Wilkinson *et al.*, 2009). Con una longitud aproximada de 1,000 km y una amplitud cercana a los 150 km, se trata de un mar estrecho y parcialmente cerrado, cuya única vía de comunicación con el Océano Pacífico corresponde a una boca de aproximadamente 220 km de amplitud, misma que destaca por su complejidad al funcionar básicamente como una zona de mezcla, y representar la zona transicional entre el golfo y el Pacífico abierto (De la Lanza Espino, 1991; Aguirre-Gómez, 2002; Lavín y Marinone, 2003; Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín, 2007).

Desde el punto de vista oceanográfico esta ecorregión ha sido dividida para su estudio en cuatro provincias: 1) el golfo superior, que se extiende desde la desembocadura del Río Colorado hasta la Isla Tiburón; 2) el Canal de Ballenas y la Fosa Salsipuedes, que se localizan entre las islas Ángel de la guarda, San Lorenzo y la Península de Baja California; 3) el golfo inferior, que va desde la Isla Tiburón hasta una línea imaginaria que une a Mazatlán con Cabo San Lucas y 4) la boca del golfo, que corresponde a la zona triangular entre Cabo San Lucas, Mazatlán y Cabo Corrientes, Jal. (De la Lanza Espino, 1991). El área de estudio del presente trabajo se localiza en el margen oriental de las regiones del golfo inferior y boca del golfo, extendiéndose desde Punta Ahome, Sinaloa (25°47' N; 109°29' W), hasta Boca Custodio, Nayarit (21°19' N; 105°15' W). Está área corresponde a las zonas 30, 40 y 60, las cuales forman parte de un conjunto de nueve áreas definidas por el Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) para la administración de los recursos pesqueros en el Pacífico mexicano (Figura 1).

De acuerdo con el INAPESCA, la Zona 30 se localiza desde Punta Ahome, Sin. (25°47' N; 109°29' W) hasta Cerritos, Mazatlán (23°32' N; 106°54' W), presentando un área de

aproximadamente 8,632 km²; la Zona 40 va de Cerritos, Maz. (23°32' N; 106°54' W) al canal de Cuautla, Nayarit (22°11' N; 105°45' W) y exhibe un área cercana a los 2,783 km², y la zona 60, se localiza entre el canal de Cuautla y Boca Custodio (21°19' N; 105°15' W), presentando un área aproximada de 2,131 km² (Figura 1).

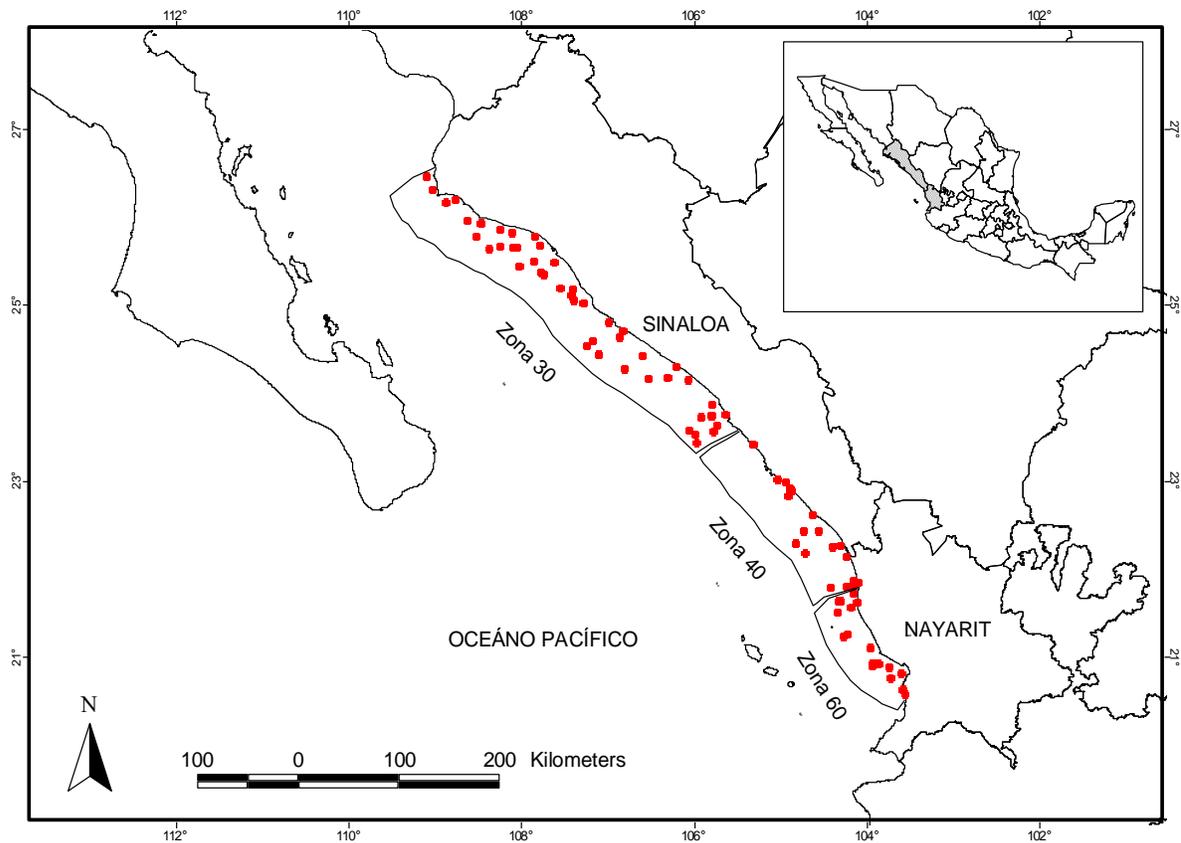


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo dentro de las zonas de pesca 30, 40 y 60.

El GC es una cuenca oceánica relativamente joven, que inició su formación hace aproximadamente cinco millones de años, como resultado de la expansión del piso oceánico y la existencia de fallas de transformación a lo largo de los límites tectónicos de las placas Norteamericana y del Pacífico (Molina-Cruz, 1984; Pérez-Cruz y Urrutia-Fucugauchi, 2009). La región se caracteriza por ser muy heterogénea, presentando un sistema de dorsales oceánicas, numerosas cuencas profundas, ventilas hidrotermales, bahías, arrecifes rocosos

y de coral, sistemas deltaicos, manglares, lechos de pastos marinos, playas arenosas, limosas y rocosas, e islas y lagunas costeras bastante evidentes en las costas occidental y oriental, respectivamente. Su parte norte se caracteriza por presentar una plataforma continental muy amplia, contrastando con la plataforma continental de anchura media y la plataforma continental relativamente angosta presentes en la porción este y oeste, respectivamente (Wilkinson *et al.*, 2009).

Debido a que esta ecorregión se encuentra situada entre dos zonas áridas (el desierto de Sonora al oriente y la Península de Baja California al occidente), y a la presencia de una extensa cadena montañosa a lo largo de la Península de Baja California que reduce el efecto termorregulador del océano Pacífico sobre el interior del golfo, el clima de la región se caracteriza por ser más continental que oceánico, correspondiendo a un clima de tipo semidesértico en el que la tasa de evaporación excede considerablemente a la tasa de precipitación (Molina-Cruz, 1984; de la Lanza Espino, 1991; Pérez-Cruz y Urrutia-Fucugauchi, 2009). Las condiciones climáticas de la zona se encuentran reguladas principalmente por procesos estacionales relacionados con la actividad monzónica, observándose en términos generales características más tropicales y subtropicales durante el verano y condiciones templadas durante el invierno (Pérez-Cruz y Urrutia-Fucugauchi, 2009; Wilkinson *et al.*, 2009).

La boca del GC se caracteriza por presentar una estructura termohalina bastante compleja que según algunos autores (Roden, 1964; Wyrcki, 1967; Molina-Cruz, 1984) se debe fundamentalmente a la confluencia de tres masas de agua principales: 1) aguas de condición fría (temperatura menor a 22 °C) y baja salinidad (menor a 34.6 ‰) transportadas por la corriente de California; 2) aguas cálidas provenientes del Pacífico Oriental Tropical (POT), de temperatura mayor a 25 °C y salinidad intermedia (34.6-34.9 ‰) y 3) aguas de condición templada (22-25°C) y salinidad elevada (mayor a 34.9 ‰) originadas en el interior del golfo. El encuentro de diferentes masas de agua origina gradientes térmicos horizontales muy marcados, así como la formación de remolinos, intrusiones y frentes oceánicos que pueden encontrarse entre los 0 y 200 m de profundidad

(Molina-Cruz, 1984; De la Lanza-Espino, 1991; Wilkinson *et al.*, 2009). En esta zona las salinidades son las más bajas de todo el golfo (salinidad superficial de 34.8 a 35.2 ‰) y las temperaturas son moderadas como resultado de la entrada y mezcla de las aguas del Pacífico (De la Lanza-Espino, 1991).

De acuerdo con De la Lanza-Espino (1991), la salinidad se incrementa desde la boca del golfo hacia la desembocadura del Río Colorado, y a diferencia de lo que sucede en mar abierto, esta decrece con la profundidad en el interior del golfo. La salinidad superficial generalmente fluctúa entre 35 y 35.8 ‰, presentando pequeñas variaciones estacionalmente, y siendo de 1 a 2 ‰ más alta en comparación con las áreas oceánicas adyacentes (Roden, 1964; De la Lanza-Espino, 1991).

La temperatura superficial oscila entre 13 °C y 21 °C durante el invierno, y de 28 °C a 31 °C durante el verano, siendo el calentamiento directo del sol, la advección y la mezcla de masas de agua provocada por las mareas y surgencias los principales factores que influyen en estas variaciones (Roden, 1964; Wilkinson *et al.*, 2009). Las temperaturas superficiales más bajas de todo el golfo se registran en el canal de Ballenas, donde la mezcla de marea es muy fuerte, mientras que las mayores variaciones espaciales y estacionales se presentan en el golfo superior e inferior, siendo más marcadas a lo largo de la Península de Baja California y en la desembocadura del Río Colorado (De la Lanza-Espino, 1991).

Puesto que el Golfo de California presenta un intercambio reducido con el Pacífico abierto, su productividad primaria se obtiene básicamente mediante tres mecanismos naturales: 1) los procesos de surgencia, 2) la mezcla de mareas y 3) la circulación termohalina (Álvarez-Borrego, 2002). El régimen de mareas es mixto, excepto en su sección media en donde generalmente es de tipo diurno; la amplitud de marea varía entre uno y diez metros, incrementando gradualmente desde la boca del golfo hasta la desembocadura del Río Colorado (De la Lanza-Espino, 1991; Wilkinson *et al.*, 2009; Nix, 2013; Robertson y Allen, 2015). La formación de surgencias, al igual que la circulación termohalina, muestra un comportamiento estacional que se encuentra básicamente controlado por el patrón de

vientos dominante; durante diciembre a mayo (condiciones de invierno), los vientos del noreste conducen el agua superficial hacia el sur, donde al confluir con la corriente Norecuatorial, dan lugar a la formación de numerosas surgencias a lo largo de la costa este; un escenario distinto se observa de julio a octubre (condiciones de verano), en donde los vientos provenientes del sureste transportan las aguas superficiales hacia el noroeste y propician la incursión de las aguas del Pacífico en el interior del golfo, dando lugar a la formación de surgencias cerca de costa de la Península de Baja California y a la presencia de aguas más cálidas cerca de las costas de Sonora y Sinaloa (Roden, 1964; Molina-Cruz, 1984; De la Lanza-Espino, 1991; Pérez-Cruz y Urrutia-Fucugauchi, 2009; Wilkinson *et al.*, 2009).

Debido a una combinación de topografía, latitud meridional y al desarrollo de todos los fenómenos oceanográficos ya mencionados, el Golfo de California se caracteriza por presentar una productividad primaria excepcionalmente elevada que sirve de sostén a una amplia diversidad ictiofaunística compuesta por aproximadamente 821 especies de peces óseos y 90 especies de peces cartilaginosos (Molina-Cruz, 1984; Wilkinson *et al.*, 2009). Poblaciones bastante evidentes son las de sardina monterrey (*Sardinops sagax*) y crinuda (*Opisthonema libertate*, *O. bulleri* y *O. medirastre*), además de varias especies de anchovetas (géneros *Anchoa*, *Anchovia*, *Cetengraulis*, *Engraulis*) que se concentran de manera masiva y hacen de esta zona una de las principales áreas de pesca en México.

Aunque si bien la sardina es el principal recurso pesquero que se captura en la región, en términos económicos la pesquería industrial de camarón es la más importante, al generar la mayor tasa de ingreso de divisas por concepto de exportaciones, y así como una derrama económica que asciende a más de 150 millones de dólares por temporada de pesca (SEMARNAT, 2005; CONAPESCA, 2013). De acuerdo con el Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2013, la infraestructura global relacionada con esta actividad incluye alrededor de 792 embarcaciones activas que se encuentran dentro del registro nacional de pesca y acuicultura, siendo el estado de Sinaloa el que presenta la mayor flota camaronera industrial e infraestructura pesquera (CONAPESCA, 2013).

V. MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos analizados en este estudio se derivan de 8 campañas de muestreo realizadas entre 2008 y 2011 por el INAPESCA, como parte de la evaluación anual del estado de las poblaciones de camarón que habitan en el Pacífico mexicano (PM). Dicha información fue obtenida a partir de 234 arrastres de fondo realizados entre los 7 y 64 m de profundidad en la plataforma continental de los estados de Sinaloa y Nayarit, a bordo de embarcaciones con características similares a la flota camaronera industrial. Para la realización de los muestreos se utilizaron redes de arrastre camaroneras con una longitud de la relinga superior de 24 m, abertura de luz de malla de 2 pulgadas en el cuerpo, y luz de malla de 50 mm en el cono terminal. Los arrastres se realizaron en los meses de julio y agosto, durante la temporada de veda del recurso camarón, empleando para ello una velocidad media de dos nudos por hora y una duración aproximada de 60 minutos.

En cada muestreo se registró la fecha, ubicación, velocidad y duración de los lances, además de la temperatura superficial de mar, que fue medida con un termómetro de mercurio con precisión de 0.1°, y la profundidad, que fue registrada mediante la ecosonda del barco. Una vez desembarcada la captura, el camarón fue separado por especies y pesado, mientras que el volumen de fauna de acompañamiento fue estimado de manera empírica por el capitán del barco. Posteriormente se llevó a cabo la extracción de una muestra representativa de FAC, la cual fue empacada, rotulada y almacenada para su posterior análisis en laboratorio.

En el laboratorio la muestra fue separada por especies, registrando el número de individuos y peso total de los mismos. Algunos de los organismos muestreados fueron pesados y medidos para posteriores análisis biométricos como parte de las actividades que realiza el área de Bentónicos del Centro Regional de Investigaciones Pesqueras (CRIP) de Mazatlán. La estimación de la captura por especie en los lances se llevó a cabo mediante la extrapolación del número de individuos y biomasa contenida en la muestra al volumen total de FAC que se registró en cada lance.

V.1 Evaluación de la composición taxonómica y estructura de las comunidades

De acuerdo con diversos autores, una comunidad se define como un conjunto de poblaciones que coexisten en un espacio y tiempo determinados, y que se encuentran en interacción recíproca (Magurran, 2004; Begon *et al.*, 2006; Helfman *et al.*, 2009). Si bien la comunidad es un concepto ecológico fundamental, este ha sido sujeto a interminables debates y discusiones debido a la inexistencia de una definición clara acerca de este término. Por otra parte, el uso constante de la palabra asociación (*assemblage*) como sinónimo de comunidad, así como eventualmente los términos gremio (*guild*) y conjunto (*ensemble*), han creado confusión, y particularmente dificultades para determinar cuál de todos estos es el que se debe aplicar a nuestra unidad de estudio (Magurran, 2004). Puesto que la mayoría de los índices ecológicos que han sido propuestos por los ecólogos se han desarrollado para categorizar o comparar a las comunidades, siendo de esta manera, la comunidad la unidad natural a partir de la cual se evalúa la diversidad de especies, en el presente trabajo se optó por utilizar el término comunidad para referirse al conjunto de las especies de peces bajo estudio, a sabiendas de que existen otros conceptos teóricamente más aceptables, y para los cuales aún no se han desarrollado medidas de biodiversidad que permitan evaluar su estructura o los cambios en la composición de especies que estos experimentan a lo largo del tiempo.

La evaluación de la composición taxonómica de las comunidades se realizó mediante un inventario de las especies de peces que fueron registradas durante los muestreos realizados en cada zona y año de estudio. El orden de las especies dentro de la lista sistemática se presenta según los criterios de Nelson (2006) y Eschmeyer y Fricke (2014). Los nombres comunes que se manejan a lo largo del escrito se derivan de los nombres comunes en español válidos de acuerdo a la Sociedad Americana de Pesquerías (AFS; Nelson *et al.*, 2004).

Debido a que una parte fundamental de este trabajo fue el reconocimiento de las especies de peces que forman parte de la fauna de acompañamiento de camarón del sureste del

Golfo de California, todos los muestreos realizados (234 lances), sin importar faltantes de datos numéricos, fueron utilizados para determinar la composición taxonómica por año y zona; sin embargo, es importante mencionar que para el resto de los análisis únicamente se utilizaron aquellos lances que contenían todos los datos cuantitativos de las especies registradas (212 lances), por lo que en algunos casos, y más específicamente en el 2008, 2010, y en la evaluación de la composición taxonómica global, el número total de especies registradas no es coincidente con los valores de riqueza específica que manejan las curvas de acumulación de especies y otros análisis como el de la variación espacio-temporal de los indicadores comunitarios, en los que sólo se consideraron los muestreos cuya información estaba completa.

Con el objetivo de determinar si el tamaño de la muestra para los análisis de riqueza y diversidad era el adecuado, se analizó la composición taxonómica de cada uno de los años de estudio mediante la curva de acumulación de especies (Sobs) ajustada al modelo de Clench, el cual es uno de los modelos más utilizados en la predicción de la riqueza específica, y ha mostrado el mejor ajuste en la mayoría de los taxa y situaciones reales (Soberón y Llorente, 1993; Castroverde, 2007).

$$S_n = \frac{a * n}{1 + b * n}$$

Donde:

S_n = Número de especies observadas en “n” muestreos.

a = tasa de adición de nuevas especies al comienzo del inventario.

b = parámetro relacionado con la forma de la curva.

n = número de muestreos realizados.

La asíntota de la curva (número teórico de especies) se calcula como a/b ; la proporción de fauna registrada se estima como $S_{obs}/(a/b)$, y la pendiente al final de la curva se encuentra dada por la expresión $a/(1+b*n)^2$.

Los datos fueron aleatorizados mediante el programa EstimateS (Colwell, 2005), utilizando el método de aleatorización sin reemplazo, con 1000 permutaciones, mientras que la ecuación de Clench fue ajustada mediante estimaciones no lineales utilizando el método Simplex and Quasi-Newton que presenta el programa Statistica 7 (StatSoft, Inc. Tulsa, E.U.A.).

El análisis de la estructura de las comunidades se obtuvo de manera independiente para cada uno de los años de estudio y zonas, además de realizarse un análisis global que permitió definir de manera más general cuales son los taxa más abundantes, frecuentes y con mayor biomasa dentro de esta pesquería.

Los estimadores e índices ecológicos que se utilizaron fueron los siguientes:

- Densidad (índice de abundancia/índice de biomasa): se define como el número de individuos capturados (N_i), o bien, la biomasa (B_i) que presenta cada especie por área barrida (km^2).

$$D_i = N_i / \text{Área barrida} \text{ (densidad en términos de abundancia).}$$

$$D_i = B_i / \text{Área barrida} \text{ (densidad en términos de biomasa).}$$

$$\text{Área barrida} = D * R_s * X_2$$

$$D = V * t$$

Donde:

D = distancia recorrida

V = Velocidad de desplazamiento de la red sobre el fondo.

t = Tiempo de duración del arrastre.

R_s = longitud de la relinga superior

X_2 = parte de la relinga superior que equivale al ancho del sector barrido por la red de arrastre. En este caso se utilizó un valor de $X_2 = 0.5$ que de acuerdo con Pauly (1980) es el más adecuado.

- Abundancia (AR) y biomasa relativa (BR): se expresan como el porcentaje de abundancia (N_i) y biomasa (B_i) que presenta cada especie/familia con respecto a las demás.

$$AR = \frac{N_i}{N_T} * 100 \qquad BR = \frac{B_i}{B_T} * 100$$

Donde:

N_i = Número de individuos de la especie i por área barrida.

B_i = Biomasa de la especie i por área barrida.

N_T = Número total de individuos de todas las especies presentes en el área barrida.

B_T = Suma de la biomasa de todas las especies presentes en el área barrida.

- Frecuencia de aparición (FA): representa el número de muestreos en los que estuvo presente cada especie con respecto al número total de muestreos realizados.

$$\%FA = \frac{N_i}{N_T} * 100$$

Donde:

$\%FA$ = Porcentaje de frecuencia de aparición de la especie i .

N_i = Número de muestreos en los que estuvo presente la especie i .

N_T = Número total de muestreos realizados.

- Riqueza específica (S): la medición de la riqueza específica se realizó considerando el número total de especies presentes por año y zona.
- Índice de riqueza de especies de Margalef: para el cálculo de la riqueza de especies como componente de la diversidad se utilizó el índice de Margalef (1968), el cual es una expresión simple de especies en función del logaritmo de la extensión de la muestra. En este índice los valores inferiores a 2 se relacionan con zonas de baja diversidad, mientras que los valores superiores a 5 son indicativos de altas biodiversidades (Margalef, 1995).

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde:

S = Número total de especies

N = Número de individuos.

- Índice de diversidad de Shannon-Wiener: relaciona el número de especies y sus abundancias relativas. Asume que los individuos son muestreados de manera aleatoria y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores de cero cuando existe una sola especie (o ninguna) y el valor máximo de diversidad (logaritmo natural de S) cuando todas las especies presentan la misma abundancia (Magurran, 2004).

$$H' = - \sum p_i * \ln p_i$$

Donde:

p_i = Abundancia proporcional de la especie $i = N_i/N_T$

N_i = Número de individuos de la especie i .

N_T = Número total de individuos de todas las especies.

- Índice de equidad de Pielou (J'): mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, de manera que esta razón puede por consiguiente ser tomada como una medida de uniformidad (Pielou, 1977). Los valores para este índice van de 0 a 1, en donde valores cercanos a 1 indican una alta uniformidad en la muestra y corresponden a situaciones en donde todas las especies son igualmente abundantes, mientras que los valores próximos a cero revelan una alta dominancia por parte de alguna especie (Magurran, 2004).

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

Donde: $H'_{max} = \ln S$

- Índice de dominancia de Pielou (D): indica la presencia de especies dominantes en la muestra. Puesto que representa el inverso de la equidad, su valor puede calcularse mediante la siguiente expresión (Pielou, 1966):

$$D = 1 - J'$$

Donde:

J' = valor calculado de la equidad.

Los valores cercanos a uno indican una alta dominancia de alguna especie, mientras que los valores cercanos a cero son indicativos de ecosistemas muy diversos.

Todos los valores para los índices anteriores fueron obtenidos mediante el programa PRIMER 6 (Primer-E Ltd: Plymouth, Inglaterra). La riqueza, diversidad, equidad, dominancia, abundancia y biomasa global para cada año y zona de estudio fue estimada a partir de las densidades promedio de las especies registradas en cada uno de estos, mientras que el promedio y error estándar de los descriptores comunitarios por lance fue calculado promediando los valores obtenidos de manera independiente para cada uno de los arrastres.

V.2 Clasificación jerárquica de las especies

La ubicación jerárquica de las especies dentro de la comunidad se determinó mediante la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1979), extrapolada a comunidades biológicas por García de León (1988) y modificada por Gonzáles-Acosta (1998; 2005). Este método se basa en el análisis gráfico de la abundancia o biomasa (eje X), contra la frecuencia de aparición que presenta cada especie (eje Y) (Figura 2), y de acuerdo a las áreas en las que el gráfico se divide, se pueden distinguir cuatro categorías:

- 1) Especies dominantes: son aquellos taxa cuyos valores de abundancia y frecuencia de aparición son mayores al promedio de ambos estimadores.

- 2) Especies comunes o constantes: son aquellas especies que aunque su abundancia no es mayor al valor promedio, su frecuencia de aparición si lo es.
- 3) Especies ocasionales: Son aquellos taxa que aunque su abundancia es mayor al valor promedio, exhiben frecuencia de aparición inferior al promedio de este parámetro.
- 4) Especies raras: corresponden a especies cuyos valores de abundancia y frecuencia de aparición se encuentran por debajo del promedio de ambos estimadores.

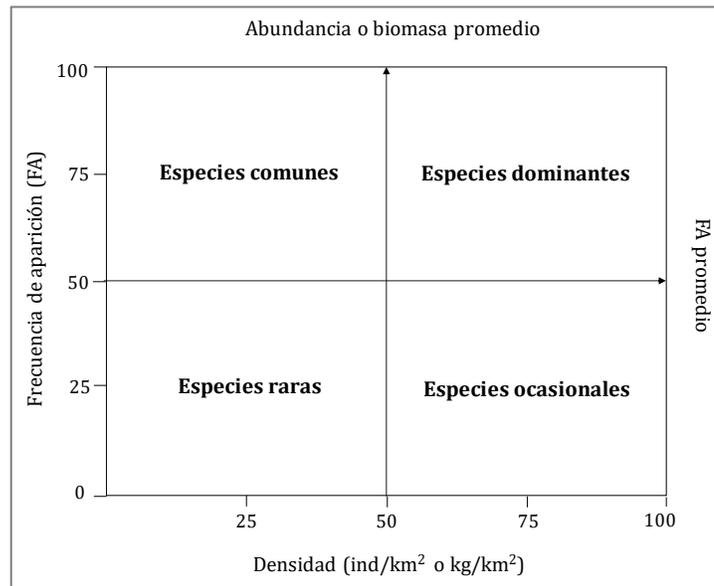


Figura 2. Gráfico teórico de la prueba de Olmstead-Tukey en donde se determina la clasificación de las especies con base en sus valores de abundancia y frecuencia de aparición.

De manera complementaria a la prueba de Olmstead-Tukey, se calculó la importancia relativa de cada especie mediante la aplicación del índice de importancia relativa cuya expresión es la siguiente:

$$IRI = \%FA (\%N_i + \%B_i) \qquad \% IRI = \frac{IRI}{\sum IRI} * 100$$

Donde:

$\%FA$ = Porcentaje de frecuencia de aparición de la especie i.

$\%N_i$ = Abundancia relativa de la especie i .

$\%B_i$ = Biomasa relativa de la especie i

V.3 Variación espacio-temporal de la estructura de la comunidad y su posible relación con eventos oceanográficos de macroescala como “El Niño/Oscilación del sur”

La similitud y patrones de asociación entre los diferentes años de estudio y zonas con base en las especies presentes y sus densidades, se determinó mediante el coeficiente de similitud de Bray–Curtis y el análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (MDS); para ello se construyeron dos matrices, una con los datos de abundancia y otra con las biomasa de las especies, las cuales fueron transformadas a raíz cuadrada con el objetivo de reducir el efecto de las especies dominantes y ponderar la contribución de las especies raras (Ramírez-Valdez, 2009). La bondad de ajuste del MDS fue determinada a través del “*stress*”, el cual es un indicador que mide el grado de distorsión involucrado en la compresión de la ordenación multidimensional en un espacio dimensional menor (Clarke y Warwick, 2001). Si bien el valor de *stress* aumenta no sólo con la reducción de la dimensionalidad, sino también con el incremento en el número de datos, una regla realizada a *grosso modo* por Clarke y Warwick (2001) para la interpretación de las ordenaciones bidimensionales sugiere que valores de *stress* menores a 0.01 son indicativos de ordenaciones perfectas; valores menores de 0.05 denotan una excelente representación; valores por debajo de 0.10 sugieren que la ordenación es buena; valores menores de 0.20 corresponden a ordenaciones potencialmente útiles; valores entre 0.20 y 0.30 se relacionan con ordenaciones que presentan riesgo de interpretación errónea, especialmente cuando el número de muestras es moderado (menor a 50), y finalmente, valores mayores a 0.30 deben de ser tratados con mucho escepticismo y ciertamente desechados, ya que en ese punto las muestras se encuentran cerca de ser arbitrariamente ubicadas en el espacio bidimensional (Clarke y Warwick, 2001).

La significancia de las diferencias espacio-temporales en la composición, abundancia y biomasa de las comunidades, y así como en la riqueza, diversidad, equidad y dominancia promedio de los diferentes años de estudio y zonas, se determinó mediante el análisis de varianza permutacional PERMANOVA, el cual es el equivalente no paramétrico del test ANOVA, y permite definir si existen diferencias significativas entre dos o más grupos estudiados aun cuando los datos no se ajustan a una distribución normal. A diferencia del ANOVA que trabaja con datos crudos, el PERMANOVA opera directamente sobre una matriz de similitud realizando permutaciones no paramétricas, las cuales dan lugar a un estadístico “pseudo F”, y un p-valor bajo el cual se decide si se rechaza o no la hipótesis nula (H_0 : No existen diferencias entre los grupos).

Una vez determinado que años y zonas fueron significativamente diferentes entre sí, se procedió a la realización del análisis de porcentajes de similitud SIMPER, el cual permitió definir la contribución de cada especie tanto a la similitud dentro de los grupos, como a la disimilitud entre los mismos, y por ende, cuáles eran las taxa que en mayor medida estaban produciendo las diferencias. Se consideraron como especies tipificantes a aquellas que contribuyeron con el 50% de la acumulación de la similitud y como especies discriminantes a las que aportaron el 50% de la disimilitud promedio (Clarke y Warwick, 2001).

Todas las rutinas anteriores fueron realizadas mediante el programa PRIMER 6, utilizando un nivel de significancia estadística de $p \leq 0.05$ (Primer-E Ltd: Plymouth, Inglaterra). El número de permutaciones realizadas para el PERMANOVA fue de 500,000.

El efecto de la profundidad y temperatura, así como del Niño/Oscilación del sur sobre los indicadores ecológicos de las comunidades, se determinó mediante el coeficiente de correlación de Spearman (Zar, 1999), realizándose para ello pruebas entre a) los indicadores comunitarios y la profundidad y temperatura superficial del mar registrada durante los muestreos del presente estudio, b) los indicadores comunitarios evaluados para cada año de estudio y los valores del índice oceánico del niño (ONI) disponibles en la página de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) y c) los valores del

ONI y los volúmenes FAC y peces capturados incidentalmente en la pesca industrial de camarón de Sinaloa durante las temporadas de pesca 2003-2004 a 2012-2013. El análisis se llevó a cabo con un nivel de significancia de $p \leq 0.05$ y los datos fueron procesados mediante el programa Statistica 7 (StatSoft, Inc. Tulsa, E.U.A.).

Cabe mencionar que tanto los volúmenes de captura de FAC como de peces en Sinaloa, fueron estimados a partir de las capturas históricas de camarón reportadas por la CONAPESCA para este estado, las cuales fueron extrapoladas a las proporciones de FAC: camarón y a los porcentajes de peces que reportan algunos autores en las pesquerías del Pacífico mexicano y sureste del Golfo de California (Pérez-Mellado y Findley, 1985; INAPESCA y CONAPESCA, 2006; Madrid-Vera *et al.*, 2007; Madrid-Vera *et al.*, 2010).

Bajo la premisa de que lo que se observa en el presente es consecuencia de lo que sucedió en el pasado, todos los análisis para probar relaciones entre el ONI y las variaciones en la abundancia, biomasa y volúmenes de captura de los distintos taxa fueron realizados con y sin retraso de un año.

VI. RESULTADOS

Derivado de las ocho campañas de muestreo realizadas entre julio de 2008 y agosto de 2011, se colectó un total de 951, 496 organismos pertenecientes a nueve grupos faunísticos: cnidarios, crustáceos, equinodermos, moluscos, peces, anélidos, poríferos, sipuncúlidos y foraminíferos. De estos, el grupo con mayor riqueza específica y aporte a la captura fue el de los peces, los cuales constituyeron cerca del 62 y 86% de la abundancia y biomasa global, respectivamente, y estuvieron representados por un total de 203 especies distribuidas en 122 géneros, 56 familias, 19 órdenes y 2 clases. La clase Actinopterygii fue la más representativa con 182 especies, mientras que los Condrictios estuvieron representados por 21 taxa, siendo el orden Myliobatiformes el que aportó el mayor número de taxones a esta clase (13 especies, 8 géneros y 4 familias). Con relación a los peces óseos el orden más sobresaliente fue Perciformes, el cual aportó el 53% de especies registradas y estuvo representado por un total de 112 especies, 57 géneros y 21 familias.

Dentro de los peces radiados, las familias mejor representadas en riqueza específica fueron Sciaenidae (30 especies), Carangidae (19 especies), Haemulidae (11 especies), Paralichthyidae (11 especies), Serranidae (10 especies) y Gerreidae (9 especies); en relación a los elasmobranquios destacaron Urotrygonidae con siete especies, Rhinobatidae con cuatro, y Myliobatidae con tres. Un total de 21 familias estuvieron representadas por una sola especie.

El 34% de las especies registradas (69 especies) estuvieron presentes durante los cuatro años de estudio; el 18.2% (37 especies) en tres de los cuatro años; el 14.3% (29 especies) en dos años, y el 33.5% (68 especies) en un sólo año. Con relación al factor espacial, el 48.8% (99 especies) se registró a lo largo de las tres zonas; el 19.7% (40 especies) estuvo presente en dos zonas, y el 31.5% (64 especies) únicamente se registró en una zona. Las zonas 30 y 40 presentaron el mayor número de especies exclusivas con 25 y 22 taxa, respectivamente.

