



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TRÓFICA DE LOS
PECES EN LA LAGUNA COSTERA DE LAS
GUÁSIMAS, SONORA, MÉXICO**

TESIS

Que para obtener el grado

Doctor en Ciencias

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

Presenta:

JESÚS GUADALUPE PADILLA SERRATO

Guaymas Sonora, Junio de 2016.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12:00 horas del día 13 del Mes de Mayo del 2016, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TRÓFICA DE LOS PECES EN LA LAGUNA COSTERA DE LAS GUÁSIMAS, SONORA, MÉXICO"

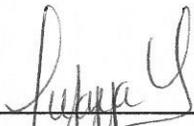
Presentada por el alumno:

Jesús Guadalupe Padilla Serrato

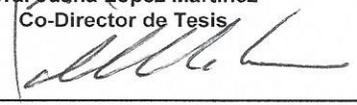
Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN Biología Marina

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

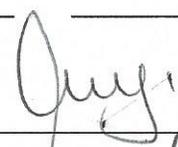
LA COMISIÓN REVISORA

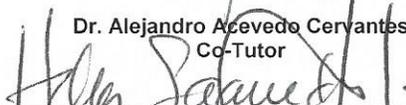

Dra. Juana López Martínez
Co-Director de Tesis


Dr. Jesús Rodríguez Romero
Co-Director de Tesis


Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota
Co-Tutor


Dr. Felipe Galván Magaña
Co-Tutor


Dr. Alejandro Acevedo Cervantes
Co-Tutor


Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra,
Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos

Comité Tutorial:

Dra. Juana López Martínez Co-director - CIBNOR

Dr. Jesús Rodríguez Romero Co-director - CIBNOR

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota Co-tutor - CIBNOR

Dr. Alejandro Acevedo Cervantes Co-tutor - ITG

Dr. Felipe Galván Magaña Co-tutor - CICIMAR

Comité Revisor de tesis:

Dra. Juana López Martínez

Dr. Jesús Rodríguez Romero

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Dr. Alejandro Acevedo Cervantes

Dr. Felipe Galván Magaña

Jurado de examen de grado:

Dra. Juana López Martínez

Dr. Jesús Rodríguez Romero

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Dr. Alejandro Acevedo Cervantes

Dr. Felipe Galván Magaña

Suplentes:

Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz - INAPESCA

Dr. José Eduardo Valdez Holguín - UNISON

RESUMEN

El presente estudio tiene como objetivo realizar un análisis de la comunidad de peces y su respuesta ante la variación estacional en la laguna de Las Guásimas, además de identificar la importancia de la laguna como área de crianza, reproducción y el comportamiento trófico de los peces. Se realizaron seis campañas de muestreo de manera estacional desde noviembre de 2010 a agosto de 2012. Los peces recolectados se identificaron y se estableció su distribución biogeográfica, además de determinar los descriptores ecológicos de abundancia, biomasa, riqueza de especies, diversidad de Shannon, equidad y dominancia a través del índice de valor biológico (IVB). Se realizó un análisis de redundancia (RDA) para relacionar los descriptores con las variables temperatura del agua y salinidad. Empleando los gremios ecológicos definidos por el tipo de uso de la laguna, reproducción y alimentación, se definió en parte la utilización del recurso hábitat por parte de los peces. Además se definió la presencia de organismos adultos y juveniles por medio de la caracterización de las tallas estacionalmente, análisis similar se realizó pero empleando la actividad reproductiva para definir si la laguna es utilizada como área de reproducción. Con observaciones de estómagos colectados y con información proveniente de la literatura especializada, se realizó una matriz depredador presa y se crearon interacciones tróficas estacionalmente utilizando el software Visone, para identificar la importancia de los peces en las redes tróficas. Se identificaron 95 especies, las cuales en su mayoría presentaron amplia distribución en el Pacífico Oriental Tropical (POT). La riqueza de especies y la diversidad fueron mayores en las temporadas frías, mientras que la abundancia fue mayor durante temporadas cálidas. Las especies dominantes fueron *Anchovia macrolepidota*, *Achirus mazatlanus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Eucinostomus entomelas* y *Leuresthes sardina*. El gremio ecológico por uso de estuario mostró como más importantes a las especies marinas migrantes (Mm) con 49 especies, mientras que el gremio por tipo de alimentación, el grupo de los zoobentívoros, fue el más importante con 53 especies y por tipo de reproducción fueron los ovíparos con huevos pelágicos representado por 78 especies. Las tallas mostraron que los organismos pequeños fueron más abundantes en invierno y verano de 2012. La laguna es utilizada con fines de reproducción, sin embargo las especies la utilizan en diferentes periodos. El nivel trófico tres fue el más importante dentro de la comunidad de peces. Mientras que las propiedades topológicas de la red mostraron que durante primavera y otoño se observó un mayor número de nodos, pero la mayor conectancia ocurrió en verano de 2011. Los grupos más importantes de acuerdo a su conectancia fueron los de niveles dos con un efecto abajo-arriba (bottom-up). Los peces más importantes en las redes tróficas fueron algunas de las especies dominantes como *A. mazatlanus*, *P. maculatofasciatus*, *E. entomelas* y *Anchoa nasus*, por lo que estas especies juegan un papel importante en la transferencia de energía dentro del ecosistema; este agrupamiento se considerarse una característica estructural importante de la comunidad, la cual ayuda a comprender la organización en una laguna costera.