VI.1 Lista sistemática de las especies de peces que forman parte de la FAC del sureste del Golfo de California

Phyllum Chordata

Clase Chondrichthyes

Subclase Elasmobranchii

Orden Carcharhiniformes

Familia Sphyrnidae

Sphyrna lewini (Griffith y Smith, 1834)

Orden Torpediniformes

Familia Torpedinidae

Tetronarce tremens (de Buen, 1959)

Familia Narcinidae

Narcine entemedor Jordan y Starks, 1895

Narcine vermiculatus Breder, 1928

Orden Rajiformes

Familia Rhinobatidae

Rhinobatos glaucostigma Jordan y Gilbert, 1883

Rhinobatos productus Ayres, 1854

Zapteryx exasperata (Jordan y Gilbert, 1880)

Zapteryx xyster Jordan y Evermann, 1896

Orden Myliobatiformes

Familia Urotrygonidae

Urobatis concentricus Osburn y Nichols, 1916

Urolophus halleri Cooper, 1863

Urotrygon aspidura (Jordan y Gilbert, 1882)

Urotrygon chilensis (Günther, 1872)

Urotrygon munda Gill, 1863

Urotrygon nana Miyake y McEachran, 1988

Urotrygon rogersi (Jordan y Starks, 1895)

Familia Dasyatidae

Dasyatis brevis (Garman, 1880)*Dasyatis longa* (Garman, 1880)

Familia Gymnuridae

Gymnura marmorata (Cooper, 1864)

Familia Myliobatidae

Aetobatus narinari (Euphrasen, 1790)*Manta birostris* (Walbaum, 1792)*Rhinoptera steindachneri* Evermann y Jenkins, 1892

Clase Actinopterygii

Subclase Neopterygii

Orden Albuliformes

Familia Albulidae

Albula nemoptera (Fowler, 1911)*Albula vulpes* (Linnaeus, 1758)

Orden Anguilliformes

Familia Muraenidae

Gymnothorax panamensis (Steindachner, 1876)

Familia Ophichthidae

Myrophis vafer Jordan y Gilbert, 1883*Ophichthus triserialis* (Kaup, 1856)*Ophichthus zophochir* Jordan y Gilbert, 1882

Familia Muraenesocidae

Cynoponticus coniceps (Jordan y Gilbert, 1882)

Orden Clupeiformes

Familia Pristigasteridae

Pliosteostoma lutipinnis (Jordan y Gilbert, 1882)

Familia Engraulidae

Anchoa exigua Jordan y Gilbert, 1882*Anchoa helleri* (Hubbs, 1921)

Anchoa ischana (Jordan y Gilbert, 1882)

Anchoa mundeola (Gilbert y Pierson, 1898)

Anchoa nasus (Kner y Steindachner, 1867)

Anchoa walkeri Baldwin y Chang, 1970

Anchovia macrolepidota (Kner, 1863)

Cetengraulis mysticetus (Günther, 1867)

Familia Clupeidae

Opisthonema libertate (Günther, 1867)

Opisthopterus dovii (Günther, 1868)

Orden Siluriformes

Familia Ariidae

Ariopsis guatemalensis (Günther, 1864)

Bagre panamensis (Gill, 1863)

Bagre pinnimaculatus (Steindachner, 1877)

Cathorops dasycephalus (Günther, 1864)

Cathorops fuerthii (Steindachner, 1877)

Occidentarius platypogon (Günther, 1864)

Orden Aulopiformes

Familia Synodontidae

Synodus evermanni Jordan y Bollman, 1890

Synodus lacertinus Gilbert, 1890

Synodus scituliceps Jordan y Gilbert, 1882

Orden Ophidiiformes

Familia Ophidiidae

Brotula clarkae Hubbs, 1944

Lepophidium prorates (Jordan y Bollman, 1890)

Orden Batrachoidiformes

Familia Batrachoididae

Porichthys analis Hubbs y Schultz, 1939

Orden Lophiiformes

Familia Lophiidae

Lophiodes caularis (Garman, 1899)

Familia Antennariidae

Fowlerichthys avalonis (Jordan y Starks, 1907)

Orden Beloniformes

Familia Exocoetidae

Oxyporhamphus micropterus (Valenciennes, 1847)

Prognichthys tringa Breder, 1928

Orden Mugiliformes

Familia Mugilidae

Mugil cephalus Linnaeus, 1758

Mugil curema Valenciennes, 1836

Orden Gasterosteiformes

Familia Syngnathidae

Hippocampus ingens Girard, 1858

Familia Fistulariidae

Fistularia corneta Gilbert y Starks, 1904

Orden Scorpaeniformes

Familia Scorpaenidae

Scorpaena russula Jordan y Bollman, 1890

Scorpaena sonorae Jenkins y Evermann, 1889

Familia Triglidae

Bellator loxias (Jordan, 1897)

Bellator xenisma (Jordan y Bollman, 1890)

Prionotus albirostris Jordan y Bollman, 1890

Prionotus birostratus Richardson, 1844

Prionotus horrens Richardson, 1844

Prionotus ruscarius Gilbert y Starks, 1904

Prionotus stephanophrys Lockington, 1881

Orden Perciformes

Familia Centropomidae

- Centropomus armatus* Gill, 1863
- Centropomus medius* Günther, 1864
- Centropomus nigrescens* Günther, 1864
- Centropomus robalito* Jordan y Gilbert, 1882

Familia Serranidae

- Alphestes multiguttatus* (Günther, 1867)
- Cephalopholis panamensis* (Steindachner, 1877)
- Diplectrum eumelum* Rosenblatt y Johnson, 1974
- Diplectrum macropoma* (Günther, 1864)
- Diplectrum pacificum* Meek y Hildebrand, 1925
- Epinephelus analogus* Gill, 1863
- Hyporthodus acanthistius* (Gilbert, 1892)
- Hyporthodus niveatus* (Valenciennes, 1828)
- Paralabrax maculatofasciatus* (Steindachner, 1868)
- Rypticus nigripinnis* Gill, 1861

Familia Opistognathidae

- Opistognathus mexicanus* Allen y Robertson, 1991

Familia Priacanthidae

- Pristigenys serrula* (Gilbert, 1891)

Familia Carangidae

- Alectis ciliaris* (Bloch, 1787)
- Carangoides otrynter* (Jordan y Gilbert, 1883)
- Caranx caballus* Günther, 1868
- Caranx hippos* (Linnaeus, 1766)
- Caranx vinctus* Jordan y Gilbert, 1882
- Chloroscombrus orqueta* Jordan y Gilbert, 1883
- Hemicaranx leucurus* (Günther, 1864)
- Hemicaranx zelotes* Gilbert, 1898

Oligoplites altus (Günther, 1868)
Oligoplites refulgens Gilbert y Starks, 1904
Oligoplites saurus (Bloch y Schneider, 1801)
Selar crumenophthalmus (Bloch, 1793)
Selene brevoortii (Gill, 1863)
Selene orstedii Lütken, 1880
Selene peruviana (Guichenot, 1866)
Seriola lalandi Valenciennes, 1833
Trachinotus kennedyi Steindachner, 1876
Trachinotus paitensis Cuvier, 1832
Trachinotus rhodopus Gill, 1863

Familia Lutjanidae

Hoplopagrus guentherii Gill, 1862
Lutjanus argentiventris (Peters, 1869)
Lutjanus colorado Jordan y Gilbert, 1882
Lutjanus guttatus (Steindachner, 1869)
Lutjanus novemfasciatus Gill, 1862
Lutjanus peru (Nichols y Murphy, 1922)

Familia Gerreidae

Diapterus aureolus (Jordan y Gilbert, 1882)
Diapterus peruvianus (Cuvier, 1830)
Eucinostomus argenteus Baird y Girard, 1855
Eucinostomus currani Zahuranec, 1980
Eucinostomus entomelas Zahuranec, 1980
Eucinostomus gracilis (Gill, 1862)
Eugerres axillaris (Günther, 1864)
Eugerres lineatus (Humboldt, 1821)
Gerres cinereus (Walbaum, 1792)

Familia Haemulidae

Conodon serrifer Jordan y Gilbert, 1882

Haemulopsis axillaris (Steindachner, 1869)

Haemulopsis elongatus (Steindachner, 1879)

Haemulopsis leuciscus (Günther, 1864)

Haemulopsis nitidus (Steindachner, 1869)

Haemulon sexfasciatum Gill, 1862

Haemulon steindachneri (Jordan y Gilbert, 1882)

Orthopristis chalceus (Günther, 1864)

Pomadasys macracanthus (Günther, 1864)

Pomadasys panamensis (Steindachner, 1876)

Xenichthys xanti Gill, 1863

Familia Sparidae

Calamus brachysomus (Lockington, 1880)

Familia Polynemidae

Polydactylus approximans (Lay y Bennett, 1839)

Polydactylus opercularis (Gill, 1863)

Familia Sciaenidae

Bairdiella ensifera (Jordan y Gilbert, 1882)

Cynoscion reticulatus (Günther, 1864)

Cynoscion squamipinnis (Günther, 1867)

Cynoscion stolzmanni (Steindachner, 1879)

Elattarchus archidium (Jordan y Gilbert, 1882)

Isopisthus remifer Jordan y Gilbert, 1882

Larimus acclivis Jordan y Bristol, 1898

Larimus argenteus (Gill, 1863)

Larimus effulgens Gilbert, 1898

Menticirrhus elongatus (Günther, 1864)

Menticirrhus nasus (Günther, 1868)

Menticirrhus panamensis (Steindachner, 1875)

Menticirrhus undulatus (Girard, 1854)

Micropogonias altipinnis (Günther, 1864)

Micropogonias ectenes (Jordan y Gilbert, 1882)

Micropogonias megalops (Gilbert, 1890)

Ophioscion scierus (Jordan y Gilbert, 1884)

Ophioscion strabo Gilbert, 1897

Ophioscion vermicularis (Günther, 1867)

Paralanchurus dumerilii (Bocourt, 1869)

Paralanchurus goodei Gilbert, 1898

Paralanchurus petersii Bocourt, 1869

Paralanchurus rathbuni (Jordan y Bollman, 1890)

Stellifer ericymba (Jordan y Gilbert, 1882)

Stellifer fuerthii (Steindachner, 1876)

Stellifer illecebrosus Gilbert, 1898

Stellifer melanocheir Eigenmann, 1918

Stellifer sp. Oken, 1817

Umbrina roncadorensis Jordan y Gilbert, 1882

Umbrina xanti Gill, 1862

Familia Mullidae

Mulloidichthys dentatus (Gill, 1862)

Pseudupeneus grandisquamis (Gill, 1863)

Familia Chaetodontidae

Chaetodon humeralis Günther, 1860

Familia Pomacanthidae

Pomacanthus zonipectus (Gill, 1862)

Familia Eleotridae

Dormitator latifrons (Richardson, 1844)

Familia Gobiidae

Bollmannia chlamydes Jordan, 1890

Bollmannia ocellata Gilbert, 1892

Familia Ehippidae

Chaetodipterus zonatus (Girard, 1858)

Parapsettus panamensis (Steindachner, 1876)

Familia Sphyraenidae

Sphyraena ensis Jordan y Gilbert, 1882

Familia Trichiuridae

Trichiurus lepturus Linnaeus, 1758

Familia Scombridae

Scomberomorus sierra Jordan y Starks, 1895

Familia Stromateidae

Peprilus medius (Peters, 1869)

Peprilus snyderi Gilbert y Starks, 1904

Orden Pleuronectiformes

Familia Paralichthyidae

Ancylopsetta dendritica Gilbert, 1890

Citharichthys gilberti Jenkins y Evermann, 1889

Citharichthys platophrys Gilbert, 1891

Citharichthys xanthostigma Gilbert, 1890

Cyclopsetta panamensis (Steindachner, 1876)

Cyclopsetta querna (Jordan y Bollman, 1890)

Etropus crossotus Jordan y Gilbert, 1882

Hippoglossina tetrophthalma (Gilbert, 1890)

Paralichthys woolmani Jordan y Williams, 1897

Syacium latifrons (Jordan y Gilbert, 1882)

Syacium ovale (Günther, 1864)

Familia Bothidae

Bothus constellatus (Jordan, 1889)

Engyophrys sanctilaurentii Jordan y Bollman, 1890

Familia Achiridae

Achirus mazatlanus (Steindachner, 1869)

Achirus scutum (Günther, 1862)

Trinectes fonsecensis (Günther, 1862)

Familia Cynoglossidae

Symphurus chabanaudi Mahadeva y Munroe, 1990

Symphurus elongatus (Günther, 1868)

Symphurus leei Jordan y Bollman, 1890

Orden Tetraodontiformes

Familia Balistidae

Balistes polylepis Steindachner, 1876

Familia Monacanthidae

Aluterus monoceros (Linnaeus, 1758)

Aluterus scriptus (Osbeck, 1765)

Familia Tetraodontidae

Arothron hispidus (Linnaeus, 1758)

Sphoeroides annulatus (Jenyns, 1842)

Sphoeroides lobatus (Steindachner, 1870)

Familia Diodontidae

Chilomycterus reticulatus (Linnaeus, 1758)

Diodon hystrix Linnaeus, 1758

VI.2 Representatividad del muestreo; curvas de acumulación de especies

El modelo de Clench ajustado a las curvas de acumulación construidas para cada uno de los años de estudio mostró un buen ajuste en todos los casos (coeficiente de determinación R^2 cercano a 1; pendiente al final de la curva menor a 0.1), indicando que los inventarios de las especies de peces obtenidos son altamente fiables, y por lo tanto, que el tamaño de la muestra para los análisis de riqueza y diversidad es el adecuado (Tabla 1; Figura 3).

Debido a que para la realización de las curvas de acumulación únicamente se consideraron los 212 lances que contenían todos los datos cuantitativos de las especies registradas, el número de especies observadas que se reporta en el análisis global (Tabla 1) es de 193, y no de 203, que fue el número total de especies que se registró en los 234 lances realizados durante el periodo de estudio. De acuerdo con el cálculo de la asíntota se tiene un número teórico de 204 especies; si sólo se consideran los 212 lances utilizados para el análisis, se tiene que el 95% de las especies ícticas que conforman la comunidad fue registrado, porcentaje que se mejora al considerar también los lances con faltantes numéricos (99.5% de ictiofauna registrada).

Tabla 1. Valores del modelo de Clench estimados para la validación del tamaño de muestra de cada uno de los años de estudio. E= esfuerzo de muestreo (número de lances), Sobs= especies observadas, S_{esp} = Riqueza esperada, a y b= parámetros ajustados, R^2 = coeficiente de determinación, p= pendiente al final de la curva.

Año	E	Sobs	S_{esp}	a	b	R^2	P
2008	89	144	158	13.500	0.086	0.986	1.45×10^{-3}
2009	71	142	161	14.442	0.090	0.992	2.41×10^{-3}
2010	28	115	140	19.770	0.141	0.993	0.019
2011	24	98	129	15.238	0.119	0.994	0.021
Global	212	193	204	9.814	0.048	0.974	1.99×10^{-4}

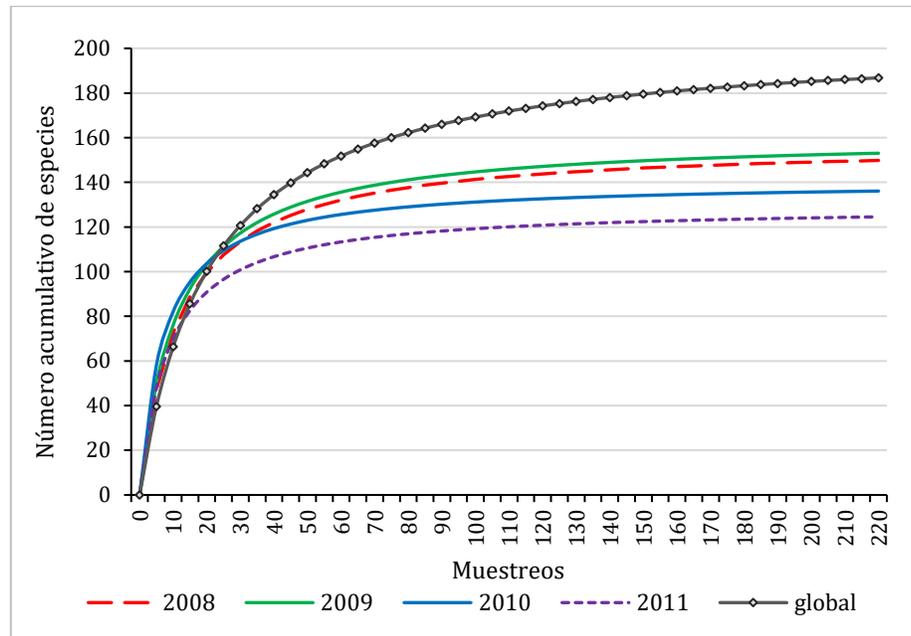


Figura 3. Curvas de acumulación de las especies de peces predichas por el modelo de Clench para cada uno de los años de estudio.

VI.3 Composición y estructura de las comunidades

VI.3.1 Análisis global

El intervalo de tallas de los organismos capturados durante el periodo de estudio varió de 5 a 118.9 cm de longitud total, registrándose un promedio de 22 ± 0.9 cm. El peso promedio fue de 119 ± 2.7 gr, con un máximo de 4 kg, que correspondió a *Lutjanus colorado*, y un mínimo de 1.6 gr que correspondió a *Pomadasys panamensis*. Las familias mejor representadas en riqueza específica fueron Sciaenidae con 30 especies, Carangidae con 19 y Haemulidae y Paralichthyidae con 11 cada una (Figura 4a).

El índice de abundancia utilizado indicó que la mojarra charrita *Eucinostomus gracilis* fue la especie más abundante de la comunidad con $3,169 \pm 747$ ind/km², seguida por la mojarra aletas amarillas *Diapterus peruvianus* ($2,938 \pm 724$ ind/km²) y el ronco brillante

Haemulopsis nitidus ($2,756 \pm 719$ ind/km²). Otras especies abundantes fueron el jorobado papelillo *Selene peruviana* ($2,554 \pm 471$ ind/km²), el bagre congo *Cathorops fuerthii* ($2,436 \pm 557$ ind/km²) y la palometa *Peprilus medius* ($2,419 \pm 1090$ ind/km²) (Figura 5a). En relación a la contribución porcentual por familia a la abundancia global, se determinó que la familia Gerreidae fue la más dominante con un aporte de 18.6%, seguida por Haemulidae y Carangidae, quienes presentaron contribuciones de 14.7% y 10.2%, respectivamente, y finalmente los Paralichthyidae (9.4%) y los Sciaenidae (8%), cuya contribución ascendió a 17.4% (Figura 4b).

Las especies dominantes de acuerdo al índice de biomasa fueron *D. peruvianus* (206.8 ± 40.1 kg/km²), el roncacho mapache *Pomadasys panamensis* (191.1 ± 27.5 kg/km²), *C. fuerthii* (169.6 ± 34.3 kg/km²) y *P. medius* (163.6 ± 72.4 kg/km²) (Figura 5b), mientras que a nivel de familia destacaron Haemulidae, Gerreidae, Ariidae, Sciaenidae y Stromateidae, las cuales contribuyeron con más del 50% a la biomasa global del presente estudio (Figura 4c).

Chloroscombrus orqueta y *S. peruviana* fueron las especies más frecuentes durante los arrastres (%FA= 61); un segundo estrato lo ocuparon *P. panamensis*, *Citharichthys gilberti* y *D. peruvianus*, quienes exhibieron valores de FA de 54%, 52% y 52%, respectivamente (Figura 5c). El 64% de las especies registradas presentó una FA menor a 5%.

La ubicación jerárquica de las especies mediante la prueba de Olmstead-Tukey utilizando los indicadores de abundancia y biomasa, fue muy similar entre sí, indicando que la mayoría de las especies que son dominantes en abundancia también lo son en biomasa; entre las 31 especies que mantuvieron la categoría de dominante con ambos indicadores se encuentran *Diapterus peruvianus*, *Pomadasys panamensis*, *Selene peruviana*, *Eucinostomus gracilis*, *Haemulopsis nitidus*, *Chloroscombrus orqueta*, *Cathorops fuerthii*, *Citharichthys gilberti*, *Centropomus robalito*, *Peprilus medius* y *Eucinostomus currani*, los cuales fueron los taxa con mayor representatividad en las capturas de acuerdo con el índice de importancia relativa (Tabla 21.-Anexos).

A partir del análisis gráfico de la abundancia y frecuencia de aparición, se definió que el 17.7% de las especies registradas durante el periodo de estudio fueron taxa dominantes, el 14.8% constantes, el 1% ocasionales, y el 66.5% raras (Figura 6a). El elenco de las especies dominantes, clasificadas según su biomasa y frecuencia de aparición, estuvo conformado por 42 especies (20.7%) que presentaron una biomasa promedio mayor a 15.4 kg y FA superior a 20; 24 especies se clasificaron como constantes (11.8%), *Pomadasys macracanthus* y *Pristigenys serrula* como ocasionales (1%), y al igual que con el indicador de abundancia, el 66.5% (135 especies) de las especies registradas resultaron ser raras al utilizar la biomasa promedio (Tabla 21-Anexos; Figura 6b).

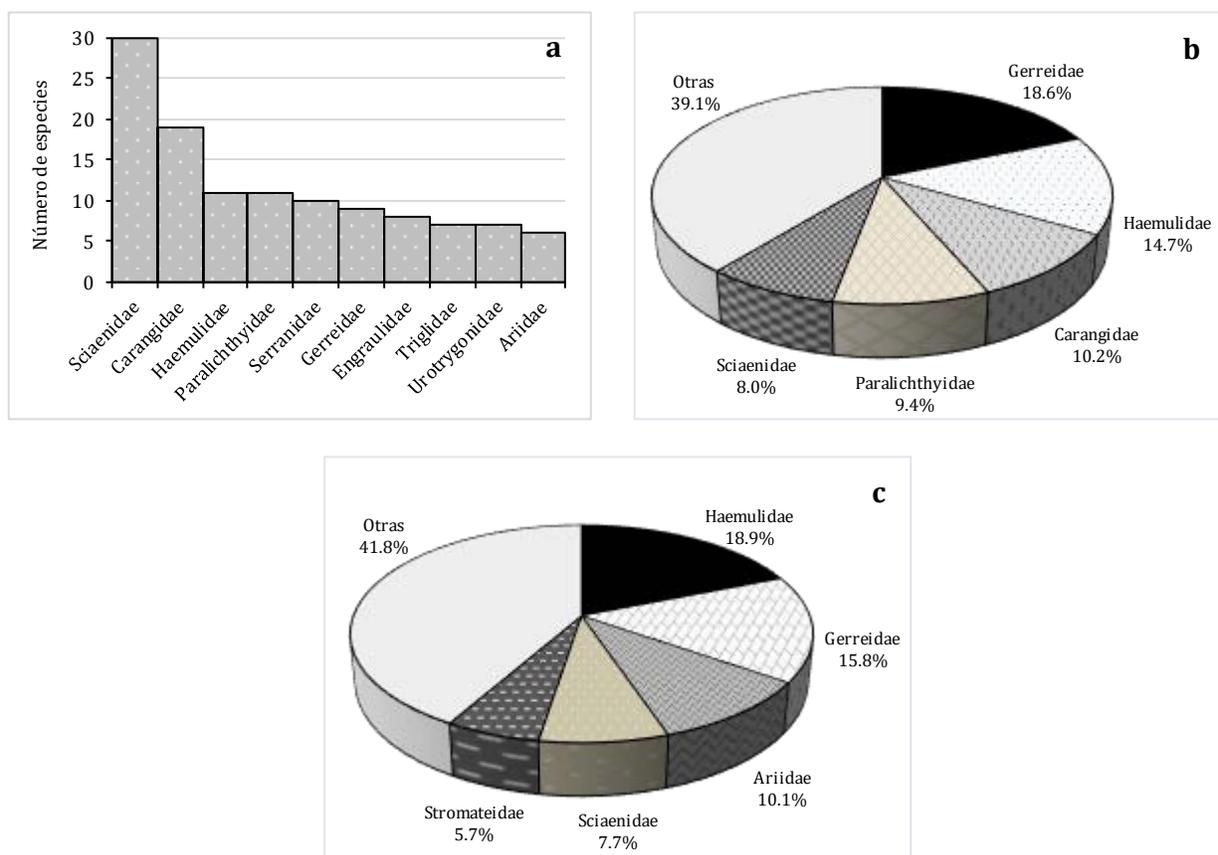


Figura 4. Familias ícticas a) con mayor número de especies, b) aporte a la abundancia global y c) contribución a la biomasa total durante el periodo de estudio.

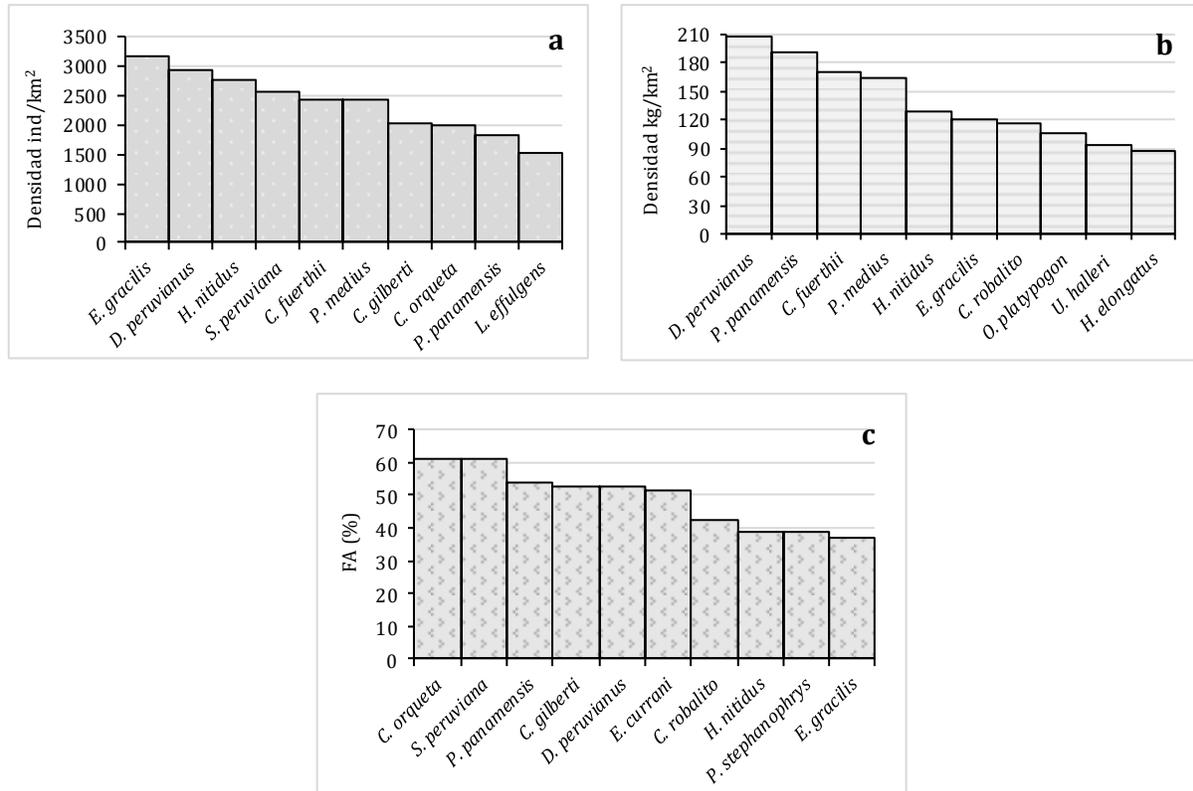


Figura 5. Especies de peces a) más abundantes, b) con mayor biomasa y c) con mayor frecuencia dentro de la FAC del sureste del Golfo de California.

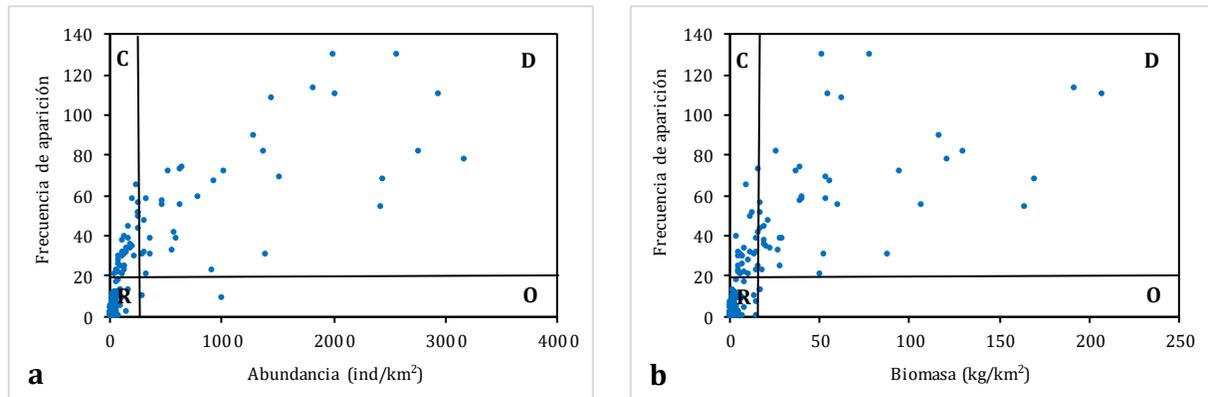


Figura 6. Clasificación jerárquica de las especies de peces que forman parte de la FAC del sureste del Golfo de California. Indicadores: a) Frecuencia de aparición y abundancia (ind/km²); b) Frecuencia de aparición y biomasa (kg/km²). Categorías: D= Especies dominantes, C= Especies constantes, O=Especies ocasionales, R= Especies raras.

VI.3.2 Análisis temporal (por años de estudio)

Las capturas de organismos variaron entre los años de estudio, colectándose el mayor número en el 2008 y 2009, años en los que el esfuerzo de muestreo fue hasta 2.5 veces mayor comparado con el aplicado en los otros años. El año que exhibió la mayor composición taxonómica fue el 2008 con 156 especies, 97 géneros y 52 familias, mientras que el 2011 fue el año con la menor representación de especies, y un total de 68 géneros y 38 familias (Tabla 2).

Tabla 2. Número de especies, géneros y familias registradas durante los años de estudio. N= número de organismos colectados.

Año	N	Especies	Géneros	Familias
2008	251,245	156	97	52
2009	194,337	142	92	48
2010	81,002	117	78	40
2011	63,037	98	68	38

Durante los cuatro años de estudio las familias mejor representadas en riqueza específica fueron Sciaenidae y Carangidae; el mayor registro de sciaénidos se realizó en el 2008 con 23 especies, mientras que, en el caso de los carángidos, el mayor número de especies se presentó en el 2009 con 13 taxa. Otras familias con buena representatividad fueron Haemulidae, que se ubicó dentro de las cinco familias dominantes en todos los años de estudio, y Paralichthyidae, que registró el mismo número de especies que la familia Haemulidae en el 2009 (10 especies) y se ubicó en el cuarto y quinto estrato durante el 2010 y 2011, respectivamente (Figura 7). Entre el 46% y 54% de las familias registradas en los diferentes años estuvieron representadas por una sola especie.

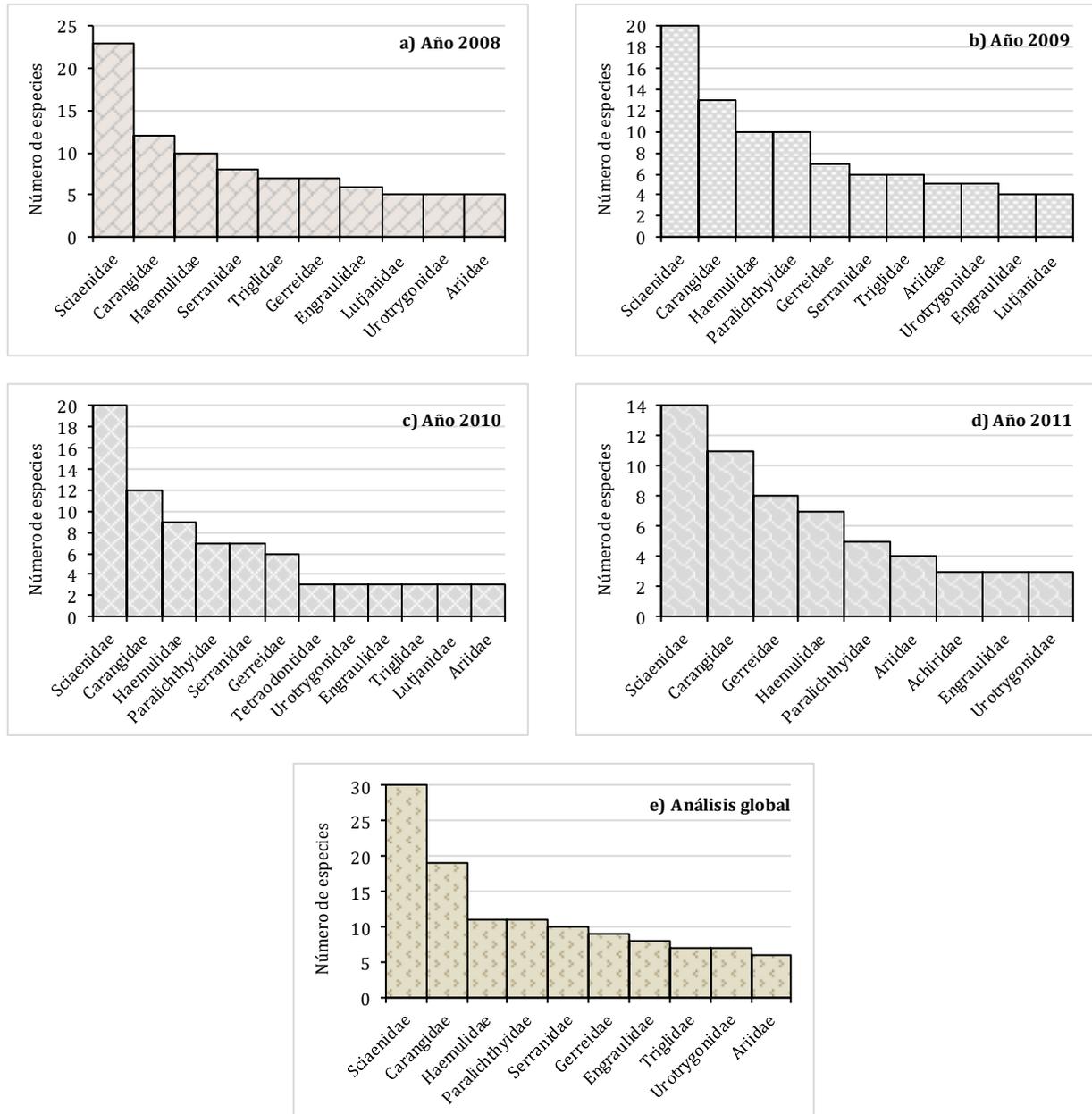


Figura 7. Familias ícticas dominantes en riqueza específica durante cada uno de los años de estudio. Se incluye la gráfica de las familias más dominantes en términos generales (e) para fines comparativos.

Fue evidente el aporte en las capturas de la familia Gerreidae, que por dos años consecutivos (2008 y 2009) contribuyó con más del 20% a la abundancia global, y durante los cuatro años considerados, se ubicó entre los cinco taxa dominantes (Figura 8). Este mismo patrón se observó en la familia Haemulidae, que durante el 2008 y 2009 aportó la mayor biomasa con 17.6% y 25.1%, respectivamente, y se mantuvo dentro de las cinco familias dominantes en el 2010 y 2011 (Figura 9). En el 2010, la familia Sciaenidae dominó las capturas con 22.1% de abundancia relativa, y un aporte de 18.2% a la biomasa global (Figuras 8 y 9 c). Para el 2011, esta familia fue reemplazada en términos de abundancia por Carangidae, que contribuyó con el 21.1% de los organismos capturados durante ese año (Figura 8d); con respecto a la biomasa, registró una BR muy similar a la de la familia Gerreidae, aportando junto con esta última, más del 25% de la biomasa global, y exhibiendo densidades promedio por encima de 440 kg/km² (Figura 9d). Otras familias con contribuciones importantes fueron Paralichthyidae, que del 2008 al 2010 se ubicó entre las cinco familias más abundantes, y por otra parte Ariidae, que ocupó el tercer estrato en términos de biomasa durante esos mismos años, y se mantuvo dentro del elenco de las cinco familias dominantes en el 2011 al registrar una biomasa relativa incluso superior a la de la familia Haemulidae (11.7%) (Figuras 8 y 9).

Entre el 76 y 83% de las familias registradas en los diferentes años de estudio presentó abundancias relativas menores a 3% y su contribución de manera conjunta a la abundancia global no sobrepasó en ninguno de los casos el 20%. Con respecto a la biomasa, entre el 76 y 83% presentó un aporte menor a 3%, y sus densidades estuvieron por debajo de los 100 kg/km².

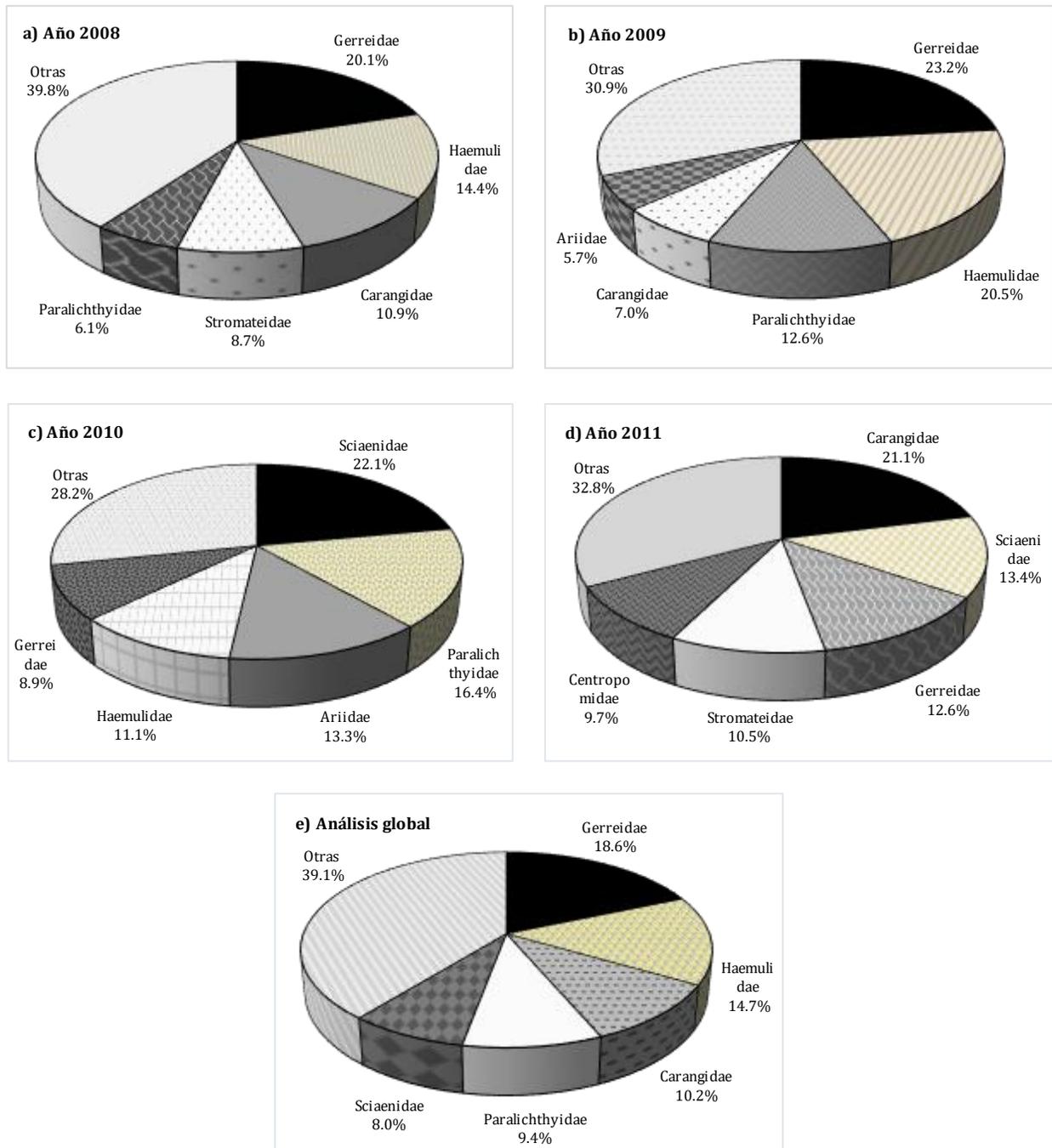


Figura 8. Contribución porcentual por familia a la abundancia global durante cada uno de los años de estudio. Se incluye la gráfica de las familias con mayor contribución en términos generales (e) para fines comparativos.

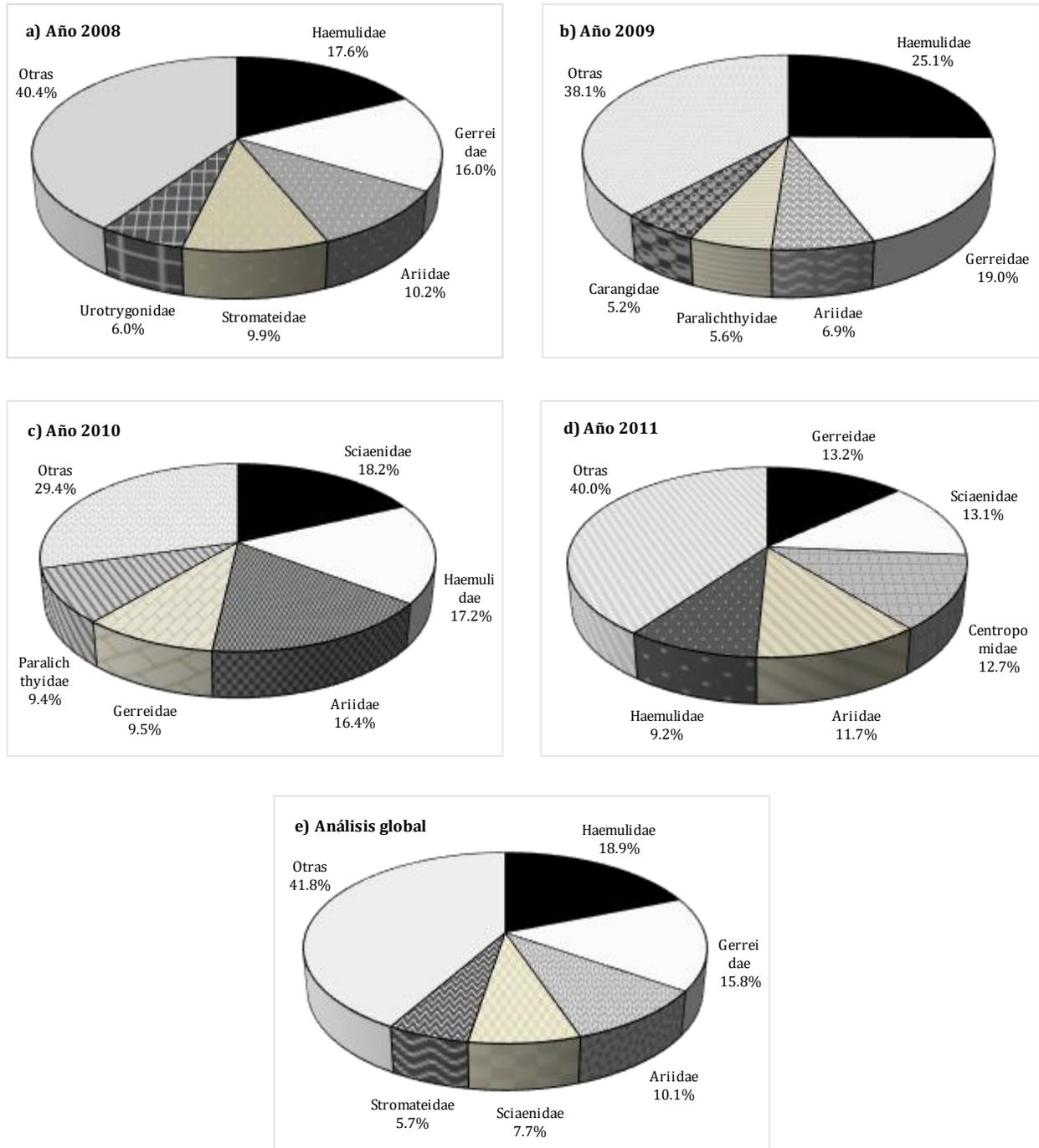


Figura 9. Contribución porcentual por familia a la biomasa total durante cada uno de los años de estudio. Se incluye la gráfica de las familias con mayor contribución en términos generales (e) para fines comparativos.

La palometa *P. medius* destacó como la especie dominante del 2008 al presentar la mayor abundancia ($4,238 \pm 2,523$ ind/km²) y biomasa promedio (291.9 ± 168 kg/km²), así como un aporte de 8.6% y 9.7% a la abundancia y biomasa global, respectivamente. Otras especies con índices de abundancia significativos fueron *H. nitidus* ($3,240 \pm 15,239$ ind/km²) y *E. gracilis* ($3,211 \pm 1,343$ ind/km²), mientras que *Occidentarius platypogon* y *D. peruvianus* se integraron al conjunto de las tres especies con mayor biomasa al exhibir densidades promedio de 225.2 ± 160.9 kg/km² y 185 ± 81 kg/km², respectivamente (Figuras 10 y 11 a). Esta composición presentó cambios durante los siguientes tres años, en el 2009, *E. gracilis* y *P. panamensis* dominaron las capturas con $5,215 \pm 1,425$ ind/km² y 255.5 ± 50.4 kg/km², respectivamente, mientras que en el 2010 las especies dominantes fueron *Larimus effulgens* (6669 ± 2845 ind/km²), *S. ovale* (6519 ± 1877 ind/km²), y *C. fuerthii* (6447 ± 2934 ind/km²), que además de ubicarse entre los tres taxa más abundantes, resultó ser la especie con mayor aporte a la biomasa global de ese año (13.2% BR; 373.6 ± 169.7 kg/km²) (Figuras 10 y 11 b-c). En el 2011 las capturas estuvieron dominadas en términos de abundancia por *S. peruviana*, *P. medius*, *C. robalito*, *C. fuerthii* y *C. orqueta*, los cuales presentaron densidades promedio por encima de 4000 ind/km², y contribuciones superiores a 8%; *C. robalito* y *C. fuerthii* también destacaron a nivel de biomasa (contribuciones de 12.5% y 11.2%, respectivamente), exhibiendo las mayores densidades registradas por especie durante el periodo de estudio (423.1 ± 96.3 kg/km² y 378.2 ± 144.6 kg/km², respectivamente) (Figuras 10 y 11 d).

Entre el 56 y 62% de las especies registradas en cada uno de los años de estudio exhibió densidades promedio inferiores a 100 ind/km²; entre el 77 y 85% presentó abundancias relativas por debajo de 1%, y entre el 65 y 78% registró contribuciones a la biomasa global menores a 0.5%.

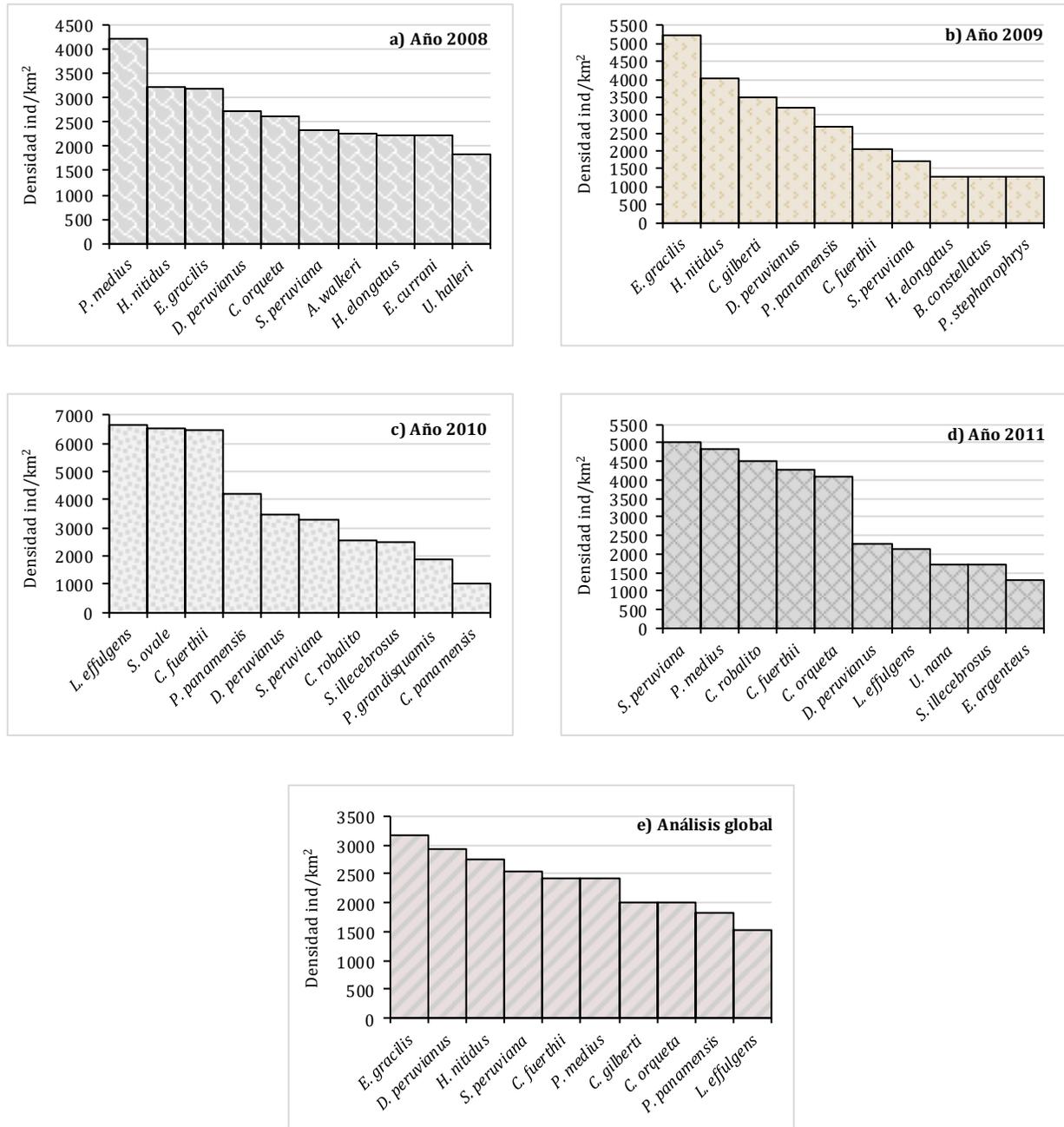


Figura 10. Especies de peces más abundantes en la FAC durante cada uno de los años de estudio. Se incluye la gráfica de las especies con mayor densidad promedio según el análisis global (e) para fines comparativos.

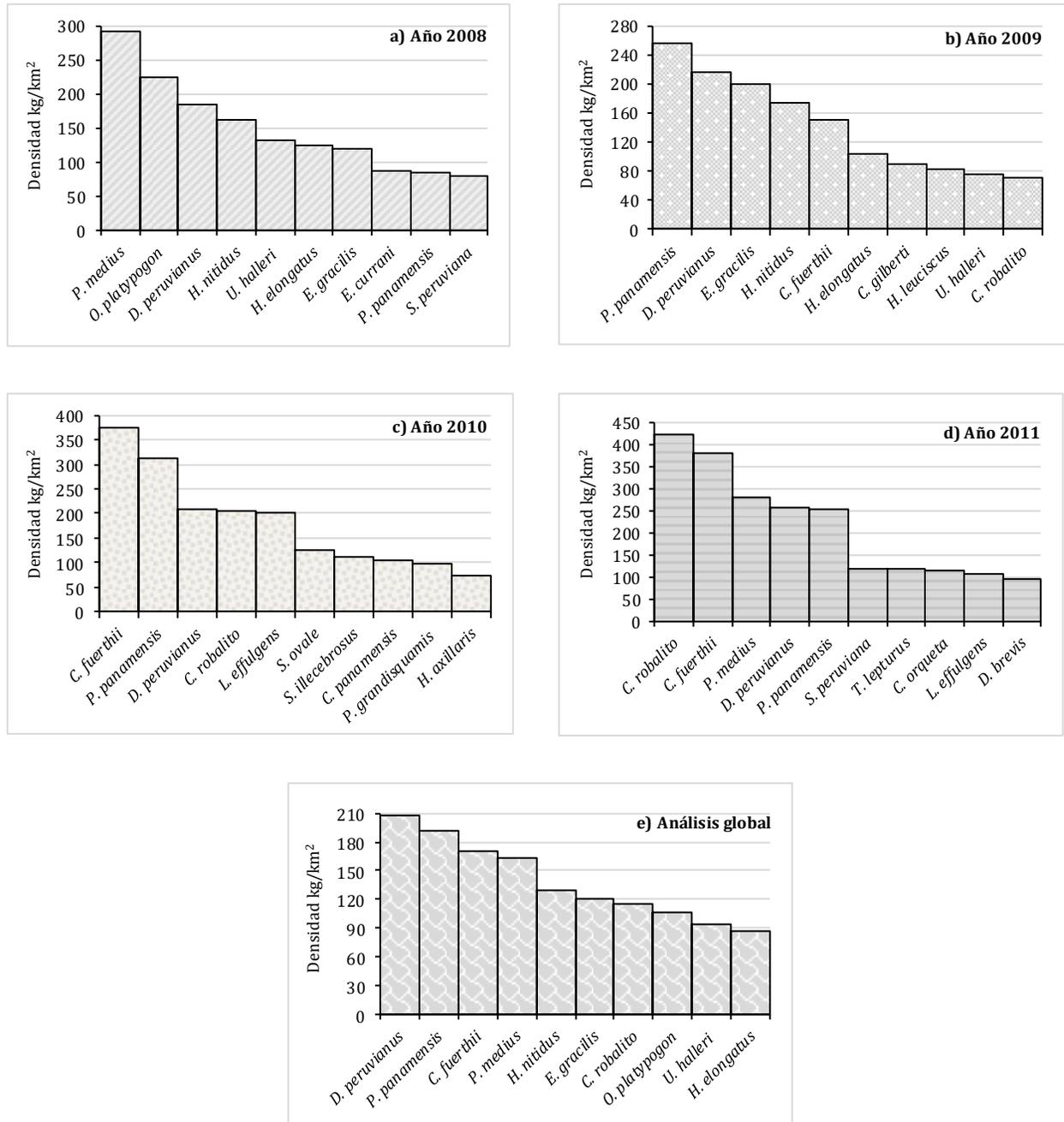


Figura 11. Especies de peces con mayor biomasa durante cada uno de los años de estudio. Se incluye la gráfica de las especies con mayor biomasa promedio en la evaluación global (e) para fines comparativos.

La horqueta del Pacífico *C. orqueta* se distinguió como la especie íctica mejor distribuida del 2008 al registrarse en el 70% de los muestreos realizados; la segunda especie más frecuente fue *S. peruviana* (63%), que además se ubicó en el conjunto de los 10 taxa con mayor frecuencia en todos los años, y en el 2010 y 2011 resultó ser la especie con más registros durante los muestreos (75% y 88% de FA, respectivamente). Otras especies frecuentes fueron *C. gilberti*, que presentó la mayor frecuencia de aparición en el 2009 (68%) y se ubicó en el tercer estrato junto con *E. currani* en el 2008 (50% FA cada una), y por otra parte, *D. peruvianus* y *P. panamensis*, que a pesar de no haber registrado las frecuencias más altas, se mantuvieron dentro de los taxa con mayor presencia a lo largo de los cuatro años de estudio (Figura 12). El 53% de las especies registradas en el 2008, el 46% en el 2009, 31% en el 2010 y 38% en el 2011, presentaron una FA menor a 5%; entre el 19 y 38% de estas, estuvieron presentes en un solo lance.

Durante la realización de la prueba de O. Tukey, se observó que mientras que algunas especies eran favorecidas con el indicador de abundancia, otras cambiaban a una categoría inferior al utilizar la biomasa promedio, o viceversa. De esta manera, especies como *C. zonatus* y *L. effulgens*, que fueron clasificadas como dominantes con el índice de abundancia en el 2008, cambiaron a la categoría de constantes al utilizar la biomasa promedio, mientras que otras como *B. panamensis*, *B. polylepis*, *P. approximans*, *P. horrens*, *R. glaucostigma* y *S. evermanni*, clasificadas como constantes al utilizar la abundancia, resultaron ser dominantes con el indicador de biomasa al efectuar la prueba en el 2009. De las especies registradas en el 2008 y 2009, 24 resultaron ser dominantes tanto en términos de abundancia como de biomasa; de las 18 especies clasificadas como dominantes con el indicador de abundancia en el 2010, 15 se mantuvieron en esta categoría al realizar la prueba con la biomasa, y a excepción de cuatro especies que se clasificaron como dominantes con un indicador pero con el otro no durante el 2011, el resto de los taxa (16 especies) se mantuvieron en esta categoría con ambos indicadores (Tabla 3).

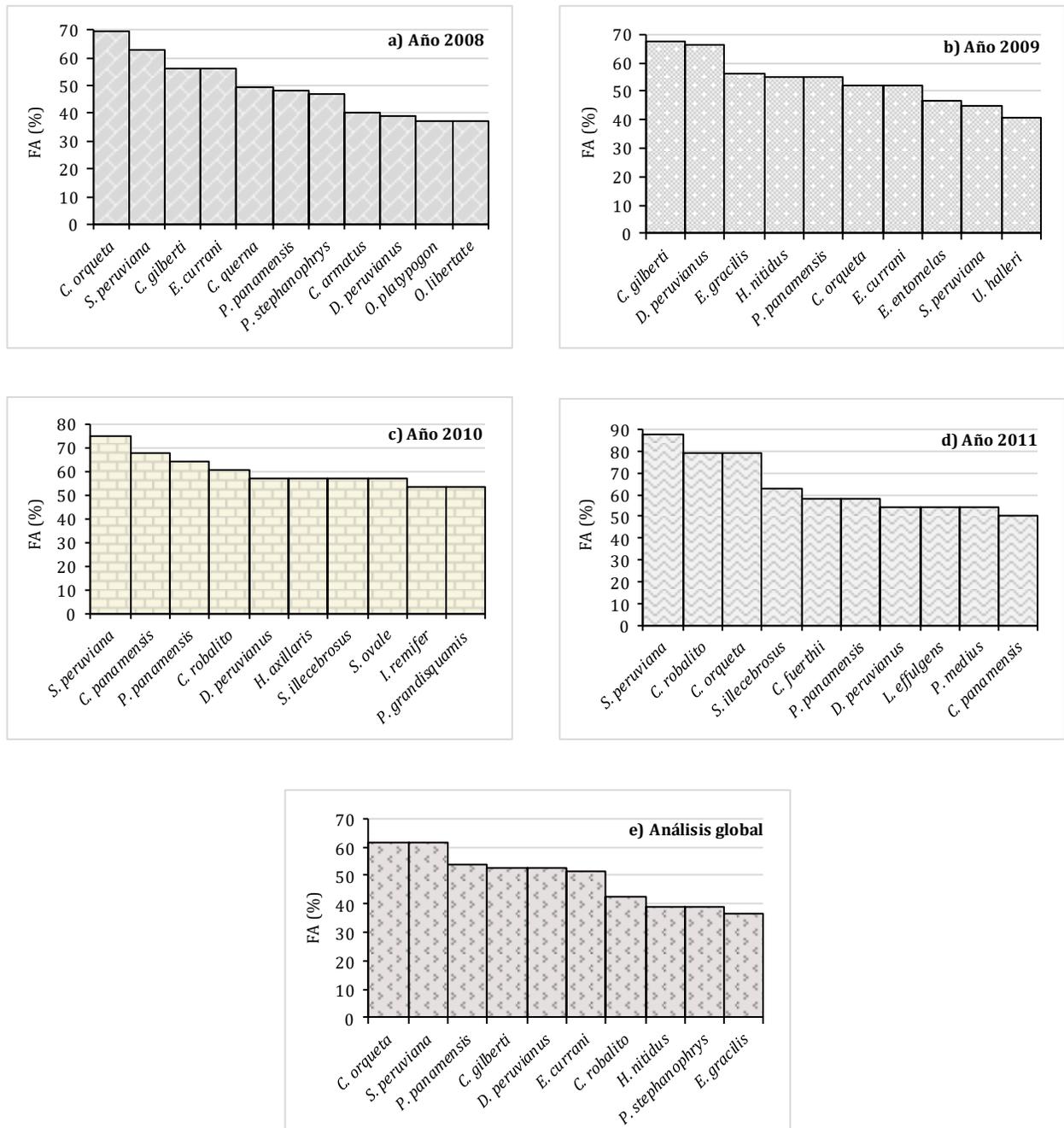


Figura 12. Especies ícticas más frecuentes durante los muestreos realizados en cada uno de los años de estudio. Se incluye la gráfica de las especies con mayor frecuencia de aparición según el análisis global (e) para fines comparativos.

De acuerdo con el análisis gráfico de la abundancia y frecuencia de aparición, se definió que entre el 15 y 20% de las especies de peces registradas durante cada uno de los años de estudio fueron dominantes, entre el 12 y 20% comunes, y entre el 64 y 68% raras (Tabla 3; Figura 13). Las especies ocasionales estuvieron representadas por máximo tres taxa, con excepción del 2009, en donde ninguna especie fue clasificada bajo esta categoría (Figura 13). *C. fuerthii*, *C. robalito*, *D. peruvianus*, *L. effulgens*, *P. panamensis*, *P. stephanophrys*, *S. peruviana* y *S. illecebrosus* se clasificaron como dominantes a lo largo de los cuatro años de estudio.

En lo referente a la clasificación a partir del análisis de la biomasa y FA, se determinó que entre el 17 y 21% de los taxa fueron dominantes, entre el 10 y 18% comunes, y entre el 64 y 68% raros (Tabla 3; Figura 14). Nuevamente el elenco de los ocasionales fue el menos representativo, y de manera similar que en la prueba del 2009 con la abundancia, ninguna especie fue catalogada como ocasional en el 2010 al utilizar este indicador (Figura 14). Se hace evidente la dominancia de *C. fuerthii*, *C. robalito*, *D. peruvianus*, *P. panamensis* y *S. peruviana* al permanecer en esta categoría durante todos los años de estudio también en términos de biomasa.

Tabla 3. Porcentaje de especies dominantes (D), comunes (C), ocasionales (O) y raras (R) registradas en cada año de estudio de acuerdo con la prueba de Olmstead Tukey. Indicadores frecuencia de aparición y abundancia= (a); indicadores frecuencia de aparición y biomasa= (b). D_{ab} = Número de especies dominantes tanto en términos de abundancia como de biomasa.

Año	%D _a	%C _a	%O _a	%R _a	%D _b	%C _b	%O _b	%R _b	D_{ab}
2008	16.7	14.7	1.3	67.3	18.6	12.8	4.5	64.1	24
2009	19.7	12.7	0	67.6	21.1	11.3	2.1	65.5	24
2010	15.4	19.7	0.9	64.1	17.1	17.9	0	65	15
2011	17.3	12.2	3.1	67.3	19.4	10.2	4.2	68.4	16

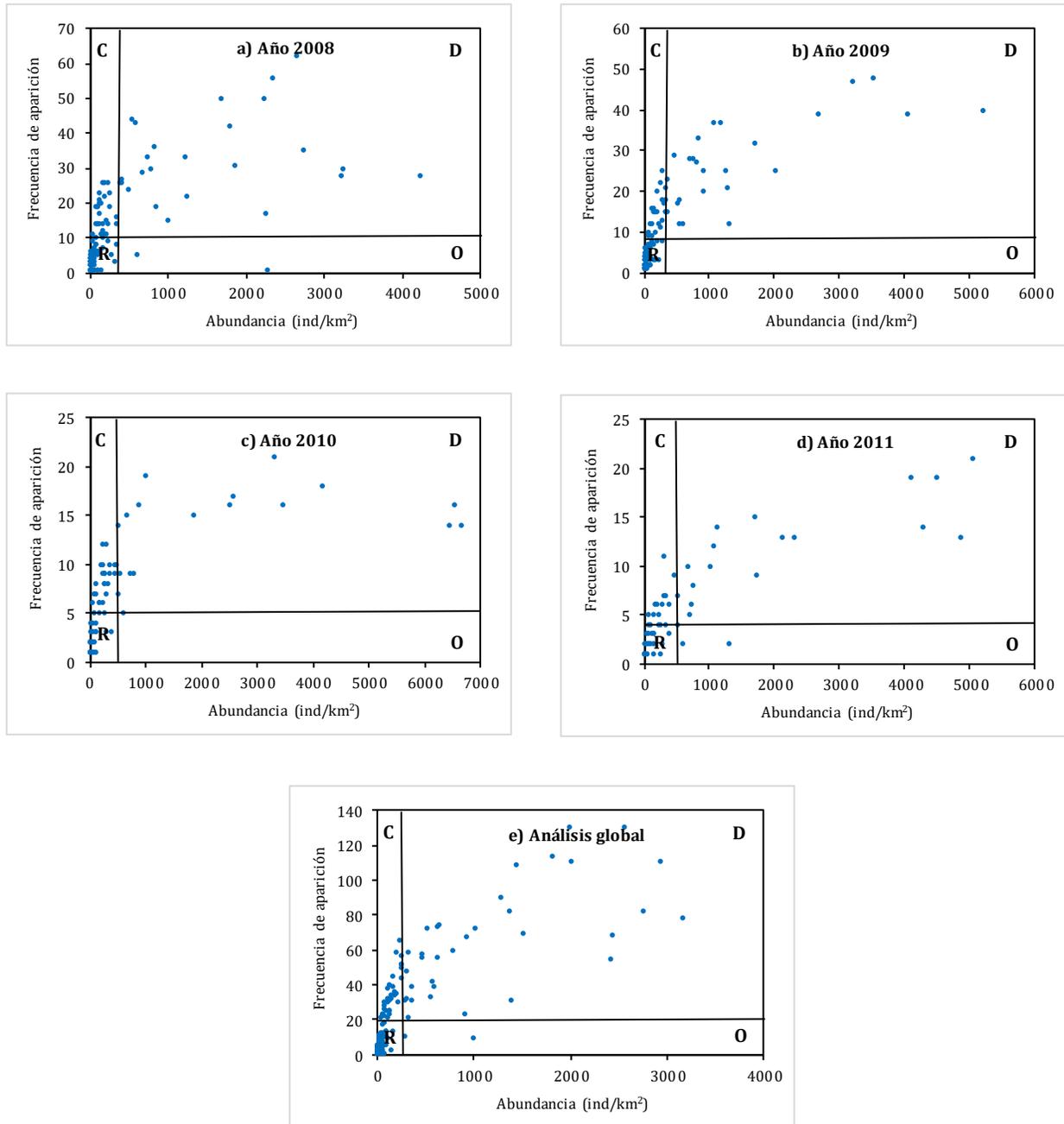


Figura 13. Clasificación jerárquica de las especies de peces mediante la prueba de Olmstead-Tukey. Indicadores: frecuencia de aparición y abundancia. Categorías: D= Especies dominantes, C= Especies constantes, O=Especies ocasionales, R= Especies raras. Se incluye la gráfica de la evaluación global (e) para fines comparativos.