Palabras clave: Comunidad de peces, variación estacional, Las Guásimas

Vo.Bo. Dra. Juana López Martínez

Vo.Bo. Dr. Jesús Rodríguez Romero

ABSTRACT

This study aims to make an analysis of the fish community and its response to the seasonal variation in the lagoon of Las Guásimas to identify the importance of the lagoon as a breeding and reproduction area and trophic behaviour of fishes. Six sampling experimental cruises were conducted seasonally from October 2010 to August 2012. The collected fishes were identified and their biogeographic distribution was established, in addition to determining the ecological descriptors of abundances, biomass, species richness, Shannon diversity, equitability and dominance through the biological value index (*BVI*). Redundancy analyses (*RDA*) were performed to relate the descriptors with water temperature and salinity. With the ecological guilds defined by the type of use of the lagoon, reproduction and feeding, habitat use by fishes was partially defined. In addition, the presence of adult and young organisms was defined by characterizing sizes seasonally; a similar analysis was performed but using reproductive activity to determine if the lagoon was used as a reproduction area. With observations of the stomachs collected and information from specialized literature, a predator prey matrix was performed and trophic interactions were created seasonally using Visone software to identify the importance of fishes in food webs. A total of 95 species was identified, which mostly have wide distribution in the Eastern Tropical Pacific (ETP). The species richness and diversity were higher in cold seasons while abundance was higher during warm seasons. The dominant species were *Anchovia macrolepidota*, *Achirus mazatlanus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Eucinostomus entomelas* and *Leuresthes sardina*. The ecological guild by estuary use showed migrant marine species (Mm) as the most important with 49 species while the guild by type of feeding showed the group of zoobentívoros as the most important with 53 species; and the type of reproduction was oviparous with pelagic eggs represented by 78 species. The sizes showed that small organisms were most abundant in winter and summer of 2012. The lagoon is used for reproduction, however, the species use it in different periods. Trophic level three was the most important in the fish community. While the topological properties of the network showed that during spring and autumn a greater number of nodes was observed, the major connection occurred in the summer of 2011. The most important groups according to their connection were levels two with a bottom-up effect. The most important fishes in the food web were among the dominant species as *A. mazatlanus*, *P. maculatofasciatus*, *E. entomelas* and *Anchoa nasus*, which play an important role in energy transfer within the ecosystem; this grouping is seen as an important structural feature of the community that helps to understand the organization in a coastal lagoon.

Keywords: Fishes community, seasonal variation, Las Guasimas


Vo.Bo. Dra. Juana López Martínez


Vo.Bo. Dr. Jesús Rodríguez Romero

DEDICATORIA

A mis hijos Leonardo y Daniel, por ser la inspiración para crecer como persona y profesionalmente. Muchas gracias por darme la oportunidad de guiarlos, ese es el reto más grande de mi vida.

A mi esposa Nadia Olivia Ibañez Guzmán, muchas gracias por acompañarme durante esta fantasía, por ser mi apoyo e inspiración, sin tí no hubiera podido lograrlo, muchas gracias amor.

A mis padres Silvia Serrato e Ismael Padilla. Madre gracias por tu fortaleza, cariño y por ser un ejemplo a seguir.

Padre muchas gracias por enseñarme ese amor por el mar, he disfrutado tus historias sobre los viajes de ida y vuelta a través del Golfo de California.

A mis hermanos Memo, Yeyo, Juan y Faly muchas gracias por su apoyo.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) por abrirme las puertas para realizar mi Doctorado, así como todas las facilidades para el uso de sus instalaciones.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico con la beca No. 268022 otorgada para poder realizar mis estudios de posgrado.

A mis co-directores Dra. Juana López Martínez por su apoyo durante estos últimos catorce años, sus enseñanzas y consejos que me han hecho crecer como persona. Al Dr. Jesús Rodríguez Romero por los consejos e invaluable apoyo y asesorías para culminar este trabajo.

A los Dres. Felipe Galván Magaña, Daniel Bernardo Lluch Cota y Alejandro Acevedo Cervantes, por ser parte fundamental en mi comité tutorial. Muchas gracias por sus consejos a lo largo de estos años.

Al Laboratorio Especializado de Pesquerías del CIBNOR Guaymas, a la Dra. Eloísa Herrera Valdivia por su apoyo logístico, ayuda en los análisis de muestras y muestreos en campo. Al Dr. Rufino Morales Azpeitia por sus ayuda en las salidas de campo.

Al M. en C. Edgar Alcántara Razo técnico titular del Laboratorio de Ecología Aplicada y Pesquerías, por su ayuda en edición de gráficos y observaciones en los análisis de la información.

Al Geól. Gustavo Padilla, técnico del Laboratorio de Manejo Costero, por el apoyo y explicación de los análisis de Redundancia (RDA).

A Xicoténcatl Galicia García por su apoyo logístico en el centro de informática, atenciones para la impresión del documento y en la biblioteca.

A la M. en C. Diana Dorantes por su apoyo en la edición y corrección del abstract, además de sus enseñanzas durante mis estudios de doctorado.

A la familia Pérez Serrano, Doña Guillermina y Don Luis por ser parte importante en mi formación y abrirme las puertas de su casa durante mis estancias en La Paz. A Marco Antonio Pérez Serrano por siempre apoyarme, por su amistad y alentarme para realizar mi posgrado. Gracias familia.

A mi cuñados Lili y Aedrian, por alentarme y apoyarme para poder ingresar al posgrado y sus motivaciones a lo largo de la realización de mi doctorado. Mil gracias Aedrian no seguiré intentándolo, ¡lo haré!

A mis amigos que me han apoyado durante mi programa doctoral, Luz, Giovanni, Marcote, Alex, Ruth, Tripp, Alex Abaroa, Rubén, Dana y Burro. Como no agradecerte amiga Kary, gracias por todos tus consejos durante esta etapa. Gracias totales.

A Raúl Sánchez Fourcade “Raulón” por su apoyo, recomendaciones y consejos para poder sacar adelante mis estudios de posgrado.

A mis compañeros del posgrado en Guaymas: Memo, Cinthia, Susana, Edgar, Pablo, Yahaira, Fabiola, Tello, Gisela, Edith, Vero, Demetrio, Mayra, Erick, Claudia y Jimmy. Gracias por todos esos momentos.

A todos aquellos que fueron parte fundamental durante este proceso y mi vida, a mis amigos de la calle Allende en Empson, Gracias por tantos años. Y por fin, ya terminé.