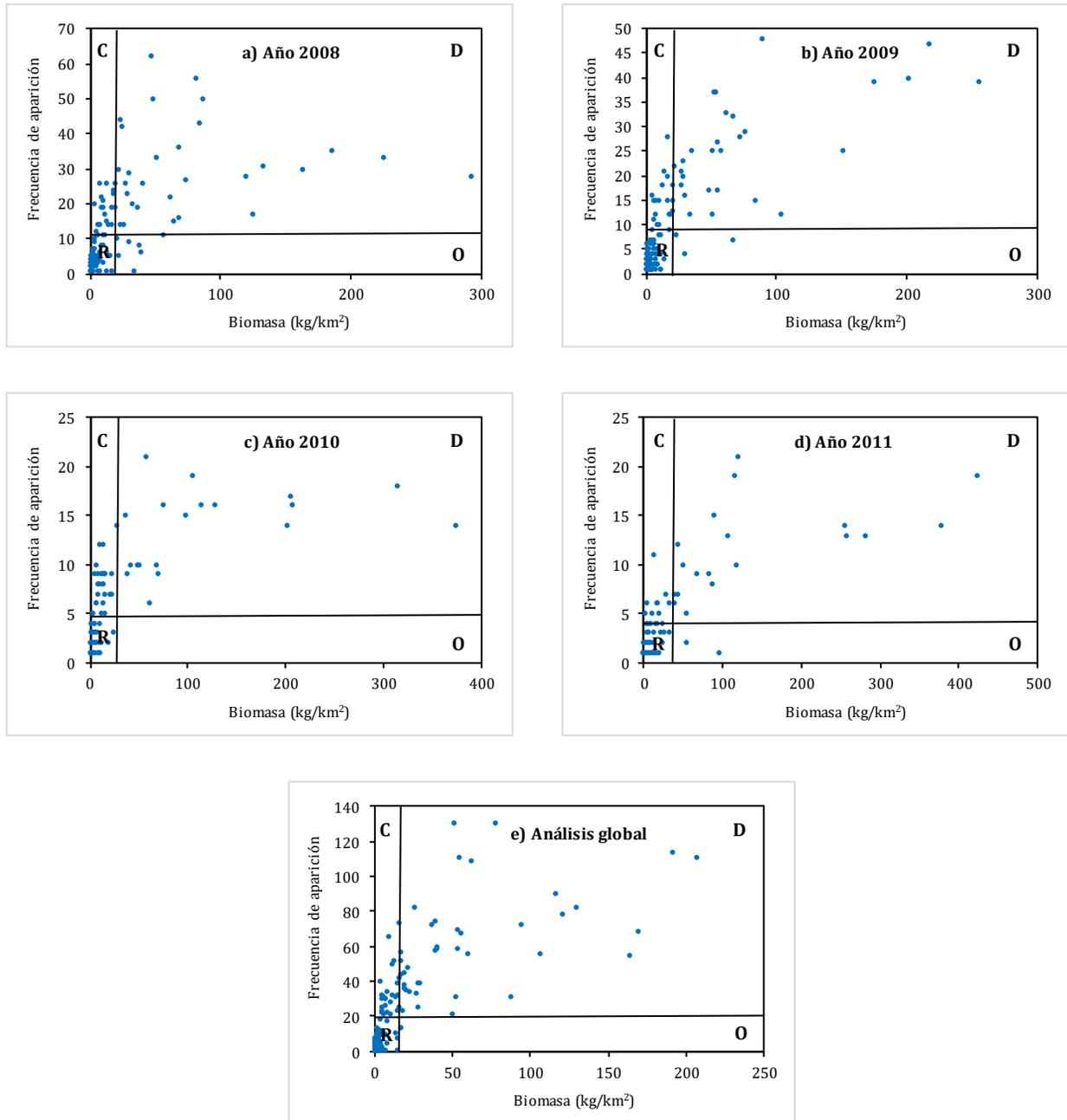


Figura 14. Clasificación jerárquica de las especies ícticas con base en sus valores de frecuencia de aparición y biomasa. Categorías: D= Especies dominantes, C= Especies constantes, O=Especies ocasionales, R= Especies raras. Se incluye la gráfica de la evaluación global (e) para fines comparativos.

VI.3.3 Análisis espacial (por zonas de muestreo)

Debido principalmente al mayor registro de especies de sciaénidos, urotrigónidos y serránidos, la zona en la que se registró la mayor composición específica fue la zona 40, con un total de 154 taxa. La comunidad de la zona 30 estuvo integrada por 147 especies, 92 géneros y 49 familias. La zona que exhibió la menor composición taxonómica fue la zona 60 con el registro de un menor número de taxa en todas las categorías taxonómicas (Tabla 4). Seis familias se registraron exclusivamente en la zona 30 (Eleotridae, Exocoetidae, Gobiidae, Lophiidae, Opistognathidae y Priacanthidae), Sparidae y Pomacanthidae en la zona 40, y Muraenidae y Torpedinidae en la zona 60.

Tabla 4. Número de taxa registrados en cada una de las zonas de estudio. N= número de organismos colectados.

Zona	N	Especies	Géneros	Familias	Ordenes
30	358, 510	147	92	49	18
40	117, 240	154	91	47	18
60	113, 871	139	87	45	17

Las familias mejor representadas en riqueza específica en las tres zonas de estudio fueron Sciaenidae, Carangidae, Paralichthyidae, Haemulidae y Gerreidae, de las cuales Sciaenidae y Carangidae ocuparon los dos primeros estratos en todos los casos. El mayor registro de sciaénidos se llevó a cabo en la zona 40 con 27 especies, incluyendo a *U. roncadorensis*, *P. dumerilii*, *M. panamensis*, *M. undulatus* y *B. ensifera*, que se registraron únicamente en esta área. Con respecto a los carángidos, el mayor número de taxa lo exhibió la zona 30 con 16 especies, y un registro exclusivo que correspondió a *Alectis ciliaris* (Figura 15).

24 de las familias registradas en la zona 30, 22 de la zona 40, y 21 de la zona 60, estuvieron representadas por una sola especie.

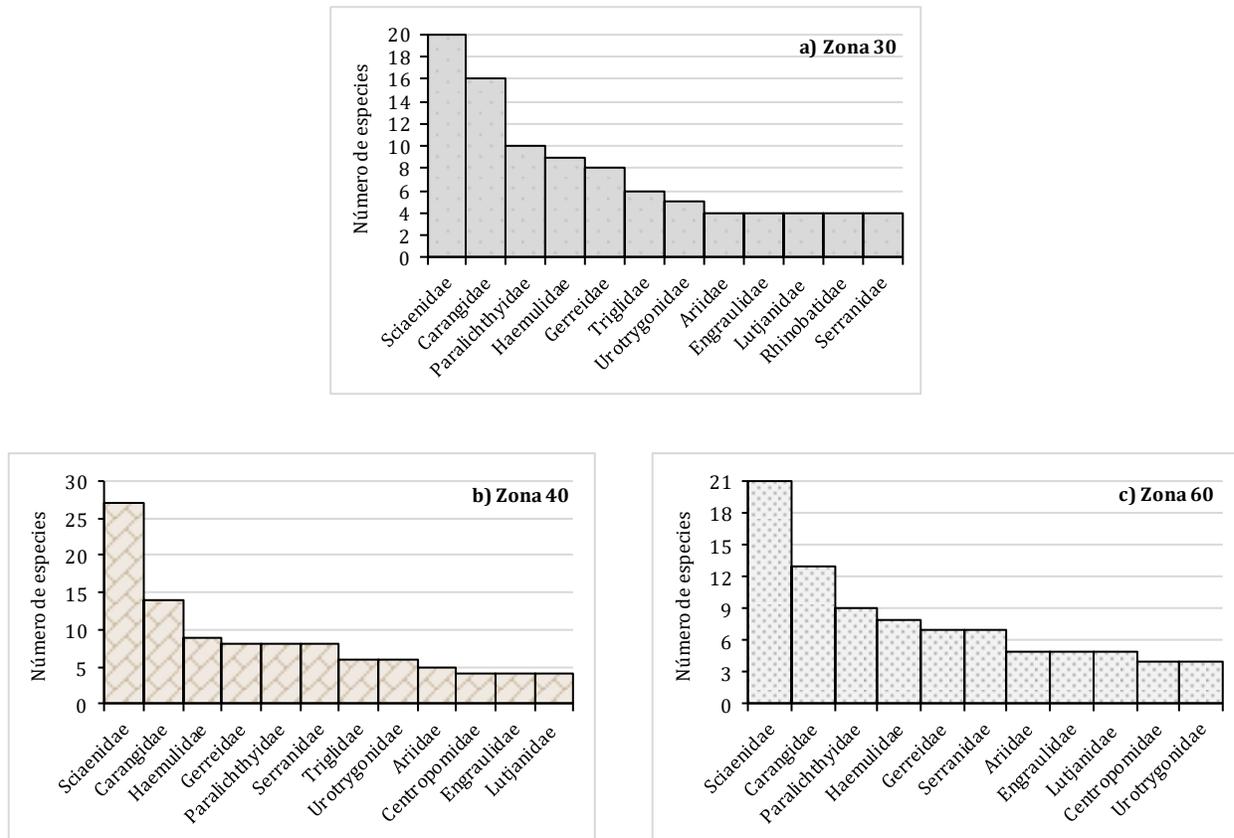


Figura 15. Familias con mayor número de especies por zona de estudio.

La abundancia y biomasa total de la zona 30 estuvo representada de manera relevante por los gerreidos y haemúlidos, que se distinguieron como las familias dominantes tanto en términos de abundancia como de biomasa, y aportaron en conjunto el 41.8% de los organismos colectados (Figuras 16 y 17 a). Estas familias también contribuyeron significativamente a la abundancia y biomasa de la zona 40, conformando junto con Carangidae, Ariidae y Sciaenidae, el conjunto de los cinco taxa dominantes. La familia Ariidae se distinguió como el taxón con mayor aporte a la biomasa (21.2%) y fue la segunda familia más abundante de la zona (12.2% AR), mientras que la familia Carangidae resultó ser la más sobresaliente en términos de abundancia (21.1% AR), y fue el quinto taxa con mayor contribución a la biomasa (7.2%) (Figuras 16 y 17 b).

El elenco de las cinco familias más abundantes de la zona 60 estuvo integrado por Sciaenidae (19%), Carangidae (13.9%), Centropomidae (12.5%), Haemulidae (11.6%) y Gerreidae (10.7%), las cuales aportaron en conjunto el 67.7% de la abundancia global y exhibieron densidades promedio superiores a 3400 ind/km² (Figura 16c). A excepción de Carangidae, estas mismas familias se ubicaron también entre los cinco taxa con mayor biomasa, incorporándose a este grupo la familia Ariidae, que fue la que ocupó el quinto estrato (Figura 17c).

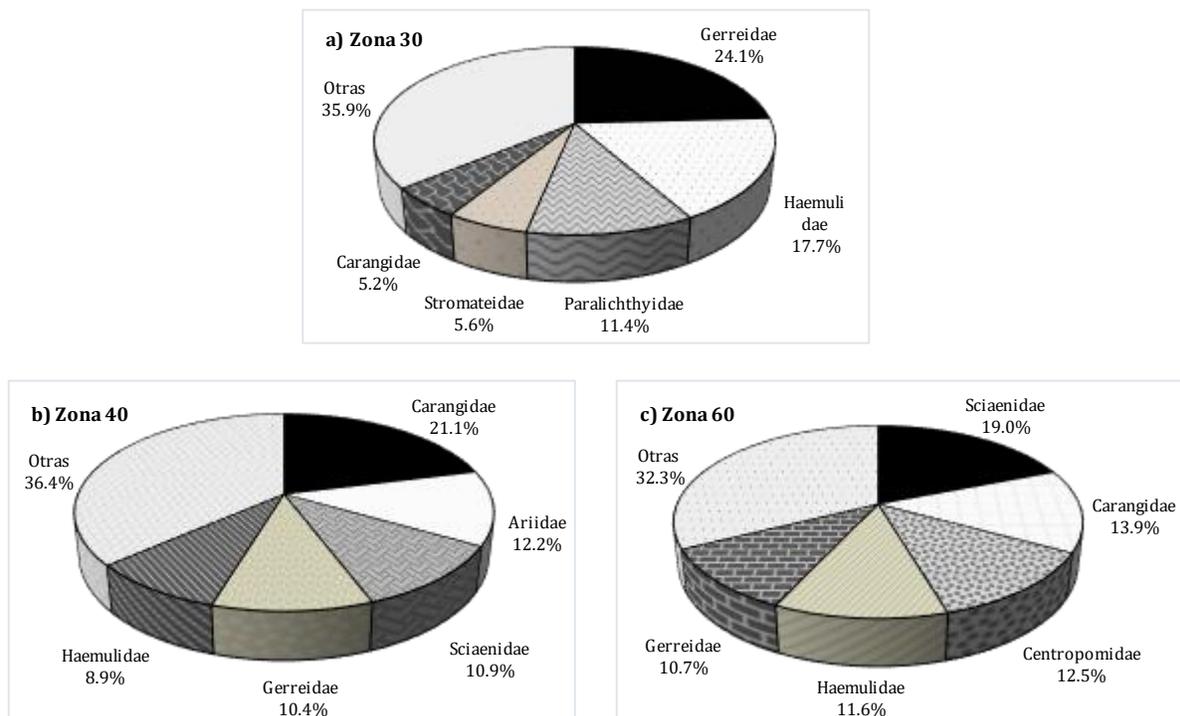


Figura 16. Contribución por familia a la abundancia global de cada zona de estudio.

40 familias de la zona 30 (81.6%) y 37 de las zonas 40 y 60 (78.7 y 82.2%, respectivamente) presentaron una abundancia relativa por debajo de 3%, y la suma de sus contribuciones no superó el 17%.

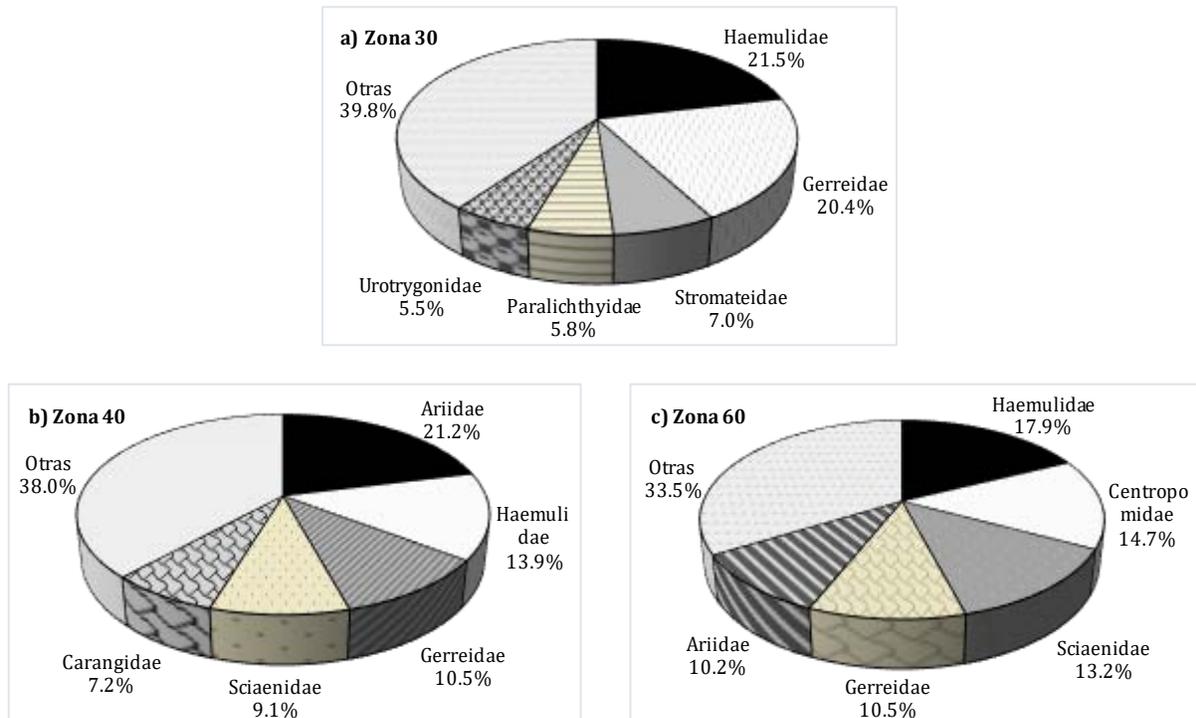


Figura 17. Contribución por familia a la biomasa total de cada zona de estudio.

E. gracilis y *H. nitidus* se distinguieron como las especies dominantes de la zona 30 tanto en términos de abundancia como de biomasa, presentando densidades promedio de 6799 ± 1575 ind/km² y 5311 ± 1495 ind/km², respectivamente, así como contribuciones a la biomasa global de 7% cada una (256.2 ± 58.4 kg/km² y 248.3 ± 74 kg/km², respectivamente) (Figuras 18 y 19 a). La especie más abundante de la zona 40 fue el carángido *C. orqueta*, con promedio de 4284 ± 1647 ind/km² (AR= 10.9%), mientras el bagre cominate *O. platypogon* resultó ser la especie con mayor biomasa aportando el 10.8% del volumen de captura (promedio= 284.8 ± 258.7 kg/km²) (Figuras 18 y 19 b). La comunidad de la zona 60 estuvo dominada por *L. effulgens*, *P. panamensis*, *C. robalito* y *C. fuerthii*, de las cuales la primera presentó la mayor abundancia (3516 ± 1329 ind/km²; 11% AR), y *P. panamensis* la mayor biomasa (348.9 ± 70.4 kg/km²; 14.3% BR) (Figuras 18 y 19 c).

87 especies de la zona 30, 98 de la zona 40 y 101 de la zona 60 presentaron densidades menores a 100 ind/km²; entre el 61 y 71% presentó una biomasa por debajo por 10 kg/km² y la suma de sus contribuciones fue menor a 10%.

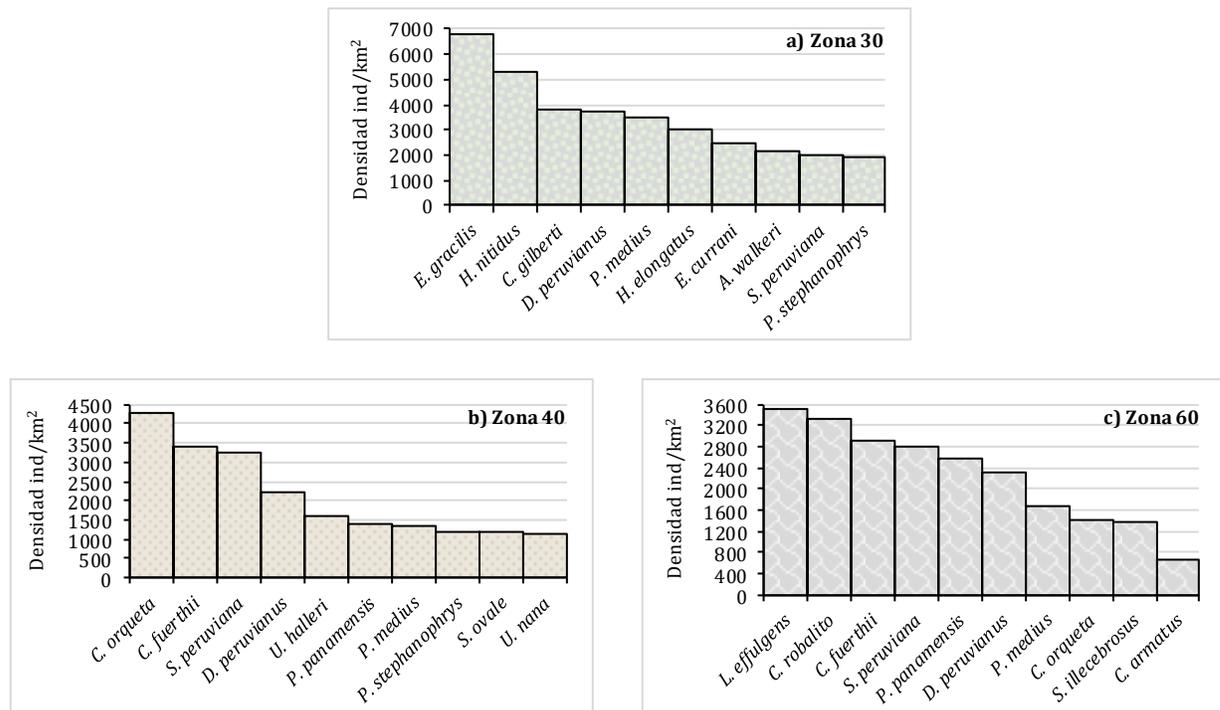


Figura 18. Especies de peces más abundantes en cada una de las zonas de estudio.

Con respecto a la frecuencia de aparición, *C. gilberti*, *H. nitidus*, *E. currani* y *E. gracilis* resultaron ser las especies mejor distribuidas de la zona 30 (71%, 63%, 61% y 58% de FA, respectivamente), mientras que en la zona 40 destacó *C. orqueta*, con presencia en más del 70% de los muestreos realizados, y *E. currani* y *S. peruviana*, que se registraron en el 65% y 62% de los lances, respectivamente (Figura 20 a y b). 14 especies presentaron porcentajes de FA superiores a 35% en la zona 60, destacando *S. peruviana*, *C. orqueta*, *C. robalito* y *P. panamensis*, las cuales estuvieron presentes en más del 75% de los muestreos realizados (Figura 20c). Entre el 45 y 52% de las especies registradas en las diferentes zonas presentaron una FA menor a 5%, mientras que entre el 22 y 29% estuvieron presentes en un solo lance.

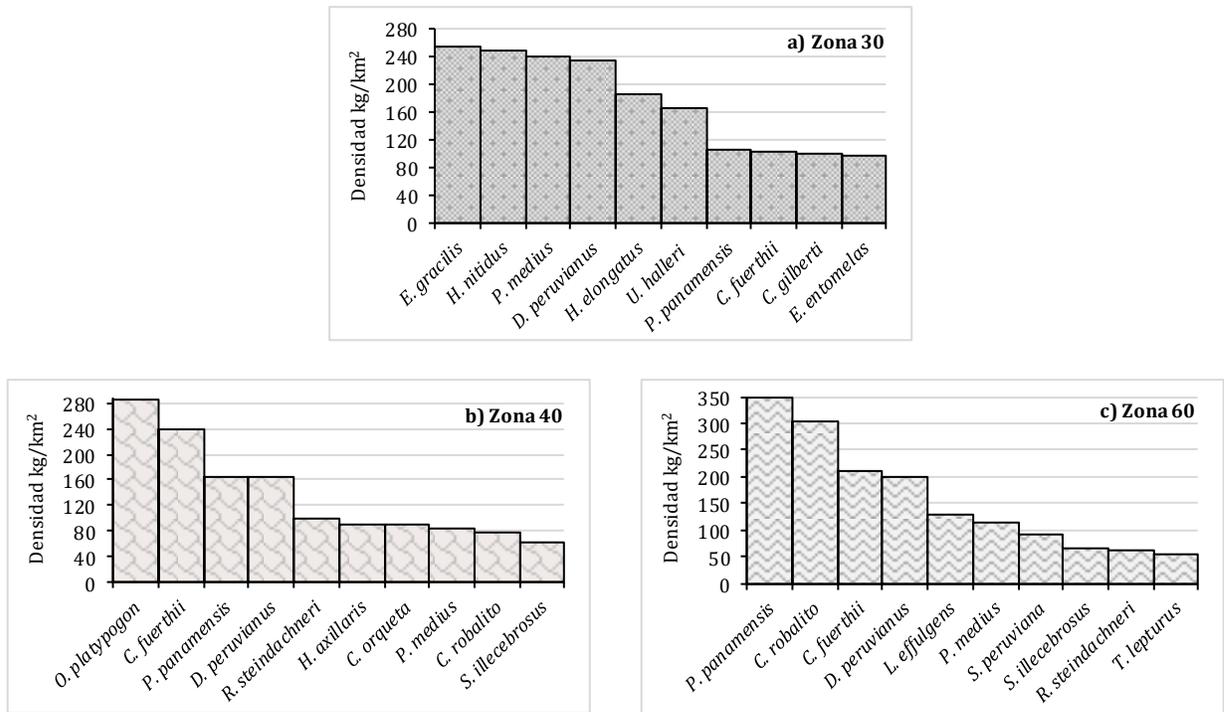


Figura 19. Especies ícticas con mayor biomasa dentro de la FAC de cada zona.

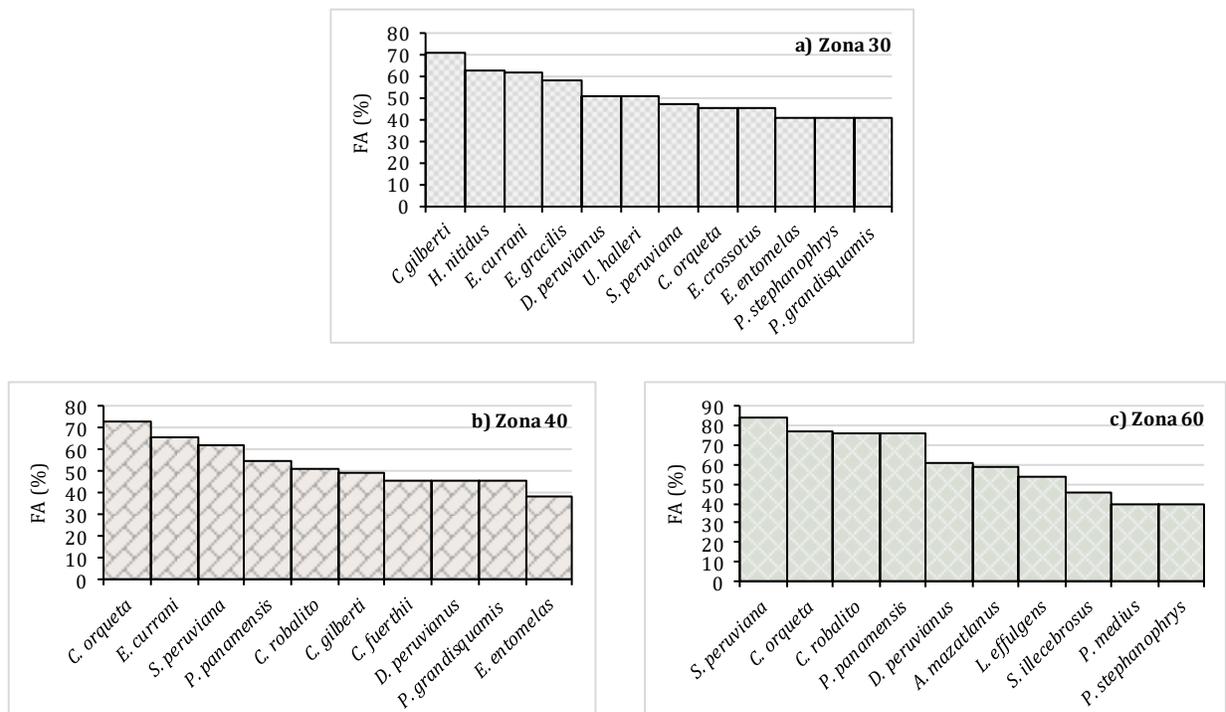


Figura 20. Especies de peces más frecuentes en cada zona de estudio.

VI.4 Dinámica espacio-temporal de los indicadores comunitarios

A partir del PERMANOVA se determinó que todos los indicadores comunitarios, presentaron variaciones significativas en el tiempo (Figuras 21, 22 y 23; Tabla 10.- Anexos), mientras que sólo la riqueza, la abundancia y la biomasa mostraron diferencias espaciales (Figuras 21 a, b; 22 c y 23; Tabla 10.- Anexos). La zona en la que se registró el mayor número de especies durante el periodo de estudio fue la zona 40 (Figura 21 a y b), que además en términos generales, resultó ser la más equitativa y diversa (Tabla 9.-Anexos). La dominancia más alta se presentó en la zona 60 durante 2010 (Figura 22b), en concordancia con los valores de diversidad y equidad más bajos también registrados en ese mismo año y zona (Figura 21c y 22a; Tabla 8.-Anexos). La abundancia y biomasa entre zonas fue más variable que entre años, siendo la zona 30 la registró las mayores densidades (Tabla 8.-Anexos; Figuras 22c y 23). A nivel de año, la abundancia promedio por lance fluctuó entre un mínimo de $45,182 \pm 3,540$ Ind/km² en el 2009, hasta un máximo de $52,712 \pm 5,544$ Ind/km² en el 2010 (Figura 22c; Tabla 8.- Anexos). La biomasa fluctuó entre 2820 ± 309 kg/km² en el 2010, y $3,386 \pm 520$ kg/km² en el 2011 (Figura 23; Tabla 8.-Anexos). El 2008 fue el año más diverso con un valor de 3.681 y un promedio por lance de 2.163 ± 0.046 bits (Tablas 8 y 9). La menor diversidad se registró en el 2010 (valor global= 3.211 bits; promedio por lance= 1.998 ± 0.084 bits), en correspondencia con el valor de equidad más bajo y la dominancia más alta observada durante el periodo de estudio (Figura 21c; 22 a y b; Tablas 8 y 9). La mayor riqueza específica se presentó en el 2008, con 156 especies, mientras que el 2011 fue el año que exhibió la menor riqueza con 98 especies registradas (Tabla 9.-Anexos).

Los indicadores ecológicos de la comunidad fluctuaron sin una tendencia clara a lo largo de los años de estudio. En términos generales se observa que los índices de diversidad (H') y equidad (J') disminuyen significativamente del 2008 al 2010, mientras que en el 2011 se detecta un importante incremento (Figuras 21c y 22a). La dominancia (D') sigue un patrón inverso al de los indicadores anteriores, observándose un incremento significativo en el 2010, año en el que se registra la mayor dominancia en dos de las tres zonas de estudio.

Posteriormente, la dominancia disminuye nuevamente, siendo este comportamiento coincidente con la aparente recuperación de las comunidades (Figura 22b). A diferencia de la zona 30, en donde se observa un pico muy pronunciado tanto en la riqueza promedio por lance, como en el índice de Margalef en el 2010, y en la que el PERMANOVA reveló diferencias significativas con respecto a los otros dos años considerados, en las zonas 40 y 60 ambos indicadores muestran una tendencia hacia la disminución con el paso del tiempo, si bien, sólo existen diferencias significativas entre el 2008 y 2011 en los valores del índice de Margalef (Figura 21 a y b). Con relación a los índices de abundancia y biomasa, llama la atención que mientras que en la zona 30 existe una disminución significativa en los valores de ambos indicadores a lo largo de los años considerados, en la zona 40 se mantienen relativamente estables, y en la zona 60 incrementan significativamente (principalmente la biomasa) con el paso del tiempo (Figura 22c y 23).

Si bien el coeficiente de similitud de Bray Curtis exhibió porcentajes de similitud menores entre los años de estudio en comparación con los obtenidos entre las zonas de muestreo (Figuras 24 b y d; 25 b y d), los valores del estadístico pseudo F derivados del PERMANOVA, indican que existe una mayor variación espacial que temporal en la estructura de las comunidades (Tablas 11 y 12.- Anexos). Estos resultados son respaldados por los análisis de escalamiento multidimensional no métrico, en donde se observa un gradiente claro entre las zonas de estudio, más no así entre los distintos años (Figura 24 a y c; 25 a y c). Es importante mencionar que aunque si bien el valor de stress fue mayor a 0.20 en todos los casos, estas ordenaciones pueden ser utilizadas sin riesgo de interpretación errónea, ya que los análisis se realizaron con una muestra mayor a 50 (Clarke y Warwick, 2001).

De acuerdo con el coeficiente de similitud de Bray Curtis las mayores diferencias en la composición, abundancia y biomasa de las especies se presentaron entre las zonas 30 y 60, mismas que se encuentran más distantes entre sí en el espacio bidimensional (Figura 24 c y d; 25 c y d) y presentan los mayores valores del estadístico “t” en las pruebas pareadas del PERMANOVA (Tabla 12).

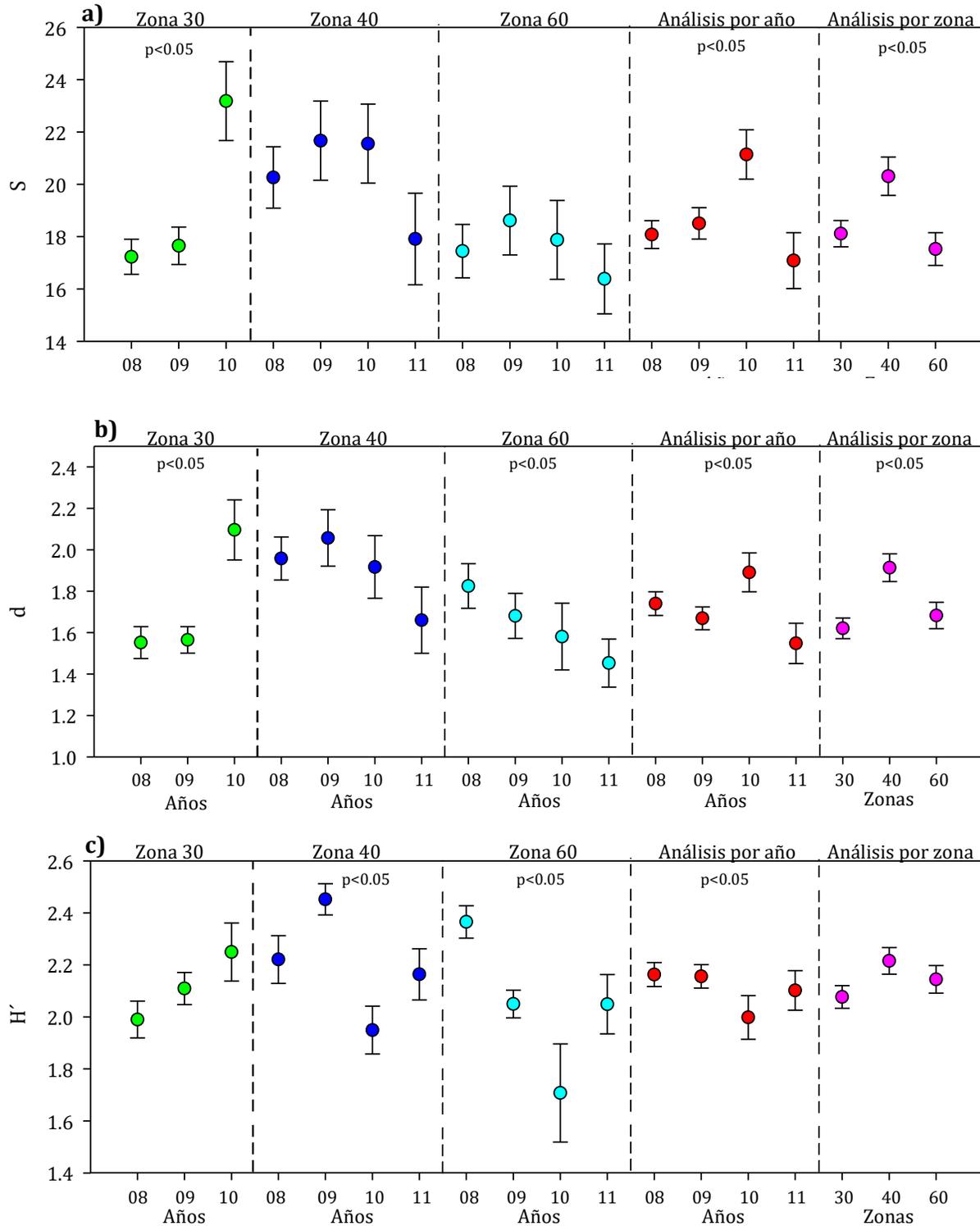


Figura 21. Dinámica espacio-temporal de a) la riqueza (S_i), b) los valores del índice de Margalef (d) y c) la diversidad (H').- Valores promedio y error estándar. Se señalan los indicadores que presentaron diferencias significativas según el PERMANOVA con $p \leq 0.05$.