CONTENIDO

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
3. JUSTIFICACIÓN	7
4. HIPÓTESIS	8
5. OBJETIVOS	9
6. MATERIAL Y MÉTODOS.....	10
6.1 Área de estudio	10
6.2 Recolecta de muestras.....	12
6.3 Análisis de muestras	12
6.4 Análisis de afinidad biogeográfica.....	13
6.5 Análisis de la información	14
6.5.1 Análisis estadísticos fisicoquímicos	14
6.5.2 Curvas de acumulación de especies	14
6.6 Descriptores ecológicos	17
6.6.1 Análisis de similitud	17
6.6.2 Escalamiento multidimensional no-métrico (MDS)	18
6.6.3 Abundancia relativa (A_r)	19
6.6.4 Biomasa relativa (B_r)	20
6.6.5 Frecuencia de aparición relativa (FAR)	20
6.6.6 Ubicación jerárquica	20
6.7 Índices de diversidad	22
6.7.1 Riqueza de especies	22
6.7.2 Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H')	22
6.7.3 Equidad de Pielou (E)	24
6.7.4 Curvas abundancia-biomasa (ABC)	24
6.7.5 Dominancia por índice de valor biológico (IVB)	26
6.7.6 Análisis de redundancia canónica (RDA)	26
6.8 Gremios ecológicos	26
6.8.1 Gremios por utilización de estuario	27
6.8.2 Gremios por tipo de alimentación	27
6.8.3 Gremios por tipo de reproducción	27
6.9 Utilización de la laguna	29
6.9.1 Variación de tallas	29
6.9.2 Clasificación por tallas	29
6.9.3 Actividad reproductiva	29
6.10 Estructura trófica	30
6.10.1 Niveles tróficos	30
6.10.2 Redes tróficas	31
7. RESULTADOS	33

7.1	Parámetros fisicoquímicos	33
7.1.1	Temperatura	33
7.1.2	Salinidad	33
7.2	Composición específica	34
7.3	Afinidad biogeográfica	41
7.4	Curva de acumulación de especies	42
7.5	Descriptorios ecológicos	44
7.5.1	Análisis de similitud	44
7.5.2	Abundancia relativa (<i>Ar</i>)	47
7.5.3	Biomasa relativa (<i>Br</i>)	52
7.5.4	Ubicación jerárquica	57
7.6	Índices de diversidad	59
7.6.1	Riqueza de especies	59
7.6.2	Abundancia	59
7.6.3	Biomasa	60
7.6.4	Índice de diversidad de Shannon-Weaver (<i>H'</i>)	60
7.6.5	Equidad de Pielou (<i>E</i>)	60
7.6.6	Análisis de redundancia (<i>RDA</i>) para índices ecológicos	62
7.6.7	Curvas abundancia-biomasa (<i>ABC</i>)	63
7.6.8	Índice de valor biológico (<i>IVB</i>)	64
7.6.9	Análisis <i>RDA</i> para las especies dominantes	65
7.7	Gremios ecológicos	66
7.7.1	Gremios por uso de estuario	66
7.7.2	Gremios por tipo de alimentación	67
7.7.3	Gremios por tipo de reproducción	67
7.8	Variación estacional de los gremios ecológicos	69
7.8.1	Gremios por uso de estuario	69
7.8.2	Gremios por tipo de alimentación	70
7.8.3	Gremios por tipo de reproducción	71
7.9	Utilización de la laguna	73
7.9.1	Variación de tallas	73
7.9.2	Actividad reproductiva	77
7.9.3	Reproducción a nivel de especie	78
7.9.4	Reproducción a nivel de especie de manera estacional	80
7.10	Estructura trófica	86
7.10.1	Niveles tróficos	86
7.10.2	Niveles tróficos a nivel de especie	90
7.10.3	Redes tróficas	92
8.	DISCUSIÓN	112
8.1	Variables fisicoquímicas	112
8.2	Composición taxonómica y afinidad biogeográfica	113
8.3	Curvas de acumulación de especies	119
8.4	Abundancia	120
8.5	Índices ecológicos	122
8.6	Curvas abundancia-biomasa (<i>ABC</i>)	124

8.7 Índice de valor biológico (<i>IVB</i>)	125
8.8 Gremios ecológicos	126
8.9 Utilización de la laguna	130
8.10 Estructura trófica	134
8.10.1 Niveles tróficos	134
8.10.2 Redes tróficas	136
9. CONCLUSIONES	140
10. LITERATURA CITADA	143
11. ANEXOS (Artículos científicos)	