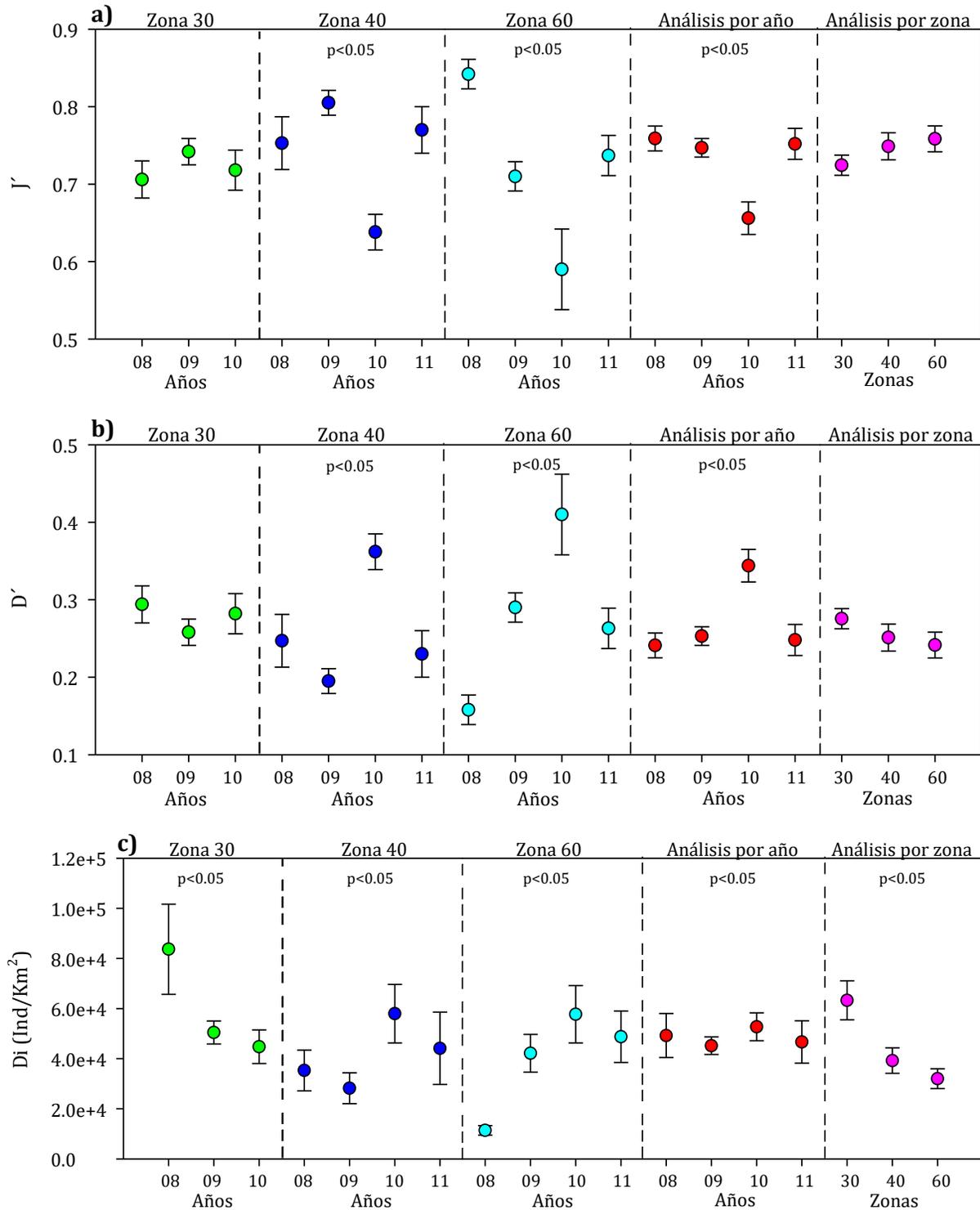


Figura 22. Dinámica espacio-temporal de a) la equidad (J'), b) dominancia (D') y c) abundancia (D_i).- Valores promedio y error estándar. Se señalan los indicadores que presentaron diferencias significativas según el PERMANOVA con $p \leq 0.05$.

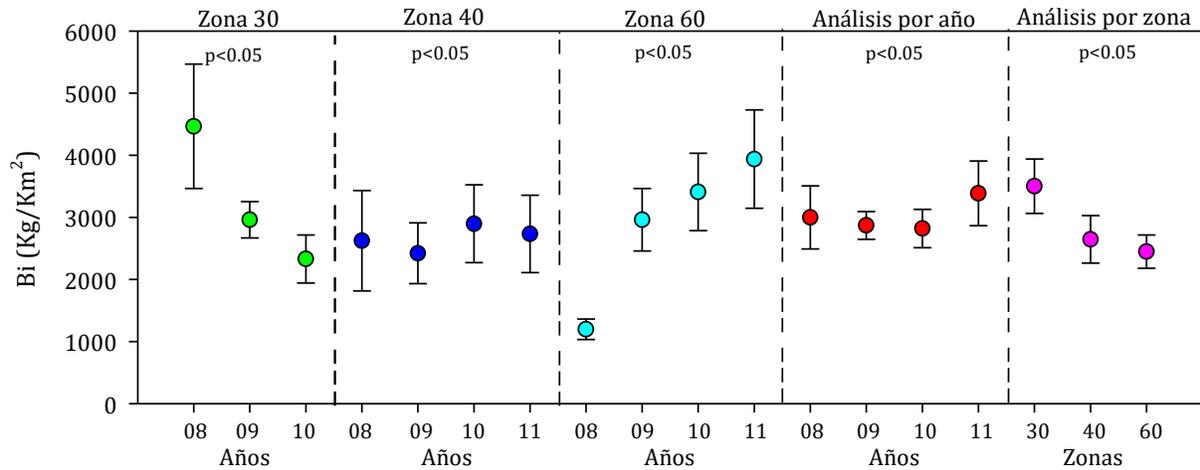


Figura 23. Dinámica espacio-temporal de la biomasa (B_i).- Valores promedio y error estándar. Zona 30 ●, zona 40 ●, zona 60 ●; análisis general por año ●; análisis general por zona ●. Letras distintas indican diferencias significativas según el PERMANOVA con $p \leq 0.05$

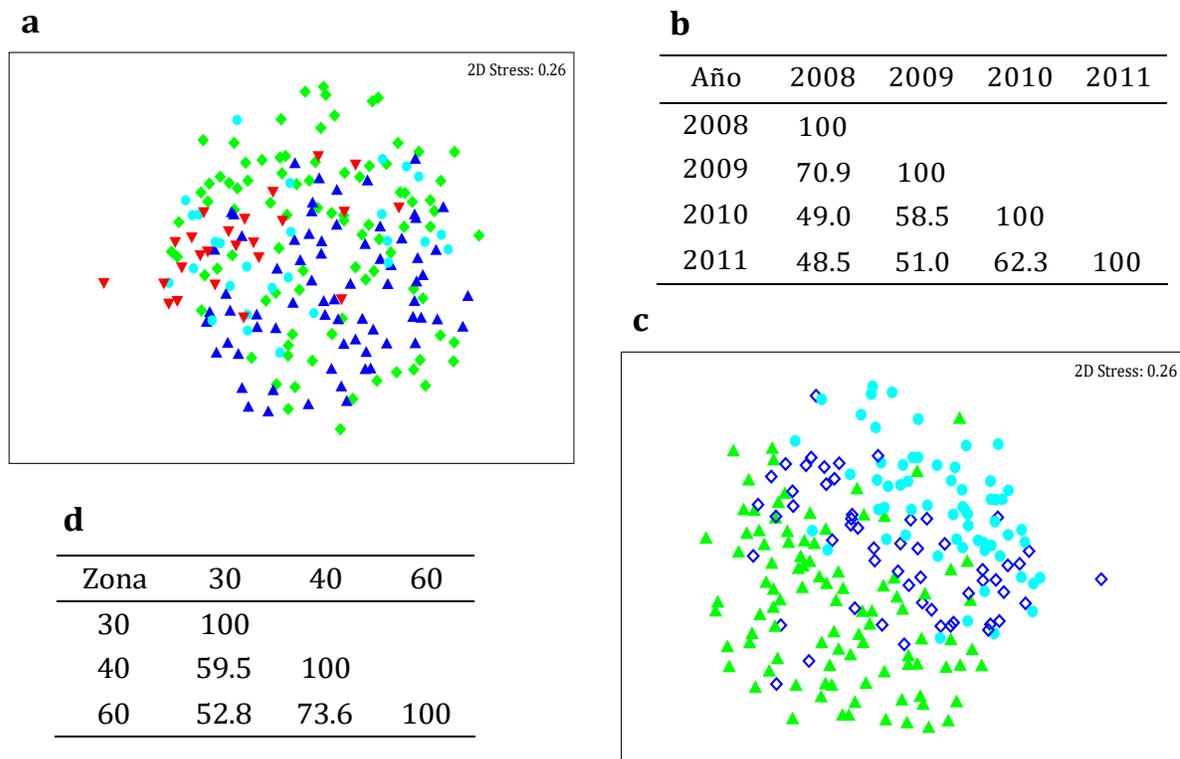


Figura 24. a) Análisis de ordenación y b) matriz de similitud entre los años de estudio: 2008 ◆; 2009 ▲; 2010 ● ; 2011 ▼. c) Análisis de ordenación y d) matriz de similitud entre las tres zonas de estudio: zona 30 ▲; zona 40 ◆ ; zona 60 ● . Indicador: abundancia.

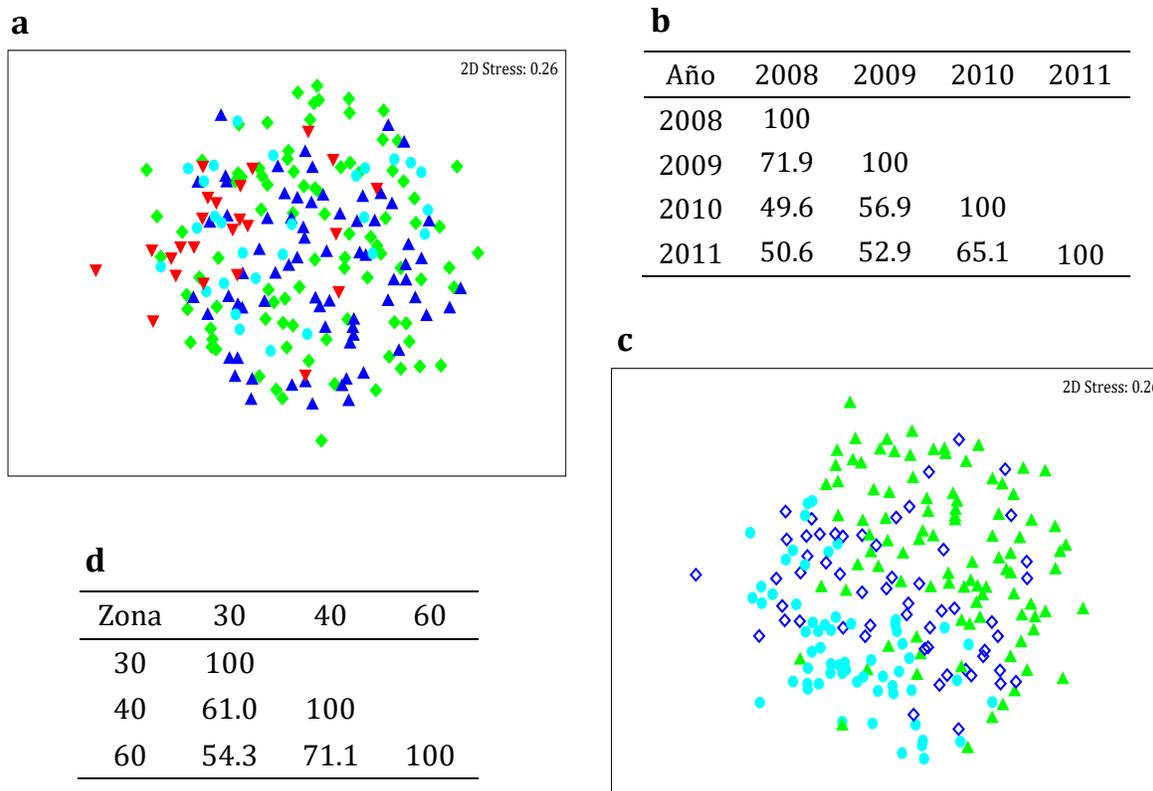


Figura 25. a) Análisis de ordenación y b) matriz de similitud entre los diferentes años de estudio: 2008 \blacklozenge ; 2009 \blacktriangle ; 2010 \bullet ; 2011 \blacktriangledown . c) Análisis de ordenación y d) matriz de similitud entre las zonas de estudio: zona 30 \blacktriangle ; zona 40 \blacklozenge ; zona 60 \bullet . Indicador: biomasa.

El test pareado del PERMANOVA indicó que todos los años y zonas de estudio presentaron variaciones significativas en la estructura de sus comunidades (Tablas 11 y 12.- Anexos). Estos cambios se debieron principalmente a la variabilidad en la abundancia, biomasa y frecuencia de aparición de *C. fuerthii*, *D. peruvianus*, *P. panamensis*, *C. robalito* y *S. peruviana*, las cuales resultaron ser las especies con mayor porcentaje de discriminación tanto entre zonas como entre años en el análisis SIMPER (Tablas 14, 16, 18 y 20.- Anexos).

Del total de las especies registradas, 32 fueron responsables del 50% de las diferencias observadas en la composición, abundancia y biomasa de las zonas (Tablas 14 y 16.- Anexos), mientras que 33 fueron las principales especies discriminantes entre los años de

estudio (Tablas 18 y 20.- Anexos). De acuerdo con el análisis SIMPER las especies más persistentes dentro de la comunidad por su contribución a la similitud observada dentro de los grupos fueron *P. panamensis*, *S. peruviana*, *C. orqueta*, *C. robalito*, *D. peruvianus*, *E. currani* y *C. gilberti*, todas ellas definidas como especies dominantes en el análisis de O. Tukey (Tablas 13, 15, 17 y 19.- Anexos).

VI.5 Efecto de la profundidad y temperatura sobre los indicadores ecológicos de las comunidades

La temperatura superficial del mar registrada durante los muestreos del presente estudio fluctuó entre un mínimo de 28.9 °C en julio de 2008, y un máximo de 33.4 °C en agosto de 2011. La temperatura promedio global fue de 30.9 ± 1 °C, mientras que las medias para los muestreos de los diferentes años fueron de 30.5 ± 0.8 °C para el 2008, 31.2 ± 1 °C para el 2009, 30.7 ± 0.9 °C en el 2010 y 31.6 ± 0.7 °C en el 2011. De acuerdo con el PERMANOVA la temperatura varió significativamente tanto espacial como temporalmente, siendo el 2008-2010 y 2009-2011, así como las zonas 40 y 60, los únicos grupos que no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$). La profundidad a la que se realizaron los arrastres fue muy variable, registrándose un máximo de 63.7 m en la zona 30, y un mínimo de 7.28 m en cinco lances realizados en las zonas 40 y 60. La profundidad promedio fue de 27.7 ± 16.1 m. El 57% de los lances realizados presentó profundidades por debajo del promedio.

Si bien las pruebas de correlación de Spearman mostraron la existencia de relaciones positivas y significativas entre la abundancia y biomasa de las comunidades y la temperatura, además de una relación negativa y significativa entre la profundidad y la biomasa, los valores del coeficiente de correlación estuvieron por debajo de 0.3, sugiriendo que las relaciones encontradas no son biológicamente importantes. No existió correlación entre el resto de los indicadores comunitarios y las variables evaluadas (Tabla 5).

Tabla 5. Correlación de Spearman entre los indicadores ecológicos de las comunidades y la profundidad y temperatura superficial de mar registrada durante los muestreos del presente estudio. N= 201. (*)=correlaciones significativas.

Variabes	Spearman-R	p-valor
TSM * Riqueza (S)	-0.082	0.249
TSM * Equidad (J')	-0.121	0.086
TSM * Diversidad (H')	-0.056	0.429
TSM * Dominancia (D')	0.121	0.086
TSM * Biomasa (B _i)	0.230	0.001*
TSM * Abundancia (D _i)	0.160	0.024*
Profundidad * Riqueza (S)	-0.083	0.239
Profundidad * Equidad (J')	-0.002	0.973
Profundidad * Diversidad (H')	-0.040	0.570
Profundidad * Dominancia (D')	-0.002	0.973
Profundidad * Biomasa (B _i)	-0.295	0.000*
Profundidad * Abundancia (D _i)	-0.125	0.076

VI.6 Efecto del Niño/Oscilación del sur sobre la estructura de las comunidades ícticas y los volúmenes de captura de camarón, FAC y peces capturados incidentalmente en Sinaloa

Con base en los datos de captura industrial de camarón reportados por la CONAPESCA para el estado de Sinaloa se determinó que el promedio de captura de camarón por temporada de pesca es de 7, 230 ± 1, 770 t, mientras que la captura promedio de FAC asciende a las 113, 300 t ± 27, 670 t, oscilando entre una mínima de 79, 030 y una máxima de 166, 270. Con respecto a las comunidades ícticas, se estimó que el promedio de peces capturados incidentalmente en esta pesquería es de 77, 420 ± 18, 910 t, pudiéndose alcanzar un máximo de 113, 620 t y un mínimo de 54, 000 t (Figura 26). De lo anterior se dedujo que por cada kg de camarón se capturan en promedio 16 kg de FAC, mientras que la proporción

peces: camarón varía entre 8:1 y 16:1, observándose un promedio de 11 kg, que aproximadamente representan el 68% de la captura incidental.

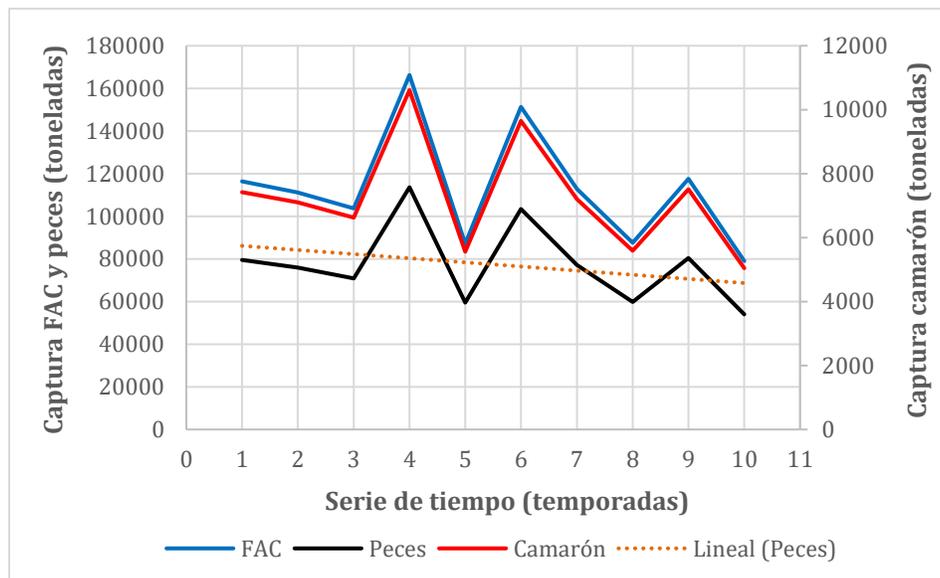


Figura 26. Volumen de captura de camarón, fauna de acompañamiento y peces en la pesca industrial de camarón del estado de Sinaloa. Temporadas de pesca 2003/2004 a 2012/2013. (---) Línea de tendencia.

De acuerdo con el criterio de la NOAA para definir episodios Niño/Niña con base en el índice oceánico del Niño (promedio de las anomalías de la SST durante tres meses consecutivos), durante el periodo de estudio las comunidades ícticas estuvieron influenciadas por cinco eventos: 1) La Niña moderada que se presentó de julio del 2007 a julio del 2008, 2) La Niña débil registrada de octubre 2008 a julio 2009, 3) El Niño moderado detectado de junio 2009 a mayo 2010; 4) La Niña fuerte que se presentó de junio 2010 a mayo del 2011 y 5) La Niña débil que se extendió de agosto 2011 a abril del 2012. Los eventos registrados durante las temporadas de pesca 2003-2004 a 2012-2013, los cuales fueron considerados para determinar el posible efecto del Niño/oscilación del sur sobre los volúmenes de captura de camarón, FAC y peces en el estado de Sinaloa, se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Índice oceánico del Niño durante las temporadas de pesca 2003-2004 a 2012-2013. Se incluye la mediana de los valores registrados durante cada temporada y el evento ENSO asociado.

ÍNDICE OCEÁNICO DEL NIÑO (ONI). Fuente: NOAA http://www.noaa.gov/								
TEMPORADA DE PESCA	SON	OND	NDJ	DJF	JFM	FMA	MEDIANA	EVENTO
2003-2004	0.4	0.4	0.3	0.3	0.2	0.1	0.3	Neutro
2004-2005	0.7	0.7	0.7	0.6	0.4	0.3	0.65	Niño débil
2005-2006	-0.2	-0.5	-0.8	-0.9	-0.7	-0.5	-0.6	Niña débil
2006-2007	0.8	1	1	0.7	0.3	-0.1	0.75	Niño débil
2007-2008	-1.1	-1.2	-1.4	-1.5	-1.5	-1.2	-1.3	Niña moderada
2008-2009	-0.2	-0.5	-0.7	-0.8	-0.7	-0.5	-0.6	Niña débil
2009-2010	1.1	1.4	1.6	1.6	1.3	1	1.35	Niño moderado
2010-2011	-1.5	-1.5	-1.5	-1.4	-1.2	-0.9	-1.45	Niña fuerte
2011-2012	-0.8	-1	-1	-0.9	-0.6	-0.5	-0.85	Niña débil
2012-2013	0.6	0.2	-0.3	-0.6	-0.6	-0.4	-0.35	Neutro

Se consideran como episodios cálidos (rojo) y fríos (azul) a aquellos en los que las anomalías superan el umbral de ± 0.5 °C. Se definen como eventos débiles a aquellos en los que las anomalías van de 0.5 a 0.9 °C; moderados si van de 1 a 1.4 °C, y fuertes si son mayores a 1.5 °C.

Si bien las gráficas de líneas del análisis con retraso mostraron que al incrementar la temperatura superficial del mar debido a eventos del Niño aparentemente las capturas de camarón, FAC y peces del año siguiente disminuyen, mientras que con el decremento de la temperatura estas aumentan (Figuras 27 y 28), el coeficiente de correlación de Spearman no mostró la existencia de relaciones significativas ni el análisis con retraso ni en la exploración sin retraso ($p > 0.05$) (Tabla 7 a y b). Resultados similares fueron obtenidos a partir de las pruebas de correlación entre los indicadores de la comunidad evaluados para cada año de estudio y los valores del índice oceánico del niño, en donde tampoco fue posible demostrar la existencia de relaciones significativas ($p > 0.05$) (Tabla 7 a y b).

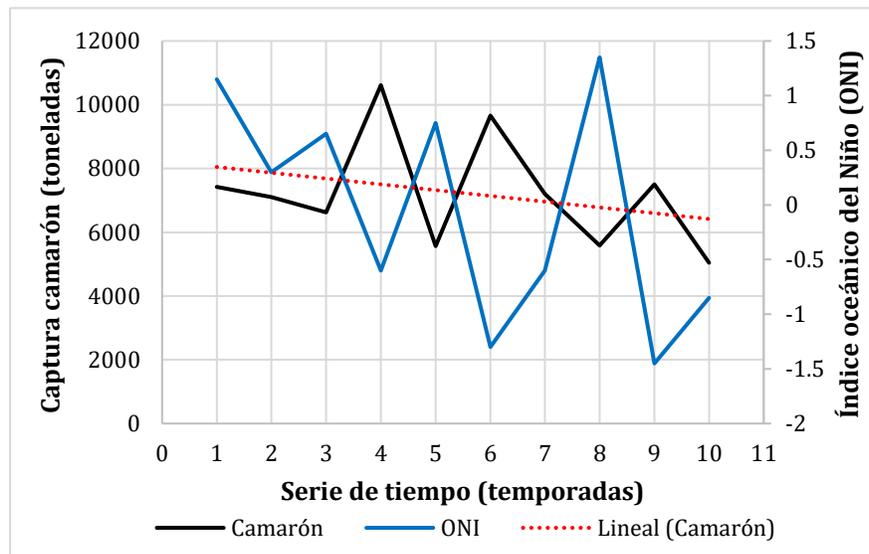


Figura 27. Contraste entre las capturas de camarón reportadas para el estado de Sinaloa (temporadas de pesca 2003/2004 a 2012/2013) y las variaciones de la temperatura superficial del mar producidas por eventos del “Niño”. Gráfica con retraso de un año.

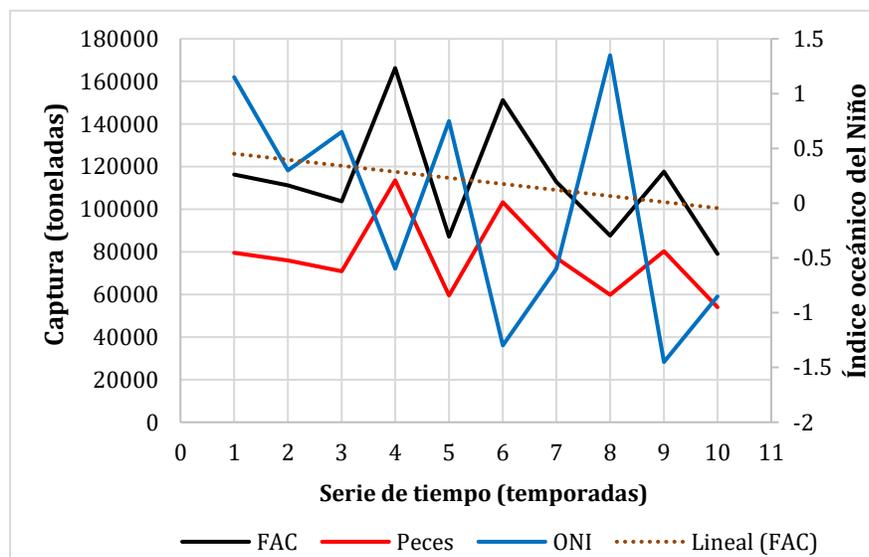


Figura 28. Variación en los volúmenes de captura de FAC y peces asociados a la pesquería industrial de camarón del estado de Sinaloa con respecto a los cambios en la temperatura superficial del mar producidos por el fenómeno del “Niño” (temporadas de pesca 2003/2004 a 2012/2013). Gráfica con retraso de un año.

Tabla 7. Correlación de Spearman entre los volúmenes de captura de camarón, FAC y peces capturados incidentalmente en Sinaloa, los indicadores comunitarios evaluados para cada año de estudio y los valores del índice oceánico del Niño (ONI). a) Análisis sin retraso; b) análisis con retraso de un año.

a			b		
Variables	Spearman R	p-valor	Variables	Spearman R	p-valor
Capt. camarón * ONI	0.389	0.266	Capt. camarón * ONI	-0.419	0.228
Capt. peces * ONI	0.389	0.266	Capt. peces * ONI	-0.419	0.228
Capt. FAC * ONI	0.389	0.266	Capt. FAC * ONI	-0.419	0.228
Riqueza (S) * ONI	0.200	0.800	Riqueza (S) * ONI	-0.400	0.600
Abundancia (D _i) * ONI	0.400	0.600	Abundancia (D _i) * ONI	0.200	0.800
Biomasa (B _i) * ONI	-1.000	---	Biomasa (B _i) * ONI	0.800	0.200
Diversidad (H') * ONI	-0.400	0.600	Diversidad (H') * ONI	0.000	1.000
Equidad (J') * ONI	-0.800	0.200	Equidad (J') * ONI	0.600	0.400
Dominancia (D') * ONI	0.800	0.200	Dominancia (D') * ONI	-0.600	0.400

VII. DISCUSIÓN

La FAC capturada en la pesquería industrial del sureste del Golfo de California estuvo constituida por nueve grupos faunísticos, de los cuales el grupo de los peces fue el de mayor riqueza específica y aporte a la captura tanto en términos de abundancia como de biomasa. Estos resultados son coincidentes con los de Chávez y Arvizú (1972), Grande-Vidal y Díaz-López (1981), Van der Heiden (1985), Pérez-Mellado y Findley (1985), De la Rosa-Meza (2005), Madrid-Vera *et al.* (2010) y Rábago-Quiroz *et al.* (2011), quienes observaron la predominancia de la ictiofauna en los arrastres camaroneros que se realizan en algunas regiones del GC y PM, siendo los peces óseos los de mayor representatividad, y dentro de estos el orden Perciformes el más diverso.

Al sumar los registros de especies ícticas de otros trabajos con los del presente estudio, se tiene que aproximadamente 600 especies de peces son capturadas durante las operaciones de la flota camaronera en el Pacífico mexicano y Golfo de California; considerando únicamente los trabajos disponibles para este último (Van der Heiden, 1985; Pérez-Mellado y Findley, 1985; Aguilar-Ramírez y Rodríguez-Valencia, 2010; López-Martínez *et al.*, 2010; Palacios-Salgado, 2011), se obtienen más de 450 especies que son capturadas por los arrastreros desde la boca hasta el Alto golfo, es decir, aproximadamente el 50% de la ictiofauna se distribuyen en la región (Thomson *et al.*, 2000; Wilkinson *et al.*, 2009).

Algunos trabajos que realizaron muestreos en el área de estudio reportan un menor número de especies de peces vinculadas a la fauna de acompañamiento de las pesquerías de camarón (Ramírez *et al.*, 1965; Chávez y Arvizú, 1972; Rosales-Juárez, 1976; Pérez-Mellado y Findley, 1985; Palacios-Salgado, 2011); de estos quizá el trabajo más cercano geográficamente hablando sea el de Palacios-Salgado (2011), quien registró 138 especies de peces capturadas como FAC en las costas de Nayarit y Sinaloa, de las cuales 101 se encontraron en el presente estudio. Con relación al trabajo de López-Martínez *et al.* (2010), que representa el listado sistemático más completo de las especies de peces que se capturan en la pesquería industrial de camarón del Golfo de California con un registro de

240 taxas, sólo 137 especies fueron compartidas, mientras que 103 no se encontraron en el presente trabajo, y 66 capturadas durante el trabajo de campo no fueron registradas por estos autores. Cabe mencionar que a excepción de *B. constellatus*, *C. hipos*, *C. armatus*, *L. peru*, *P. horrens*, *R. steindachneri*, *S. russula*, *S. illecebrosus*, *T. lepturus* y *U. nana*, que se clasificaron como dominantes y/o constantes en el análisis de O. Tukey, las otras 56 especies no registradas por López-Martínez *et al.* (2010) corresponden a especies raras según sus valores de abundancia y frecuencia de aparición relativa. Con respecto a las especies registradas por López-Martínez *et al.* (2010) y no registradas en este trabajo, 84 presentaron abundancias relativas por debajo de 0.099% y al menos 16 de ellas no se distribuyen en el área de estudio. Debido a que el registro de especies raras o poco abundantes dentro la FAC puede ser tan variable como el esfuerzo de muestreo aplicado, la configuración del arte de pesca utilizada, y la extensión del área de estudio, entre otros factores, el mayor número de especies registradas por López-Martínez *et al.* (2010) podría estar asociado con el mayor número de lances realizados por estos autores y una mayor extensión del área de estudio, ya que mientras que en el presente trabajo sólo se realizaron 233 lances circunscritos al área comprendida entre Punta Ahome, Sinaloa y Boca Custodio, Nayarit, López-Martínez *et al.* (2010) realizaron un total de 373 arrastres en la plataforma continental de los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit, incluyendo el Alto Golfo.

La familia que registró la mayor riqueza específica en el presente estudio fue Sciaenidae con 30 especies; esta familia también ha sido reportada como la dominante en otras comunidades ícticas asociadas a la FAC del PM y GC, destacando no sólo en número de especies, sino también en abundancia y biomasa (De la Rosa-Meza, 2005; Madrid-Vera *et al.*, 2007; López-Martínez, 2010; Palacios-Salgado, 2011; Martínez-Muñoz, 2012). Los sciaénidos son uno de los grupos más diversos del POT, en donde se ha reportado la presencia de 25 géneros y 78 especies que generalmente hacen uso de los hábitats en los que opera la flota camaronera (Robertson y Allen, 2015). Van der Heiden (1985) menciona que alrededor de 30 especies de esta familia se han reportado en el Golfo de California, encontrándose casi todas con cierta frecuencia en los arrastres.

Otras familias predominantes en las capturas fueron Gerreidae, Haemulidae, Carangidae y Paralichthyidae, las cuales presentaron la mayor abundancia, así como Ariidae y Stromateidae, que junto con las dos primeras y la familia Sciaenidae, aportaron la mayor biomasa. Palacios-Salgado (2011) encontró que las familias Sciaenidae, Serranidae, Carangidae, Haemulidae y Paralichthyidae fueron los taxa con mayor número de especies en cinco zonas típicas de pesca de camarón del PM, mientras que con exclusión de la familia Serranidae, y en diferente orden de importancia, López-Martínez *et al.* (2010) destacó a las otras cuatro como las dominantes en la costa oriental del Golfo de California. Resultados similares fueron encontrados por Martínez-Muñoz (2012), quien enfatiza la predominancia de los sciaénidos, haemúlidos, carángidos, paralichthidos y gerreidos dentro de la FAC del Golfo de Tehuantepec, mientras que para esta misma zona, Tapia-García (1997) señala a las familias Sciaenidae, Carangidae, Bothidae, Haemulidae, Triglidae, Gerreidae, Ariidae y Urolophidae como las más sobresalientes en los arrastres.

De las cuatro especies de stromateidos que se han reportado para el GC, las dos especies registradas en el presente estudio (*P. medius* y *P. snyderi*) son capturadas frecuentemente y en grandes cantidades por los buques camaroneros (Van der Heiden, 1985). Por su parte, la familia Carangidae cuenta con más de 20 especies consideradas como dominantes, encontrándose entre estas a *S. peruviana* y *C. orqueta*, que en este estudio además de encontrarse entre las 10 más abundantes, resultaron ser las más frecuentes (Tapia-García, 1997). De acuerdo con Van der Heiden (1985), al menos 10 especies de haemúlidos, seis de mojarra, 4 de bagres (Ariidae) y todas las especies de sciaénidos y paralichthidos que se distribuyen en el GC son capturadas con cierta frecuencia durante los arrastres; esta alta representatividad, además de los hábitos demersales de la mayoría de las especies, maximiza sin duda la probabilidad de que un organismo de estas familias sea capturado, por lo que no es de extrañar que los siete taxa ya señalados tiendan a dominar en las capturas.

Las especies dominantes de la comunidad bajo estudio fueron las mojarra *Eucinostomus gracilis* y *Diapterus peruvianus*, siendo la primera la de mayor abundancia y la segunda, la

de mayor biomasa. Las mojarrras son especies típicas costeras, ampliamente distribuidas en todo el litoral del Pacífico, y habitan prácticamente en toda la plataforma, sobre fondos arenosos y fangosos, en donde se alimentan de detritus y pequeños invertebrados bentónicos (Fischer *et al.*, 1995; Robertson y Allen, 2015). Estas especies en particular se distribuyen desde los 0 hasta los 30 m de profundidad, pudiendo incursionar en los sistemas estuarino-lagunares, en donde se lleva a cabo la reproducción y reclutamiento (Robertson y Allen, 2015; Martínez-Muñoz, 2012). Debido a lo anterior, ambas especies no sólo son sujetas a la presión pesquera que ejercen los arrastreros, sino que además son explotadas por la pesca artesanal, en donde también tienden a dominar en las capturas (Amezcuca *et al.*, 2006).

Dentro del conjunto de las diez especies más abundantes también se encuentran *H. nitidus*, *C. fuerthii* y *P. panamensis*, que además se ubicaron dentro de las diez especies con el índice de importancia relativa más alto y los taxa con mayor biomasa, confirmando los resultados de Madrid-Vera *et al.* (2007), López-Martínez *et al.* (2010) y Rábago-Quiroz *et al.* (2011). Estas especies presentan una distribución casi continua a lo largo del GC, por lo que ocupan una gran variedad de hábitats y condiciones ambientales, siendo también dominantes en ecosistemas marinos adyacentes como el Golfo de Tehuantepec (Tapia-García, 1997; Martínez-Muñoz, 2012).

La alta frecuencia de *C. orqueta* y *S. peruviana* durante los arrastres realizados en el presente estudio, no es exclusiva para el sureste del Golfo de California; Tapia-García (1997) y Martínez-Muñoz (2012) mencionan que también son dominantes en el GT, en donde además de presentar amplia distribución, se capturan en gran abundancia y con alta frecuencia en los arrastres.

Si bien otros taxa como los gerreidos, haemúlidos y principalmente varias especies de lenguados, no presentaron los mayores valores de FA en términos globales (con excepción de *C. gilberti* que se ubicó entre las cinco especies más frecuentes durante el periodo de estudio), algunas especies como *S. ovale*, *C. querna*, *C. panamensis*, *E. crossotus* y *A.*

mazatlanus estuvieron dentro de las especies más frecuentes de los diferentes años y zonas de estudio. De acuerdo con Van der Heiden (1985) todas las especies (con excepción de *Citharichthys gordae*) de las familias Bothidae y Paralichthyidae que han sido reportadas para el GC son capturadas con gran frecuencia y en grandes cantidades por los barcos camaroneros. Con respecto a la familia Achiridae, son dos las especies (*Achirus mazatlanus* y *Trinectes fonsecensis*) que se capturan frecuentemente en la FAC, siendo *A. mazatlanus* la que obtuvo la mejor representación en el presente estudio (Van der Heiden, 1985).

La prueba de Olmstead Tukey realizada tanto con el indicador de abundancia como de biomasa mostró que las especies raras fueron las más numerosas dentro de la comunidad, coincidiendo con los resultados de López-Martínez *et al.* (2010) y Rodríguez-Romero *et al.* (2008), quienes observaron que gran parte de las especies raras correspondían a formas pelágicas y mesopelágicas que se capturan de manera accidental durante el lance o levantamiento de la red.

Es bien sabido que la abundancia y biomasa de las comunidades ícticas en zonas tropicales y subtropicales no se restringe a pocas taxa como sucede por ejemplo en ecosistemas templado-fríos (De la Rosa-Meza, 2005); puesto que la comunidad del presente estudio es un elenco de alta diversidad y baja dominancia, con elementos tanto tropicales como transicionales, el hecho de que más del 65% de las especies registradas se hayan clasificado como raras podría deberse al aumento en el promedio de la abundancia y biomasa generado por una gran cantidad de individuos de algunas especies (las dominantes); las especies con frecuencias bajas no representan ni abundancias ni biomasa significativas como para superar el promedio de ambos estimadores.

Micropogonias megalops, comúnmente conocida como chano norteño, es endémica de la parte norte del Golfo de California (CONANP y SEMARNAT, 2007), aunque llega a distribuirse hasta el golfo de Tehuantepec (Robertson y Allen, 2015). Debido a que todos los estudios sobre FAC que han reportado la presencia de esta especie han abarcado la parte norte del golfo (Van der Heiden, 1985; Pérez-Mellado y Findley, 1985; López-Martínez *et al.*,

2010; Palacios-Salgado, 2011), el registro de *M. megalops* dentro de la FAC del sureste del Golfo de California se considera un tanto inusual, y más aún por haberse registrado en las zonas 40 y 60, en donde se colectaron 9 de los 10 ejemplares capturados durante el trabajo de campo.

Diversos autores coinciden en señalar a las corrientes marinas y los procesos de circulación locales como uno de los principales mecanismos que determinan la composición, dispersión y los patrones de distribución de las asociaciones de larvas ícticas (Franco-Gordo *et al.*, 2002; León-Chávez, 2008; León-Chávez, 2010). Lo anterior, en combinación con condiciones ambientales favorables puede propiciar su desarrollo y reclutamiento (León-Chávez, 2010), dando lugar a cambios en la composición de las comunidades tal y como lo observaron Lea y Rosenblatt (2000) en las costas de California durante la incidencia del Niño 1997-1998. Con base en lo anterior, la presencia de *M. megalops* en el área de estudio, y particularmente en las aguas cálidas de la zona 60 podría explicarse por el transporte de larvas o juveniles en etapas tempranas, los cuales pudieron haber sido transportados por el flujo saliente de la Corriente del golfo, que incluso llega a tener influencia hasta el Golfo de Tehuantepec durante el mes de marzo (De la Lanza-Espino, 1991). Debido a que los muestreos en los que se registró a esta especie estuvieron influenciados por un evento de la Niña moderada que se presentó de julio del 2007 a julio del 2008 y en la cual los valores del ONI fueron de hasta -1.5°C , se infiere que las aguas frías derivadas de este fenómeno podrían haber creado las condiciones óptimas para el establecimiento de algunos organismos, que bien pudieron haber permanecido en la zona incluso hasta junio del 2009, que fue cuando la niña débil detectada en octubre del 2008 llegó a su fin.

Los valores del índice de Margalef obtenidos para los diferentes años y zonas de estudio estuvieron muy por encima de 5, corroborando la alta riqueza y diversidad que caracteriza a la fauna de acompañamiento de las pesquerías de camarón (Pérez-Mellado y Findley, 1985; Rodríguez-Romero *et al.*, 2008; López-Martínez *et al.*, 2010; Escobar-Toledo, 2012; Martínez-Muñoz, 2012). Los valores de equidad registrados fueron moderados (0.677 a 0.741 para los años, y 0.684 a 0.745 para las zonas), en comparación con otros trabajos

como el de Escobar-Toledo (2012), en donde fueron cercanos a uno. Esto indica que si bien la mayoría de las especies presenta abundancias similares, existe un número importante que tiende a dominar en la comunidad.

Los valores de diversidad y biomasa promedio por lance registrados en el presente estudio fueron ligeramente mayores a los reportados por Martínez-Muñoz (2012) para las comunidades ícticas del golfo de Tehuantepec, en donde se señala una diversidad promedio de entre 1.18 y 1.27 bits, y una biomasa promedio de 530 a 2210 kg/km². La mayoría de los valores de abundancia calculados por año para las tres zonas de estudio, así como los valores globales, estuvieron dentro del rango de 178 y 500 Ind/ha (17,800 y 50,000 Ind/km²) reportados por este mismo autor.

A diferencia del GT, cuya productividad se restringe básicamente a la temporada de nortes (invierno), presentando una biomasa fitoplanctónica y productividad primaria reducida el resto del año, el GC mantiene una productividad elevada de manera permanente como resultado de la mezcla producida por las mareas, la formación de frentes, remolinos e intrusiones debido a las corrientes que confluyen en la boca, y finalmente, las surgencias costeras que se desarrollan de acuerdo al patrón de vientos dominante (De la Lanza-Espino, 2001; Wilkinson *et al.*, 2009; Rodríguez-Ibáñez *et al.*, 2013). Con base en lo anterior, los valores de diversidad y biomasa ligeramente más altos registrados en el presente estudio en comparación con los reportados por Martínez-Muñoz (2012) podrían deberse a la alta productividad y diversidad que caracteriza a esta ecorregión, misma que ha sido incluso comparada con regiones tan productivas como la corriente de Benguela y las zonas de surgencia de Perú (Lara-Lara *et al.*, 2008).

Aunque si bien en el análisis de escalamiento multidimensional no métrico fue poco evidente el gradiente temporal, el PERMANOVA mostró que la estructura de la comunidad de peces asociados a la FAC del sureste del GC varió de manera significativa tanto en el tiempo como en el espacio. Otros autores también enfatizan el carácter dinámico que presentan estos elencos, coincidiendo en señalar que las variaciones tanto espaciales como

temporales se deben entre otros factores, a la época del año, la profundidad, la temperatura, el tipo de fondo, la dinámica ambiental de la zona y la hora del día en la que se realizan los arrastres (Amezcu-Linares, 1985; Van der Heiden, 1985; Martínez-Muñoz, 2012). Por otra parte, se reconoce que factores como el arte de pesca utilizado, el tamaño de luz de malla, los materiales con los que está construido, su principio de funcionamiento, las técnicas y tácticas de pesca, la experiencia del operador y la especie objetivo a la va dirigida la captura, también pueden ser elementos causantes de las diferencias observadas en el volumen y composición de la FAC entre las distintas evaluaciones (INAPESCA, 2010; Aguilar-Ramírez *et al.*, 2010; Aguilar-Ramírez y Rodríguez-Valencia, 2010).

Las diferencias en la composición, abundancia y biomasa entre las zonas de estudio, principalmente entre las zonas 30 y 60, en las que se detectaron las mayores diferencias, podrían deberse a las distintas condiciones oceanográficas a las que estas se encuentran sujetas. La zona 30, que presentó las densidades más altas tanto en términos de abundancia como de biomasa, así como la menor riqueza, diversidad y equidad promedio por lance, se ubica en la zona del golfo inferior, que se caracteriza por presentar salinidades superficiales relativamente altas, amplitudes de marea pequeñas y una marcada variación estacional en la temperatura (De la Lanza-Espino, 1991). Lo anterior podría suponer un reto para las especies de afinidad tropical que no son tolerantes a grandes fluctuaciones térmicas (Thomson y Lehner, 1976) y propiciar que la comunidad se encuentre dominada por algunas especies como *E. gracilis*, y *H. nitidus*, que presentan una distribución casi continua en todo el golfo, encontrándose adaptadas tanto a las condiciones templadas del norte del Golfo de California, como a las aguas cálidas de las provincias Mexicana y Panámica (Robertson y Allen, 2015). De acuerdo con de La Lanza Espino (1991), el golfo inferior se caracteriza por presentar fuertes corrientes geostróficas que crean una vigorosa circulación y dan lugar a importantes zonas de surgencias estacionales tanto en la costa este como oeste. Este hecho podría ser el responsable de los mayores valores de abundancia y biomasa registradas en la zona 30 durante dos de los cuatro años de estudio, así como los mayores valores en términos globales, que superaron por mucho a las densidades registradas en las otras dos zonas.

En contraste con la zona 30, las zonas 40 y 60 se ubican en la boca del Golfo de California, de condiciones más tropicales. La zona 40, que fue la que registró el mayor número de especies y en términos generales resultó ser la más equitativa y diversa, se ubica justo por debajo de la brecha de Sinaloa, que representa la zona transicional entre la Provincia de Cortés y la Mexicana (Hastings, 2000; Robertson y Allen, 2015). Lo anterior da como resultado la presencia de especies tanto de afinidad templada, como subtropical y tropical que se benefician de todos los fenómenos oceanográficos que ocurren debido a la mezcla de la Corriente del golfo, la Corriente de California y la Corriente de Costa Rica (esta última reemplazada por la Corriente Norecuatorial de agosto a septiembre) y que dan lugar a zonas de alta productividad tanto en aguas someras como profundas (Molina-Cruz, 1984; Rodríguez-Romero *et al.*, 2008; López-Martínez *et al.*, 2010). Aunado a lo anterior, destaca la presencia de los Ríos Fuerte, Sinaloa y Culiacán, los cuales junto con el Río Acaponeta y el Sistema Lerma-Chapala, que desembocan en la zona 60, podrían estar funcionando como corredores de especies en tránsito, facilitando de esta manera el intercambio de organismos entre ambos medios e incrementando la probabilidad del registro de especies como *Ariopsis guatemalensis*, que se encuentran fuertemente vinculadas a los ecosistemas estuarino-lagunares (Robertson y Allen, 2015).

Todos los descriptores comunitarios mostraron variaciones temporales significativas, siendo el 2010 el responsable de las diferencias en la mayoría de los casos. Este año fue el que registró la mayor riqueza, dominancia y abundancia promedio por lance, así como la menor diversidad y equidad, indicando que si bien se registró un mayor número de especies/lance, su abundancia fue muy heterogénea, de manera que un número considerable de ellas tendió a dominar en las capturas. Dentro de las especies que presentaron abundancias inusualmente altas durante este año (abundancias mayores al doble o triple de su promedio global), y que de acuerdo al análisis SIMPER fueron las principales taxa responsables de las diferencias observadas se encuentran *L. effulgens*, *S. ovale* y *C. fuerthii*, las cuales podrían haberse visto favorecidas por la entrada de aguas frías derivadas de la Niña fuerte que se presentó de junio 2010 a mayo 2011, y en la que según

Pérez-Arvizú *et al.* (2013) se registró el valor más alto de clorofila a de toda la serie de tiempo analizada durante su estudio en el Golfo de California.

Las diferencias espacio-temporales en la estructura de la comunidad se debieron principalmente a especies como *C. fuerthii*, *D. peruvianus*, *P. panamensis*, *C. robalito*, *S. peruviana*, *E. currani*, *C. orqueta*, *C. gilberti*, *E. gracilis*, *H. nitidus* y *L. effulgens*. Estas especies con adición de *S. ovale* y *U. halleri*, también fueron las que más contribuyeron a la similitud dentro de las zonas y años, indicando que si bien su abundancia y biomasa tiende a ser relativamente homogénea entre los lances realizados dentro de una misma zona y época del año, cuando se analizan con respecto a otras zonas y escalas temporales, tienden a variar significativamente. Siete de estas especies estuvieron también dentro de los taxa que presentaron altos porcentajes de discriminación y tipificación entre las distintas regiones y estratos de profundidad de plataforma continental del GT (Martínez-Muñoz, 2012), sobresaliendo de entre ellas *S. peruviana*, *D. peruvianus* y *C. orqueta*, que junto con *H. axillaris*, *H. scudderii*, *L. acclivins* y *U. chilensis*, contribuyeron en mayor medida a la variación en la biomasa de la comunidad debido a cambios en su abundancia relativa.

A partir de los datos de pesca industrial de camarón de Sinaloa se determinó que por cada kg de camarón se capturan en promedio 16 kg de FAC, de los cuales aproximadamente 11 kg (68%) corresponde al grupo de los peces. La proporción FAC: camarón varía entre 11:1 y 24:1 kg, mientras que la de peces: camarón fluctúa entre 8:1 y 16:1. Estos resultados están dentro del rango de las proporciones cuantitativas reportadas por Madrid-Vera *et al.* (2007), para el sureste y parte central del Golfo de California, quien observó que la proporción media FAC: camarón varía entre 6:1 y 31:1, siendo el grupo de los peces el más dominante (entre el 33 y el 80% de las capturas). Otros trabajos realizados en el área de estudio reportan proporciones camarón: FAC promedio más moderadas, como por ejemplo los de Rosales-Juárez (1976) y Pérez-Mellado y Findley (1985), quienes registraron relaciones de 1:10 y 1:9.67, respectivamente. Una relación análoga (1:9.2) fue observada por Grande-Vidal y Díaz-López (1981) para las pesquerías de camarón del Pacífico mexicano, observando además que el porcentaje de captura peces varía entre 60 y 63.7%.

Es bien sabido que las pesquerías de camarón se componen de un número considerable de especies de peces, de las cuales la mayoría corresponden a juveniles y son organismos de tallas pequeñas. El 59% de los organismos colectados durante el presente estudio presentaron una longitud menor al promedio (22 cm), mientras que el 65% registró un peso menor a 100 gr. Estos resultados se suman a los encontrados por otros autores (Grande-Vidal y Díaz-López, 1981; Pérez-Mellado y Findley, 1985; Aguilar-Ramírez *et al.*, 2010), en donde se observa la predominancia de organismos de tallas pequeñas como resultado de la configuración de las redes de arrastre, las cuales están diseñadas para la captura de camarón y no para la captura de peces grandes (Martínez-Muñoz, 2012).

Del total de especies registradas en el presente trabajo, aproximadamente el 40% son consideradas como peces de importancia comercial en la región, mientras que el resto corresponde a organismos de descarte, que no son aprovechados de ninguna manera, y que son regresados al mar generalmente muertos. Las especies dominantes *E. currani*, *H. leuciscus* y *H. elongatus* son subutilizadas en el área de estudio, aun cuando su abundancia es considerable en las redes de arrastre, y su calidad y talla es equiparable a la de otras especies del mismo género que si presentan importancia comercial en el Alto golfo y parte central del mismo (*E. gracilis*, *E. entomelas*, *H. nitidus*, *H. axillaris*). Un caso similar es el de la raya redonda común *U. halleri*, que no se utiliza en el área de estudio, pero si en la parte norte del golfo. La vaca voladora *P. stephanophrys* y la palometa *P. medius* son otras de las especies que también podrían ser integradas a una pesquería regular, tal y como lo fueron *P. horrens* y *P. snyderi* en la región del Alto golfo (CONAPESCA, 2010).

Si bien las relaciones encontradas en el presente estudio entre la profundidad/temperatura y la abundancia y biomasa de las comunidades ícticas parecen no ser biológicamente importantes, existen otros autores que han detectado un patrón más claro como Pérez Mellado y Findley (1985), quienes observaron que a mayor temperatura la abundancia y biomasa de los peces capturados como FAC en las costas de Sonora y Sinaloa tiende a incrementar, mientras que existe una tendencia hacia su disminución en el golfo de Tehuantepec conforme incrementa la profundidad (Martínez-Muñoz, 2012).

Debido a que en el presente estudio sólo se llevó a cabo el registro de temperaturas superficiales en los meses de julio y agosto, las diferencias observadas en este parámetro podrían deberse a la existencia de un gradiente latitudinal en el que la temperatura incrementa de norte a sur, de acuerdo con las condiciones oceanográficas de las diferentes provincias del golfo (Hernández, 1989).

Puesto que las profundidades a las que se realizaron los muestreos fueron relativamente someras (7 a 64 m), la correlación negativa y significativa encontrada entre la biomasa y la profundidad, más que a un gradiente térmico entre diferentes estratos como lo plantea González-Sansón *et al.* (1997), podría deberse al gradiente longitudinal de productividad que va de la costa a mar abierto. Se ha observado que la riqueza, abundancia y biomasa de invertebrados bentónicos presenta su pico máximo en zonas someras, en donde existe una mayor abundancia de productores primarios como resultado de la mayor penetración de luz solar (Hendrickx *et al.*, 2002; Martínez-Muñoz, 2012). Un patrón similar ha sido observado en la ictiofauna del POT, encontrándose que alrededor del 90% de las especies reportadas para esta región se distribuyen a profundidades inferiores a los 100 m (Robertson y Allen, 2015).

Es bien sabido que las aguas más productivas del ambiente marino generalmente se encuentran cerca de la costa como resultado de los escurrimientos continentales que suministran de materia orgánica y nutrientes a las zonas marinas adyacentes, y generan zonas de alta productividad primaria frente a sus desembocaduras (Yáñez-Arancibia, 1987; Lara-Lara *et al.*, 2008). Esta aseveración es congruente con los resultados de Martínez-Muñoz (2012) y Herazo *et al.* (2006), quienes encontraron que la mayor diversidad y densidades de peces en la plataforma continental de los Golfos de Tehuantepec y Morrosquillo se registró en las entradas de los sistemas lagunares y áreas adyacentes a la plataforma costera debido al incremento de la productividad primaria y a la materia orgánica proveniente de estos ecosistemas.

Si bien diversos autores han demostrado la influencia del Niño/Oscilación del sur sobre la temperatura superficial del mar, productividad primaria, y clorofila (Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín, 2007; Escalante *et al.*, 2013), recursos pesqueros ícticos (Madrid-Vera y Sánchez, 1997; Jacob-Cervantes, 2010; Nevárez-Martínez *et al.*, 2013), arrecifes coralinos (Wilkinson, 2000), larvas (Flores-Coto *et al.*, 2008) e invertebrados (Parada *et al.*, 2013; Bazzino *et al.*, 2007), en el presente estudio no fue posible demostrar su relación con las variaciones en el volumen de captura de camarón, FAC y peces en la pesca industrial de Sinaloa, así como su posible efecto sobre la estructura de las comunidades ícticas.

La carencia de relación entre el índice oceánico del Niño y los indicadores ecológicos de las comunidades ícticas bajo estudio, podría deberse a que las especies responden de manera diferencial a las variaciones en el ambiente, tal y como lo han observado algunos autores como Landeta *et al.* (2009), quien reportó que mientras que *Sardinops sagax* y *Paralichthys* spp., mostraron altas densidades en la fase cálida del Niño, otras taxa como *Engraulis ringens*, *Hygophum bruuni* e *Hypsoblennius sordidus* presentaron una abundancia reducida o estuvieron ausentes durante este evento. Arntz y Fahrbach (1996) mencionan que los eventos del Niño tienen efectos positivos y negativos en las diferentes poblaciones de peces, de manera que mientras que la población de anchoveta disminuye en Perú, otras poblaciones como las de sardina, jurel y macarela, se ven incrementadas. Resultados similares son los de Jacob-Cervantes (2010) y Nevárez-Martínez *et al.* (2013), quienes señalan que cuando las anomalías de la temperatura superficial del mar son positivas, las capturas de crinuda tienden a incrementarse, mientras que las de monterrey y bocona disminuyen. Debido al carácter multiespecífico de la pesquería de camarón, los efectos de este fenómeno pueden ser muy difíciles de detectar a nivel comunidad, e incluso se podrían estar enmascarando, si es que los hay, debido a la variabilidad en el comportamiento que presentan las especies ante este tipo de eventos.

Otra razón que podría explicar la falta de relación entre estos factores, así como entre el ONI y los volúmenes de camarón, FAC y peces capturados incidentalmente en Sinaloa, es el retraso en la respuesta de las comunidades biológicas a las variaciones en el ambiente, tal y

como lo observaron Escalante *et al.* (2013), en la comunidad fitoplanctónica de la boca del Golfo de California, cuya respuesta ante la alza en las concentraciones de nutrientes que se presentaron durante un evento de la Niña no fue inmediata (los efectos sobre la clorofila y productividad primaria se observaron después de 3-6 meses), observándose además que existe una respuesta desfasada de tres a seis meses para el restablecimiento de las condiciones normales una vez que cesan los eventos. Debido a que las comunidades ícticas responden de manera positiva al aumento de la productividad primaria, se puede asumir que si la comunidad fitoplanctónica presenta retrasos en su respuesta a los cambios en la temperatura superficial del mar producidos por eventos ENSO, entonces es posible que las comunidades ícticas sigan este mismo patrón. De esta manera se tiene que por ejemplo, la estructura de la comunidad íctica del 2009 pudo haber sido el reflejo de la Niña débil que se presentó de octubre 2008 a junio 2009, y no del Niño moderado que se detectó justamente durante los muestreos realizados en ese año. Un caso similar es el de la Niña fuerte que inició en junio del 2010, es decir, un mes antes de que iniciaran los muestreos correspondientes a ese año. Suponiendo un retardo de tres meses en la respuesta de las comunidades, los efectos de este evento sólo serían detectables hasta septiembre del 2010, un mes después de que se realizaron los muestreos.

VIII. CONCLUSIONES

La comunidad íctica asociada a la pesca industrial de camarón del sureste del Golfo de California se compone por 203 especies, 122 géneros y 56 familias, considerándose un elenco de alta diversidad y baja dominancia.

Las familias predominantes en las capturas fueron Gerreidae, Haemulidae, Sciaenidae, Carangidae, Paralichthyidae, Ariidae y Stromateidae, las cuales han sido reportadas entre las familias predominantes de otras regiones marinas costeras.

La estructura de la comunidad se encuentra determinada por un conjunto reducido de especies que dominan el ecosistema y un mayor número de taxa que presentan abundancias y biomasa reducidas.

Las especies dominantes dentro de la FAC fueron *Eucinostomus gracilis*, que se distinguió como el taxa más abundante, *Diapterus peruvianus* que presentó la mayor biomasa, y *Chloroscombrus orqueta* y *Selene peruviana*, que registraron la mayor frecuencia.

De las 31 especies clasificadas como dominantes tanto en términos de abundancia como de biomasa destacan *D. peruvianus*, *P. panamensis*, *S. peruviana*, *E. gracilis*, *H. nitidus*, *C. orqueta*, *C. fuerthii*, *C. gilberti*, *C. robalito* y *P. medius*, los cuales fueron los taxa con mayor representatividad en las capturas de acuerdo con el índice de importancia relativa.

La estructura de la comunidad varió de forma significativa tanto espacial como temporalmente, siendo *C. fuerthii*, *D. peruvianus*, *P. panamensis*, *C. robalito* y *S. peruviana*, las principales especies responsables de la variabilidad observada.

El registro de *Micropogonias megalops* dentro de la FAC del sureste del GC constituye una prueba más de la ampliación en el ámbito de distribución de esta especie hacia la Provincia Panámica y un cambio en su categoría como especie endémica del norte del Golfo de California.

La dinámica espacio-temporal de los indicadores comunitarios mostró a la zona 40 como la más equitativa y diversa, mientras que la zona 30 fue la que presentó las mayores densidades. Esta diferenciación parece estar relacionada con la ubicación geográfica y dinámica ambiental de las zonas de estudio, que por ubicarse en dos provincias biogeográficas distintas, así como en regiones diferentes dentro del golfo, se encuentran sujetas a condiciones oceanográficas muy particulares.

La proporción media de captura de camarón: fauna de acompañamiento para el estado de Sinaloa fue de 1:16, un dato ligeramente por encima del reportado por Rosales-Juárez (1976) y Pérez-Mellado y Findley (1985) para las costas de Sonora y Sinaloa. La proporción media camarón: peces fue de 1:11, estimándose que cerca del 68% del total de la captura corresponde a peces demersales asociados a fondos blandos.

Las relaciones positivas y significativas encontradas entre la temperatura y la abundancia y biomasa de las comunidades, así como la correlación negativa y significativa entre la profundidad y la biomasa, parecen ser el resultado de dos gradientes; uno latitudinal en el que la temperatura incrementa de norte a sur, y otro longitudinal en el que la productividad disminuye de la costa a mar abierto.

La inexistencia de correlaciones significativas entre los indicadores comunitarios, los volúmenes de FAC y peces capturados incidentalmente en la pesca industrial de Sinaloa y los valores del índice oceánico del niño, sugiere que los efectos de este fenómeno sobre la estructuración y volumen de captura de estos elencos no son fácilmente detectables como resultado del carácter multiespecífico que caracteriza a esta pesquería.

IX. BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, K., J. Bohórquez-Herrera, F. Moreno, C. Moreno, E. Molina, M. Grijalba-Bendeck y P. Gómez-Canchong. 2007. Tiburones y rayas (subclase Elasmobranchii) descartados por la flota de arrastre camaronero en el Caribe de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 12 (2): 69-80.
- Aguilar-Ramírez, D., A. A. Flores-Santillán y L. V. González-Ania. 2010. La innovación y desarrollo tecnológico pesquero como pieza clave de una pesca sustentable. Caso selecto, la pesquería de camarón en el océano Pacífico Mexicano. Instituto Nacional de Pesca. 36 pp. Disponible en: <http://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/otrasPublicaciones/pnap-daniel-aguilar.pdf>.
- Aguilar-Ramírez, D y J. A. Rodríguez-Valencia. 2010. Tecnologías para reducir la captura incidental en las pesquerías de camarón del Golfo de California. Instituto Nacional de Pesca. 50 pp. Disponible en: http://awsassets.panda.org/downloads/rep_tec_rs_inp_inapesca_wwf_1030.pdf.
- Aguirre-Gómez, R. 2002. Los mares mexicanos a través de la percepción remota III.I. Edit. Plaza y Valdés. Instituto de Geografía, UNAM. 95 pp.
- Álvarez Borrego, S. 2002. Physical oceanography. En: T. J. Case, M. L. Cody y E. Ezcurra (Comps). *Island biogeography in the Sea of Cortez*. Oxford University Press, Nueva York.
- Alverson, D. L., M. H. Freeberg, S. A. Murawski y J. G. Pope. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper 339:1- 42*. 339 pp.
- Amezcu-Linares, F. 1985. Recursos potenciales de peces capturados con redes camaroneras en la costa del Pacífico de México. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.), *Recursos pesqueros potenciales de México: la pesca acompañante del camarón*. Programa Universitario de Alimentos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Instituto Nacional de Pesca. México, D.F. pp. 39-94.
- Amezcu, F., J. Madrid-Vera y H. Aguirre-Villaseñor. 2006. Efecto de la pesca artesanal de camarón en el sistema Lagunar Santa María de la Reforma, suroeste del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 32 (1b): 91-109.

- Amezcuca F., J. Madrid-Vera y H. Aguirre. 2009. Incidental capture of juvenile fish from an artisanal fishery in a coastal lagoon in the Gulf of California. *North American Journal of Fisheries Management*, 29: 245-255.
- Arntz, W. E y E. Fahrback. 1996. *El Niño, Experimento climático de la naturaleza*. Fondo de Cultura Económica, México. 312 pp.
- Arredondo-Álvarez, A., L. E. Igartúa-Calderón, J. L. del Ángel-Lemus. 2006. *Glosario de términos relacionados con la pesca*. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. Comisión de Pesca. México DF. 538 pp.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology from individuals to ecosystems*. Cuarta edición. Blackwell Publishing. 738 pp.
- Bazzino G, C. Salinas-Zavala y U. Markaida. 2007. Variabilidad en la estructura poblacional del calamar gigante (*Dosidicus gigas*) en Santa Rosalía, región central del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 33 (2): 173–186.
- Castroverde, E. 2007. *Evaluación y Predicción de la Biodiversidad. Un modelo con araneidos en el parque natural del Cadí-Moixeró*. Tesis doctoral. Departamento de Biología animal. Universidad de Barcelona. 312 pp.
- Chávez, H. y J. Arvizú-Martínez. 1972. Estudio de los recursos pesqueros demersales del Golfo de California, 1968–1969. III Fauna de acompañamiento del camarón (peces finos y basura). *Memorias del IV Congreso Nacional de Oceanografía*. México DF.
- Cisneros-Mata, M.A., G. Montemayor-Lopez, y M. J. Román-Rodríguez. 1995. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conservation Biology*, 9 (4): 806-814.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117–143.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. 2a ed. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory. UK, 86 pp.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 7.5. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- CONANP y SEMARNAT. 2007. *Programa de conservación y manejo. Reserva de la biosfera Alto Golfo de California y delta del Río Colorado*. 1º ed. México, DF. 308 pp.