LISTA DE FIGURAS

		Página
Figura 1	Área de estudio de la laguna costera Las Guásimas, Sonora, México.	11
Figura 2	Provincias biogeográficas del Pacífico Este.	14
Figura 3	Gráfico teórico de la prueba Olmstead-Tukey para determinar la separación de las especies de acuerdo con sus valores de abundancia y frecuencia relativa.	21
Figura 4	Comportamiento de las curvas k-dominancia de abundancia-biomasa, en tres estados teóricos de estrés de una comunidad.	25
Figura 5	Representación del uso estuarino-lagunar por la comunidad de peces (adaptado de Elliott <i>et al.</i> , 2007). a) Especies marinas (Em), b) especies marinas migrantes (Mm), c) estuarino residente (Er) y d) estuarino migrante (Me).	28
Figura 6	Temperatura estacional promedio, durante las campañas de muestreo.	33
Figura 7	Salinidad estacional promedio, durante las campañas de muestreo.	34
Figura 8	Zonas de colecta de los grupos de peces.	35
Figura 9	Familias de peces más importantes de acuerdo al número de especies.	40
Figura 10	Porcentaje de la afinidad biogeográfica de los peces de Las Guásimas Sonora.	41
Figura 11	Curva de acumulación de especies de peces colectados en Las Guásimas; a) Chao1, b) Chao2, c) Jackknife1, d) Jackknife2 y e) Bootstrap.	43
Figura 12	Representación gráfica de los singletons, doubletons, uniques y duplicates.	44
Figura 13	Escalamiento multidimensional no métrico (MDS) correspondiente a los datos de similitud de las abundancias en Las Guásimas, Sonora.	45
Figura 14	Escalamiento multidimensional no métrico (MDS) correspondiente a los datos de similitud de las biomاسas en Las Guásimas, Sonora.	46
Figura 15	Abundancia relativa de las especies durante todo el periodo de estudio.	47
Figura 16	Abundancia relativa de los peces durante otoño de 2010.	48
Figura 17	Abundancia relativa de los peces durante primavera de 2011.	49

Figura 18	Abundancia relativa de los peces durante verano de 2011.	49
Figura 19	Abundancia relativa de los peces durante invierno de 2012.	50
Figura 20	Abundancia relativa de los peces durante primavera de 2012.	51
Figura 21	Abundancia relativa de los peces durante verano de 2012.	51
Figura 22	Biomasa relativa de las especies durante todo el periodo de estudio.	52
Figura 23	Biomasa relativa de las especies durante otoño de 2010.	53
Figura 24	Biomasa relativa de las especies durante primavera de 2011.	54
Figura 25	Biomasa de las especies observadas durante verano de 2011.	54
Figura 26	Biomasa relativa de las especies observadas en invierno de 2012.	55
Figura 27	Biomasa relativa de las especies observadas en primavera de 2012.	56
Figura 28	Biomasa relativa de las especies observadas en verano de 2012.	56
Figura 29	Clasificación de las especies por el método de Olmstead-Tukey para todo el periodo de estudio.	57
Figura 30	Riqueza estacional de especies.	59
Figura 31	Comportamiento estacional de la abundancia, biomasa, diversidad y equidad de Pielou (E)	61
Figura 32	Análisis de redundancia (RDA) entre los parámetros ecológicos y las variables temperatura y salinidad.	62
Figura 33	Curvas acumuladas estacionales de abundancia y biomasa de peces asociados a la laguna de Las Guásimas.	64
Figura 34	IVB global de las especies más dominantes.	65
Figura 35	Análisis de redundancia (RDA) de las especies dominantes y su relación con las variables ambientales (temperatura y salinidad).	66
Figura 36	Gremios tróficos por el uso de estuario.	67
Figura 37	Gremios tróficos por tipo de alimentación.	68
Figura 38	Gremios tróficos por tipo de reproducción.	68
Figura 39	Número de especies de manera estacional para cada gremio basado en el uso de estuario.	69