- CONAPESCA. 2010. Peces de importancia comercial en la parte media y Alto Golfo de California. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. Cartel de divulgación.
- CONAPESCA. 2013. Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2013. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. México. 299 pp.
- De la Lanza Espino, G. 1991. Oceanografía de mares mexicanos. 1° ed. A.G.T. Editor. México, D.F. 569 pp.
- De la Lanza-Espino, G. 2001. Características físico-químicas de los mares de México. Temas selectos de Geografía de México. Instituto de Geografía, UNAM. México. 149 pp.
- De la Rosa Meza, K. 2005. Fauna de acompañamiento del camarón en Bahía Magdalena, B.C.S. México. Tesis de maestría en manejo de recursos marinos. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, B.C.S. 65 pp.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2010. Carta Nacional Pesquera. Segunda Sección. Publicada el 2 de diciembre de 2010.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Segunda Sección. Publicada el 30 de diciembre de 2010.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2013. Norma Oficial Mexicana NOM-002-SAG/PESC-2013. Primera Sección. Publicada el 11 de julio de 2013.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2015. Ley general de pesca y acuacultura sustentables. Última reforma publicada el 04 de junio de 2015.
- Eayrs, S. 2007. A Guide to bycatch reduction in tropical shrimp-trawl Fisheries. Revised Edition. Rome, FAO. 108 pp.
- Escalante-Almazán, F. I., J. E. Valdez-Holguín, S. Álvarez-Borrego y J. R. Lara-Lara. 2013. Temporal and spatial variation of sea surface temperature, chlorophyll a and primary productivity in the Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 39(2): 203-215.
- Eschmeyer, W. N. y Fricke, R. (Eds.), *Catalog of fishes electronic version* (2014). <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Escobar-Ramírez, J. 2001. El aporte del enfoque ecosistémico a la sostenibilidad pesquera CEPAL Serie Recursos Naturales e Infraestructura N° 39. 64 pp.

- Escobar-Toledo, F. D. 2012. Variación espacio-temporal de la diversidad de la comunidad de peces asociada a la pesquería de arrastre de camarón del Mar Caribe de Colombia. Tesis de maestría en manejo de recursos marinos. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, B.C.S. 98 pp.
- Espinosa-Carreón, T. L. y J. E. Valdez-Holguín. 2007. Variabilidad interanual de clorofila en el Golfo de California. *Ecología Aplicada*, 6 (1, 2): 83-92.
- FAO. 2001. Directrices para la recopilación sistemática de datos relativos a la pesca de captura. Documento Técnico de Pesca. No. 382. Roma, FAO. 132 pp.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. FAO, Roma. Vol. II y III. Parte 1 y 2: 647-1652.
- Flores-Coto, C., F. Faustino-Zavala-García, R. Funes-Rodríguez, M. Espinoza-Fuentes y J. Zavala-Hidalgo. 2008. Larval abundance variation of *Bregmaceros cantori* Milliken & Houde, 1984, related to the El Niño events (1987-1996), southern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 43(1): 91-98.
- Franco-Gordo, C., E. Godínez-Domínguez y E. Suárez-Morales. 2002. Larval fish assemblages in waters off the central Pacific coast of Mexico. *Journal of Plankton Research* 4 (8): 775-784.
- García de León, L. A. 1988. Generalidades del análisis de cúmulos y análisis de componentes principales. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 29 pp.
- Gillett, R. 2010. Estudio Mundial sobre pesquerías del camarón. Documento Técnico de Pesca No. 475. Roma, FAO. 386 pp.
- González-Acosta, A. F. 1998. Ecología de la comunidad de peces asociada al manglar del estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría en ciencias con especialidad en manejo de recursos marinos. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, México. 126 pp.

- González-Acosta, A. F., G. De La Cruz-Agüero, J. De La Cruz-Agüero y G. Ruiz-Campos. 2005. Patrones estacionales en la estructura de los peces de manglar El Conchalito, Bahía de la Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*, 15(2): 205-214.
- González-Sansón, G., B. Aguilar-Palomino, J. Arciniega-Flores, R. García de Quevedo-Machain, E. Godínez-Domínguez, V. Landa-Jaime, J. Mariscal-Romero, J. E. Michel-Morfín y M. Saucedo-Lozano. 1997. Variación espacial de la abundancia de la fauna de fondos blandos en la plataforma continental de Jalisco y Colima, México (Primavera 1995). *Ciencias Marinas*, 23(1):93-110.
- Grande Vidal, J.M. y M.L. Díaz-López. 1981. Situación actual y perspectivas de utilización de la fauna de acompañamiento del camarón en México. *Ciencia Pesquera*, Instituto Nacional de la Pesca. Departamento de Pesca. México. I (2): 43-55.
- Hastings, P. A. 2000. Biogeography of the tropical Eastern Pacific: distribution and phylogeny of chaenopsid fishes. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 128: 319-335.
- Helfman, G. S., B. B. Collette, D. E. Facey y B. W. Bowen. 2009. The diversity of fishes. *Biology, evolution and ecology*. Segunda edición. John y Wiley Sons, Ltd., Publication. 720 pp.
- Hendrickx, M. E., R. C. Brusca y G. Ramírez-Reséndiz. 2002. Biodiversity of macrocrustaceans in the Gulf of California, Mexico. Pp. 349-368. En: M.E. Hendrickx (Ed.). *Contributions to the study of East Pacific Crustaceans 1*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 383 pp.
- Herazo, C. D., P. A. Torres y V. E. Olsen. 2006. Análisis de la composición y abundancia de la ictiofauna presente en la pesca del camarón rosado (*Penaeus notialis*) en el Golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano. *Revista MVZ Córdoba*, 11 (1): 47-61.
- Hernández, C., M. E. 1989. Condiciones climáticas del golfo de California y sus islas. *Boletín No. 20*. Instituto de Geografía, UNAM. pp. 71-87.
- Horn, M. H., K. L. M. Martin y M. A. Chotkowski. 1999. *Intertidal fishes, life in two worlds*. 1a ed. Academic Press. San Diego, E.U.A. 399 pp.
- Hubbs, C. L. 1960. The marine vertebrates of the outer coast. *Symposium The Biogeography of Baja California and adjacent seas. Systematic Zoology*, 9:134-147.

- INAPESCA Y CONAPESCA. 2006. Plan de manejo para la pesquería de camarón en el litoral del Océano Pacífico Mexicano. Doc. Interno. SAGARPA. México. 76 pp. Disponible en: http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona_plan_de_manejo_de_camaron.
- INAPESCA. 2010. Incorporación de aditamentos selectivos a las redes de arrastre camaroneras en el O. Pacífico Mexicano. Dictamen Técnico. Doc. Interno. SAGARPA. México. 35 pp. Disponible en: <http://207.248.177.30/mir/uploadtests/24213.177.59.1.DICTAMEN%20RED%20CAM%2030%20jun%202010.pdf>.
- Jacob-Cervantes, M. 2010. La pesquería de peces pelágicos menores en el sur del Golfo de California. Análisis de la temporada de pesca 2008. *Ciencia Pesquera*, 18 (2): 47-58.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. Documento técnico de pesca No. 470. FAO, Roma. 147 pp.
- Landeta, M., K. Schreiber, Bustos, C., J. Letelier y F. Balbontín. 2009. Temporal fluctuations of nearshore ichthyoplankton off Valparaíso, central Chile, during the ENSO cycle 1997-2000. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(3): 571-582.
- Lara-Lara, J.R., F.V. Arenas, G.G. Bazán, C.V. Díaz, B.E. Escobar, G.A. de la Cruz, C.G. Gaxiola, J.G. Robles, A. R. Sosa, G.L. Soto, G.M. Tapia y J.E. Valdez-Holguín. 2008. Los ecosistemas marinos. En: *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 135-159.
- Lavín, M.F., y S.G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. En: Velasco-Fuentes, O. U., Sheinbaum J., Ochoa, J. (Eds.), *Nonlinear processes in geophysical fluid dynamics*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands, pp. 173-204.
- Lea, R. N. y R. H. Rosenblatt. 2000. Observations on fishes associated with the 1997-98 El Niño off California. *CalCOFI* 41:117-129.
- León-Chávez, C. A. 2008. Asociaciones de larvas de peces como indicadores de la dinámica superficial en el Pacífico nororiental tropical frente a México (noviembre, 2005-marzo, 2007). Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur. 91 pp.

- León-Chávez, C. A., L. Sánchez-Velasco, E. Beier, M. F. Lavín, V. M. Godínez y J. Färber-Lorda. 2010. Larval fish assemblages and circulation in the Eastern Tropical Pacific in autumn and winter. *Journal of Plankton Research* 32 (4): 397-410.
- López-Martínez, J., E. Herrera-Valdivia, J. Rodríguez-Romero, y S. Hernández-Vázquez. 2010. Peces de la fauna de acompañamiento en la pesca industrial de camarón en el Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 58 (3): 925-942.
- Madrid-Vera, J. y P. Sánchez. 1997. Patterns in marine fish communities as shown by artisanal fisheries data on the shelf off Nexpa River, Michoacán, México. *Fisheries Research*, 33: 149-158.
- Madrid-Vera, J. 1998. Aspectos de la ecología, las pesquerías y la biogeografía de los peces costeros de Michoacán y Colima, México. Tesis de doctorado en Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. 247 pp.
- Madrid-Vera, J., F. Amezcua-Martínez y E. Morales-Bojórquez. 2007. An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. *Fisheries Research*, 83: 81-89.
- Madrid-Vera J, E. Visauta-Girbau y H. Aguirre-Villaseñor. 2010. Composition of trawl catch fauna off the mouth of the Rio Baluarte, southeastern Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series* 403: 145-153.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd. U.S.A. 256 pp.
- Margalef, R. 1968. *Perspectives in ecological theory*. The University of Chicago Press. Chicago, Illinois. 112 pp.
- Margalef, R. 1995. *Ecología*. Omega. Barcelona, España. 951 pp.
- Martínez-Muñoz, M. A. 2012. Estructura y distribución de la comunidad íctica acompañante en la pesca del camarón (Golfo de Tehuantepec. Pacífico oriental, México). Tesis de doctorado en Ciencias del mar. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. 604 pp.
- Molina-Cruz, A. 1984. Evolución Oceanográfica de la boca del Golfo de California. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México, 13 (2): 95-120.

- Nix, R. K. 2013. The Gulf of California. A physical, geological and biological study. University of Texas at Dallas. 23 pp. Disponible en: http://utdallas.edu/~nix/MAT-SE_Units/gulf_cal.pdf.
- Nelson, J. S., E. J. Crossman, H. Espinoza-Perez, L. T. Findley, C. R. Gilbert, R. N. Lea y J. D. Williams. 2004. Common and scientific names of fishes from the United States, Canada and Mexico. American Fisheries Society, Special Publications 29. 6° edición. Bethesda, Maryland.
- Nelson, J. S. 2006. Fishes of the world. John Wiley y Sons, Inc. 4a ed. Canada. 613 pp.
- Nevárez-Martínez, M. O., M. A. Martínez-Zavala, E. González-Corona, J. P. Santos-Molina, y A. Valdez-Pelayo. 2013. Capturas, esfuerzo de pesca y flota en la pesquería de pelágicos menores del Golfo de California. Informe técnico de pesca. Instituto Nacional de la Pesca. Guaymas, Sonora. 18 pp.
- Padilla-Galindo, S. P. 2012. Innovaciones tecnológicas en redes de arrastre camaroneras al sur del Golfo de California, México. Tesis de maestría en manejo de recursos marinos. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur. 121 pp.
- Palacios-Salgado, D. S. 2011. Patrones latitudinales de composición y diversidad funcional de peces asociados a la pesca de camarón del Pacífico mexicano. Tesis de doctorado en Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B. C. S. 168 pp.
- Parada, C., B. Yannicelli, S. Hormazábal, S. Vásquez, J. Porobic, B. Ernst, C. Gatica, M. Arteaga, A. Montecinos, S. Núñez y A. Gretchina. 2013. Variabilidad ambiental y recursos pesqueros en el Pacífico suroriental: estado de la investigación y desafíos para el manejo pesquero. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41 (1): 1-28.
- Pauly, D, 1980 Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fisheries. Technical Paper*, (234): 52.
- Pauly, D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374 (16): 255-257.
- Pérez-Arvizú. E. M., E. A. Aragón-Noriega y T. L. Espinosa-Carreón. 2013. Variabilidad estacional de la clorofila a y su respuesta a condiciones El Niño y La Niña en el Norte del Golfo de California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48 (1): 131-141.

- Pérez-Cruz, L. y J. Urrutia-Fucugauchi. 2009. Magnetic mineral study of Holocene marine sediments from the Alfonso Basin, Gulf of California - implications for depositional environment and sediment sources. *Geofísica Internacional*, 48 (3): 305-318.
- Pérez-Mellado, J. y L.T, Findley. 1985. Evaluación de la ictiofauna acompañante del camarón capturado en las costas de Sonora y norte de Sinaloa, México. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.), Recursos pesqueros potenciales de México: la pesca acompañante del camarón. Programa Universitario de Alimentos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Instituto Nacional de Pesca. México, D.F. pp. 201-254.
- Pielou, E. 1966. The measurement of diversity in the different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13: 131-144.
- Pielou, E. 1977. *Mathematical ecology*. J. Wiley y Sons, New York. 385 pp.
- Rábago-Quiroz C. H., J. López-Martínez, E. Herrera-Valdivia, M. O. Nevárez-Martínez y J. Rodríguez-Romero. 2008. Population dynamics and spatial distribution of flatfish species in shrimp trawl bycatch in the Gulf of California. *Hidrobiológica*, 18 (3): 177-188.
- Rábago-Quiroz, C.H., J. López-Martínez., J. E. Valdez-Holguín, y M. O. Nevárez-Martínez. 2011. Distribución latitudinal y batimétrica de las especies más abundantes y frecuentes en la fauna acompañante del camarón del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 59(1): 255-267.
- Ramírez-Hernández, E., N. Vázquez, R. Vázquez y C. Guerra. 1965. Investigaciones ictiológicas en las costas de Sinaloa. I. Lista de peces colectados en las capturas camaroneras (agosto 1961, abril-octubre 1962, mayo-septiembre 1963). Secretaría de Industria y Comercio. Publicaciones del Instituto Nacional de Investigaciones Biológico Pesqueras, 12: 1-36.
- Ramírez-Valdez, A. 2009. Ecología y biogeografía de las comunidades de peces del intermareal rocoso en la costa occidental de la Península de Baja California, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California. 165 pp.

- Robertson, D.R. y G.R. Allen. 2015. Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea. Versión 2.0. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. Balboa, República de Panamá.
- Roden, G. I. 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California. En: van Andel Tj, H. y G. G. Shor (Eds.), Marine geology of the Gulf of California: a symposium, AAPG memoir 3. pp. 30–58.
- Rodríguez-Ibáñez, C., S. Álvarez-Borrego, S.G. Marinone y J.R. Lara-Lara. 2013. El golfo de California es una fuente de bióxido de carbono hacia la atmósfera. *Ciencias marinas*, 39 (2): 137-150.
- Rodríguez-Romero, J., D. S. Palacios-Salgado, J. López-Martínez, S. Hernández-Vázquez y G. Ponce-Díaz. 2008. Composición taxonómica y relaciones zoogeográficas de los peces demersales de la costa occidental de Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 56 (4): 1765-1783.
- Rosales-Juárez, F. 1976. Contribución al conocimiento de la fauna de acompañamiento del camarón en alta mar, frente a las costas de Sinaloa, México. En: Instituto Nacional de Pesca (Ed.) *Memorias de la Reunión sobre los Recursos de la Pesca Costera de México*. México, D.F. pp.25-80.
- Schwartzlose, R. A. y J. R. Hendrickson. 1983. Bibliografía del Golfo de California: Ciencias Marinas (hasta el final de 1981). *Publicaciones Especiales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 7:1-212.
- SEMARNAT. 2005. Etapas de caracterización, pronóstico y propuesta del ordenamiento ecológico marino del Golfo de California. Disponible en: http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/temas/ordenamientoecologico/Documents/documentos_golfo/zip/10_pronostico_propuesta%20oemgc.pdf y http://www.gbcbiotech.com/genomicaypesca/pdfs/pesca_mexico/Ordenamiento%20Ecologico%20Marina%20del%20Golfo%20de%20California%20Caracterizacion.pdf.
- Soberón, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7 (3): 480-488.
- Sokal, R. y F. J. Rohlf. 1979. *Biometría: principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Ed. Blume. Barcelona, España. 832 pp.

- Soto-Mardones, L., S. Marioni y A. Pares-Sierra. 1999. Variabilidad espaciotemporal de la temperatura superficial del mar en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 25 (1): 1-30.
- Tapia-García, M. 1997. Diversidad dinámica y patrones reproductivos en la comunidad de peces demersales del Golfo de Tehuantepec. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. B094. México, D.F.
- Thomson, D. A. y C. E. Lehner. 1976. Resilience of a rocky intertidal fish community in a physically unstable environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 22: 1-29.
- Thomson, D. A., L. T. Findley y A. N. Kerstitch. 2000. Reef fishes of the Sea of Cortez, The Rocky-Shore fishes of the Gulf of California. The University of Texas Press Ed. Texas. 353 pp.
- Van der Heiden, A. M. 1985. Taxonomía, biología y evaluación de la ictiofauna demersal del Golfo de California. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.), Recursos pesqueros potenciales de México: la pesca acompañante del camarón. Programa Universitario de Alimentos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Instituto Nacional de Pesca. México, D.F. pp. 149-200.
- Wilkinson, C. (Ed.). 2000. Status of coral reefs of the world: 2000. Australian Institute of Marine Science. Townsville, Australia. 363 pp.
- Wilkinson T., E. Wiken, J. Bezaury-Creel, T. Hourigan, T. Agardy, H. Herrmann, L. Janishevski, C. Madden, L. Morgan y M. Padilla. 2009. Ecorregiones marinas de América del Norte. Comisión para la Cooperación Ambiental. Montreal. 200 pp.
- Wyrtki, K. 1967. Circulation and water masses in the eastern equatorial Pacific Ocean. *International Journal of Oceanology and Limnology*, 1 (2), 117-147.
- Yáñez-Arancibia, A. 1987. Lagunas costeras y estuarios: cronología, criterios y conceptos para una clasificación ecológica de sistemas costeros. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 39: 35-54.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 500 pp.

X. ANEXOS

Tabla 8. Promedio y error estándar de los descriptores comunitarios por lance. n= número de lances realizados; S_i=riqueza; D_i= abundancia (ind/km²); B_i= biomasa (kg/km²); d= índice de riqueza de Margalef; J'= equidad; H'= diversidad; D'= dominancia.

Año	Zona	n	S _i	D _i	B _i	d	H'	J'	D'
2008	30	39	17 ± 1	83,678 ± 17,981	4,466 ± 1002	1.552 ± 0.077	1.990 ± 0.071	0.706 ± 0.024	0.294 ± 0.024
2008	40	23	20 ± 1	35,284 ± 8118	2623 ± 808	1.958 ± 0.104	2.221 ± 0.092	0.753 ± 0.034	0.247 ± 0.034
2008	60	27	17 ± 1	11,375 ± 1901	1,198 ± 165	1.825 ± 0.108	2.365 ± 0.062	0.842 ± 0.019	0.158 ± 0.019
2009	30	46	18 ± 1	50,461 ± 4,583	2,961 ± 292	1.565 ± 0.064	2.109 ± 0.062	0.742 ± 0.017	0.258 ± 0.017
2009	40	12	22 ± 2	28,204 ± 6,169	2,422 ± 489	2.057 ± 0.136	2.452 ± 0.060	0.805 ± 0.016	0.195 ± 0.016
2009	60	13	19 ± 1	42,172 ± 7,558	2,961 ± 503	1.681 ± 0.109	2.050 ± 0.053	0.710 ± 0.019	0.290 ± 0.019
2010	30	11	23 ± 2	44,761 ± 6,683	2,330 ± 387	2.096 ± 0.145	2.250 ± 0.112	0.718 ± 0.026	0.282 ± 0.026
2010	40	9	22 ± 2	57,968 ± 11,686	2,897 ± 626	1.917 ± 0.151	1.949 ± 0.092	0.638 ± 0.023	0.362 ± 0.023
2010	60	8	18 ± 2	57,733 ± 11,456	3,408 ± 623	1.581 ± 0.161	1.707 ± 0.189	0.590 ± 0.052	0.410 ± 0.052
2011	40	11	18 ± 2	44,135 ± 14,422	2733 ± 623	1.660 ± 0.160	2.164 ± 0.098	0.770 ± 0.030	0.230 ± 0.030
2011	60	13	16 ± 1	48,763 ± 10,283	3,938 ± 791	1.453 ± 0.116	2.049 ± 0.114	0.737 ± 0.026	0.263 ± 0.026
Global	30	96	18 ± 1	63,302 ± 7,802	3,501 ± 438	1.621 ± 0.050	2.077 ± 0.044	0.724 ± 0.013	0.276 ± 0.013
Global	40	55	20 ± 1	39,221 ± 5,069	2,646 ± 382	1.914 ± 0.067	2.215 ± 0.051	0.749 ± 0.017	0.251 ± 0.017
Global	60	61	18 ± 1	31,986 ± 3,949	2,448 ± 267	1.683 ± 0.064	2.144 ± 0.053	0.758 ± 0.017	0.242 ± 0.017
Global	2008	89	18 ± 1	49,237 ± 8,785	2,999 ± 507	1.740 ± 0.057	2.163 ± 0.046	0.759 ± 0.016	0.241 ± 0.016
Global	2009	71	19 ± 1	45,182 ± 3,540	2,870 ± 225	1.669 ± 0.055	2.156 ± 0.045	0.747 ± 0.012	0.253 ± 0.012
Global	2010	28	21 ± 1	52,712 ± 5,544	2820 ± 309	1.891 ± 0.094	1.998 ± 0.084	0.656 ± 0.021	0.344 ± 0.021
Global	2011	24	17 ± 1	46,642 ± 8,460	3,386 ± 520	1.548 ± 0.097	2.102 ± 0.076	0.752 ± 0.020	0.248 ± 0.020
Promedio general (periodo de estudio)			19 ± 1	48,044 ± 4,042	2,976 ± 236	1.715 ± 0.035	2.132 ± 0.028	0.741 ± 0.009	0.259 ± 0.009

Tabla 9. Descriptores comunitarios globales para cada año y zona de estudio. S_t = número total de especies registradas; D_i = abundancia promedio (ind/km²); B_i = biomasa promedio (kg/km²); d = índice de riqueza de Margalef; J' = equidad; H' = diversidad; D' = dominancia.

Año	Zona	S_t	D_i	B_i	d	H'	J'	D'
2008	30	98	3,263,454	174,196	8.558	3.468	0.756	0.244
2008	40	104	811,521	60,330	9.741	3.322	0.717	0.283
2008	60	101	307,137	32,344	10.710	3.564	0.772	0.228
2009	30	117	2,321,211	136,226	10.71	3.483	0.731	0.269
2009	40	84	338,444	29,068	8.100	3.575	0.807	0.193
2009	60	87	548,236	38,495	8.075	3.117	0.698	0.302
2010	30	83	492,366	25,627	7.657	3.318	0.751	0.249
2010	40	83	521,709	26,074	7.477	2.951	0.668	0.332
2010	60	53	461,861	27,266	4.743	2.319	0.584	0.416
2011	40	81	485,488	30,063	7.480	3.348	0.762	0.238
2011	60	62	633,917	51,198	5.651	2.979	0.722	0.278
Global	30	147	6,077,031	336,049	12.840	3.681	0.742	0.258
Global	40	154	2,157,162	145,534	13.430	3.697	0.745	0.255
Global	60	139	1,951,151	149,304	12.730	3.346	0.684	0.316
2008	Global	156	4,382,112	266,870	13.240	3.681	0.741	0.259
2009	Global	142	3,207,891	203,789	13.150	3.635	0.733	0.267
2010	Global	117	1,475,936	78,967	10.490	3.211	0.677	0.323
2011	Global	98	1,119,405	81,261	9.023	3.288	0.717	0.283
Valores generales (a nivel periodo de estudio)		203	10,185,344	630,887	17.810	3.866	0.735	0.265

Tabla 10. PERMANOVA para detectar diferencias significativas en los indicadores comunitarios entre años y zonas de estudio. S= Riqueza específica; d= índice de riqueza de Margalef; H'= diversidad; J'= equidad; D'= dominancia; Di= abundancia (ind/km²); Bi= Biomasa (kg/km²); (*)= diferencias significativas con p≤0.05.

Atributo	Factor	GL	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	No. Perm
S	Zona	2	1214.4	508.5	2.9756	0.0274*	403806
	Año	3	1525.5	607.2	3.5532	0.0257*	405025
	Interacción	5	1084.5	216.9	1.2693	0.2704	394743
	Residuales	201	34349	170.89			
	Total	211	38873				
d	Zona	2	1.5205	0.5068	2.2348	0.0856	407872
	Año	3	2.0642	1.0321	4.551	0.0119*	406116
	Interacción	5	2.8556	0.5711	2.5183	0.0315*	399891
	Residuales	201	45.584	0.2268			
	Total	211	53.787				
H'	Zona	2	0.58782	0.2939	1.9442	0.146	405906
	Año	3	1.2378	0.4126	2.7293	0.0449*	407490
	Interacción	5	4.1098	0.8220	5.4372	0.0001*	399598
	Residuales	201	30.386	0.1512			
	Total	211	36.161				
J'	Zona	2	1.158x10 ⁻²	5.790x10 ⁻³	0.4103	0.6639	40589
	Año	3	0.29876	9.959x10 ⁻²	7.0559	0.0002*	407868
	Interacción	5	0.37982	7.596x10 ⁻²	5.3822	0.0001*	399578
	Residuales	201	2.8369	1.411x10 ⁻²			
	Total	211	3.5144				
D'	Zona	2	1.158x10 ⁻²	5.790 x10 ⁻³	0.4102	0.6642	405804
	Año	3	0.29876	9.959 x10 ⁻²	7.0559	0.0002*	407675
	Interacción	5	0.37982	7.596 x10 ⁻²	5.3822	0.0001*	399544
	Residuales	201	2.8369	1.411 x10 ⁻²			
	Total	211	3.5144				
Di	Zona	2	40292	20146	6.9081	2x10 ⁻⁶ *	301167
	Año	3	47927	15976	5.478	2x10 ⁻⁶ *	276785
	Interacción	5	21987	4397.3	1.5078	0.0007*	248302
	Residuales	201	5.862x10 ⁵	2916.3			
	Total	211	7.2057x10 ⁵				
Bi	Zona	2	38750	19375	6.3954	2x10 ⁻⁶ *	298632
	Año	3	42717	14239	4.7001	2x10 ⁻⁶ *	273827
	Interacción	5	20645	4129	1.3629	0.0056*	245344
	Residuales	201	6.089x10 ⁵	3029.5			
	Total	211					

Tabla 11. Resultados comparativos de las pruebas pareadas del PERMANOVA entre los años de estudio utilizando a) datos de abundancia, b) datos de biomasa y c) datos de presencia-ausencia. (*)= diferencias significativas.

a			b		
Datos: abundancia Pseudo F = 5.478 P global= 2×10^{-6} *			Datos: biomasa Pseudo F = 4.7001 P global= 2×10^{-6} *		
Grupos	T	P (perm)	Grupos	t	P (perm)
2008-2009	2.492	2×10^{-6} *	2008-2009	2.280	2×10^{-6} *
2008-2010	2.868	2×10^{-6} *	2008-2010	2.596	2×10^{-6} *
2008-2011	2.298	2×10^{-6} *	2008-2011	2.231	2×10^{-6} *
2009-2010	2.144	2×10^{-6} *	2009-2010	1.916	2×10^{-5} *
2009-2011	1.751	8×10^{-5} *	2009-2011	1.677	0.000*
2010-2011	1.431	0.0149*	2010-2011	1.304	0.042*

c		
Datos: presencia-ausencia Pseudo F = 5.8585 P global= 2×10^{-6} *		
Grupos	t	P (perm)
2008-2009	2.574	2×10^{-6} *
2008-2010	2.999	2×10^{-6} *
2008-2011	2.401	2×10^{-6} *
2009-2010	2.108	2×10^{-5} *
2009-2011	1.706	0.001*
2010-2011	1.343	0.049*

Tabla 12. Resultados comparativos de las pruebas pareadas del PERMANOVA entre las zonas de estudio utilizando a) datos de abundancia, b) datos de biomasa y c) datos de presencia-ausencia. (*)= diferencias significativas.

a

Datos: abundancia		
Pseudo F = 6.9081		
P global = 2×10^{-6} *		
Grupos	t	P (perm)
30-40	1.832	2×10^{-5} *
30-60	3.309	2×10^{-6} *
40-60	2.355	2×10^{-6} *

b

Datos: biomasa		
Pseudo F = 6.3954		
P global = 2×10^{-6} *		
Grupos	t	P (perm)
30-40	1.730	6×10^{-5} *
30-60	3.222	2×10^{-6} *
40-60	2.254	2×10^{-6} *

c

Datos: presencia-ausencia		
Pseudo F = 8.6754		
P global = 2×10^{-6} *		
Grupos	t	P (perm)
30-40	2.020	3×10^{-5} *
30-60	3.740	2×10^{-6} *
40-60	2.580	2×10^{-6} *

Tabla 13. Especies tipificantes de las diferentes zonas de estudio según el análisis SIMPER. Contribución a la similitud en términos de abundancia. Umbral: 50% de acumulación.

Grupo/Zona	Especie	S_i	SD	$\%S_i$	$\Sigma\%S_i$
30 $S_i=20.11$	<i>Citharichthys gilberti</i>	2.26	0.81	11.26	11.26
	<i>Eucinostomus gracilis</i>	2.12	0.55	10.53	21.78
	<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.98	0.59	9.83	31.62
	<i>Eucinostomus currani</i>	1.47	0.61	7.31	38.93
	<i>Diapterus peruvianus</i>	0.97	0.47	4.84	43.76
	<i>Urolophus halleri</i>	0.8	0.52	4	47.76
	<i>Prionotus stephanophrys</i>	0.78	0.38	3.88	51.63
40 $S_i=19.91$	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.8	0.76	9.06	9.06
	<i>Eucinostomus currani</i>	1.65	0.7	8.3	17.36
	<i>Selene peruviana</i>	1.63	0.64	8.19	25.55
	<i>Pomadasys panamensis</i>	1.53	0.55	7.68	33.23
	<i>Citharichthys gilberti</i>	0.9	0.5	4.52	37.75
	<i>Cathorops fuerthii</i>	0.86	0.43	4.33	42.08
	<i>Centropomus robalito</i>	0.82	0.53	4.11	46.2
	<i>Diapterus peruvianus</i>	0.8	0.41	4.04	50.23
60 $S_i=24.95$	<i>Pomadasys panamensis</i>	3.55	0.9	14.22	14.22
	<i>Centropomus robalito</i>	3.18	0.87	12.76	26.99
	<i>Selene peruviana</i>	3.1	1.12	12.41	39.4
	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.34	0.98	9.38	48.79
	<i>Diapterus peruvianus</i>	1.65	0.61	6.61	55.39

S_i = similitud promedio; SD= desviación estándar; $\%S_i$ = porcentaje de contribución a la similitud; $\Sigma\%S_i$ = similitud acumulada.

Tabla 14. Especies discriminantes entre las zonas de estudio con base en el indicador de abundancia. El orden de las especies se presenta de mayor a menor porcentaje contribución a la disimilitud en términos globales ($\Sigma\%$ contr).

Especie	30-40	30-60	40-60	$\Sigma\%$ contr
<i>Selene peruviana</i>	3.22	3.23	4.27	10.72
<i>Diapterus peruvianus</i>	3.33	3.53	3.84	10.7
<i>Pomadasya panamensis</i>	2.73	3.5	3.92	10.15
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.82	2.89	4.11	9.82
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	3.19	2.52	3.79	9.5
<i>Centropomus robalito</i>	1.64	3.5	4.06	9.2
<i>Citharichthys gilberti</i>	3.3	3.55	2.05	8.9
<i>Eucinostomus gracilis</i>	4.24	4.34	---	8.58
<i>Eucinostomus currani</i>	2.87	2.84	2.5	8.21
<i>Prionotus stephanophrys</i>	2.8	2.55	2.59	7.94
<i>Haemulopsis nitidus</i>	3.79	3.97	---	7.76
<i>Larimus efulgens</i>	---	2.89	3.49	6.38
<i>Peprilus medius</i>	1.68	2.15	2.39	6.22
<i>Stellifer illecebrosus</i>	---	2	2.77	4.77
<i>Urolophus halleri</i>	2.16	1.81	---	3.97
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.99	1.81	---	3.8
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	1.97	---	1.83	3.8
<i>Etropus crossotus</i>	1.82	1.6	---	3.42
<i>Syacium ovale</i>	1.76	---	1.6	3.36
<i>Bothus constellatus</i>	1.56	1.57	---	3.13
<i>Centropomus armatus</i>	---	---	1.82	1.82
<i>Haemulopsis axillaris</i>	---	---	1.7	1.7
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	---	---	1.69	1.69
<i>Urotrygon nana</i>	---	---	1.63	1.63
<i>Haemulopsis elongatus</i>	1.48	---	---	1.48
<i>Occidentarius platypogon</i>	1.46	---	---	1.46
<i>Opisthonema libertate</i>	1.46	---	---	1.46
Disimilitud promedio	83.0	86.18	80.43	

Tabla 15. Especies tipificantes de las diferentes zonas de estudio de acuerdo a su biomasa. Umbral de acumulación: 50%.