Figura 40	Comportamiento de las abundancias estacionales de los gremios basados en el uso del estuario.	70
Figura 41	Número de especies de manera estacional para cada gremio basado en el tipo de alimentación.	71
Figura 42	Comportamiento de las abundancias de manera estacional de los gremios basados en tipo de alimentación.	71
Figura 43	Número de especies de manera estacional para cada gremio basado en el tipo de reproducción.	72
Figura 44	Abundancias estacionales de los gremios basados en el tipo de reproducción.	73
Figura 45	Comportamiento de las tallas de la comunidad de peces de manera estacional durante el periodo de estudio.	74
Figura 46	Variación estacional de las diferentes clasificaciones de los peces de acuerdo por su tamaño.	75
Figura 47	Abundancia relativa de las diferentes categorías de los tamaños de los peces (pequeños, medianos y grandes). Se muestran las especies que representaron el 70% de la abundancia relativa durante todo el periodo de estudio.	76
Figura 48	Variación estacional de la abundancia de las especies en las diferentes categorías de los tamaños de los peces (pequeños, medianos y grandes). Estas especies son las que alcanzaron el 70% de la abundancia relativa durante todo el periodo de estudio.	77
Figura 49	Comportamiento de las especies con actividad reproductiva en relación con el número total de especies observadas durante el periodo de estudio.	78
Figura 50	Relación de los organismos de peces con y sin actividad reproductiva de manera estacional.	79
Figura 51	Rango de tallas de las especies más abundantes y su relación con las tallas de madurez reportada en FISHBASE.	79
Figura 52	Proporción de las especies más abundantes que presentaron actividad reproductiva durante todo el periodo de estudio.	80
Figura 53	Estructura de tallas de las especies con mayores abundancias de organismos en reproducción y su relación con su talla de primera madurez; comportamiento y porcentaje de la abundancia de organismos con y sin reproducción de manera estacional.	82
Figura 54	Variación del nivel trófico promedio observado durante el periodo de estudio.	86
Figura 55	Comportamiento de la abundancia por cada nivel trófico durante las diferentes estaciones climáticas.	87
Figura 56	Variación estacional de la abundancia de los tres niveles tróficos observados durante el periodo de estudio.	87
Figura 57	Abundancia de los diferentes niveles tróficos observados durante el periodo de estudio.	88

Figura 58	Comportamiento de la biomasa por cada nivel trófico durante las diferentes estaciones climáticas.	89
Figura 59	Variación estacional de la biomasa de los tres niveles tróficos observados durante el periodo de estudio.	89
Figura 60	Biomasa de los diferentes niveles tróficos observados durante el periodo de estudio.	90
Figura 61	Número de especies observadas para cada nivel trófico durante el periodo de estudio, en Las Guásimas, Sonora.	91
Figura 62	Variación del número de especies de manera estacional por cada nivel trófico.	91
Figura 63	Comportamiento del número de nodos (grupos tróficos) de manera estacional.	93
Figura 64	Número de interacciones dentro de la red trófica de manera estacional.	94
Figura 65	Valores de conectancia (C) de la red trófica de manera estacional durante el periodo de estudio.	95
Figura 66	Grupos tróficos de manera estacional con mayor valor de índice de grado.	98
Figura 67	Representación de la red trófica de otoño de 2010.	99
Figura 68	Representación de la red trófica de primavera de 2011.	100
Figura 69	Representación de la red trófica de verano de 2011.	101
Figura 70	Representación de la red trófica de invierno de 2012.	102
Figura 71	Representación de la red trófica de primavera de 2012.	103
Figura 72	Representación de la red trófica de verano de 2012.	104
Figura 73	Grupos tróficos de manera estacional con mayor valor de índice de intermediación (BC).	110
Figura 74	Grupos tróficos de manera estacional con mayor valor de índice de cercanía (C).	111

LISTA DE TABLAS

		Página
Tabla I	Composición de peces de Las Guásimas, Sonora.	35
Tabla II	Riqueza estimada, eficiencia promedio del muestreo por cada estimador de riqueza.	42
Tabla III	Clasificación jerárquica durante todo el periodo de estudio.	58
Tabla IV	Valores obtenidos a partir de la prueba t de Hutcheson para la diversidad de la comunidad de peces de Las Guásimas.	61
Tabla V	Índices ecológicos observados durante el periodo de estudio.	62
Tabla VI	Grupos de presas definidas para realizar el análisis de redes tróficas.	92
Tabla VII	Valores de conectancia de las redes tróficas para las diferentes estaciones climáticas.	95

1. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras o estuarios son zonas de transición situadas entre el mar y fuentes de agua dulce, donde las especies de peces marinos y de agua dulce coexisten. Son a menudo sistemas altamente productivos que funcionan como áreas de crianza y alimentación de peces costeros, por lo tanto son potencialmente importantes para la pesca comercial y recreativa (Murphy, 2005), además también albergan otros grupos como moluscos y crustáceos que entran a estos ecosistemas para crecer y alimentarse. Los peces son un grupo importante que habitan estos biotopos ya sea de manera permanente, cíclica y ocasionalmente, haciendo uso de los cambios de las condiciones ambientales. Muchas de estas especies poseen adaptaciones fisiológicas únicas, que les ayudan a tolerar cambios ambientales extremos en estos ecosistemas (Shih-Rong *et al.*, 2001). Las lagunas costeras y estuarios se caracterizan por presentar baja diversidad de peces, sin embargo algunas especies alcanzan grandes abundancias, especialmente en etapas juveniles (Whitfield, 1999).

Las lagunas costeras están caracterizan por la heterogeneidad de hábitats lo cual las hace ecosistemas muy diversos, sin embargo también están bajo estrés debido a las grandes variaciones de los factores ambientales, los cuales provocan variaciones en tiempo y espacio de la comunidad de peces, además el hecho de que muchas especies utilizan estas zonas como áreas de crianza, también juega un papel importante en la estacionalidad y cambios de la estructura, como una respuesta a sus procesos biológicos (Pombo *et al.*, 2002; Franco *et al.*, 2006). La diversidad también es un parámetro que presentara cambios a través del tiempo en debido a cambios en la productividad, flujos de energía y materia orgánica e interacciones biológicas (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2008), esto también refleja cambios estructurales en la comunidad.

Las lagunas costeras de regiones tropicales, subtropicales y templadas en el mundo tienen la misma función ecológica (Jung y Houde, 2003; Perez-Ruzafa *et al.*, 2004), es decir que independientemente de la región geográfica, estos hábitats tienen la misma función de proveer protección y alimento en etapas juveniles a

diferentes especies de peces (Perez-Ruzafa *et al.*, 2004). Teóricamente las zonas costeras adyacentes a estos ecosistemas proporcionan la misma función ecológica, sin embargo la heterogeneidad de hábitats dentro de las lagunas costeras, hace que la estructura de la comunidad sea más compleja que el de los sistemas adyacentes (Ishitobi *et al.*, 2000).

Los peces son considerados un grupo exitoso dentro de estos ecosistemas, debido a que presenta adaptaciones y estrategias reproductivas, alimenticias y patrones de migración que están integrados a los procesos físicos y heterogeneidad de la zona (Moreno-Sánchez, 2004), por ello la estructura de la comunidad es razonablemente estable, mostrando patrones más o menos predecibles en cuanto a su distribución y abundancia. Las medidas de la diversidad cumplen una función importante en la evaluación de los cambios estructurales de una comunidad en los sistemas ecológicos y han sido utilizados como un indicador del estado general del ecosistema (Leitner y Turner, 2001). Sin embargo para el mejor entendimiento de la interacción entre las comunidades y el ecosistema es necesario tener en cuenta el papel funcional y las interacciones que entre ellas existen (es decir la biodiversidad).

Asimismo el comportamiento de la trama trófica, permite conocer las interacciones que existen entre los depredadores/presas y los grupos funcionales que la constituyen y aportando información de la dinámica del ecosistema, además de relacionarlo con los cambios graduales que muestran las comunidades. La caracterización de la estructura trófica es crítico para el entendimiento de las interrelaciones entre las variables del hábitat, productividad, redes tróficas asociadas y la dependencia de los peces por recursos en particular (Faye *et al.*, 2011; Harrison y Whitfield, 2012).

La utilización del hábitat por la comunidad ictiológica ha retomado importancia, para el crecimiento, protección, alimentación, migración y desove de las especies (Elliot y Hemingway, 2002; Franco *et al.*, 2008). Sin embargo las investigaciones sobre la importancia de las lagunas costeras como áreas de

desove no han sido abordadas, por lo que resulta de suma importancia un análisis sobre el comportamiento de la actividad reproductiva dentro de estos ecosistemas.