Grupo/Zona	Especie	S_i	SD	$\%S_i$	$\Sigma\%S_i$
30 $S_i= 18.96$	<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.86	0.59	9.8	9.8
	<i>Eucinostomus gracilis</i>	1.81	0.56	9.52	19.32
	<i>Citharichthys gilberti</i>	1.7	0.78	8.99	28.31
	<i>Eucinostomus currani</i>	1.31	0.63	6.91	35.21
	<i>Urolophus halleri</i>	1.29	0.51	6.8	42.02
	<i>Diapterus peruvianus</i>	1.08	0.48	5.69	47.71
	<i>Eucinostomus entomelas</i>	0.69	0.39	3.66	51.37
40 $S_i= 18.91$	<i>Pomadasys panamensis</i>	2.07	0.52	10.94	10.94
	<i>Eucinostomus currani</i>	1.48	0.68	7.82	18.76
	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.2	0.77	6.32	25.08
	<i>Selene peruviana</i>	1.03	0.64	5.44	30.52
	<i>Cathorops fuerthii</i>	0.97	0.41	5.12	35.65
	<i>Centropomus robalito</i>	0.88	0.53	4.67	40.31
	<i>Diapterus peruvianus</i>	0.88	0.41	4.63	44.94
	<i>Citharichthys gilberti</i>	0.63	0.47	3.33	48.28
	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	0.62	0.43	3.27	51.55
60 $S_i= 24.17$	<i>Pomadasys panamensis</i>	5.07	0.94	20.97	20.97
	<i>Centropomus robalito</i>	3.53	0.88	14.62	35.58
	<i>Selene peruviana</i>	1.9	1.05	7.86	43.45
	<i>Diapterus peruvianus</i>	1.82	0.57	7.52	50.97

S_i = similitud promedio; SD= desviación estándar; $\%S_i$ = porcentaje de contribución a la similitud; $\Sigma\%S_i$ = similitud acumulada.

Tabla 16. Especies con mayor contribución a la disimilitud entre las zonas de estudio con base en el indicador de biomasa. El orden de las especies se presenta de mayor a menor porcentaje contribución en términos globales ($\Sigma\%$ contr).

Especie	30-40	30-60	40-60	$\Sigma\%$ contr
<i>Pomadasys panamensis</i>	3.45	4.83	5.11	13.39
<i>Diapterus peruvianus</i>	3.54	3.9	4.11	11.55
<i>Cathorops fuerthii</i>	3.17	3.11	4.25	10.53
<i>Centropomus robalito</i>	1.89	4.14	4.46	10.49
<i>Urolophus halleri</i>	2.97	2.67	1.81	7.45
<i>Selene peruviana</i>	2.04	2.29	2.46	6.79
<i>Eucinostomus currani</i>	2.4	2.21	2.17	6.78
<i>Haemulopsis nitidus</i>	3.36	3.4	---	6.76
<i>Eucinostomus gracilis</i>	3.31	3.31	---	6.62
<i>Peprilus medius</i>	1.76	2.24	2.33	6.33
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.04	1.74	2.26	6.04
<i>Citharichthys gilberti</i>	2.25	2.34	1.39	5.98
<i>Occidentarius platypogon</i>	2.09	1.5	2.04	5.63
<i>Haemulopsis axillaris</i>	1.94	1.55	2.03	5.52
<i>Eucinostomus entomelas</i>	2.08	1.81	1.43	5.32
<i>Trichiurus lepturus</i>	1.45	1.6	2.04	5.09
<i>Synodus evermanni</i>	1.9	1.56	1.53	4.99
<i>Larimus effulgens</i>	---	2.32	2.63	4.95
<i>Stellifer illecebrosus</i>	---	1.72	2.24	3.96
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	1.91	---	1.6	3.51
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	1.36	---	2.08	3.44
<i>Haemulopsis elongatus</i>	1.69	1.57	---	3.26
<i>Centropomus armatus</i>	---	---	1.82	1.82
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1.59	---	---	1.59
<i>Prionotus stephanophrys</i>	1.56	---	---	1.56
<i>Polydactylus approximans</i>	---	1.55	---	1.55
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	---	---	1.54	1.54
<i>Opisthonema libertate</i>	1.5	---	---	1.5
Disimilitud promedio	83.71	86.70	81.19	

Tabla 17. Especies tipificantes de los diferentes años de estudio según el umbral de 50% de acumulación del análisis SIMPER. Contribución a la similitud en términos de abundancia.

Grupo/Zona	Especie	S_i	SD	$\%S_i$	$\Sigma\%S_i$
2008 $S_i= 18.41$	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.82	0.77	9.88	9.88
	<i>Selene peruviana</i>	1.47	0.68	8.01	17.89
	<i>Eucinostomus currani</i>	1.39	0.54	7.54	25.43
	<i>Pomadasys panamensis</i>	1.36	0.47	7.37	32.8
	<i>Prionotus stephanophrys</i>	1.19	0.46	6.48	39.27
	<i>Citharichthys gilberti</i>	1.12	0.6	6.06	45.33
	<i>Cyclopsetta querna</i>	0.84	0.49	4.57	49.9
	<i>Centropomus armatus</i>	0.71	0.37	3.86	53.77
2009 $S_i= 21.98$	<i>Citharichthys gilberti</i>	2.33	0.75	10.62	10.62
	<i>Eucinostomus gracilis</i>	1.89	0.51	8.61	19.22
	<i>Diapterus peruvianus</i>	1.85	0.66	8.42	27.64
	<i>Pomadasys panamensis</i>	1.85	0.54	8.42	36.06
	<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.67	0.5	7.57	43.64
	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	0.89	0.54	4.06	47.69
	<i>Eucinostomus currani</i>	0.89	0.54	4.05	51.74
2010 $S_i= 25.26$	<i>Syacium ovale</i>	2.71	0.52	10.72	10.72
	<i>Selene peruviana</i>	2.24	0.86	8.87	19.59
	<i>Pomadasys panamensis</i>	1.66	0.58	6.55	26.14
	<i>Centropomus robalito</i>	1.55	0.6	6.15	32.29
	<i>Diapterus peruvianus</i>	1.55	0.55	6.14	38.43
	<i>Larimus effulgens</i>	1.51	0.42	5.96	44.39
	<i>Cyclopsetta panamensis</i>	1.5	0.79	5.95	50.34
2011 $S_i= 26.19$	<i>Selene peruviana</i>	3.71	1.14	14.16	14.16
	<i>Centropomus robalito</i>	3.71	1.01	14.15	28.32
	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.74	0.99	10.45	38.76
	<i>Stellifer illecebrosus</i>	2.05	0.7	7.81	46.58
	<i>Cathorops fuerthii</i>	2.03	0.55	7.74	54.31

S_i = similitud promedio; SD= desviación estándar; $\%S_i$ = porcentaje de contribución a la similitud; $\Sigma\%S_i$ = similitud acumulada.

Tabla 18. Especies con mayor contribución a las diferencias entre los años de estudio con base en el indicador de abundancia. El orden de las especies se presenta de mayor a menor porcentaje contribución en términos globales ($\Sigma\%$).

Especie	08-09	08-10	08-11	09-10	09-11	10-11	$\Sigma\%$
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.41	3.83	4.2	4.07	4.06	5.18	23.75
<i>Selene peruviana</i>	2.94	3.46	4.38	3.36	4.11	4.2	22.45
<i>Diapterus peruvianus</i>	3.76	3.6	3.26	3.86	3.74	3.9	22.12
<i>Centropomus robalito</i>	1.89	3.03	4.62	2.9	4.06	4.3	20.8
<i>Pomadasys panamensis</i>	3.38	3.48	2.5	3.96	3.3	3.73	20.35
<i>Larimus effulgens</i>	---	4.18	2.9	3.95	2.68	4.81	18.52
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.89	2.27	4.06	1.7	3.49	3.38	17.79
<i>Eucinostomus gracilis</i>	4.65	1.98	2.05	3.58	3.88	---	16.14
<i>Syacium ovale</i>	---	5.08	---	4.7	---	5.14	14.92
<i>Citharichthys gilberti</i>	3.76	2.22	2.04	3.26	3.48	---	14.76
<i>Haemulopsis nitidus</i>	4.22	2	1.94	3.15	3.35	---	14.66
<i>Stellifer illecebrosus</i>	---	2.87	3.02	2.69	2.65	3.43	14.66
<i>Peprilus medius</i>	1.55	---	4.15	---	3.32	3.37	12.39
<i>Prionotus stephanophrys</i>	2.84	2.46	2.75	2.03	2.1	---	12.18
<i>Eucinostomus currani</i>	2.91	2.36	3.01	---	2.21	---	10.49
<i>Cyclosetta panamensis</i>	---	2.16	1.82	1.95	1.76	2.38	10.07
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	1.55	2.5	---	2.53	---	2.63	9.21
<i>Eucinostomus entomelas</i>	2.03	---	1.82	---	1.92	---	5.77
<i>Haemulopsis axillaris</i>	---	1.89	---	1.87	---	1.93	5.69
<i>Urolophus halleri</i>	2.02	1.81	---	---	---	---	3.83
<i>Bothus constellatus</i>	1.78	---	---	1.78	---	---	3.56
<i>Urotrygon nana</i>	---	---	---	---	---	1.9	1.9
<i>Etropus crossotus</i>	1.87	---	---	---	---	---	1.87
<i>Trichiurus lepturus</i>	---	---	1.81	---	---	---	1.81
<i>Haemulopsis elongatus</i>	1.71	---	---	---	---	---	1.71
<i>Diplectrum eumelum</i>	1.54	---	---	---	---	---	1.54
<i>Centropomus armatus</i>	1.51	---	---	---	---	---	1.51
Disimilitud promedio	83.12	84.96	83.95	81.37	82.75	77.80	304.45

Tabla 19. Especies tipificantes de los diferentes años de estudio de según el umbral de 50% de acumulación del análisis SIMPER. Contribución a la similitud en términos de biomasa.

Grupo/Zona	Especie	S_i	SD	$\%S_i$	$\Sigma\%S_i$
2008 $S_i= 17.20$	<i>Pomadasys panamensis</i>	1.74	0.46	10.12	10.12
	<i>Eucinostomus currani</i>	1.26	0.54	7.31	17.43
	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.16	0.76	6.73	24.16
	<i>Selene peruviana</i>	0.93	0.65	5.41	29.57
	<i>Citharichthys gilberti</i>	0.87	0.56	5.05	34.61
	<i>Centropomus armatus</i>	0.75	0.38	4.35	38.96
	<i>Prionotus stephanophrys</i>	0.7	0.45	4.07	43.03
	<i>Urolophus halleri</i>	0.7	0.32	4.05	47.08
	<i>Diapterus peruvianus</i>	0.6	0.35	3.51	50.6
2009 $S_i= 20.70$	<i>Diapterus peruvianus</i>	2.05	0.67	9.91	9.91
	<i>Pomadasys panamensis</i>	1.98	0.5	9.56	19.47
	<i>Citharichthys gilberti</i>	1.61	0.73	7.79	27.26
	<i>Eucinostomus gracilis</i>	1.57	0.52	7.57	34.83
	<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.41	0.5	6.82	41.65
	<i>Eucinostomus currani</i>	0.84	0.55	4.04	45.69
	<i>Urolophus halleri</i>	0.83	0.39	4.02	49.7
	<i>Eucinostomus entomelas</i>	0.79	0.48	3.79	53.49
2010 $S_i= 23.90$	<i>Pomadasys panamensis</i>	2	0.58	8.38	8.38
	<i>Centropomus robalito</i>	1.8	0.61	7.55	15.93
	<i>Cyclopsetta panamensis</i>	1.75	0.71	7.33	23.26
	<i>Diapterus peruvianus</i>	1.63	0.55	6.81	30.07
	<i>Syacium ovale</i>	1.53	0.51	6.42	36.49
	<i>Selene peruviana</i>	1.39	0.86	5.83	42.32
	<i>Cathorops fuerthii</i>	1.24	0.42	5.18	47.5
	<i>Larimus effulgens</i>	1.17	0.44	4.91	52.41
2011 $S_i= 24.94$	<i>Centropomus robalito</i>	4.22	0.99	16.91	16.91
	<i>Selene peruviana</i>	2.6	1.21	10.41	27.32
	<i>Cathorops fuerthii</i>	2.4	0.55	9.61	36.93
	<i>Pomadasys panamensis</i>	2.03	0.57	8.14	45.07
	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.71	1	6.87	51.94

S_i = similitud promedio; SD= desviación estándar; $\%S_i$ = porcentaje de contribución a la similitud; $\Sigma\%S_i$ = similitud acumulada.

Tabla 20. Especies discriminantes entre los años de estudio con base en el indicador de biomasa. El orden de las especies se presenta de mayor a menor porcentaje contribución en términos globales ($\Sigma\%$).

Especie	08-09	08-10	08-11	09-10	09-11	10-11	$\Sigma\%$
<i>Pomadasys panamensis</i>	4.12	4.18	3.75	4.69	4.31	4.72	25.77
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.59	3.83	4.78	4.17	4.65	5.62	25.64
<i>Diapterus peruvianus</i>	4	3.75	3.84	3.99	4.18	4.31	24.07
<i>Centropomus robalito</i>	2.16	3.42	5.23	3.33	4.74	5.04	23.92
<i>Selene peruviana</i>	2.09	2.06	2.71	2.1	2.65	2.43	14.04
<i>Larimus effulgens</i>	---	2.99	2.38	2.84	2.21	3.49	13.91
<i>Peprilus medius</i>	1.73	1.67	3.78	---	3.08	3.18	13.44
<i>Haemulopsis nitidus</i>	3.62	1.97	1.78	2.74	2.71	---	12.82
<i>Eucinostomus gracilis</i>	3.61	1.64	1.59	2.94	2.99	---	12.77
<i>Stellifer illecebrosus</i>	---	2.38	2.5	2.26	2.27	2.88	12.29
<i>Urolophus halleri</i>	2.85	2.55	2.14	2.35	1.99	---	11.88
<i>Eucinostomus currani</i>	2.4	2	2.36	1.56	1.9	---	10.22
<i>Haemulopsis axillaris</i>	1.64	2.33	---	2.2	1.52	2.17	9.86
<i>Trichiurus lepturus</i>	---	1.7	2.47	---	2.19	2.61	8.97
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.94	---	2.34	---	2.29	2.17	8.74
<i>Citharichthys gilberti</i>	2.45	1.68	---	2.24	2.22	---	8.59
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	1.53	2.24	---	2.35	---	2.25	8.37
<i>Syacium ovale</i>	---	2.86	---	2.65	---	2.81	8.32
<i>Synodus evermanni</i>	1.84	2.04	---	2.23	---	1.78	7.89
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	---	2.69	---	2.44	---	2.62	7.75
<i>Eucinostomus entomelas</i>	2.08	---	1.75	1.72	2	---	7.55
<i>Occidentarius platypogon</i>	1.93	2.23	1.67	---	---	---	5.83
<i>Micropogonias ectenes</i>	---	---	1.81	---	1.71	2.08	5.6
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1.61	---	---	1.88	---	---	3.49
<i>Centropomus armatus</i>	1.63	---	1.6	---	---	---	3.23
<i>Opisthonema libertate</i>	1.54	---	1.64	---	---	---	3.18
<i>Haemulopsis elongatus</i>	1.95	---	---	---	---	---	1.95
<i>Prionotus stephanophrys</i>	1.6	---	---	---	---	---	1.6
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	---	---	---	---	1.54	---	1.54
Disimilitud promedio	83.76	85.04	85.11	81.72	83.24	78.37	

Tabla 21. Importancia relativa y clasificación jerárquica de las especies mediante la prueba de Olmstead-Tukey.- análisis general. OTa= clasificación con base en los valores de abundancia y frecuencia de aparición relativa. OT b= clasificación con base en la biomasa y frecuencia de aparición relativa. Di= abundancia promedio (ind/km²); Bi = biomasa promedio (kg/km²). Categorías: D= dominante, C= constante, O= ocasional, R= rara. El orden de las especies se presenta de mayor a menor importancia relativa (%IRI).

Especie	OTa	OTb	%IRI	Di	Bi
<i>Diapterus peruvianus</i>	D	D	10.63692	2938.3628	206.7674
<i>Pomadasys panamensis</i>	D	D	8.531447	1817.1843	191.0547
<i>Selene peruviana</i>	D	D	7.546840	2554.3998	77.29642
<i>Eucinostomus gracilis</i>	D	D	6.087709	3169.3684	120.3237
<i>Haemulopsis nitidus</i>	D	D	6.061889	2756.0539	129.2015
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	D	D	5.598664	1990.4653	51.42929
<i>Cathorops fuerthii</i>	D	D	5.371005	2435.6169	169.5774
<i>Citharichthys gilberti</i>	D	D	4.880336	2009.9586	53.87455
<i>Centropomus robalito</i>	D	D	4.321317	1273.8231	115.8924
<i>Peprilus medius</i>	D	D	4.249710	2418.8139	163.6487
<i>Eucinostomus currani</i>	D	D	4.059792	1445.4779	61.57118
<i>Urolophus halleri</i>	D	D	2.781227	1016.2775	93.76425
<i>Larimus effulgens</i>	D	D	2.489950	1512.0225	52.74505
<i>Prionotus stephanophrys</i>	D	D	2.218478	1359.2274	25.56827
<i>Occidentarius platypogon</i>	D	D	1.994133	612.52311	106.5266
<i>Eucinostomus entomelas</i>	D	D	1.850333	916.90287	55.24737
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	D	D	1.422310	637.55148	38.48619
<i>Haemulopsis elongatus</i>	D	D	1.319954	1380.5263	87.23157
<i>Stellifer illecebrosus</i>	D	D	1.300720	775.17214	39.93496
<i>Opisthonema libertate</i>	D	D	1.227902	519.75100	36.99462
<i>Haemulopsis axillaris</i>	D	D	1.220478	460.90046	59.87009
<i>Polydactylus approximans</i>	D	D	1.057883	323.73684	52.68982
<i>Etropus crossotus</i>	D	D	0.970303	616.75028	15.72259
<i>Trichiurus lepturus</i>	D	D	0.958356	461.28451	38.46252
<i>Synodus evermanni</i>	C	D	0.762330	196.82660	40.22789
<i>Diplectrum eumelum</i>	D	D	0.613602	586.39365	27.50825
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	D	D	0.537613	289.76530	52.40917
<i>Bothus constellatus</i>	D	C	0.524541	573.46618	15.14694
<i>Centropomus armatus</i>	D	D	0.490463	357.09985	28.90131
<i>Diplectrum pacificum</i>	D	D	0.489444	542.52986	26.56686
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	D	D	0.469723	305.93898	20.75103
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	C	D	0.452172	247.44143	16.85660
<i>Syacium ovale</i>	D	D	0.418321	903.72018	17.81065
<i>Isopisthus remifer</i>	C	D	0.410455	241.15252	17.08599
<i>Achirus mazatlanus</i>	C	C	0.368488	221.62558	9.271518
<i>Sphoeroides lobatus</i>	C	C	0.355154	242.01974	12.71774
<i>Larimus acclivis</i>	D	D	0.354243	251.17951	17.10435
<i>Cyclopsetta querna</i>	D	C	0.332302	249.22413	11.52569
<i>Orthopristis chalceus</i>	C	D	0.313924	158.73743	18.46948
<i>Micropogonias ectenes</i>	C	D	0.277883	169.33189	22.66920
<i>Prionotus horrens</i>	C	D	0.276674	189.05328	20.36015
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	C	D	0.269981	39.010675	49.74104
<i>Urotrygon nana</i>	D	C	0.268757	356.07436	13.11671
<i>Bagre panamensis</i>	C	D	0.263492	176.28196	18.77482
<i>Porichthys analis</i>	D	C	0.233160	294.44610	11.32193
<i>Sphoeroides annulatus</i>	C	C	0.231634	157.38208	14.34738
<i>Rhinobatos glaucostigma</i>	C	D	0.229960	95.288332	18.64888
<i>Balistes polylepis</i>	C	D	0.218750	116.19273	28.30146
<i>Urotrygon chilensis</i>	C	C	0.167132	106.86363	14.56986
<i>Citharichthys xanthostigma</i>	D	C	0.152392	313.98631	9.991890
<i>Lepophidium prorates</i>	C	C	0.145677	147.15642	8.267643
<i>Anchoa walkeri</i>	O	R	0.144786	992.80581	3.770699
<i>Scorpaena russula</i>	C	C	0.134364	214.09450	4.909169
<i>Sphyraena ensis</i>	C	D	0.126868	80.875464	15.57852
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	C	C	0.121420	113.20825	14.40513
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	C	C	0.106951	147.22874	4.439817

Continuación tabla 21. Importancia relativa y clasificación jerárquica de las especies mediante la prueba de Olmstead-Tukey.- análisis general. OTa= clasificación con base en los valores de abundancia y frecuencia de aparición relativa. OT b= clasificación con base en la biomasa y frecuencia de aparición relativa. Di= abundancia promedio (ind/km²); Bi = biomasa promedio (kg/km²). Categorías: D= dominante, C= constante, O= ocasional, R= rara. El orden de las especies se presenta de mayor a menor importancia relativa (%IRI).

Especie	OTa	OTb	%IRI	Di	Bi
<i>Polydactylus opercularis</i>	C	C	0.104922	75.81104	10.5066
<i>Symphurus elongatus</i>	C	C	0.103768	112.6642	3.54605
<i>Caranx hippos</i>	C	C	0.101231	125.1265	5.49768
<i>Selene brevoortii</i>	C	C	0.092139	96.26201	6.49761
<i>Lutjanus guttatus</i>	C	C	0.081005	60.47651	7.20858
<i>Eucinostomus argenteus</i>	O	R	0.073884	274.8288	12.9513
<i>Diapterus aureolus</i>	C	C	0.072179	116.3493	4.50641
<i>Pristigenys serrula</i>	R	O	0.069241	76.47113	16.8718
<i>Pomadasys macracanthus</i>	R	O	0.068638	81.17313	16.3923
<i>Larimus argenteus</i>	C	C	0.068283	67.29222	6.48658
<i>Fistularia corneta</i>	C	C	0.062809	97.69690	6.08260
<i>Synodus scituliceps</i>	C	C	0.062048	52.51925	8.18901
<i>Conodon serrifer</i>	C	C	0.044773	63.16810	4.34388
<i>Cynoscion reticulatus</i>	R	R	0.044512	49.98881	7.52628
<i>Lutjanus peru</i>	C	C	0.043791	55.86638	4.26391
<i>Bellator xenisma</i>	R	R	0.035108	157.1075	1.22508
<i>Anchovia macrolepidota</i>	R	R	0.034006	71.94270	3.20837
<i>Dasyatis brevis</i>	R	R	0.026321	11.88550	14.5185
<i>Citharichthys platophrys</i>	R	R	0.022439	104.0863	3.66793
<i>Albula vulpes</i>	R	R	0.022364	46.56947	7.19658
<i>Stellifer fuerthii</i>	R	R	0.022134	71.94247	4.52348
<i>Peprilus snyderi</i>	R	R	0.019397	31.34047	5.92793
<i>Sphyrna lewini</i>	R	R	0.017202	12.28875	6.99286
<i>Ophioscion strabo</i>	R	R	0.015043	42.87562	2.42991
<i>Gerres cinereus</i>	R	R	0.015021	38.25794	4.40134
<i>Gymnura marmorata</i>	R	R	0.013853	16.50625	5.22216
<i>Menticirrhus elongatus</i>	R	R	0.012681	19.90930	3.44362
<i>Hyporthodus acanthistius</i>	R	R	0.010876	24.80909	2.14028
<i>Narcine vermiculatus</i>	R	R	0.009705	18.36295	2.79968
<i>Bairdiella ensifera</i>	R	R	0.009363	136.1145	4.23058
<i>Stellifer ericymba</i>	R	R	0.009305	79.73917	2.61082
<i>Ophichthus zophochir</i>	R	R	0.008159	8.222470	7.76547
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	R	R	0.007704	27.65054	2.75226
<i>Scomberomorus sierra</i>	R	R	0.007427	36.42439	2.76556
<i>Prionotus ruscarius</i>	R	R	0.006630	31.72783	3.41455
<i>Menticirrhus nasus</i>	R	R	0.006436	20.42743	1.99844
<i>Umbrina xanti</i>	R	R	0.006370	19.57838	1.65883
<i>Oligoplites saurus</i>	R	R	0.006327	30.08209	1.80374
<i>Anchoa nasus</i>	R	R	0.006269	75.63940	0.40154
<i>Stellifer sp.</i>	R	R	0.006252	58.10782	2.74185
<i>Mugil curema</i>	R	R	0.006081	15.42458	1.78589
<i>Anchoa ischana</i>	R	R	0.005878	48.07472	0.42900
<i>Fowlerichthys avalonis</i>	R	R	0.005767	30.07693	1.06166
<i>Selene orstedii</i>	R	R	0.005661	22.91126	0.87740
<i>Elattarchus archidium</i>	R	R	0.005569	48.72953	4.51209
<i>Gymnothorax panamensis</i>	R	R	0.004307	11.49250	2.20049
<i>Micropogonias altipinnis</i>	R	R	0.004122	41.60365	14.1452
<i>Urotrygon rogersi</i>	R	R	0.003681	22.95540	2.31140
<i>Centropomus medius</i>	R	R	0.003452	8.818080	1.78804
<i>Hemicaranx zelotes</i>	R	R	0.003385	23.21990	1.99517
<i>Carangoides otrynter</i>	R	R	0.003379	13.90062	2.56638
<i>Prionotus albirostris</i>	R	R	0.003351	17.20869	1.65326
<i>Trachinotus kennedyi</i>	R	R	0.003229	6.18298	2.23735
<i>Stellifer melanocheir</i>	R	R	0.003151	34.75202	1.04364
<i>Dasyatis longa</i>	R	R	0.003068	2.94951	2.92945
<i>Paralonchurus goodei</i>	R	R	0.003047	16.59019	2.06239

Continuación tabla 21. Importancia relativa y clasificación jerárquica de las especies mediante la prueba de Olmstead-Tukey.- análisis general. OTa= clasificación con base en los valores de abundancia y frecuencia de aparición relativa. OT b= clasificación con base en la biomasa y frecuencia de aparición relativa. Di= abundancia promedio (ind/km²); Bi = biomasa promedio (kg/km²). Categorías: D= dominante, C= constante, O= ocasional, R= rara. El orden de las especies se presenta de mayor a menor importancia relativa (%IRI).

Especie	OTa	OTb	%IRI	Di	Bi
<i>Lutjanus argentiventris</i>	R	R	0.002989	11.3735	1.02795
<i>Caranx vinctus</i>	R	R	0.002846	8.66359	1.77259
<i>Achirus scutum</i>	R	R	0.002830	16.9461	0.59051
<i>Oligoplites refulgens</i>	R	R	0.002649	15.3434	0.58496
<i>Rypticus nigripinnis</i>	R	R	0.002545	14.0863	0.84845
<i>Caranx caballus</i>	R	R	0.002539	7.54569	2.10775
<i>Micropogonias megalops</i>	R	R	0.002498	7.07657	1.58884
<i>Eugerres lineatus</i>	R	R	0.002379	31.3471	2.88393
<i>Brotula clarkae</i>	R	R	0.002226	16.6215	0.77646
<i>Haemulon steindachneri</i>	R	R	0.002160	25.0280	2.83175
<i>Cathorops dasycephalus</i>	R	R	0.002150	58.8741	5.07535
<i>Urotrygon munda</i>	R	R	0.002014	16.2138	7.16650
<i>Prionotus birostratus</i>	R	R	0.001690	38.6109	1.03589
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	R	R	0.001649	9.75978	1.06820
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	R	R	0.001528	6.59996	1.65711
<i>Chaetodon humeralis</i>	R	R	0.001504	11.9299	0.27824
<i>Trinectes fonsecensis</i>	R	R	0.001438	11.5110	0.45372
<i>Paralichthys rathbuni</i>	R	R	0.001325	9.79413	0.46835
<i>Ophioscion scierus</i>	R	R	0.001279	9.36864	1.14932
<i>Diodon hystrix</i>	R	R	0.001250	2.94056	1.50839
<i>Selar crumenophthalmus</i>	R	R	0.001197	12.3901	0.85114
<i>Symphurus leei</i>	R	R	0.001188	10.1288	0.17600
<i>Epinephelus analogus</i>	R	R	0.001078	5.43571	0.75687
<i>Urotrygon aspidura</i>	R	R	0.001059	8.84486	0.52592
<i>Ophichthus triserialis</i>	R	R	0.001002	3.82707	1.11821
<i>Manta birostris</i>	R	R	0.000962	1.48725	3.81033
<i>Ancylopsetta dendritica</i>	R	R	0.000957	4.28185	0.70557
<i>Opisthopterus dovii</i>	R	R	0.000940	8.92541	0.40013
<i>Paralichthys petersii</i>	R	R	0.000902	11.1345	0.52961
<i>Eugerres axillaris</i>	R	R	0.000829	27.3565	1.66874
<i>Anchoa helleri</i>	R	R	0.000820	11.0330	0.14854
<i>Bollmannia chlamydes</i>	R	R	0.000805	14.6719	0.17960
<i>Zapteryx xyster</i>	R	R	0.000792	1.29581	1.52647
<i>Paralichthys woolmani</i>	R	R	0.000764	5.47374	0.69432
<i>Ophioscion vermicularis</i>	R	R	0.000728	6.36954	0.59045
<i>Bollmannia ocellata</i>	R	R	0.000697	38.3678	0.45189
<i>Lutjanus colorado</i>	R	R	0.000686	1.30743	2.70203
<i>Xenichthys xanti</i>	R	R	0.000666	4.65468	0.25172
<i>Rhinobatos productus</i>	R	R	0.000413	1.05765	1.61186
<i>Albula nemoptera</i>	R	R	0.000386	2.78720	1.39360
<i>Trachinotus paitensis</i>	R	R	0.000368	1.93996	0.37771
<i>Anchoa mundeola</i>	R	R	0.000332	9.91703	0.05988
<i>Oligoplites altus</i>	R	R	0.000303	2.76012	0.23923
<i>Hemicaranx leucurus</i>	R	R	0.000265	3.13979	0.16451
<i>Arothron hispidus</i>	R	R	0.000258	0.40410	1.02075
<i>Lophiodes caulinaris</i>	R	R	0.000243	3.43061	0.03400
<i>Hippocampus ingens</i>	R	R	0.000233	4.11690	0.06003
<i>Alphestes multiguttatus</i>	R	R	0.000205	3.42411	0.20379
<i>Trachinotus rhodopus</i>	R	R	0.000201	3.96028	0.57028
<i>Centropomus nigrescens</i>	R	R	0.000195	0.78439	0.34783
<i>Opistognathus mexicanus</i>	R	R	0.000167	1.72445	0.57252
<i>Scorpaena sonorae</i>	R	R	0.000155	7.05419	0.19187
<i>Parapsetta panamensis</i>	R	R	0.000146	2.87359	0.41380
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	R	R	0.000142	2.46356	0.42373
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	R	R	0.000139	2.46495	0.12997

Continuación tabla 21. Importancia relativa y clasificación jerárquica de las especies mediante la prueba de Olmstead-Tukey.- análisis general. OTa= clasificación con base en los valores de abundancia y frecuencia de aparición relativa. OT b= clasificación con base en la biomasa y frecuencia de aparición relativa. Di= abundancia promedio (ind/km²); Bi = biomasa promedio (kg/km²). Categorías: D= dominante, C= constante, O= ocasional, R= rara. El orden de las especies se presenta de mayor a menor importancia relativa (%IRI).

Espece	OTa	OTb	%IRI	Di	Bi
<i>Prognichthys tringa</i>	R	R	0.000138	3.12049	0.36822
<i>Mugil cephalus</i>	R	R	0.000109	1.69178	0.33836
<i>Umbrina roncadior</i>	R	R	0.000101	3.80089	0.17484
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	R	R	0.000091	5.00529	0.06006
<i>Chilomycterus reticulatus</i>	R	R	0.000088	1.12599	0.28825
<i>Engyophrys sanctilaurentii</i>	R	R	0.000079	4.31102	0.05173
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	R	R	0.000065	3.30606	0.05951
<i>Syacium latifrons</i>	R	R	0.000065	2.78720	0.08919
<i>Diplectrum macropoma</i>	R	R	0.000059	2.43800	0.09021
<i>Symphurus chabanaudi</i>	R	R	0.000046	1.51648	0.09099
<i>Hoplopagrus guentherii</i>	R	R	0.000044	0.62217	0.14061
<i>Menticirrhus undulatus</i>	R	R	0.000042	0.47464	0.14002
<i>Zapteryx exasperata</i>	R	R	0.000042	1.84049	0.05669
<i>Calamus brachysomus</i>	R	R	0.000036	1.83581	0.03213
<i>Hippoglossina tetraphthalma</i>	R	R	0.000034	1.69859	0.03414
<i>Ariopsis guatemalensis</i>	R	R	0.000033	0.73146	0.08777
<i>Alectis ciliaris</i>	R	R	0.000029	0.97689	0.05861
<i>Paralonchurus dumerilii</i>	R	R	0.000027	0.67671	0.06598
<i>Dormitator latifrons</i>	R	R	0.000026	1.51648	0.01213
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	R	R	0.000015	0.81279	0.01048
<i>Seriola lalandi</i>	R	R	0.000013	0.14572	0.04517
<i>Tetronarce tremens</i>	R	R	0.000013	0.50400	0.02268
<i>Hyporthodus niveatus</i>	R	R	0.000011	0.57331	0.00877
<i>Cynoponticus coniceps</i>	R	R	0.000009	0.48319	0.00483
<i>Aluterus scriptus</i>	R	R	0.000007	0.26067	0.01303
<i>Synodus lacertinus</i>	R	R	0.000003	0.19187	0.00075
<i>Aetobatus narinari</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Aluterus monoceros</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Anchoa exigua</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Bellator loxias</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Cephalopholis panamensis</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Menticirrhus panamensis</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Myrophis vafer</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Narcine entemedor</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060
<i>Urobatis concentricus</i>	R	R	0.000000*	0.12000	0.00060

*Especies sólo consideradas para el listado (presentes en lances cuyos datos numéricos estaban incompletos).