Las estrategias de vida o gremios ecológicos de los peces que habitan los ecosistemas lagunares, son herramientas fundamentales que soportan el funcionamiento de las lagunas costeras (Garrison y Link, 2000). Recientemente, los estudios basados en la clasificación de la comunidad de peces en gremios ha retomado mucha importancia, para entender mejor el comportamiento de los ecosistemas (Elliot *et al.*, 2007) y define parte de la utilización del hábitat por los peces.

En el presente estudio se integran tres descriptores ecológicos para definir el papel funcional de la comunidad de peces en la laguna Las Guásimas, considerando que este ecosistema muestra mayormente un comportamiento antiestuarino.

2. ANTECEDENTES

A nivel mundial las lagunas costeras o estuarios se definen como cuerpos de agua donde el agua de mar y agua dulce se mezclan, con grandes fluctuaciones de las condiciones ambientales (James *et al.*, 2007; Perez-Ruzafa *et al.*, 2007), además son áreas ecológicas importantes debido a que diferentes grupos taxonómicos la utilizan como áreas de crianza y alimentación (Griffiths, 1999; Murphy, 2005). Estas zonas también proveen beneficios humanos, como protección de la línea de costa, recursos pesqueros, hábitat y alimento para animales residentes y migratorios, además de áreas de recreación (Ramos-Miranda *et al.*, 2005).

Los estudios sobre la estructura de la comunidad de peces se han realizado en diferentes parte del mundo en lagunas templadas, tropicales y subtropicales, coincidiendo que estos ecosistemas tienen el mismo papel ecológico como importantes zonas de crianza y refugio para este grupo (Pombo *et al.*, 2007; Sánchez-Botero *et al.*, 2008; Snickars *et al.*, 2009; Acuña-Plavan *et al.*, 2010). Muchos de los estudios se han enfocado a los cambios estacionales de la

comunidad, como una respuesta a los factores ambientales como temperatura y salinidad, los resultados de estas investigaciones muestran una relación a estos factores, como el caso de Acuña-Plavan *et al.* (2010) que identificaron que la salinidad fue determinante en la abundancia estacional de organismos en etapas juveniles en una laguna templada de Uruguay. Este comportamiento también se observó para toda la comunidad de peces en una laguna del Mar Báltico y el Mediterráneo (Wilkońska y Kapusta, 2007; Maci y Basset, 2009).

Otros factores que influyen en los cambios estructurales de la comunidad de peces son la disponibilidad de recursos, las interacciones inter e interespecificas y el ciclo de vida de las especies (Whitfield, 1999).

Las investigaciones sobre los cambios estructurales de la comunidad de peces han ido en aumento en años recientes, principalmente en estuarios Europeos enfocándose a caracteres funcionales de las especies, tales como alimentación, reproducción, distribución, preferencia de sustrato, distribución vertical y ciclos de vida (Mathieson *et al.*, 2000; França *et al.*, 2012). Elliot y Dewailly (1995) realizaron un estudio sobre la comunidad íctica de 17 estuarios Europeos (Islas Británicas, Portugal, Bélgica, Francia, Holanda, Alemania, Noruega y España), basados en el uso de los estuarios, distribución vertical, preferencia por sustrato, alimentación y reproducción; se revelaron similitudes funcionales entre las comunidades ícticas de los ecosistemas a pesar de considerables diferencias taxonómicas, físicas y químicas.

En estudios similares, Dolbeth *et al.* (2008) enfocaron un estudio sobre la utilización de las lagunas costeras como áreas de refugio durante etapas tempranas del ciclo de vida y su relación con diferentes variables ambientales, no observaron efectos directos sobre la composición de la comunidad. Sin embargo los estudios sobre la dependencia de los peces de estos ecosistemas han recibido bastante atención y podrían ser importantes en el futuro, debido a que proporcionarían información sobre el papel de las lagunas costeras o estuarios en el ciclo de vida de especies con importancia comercial y ecológica (Blaber, 2012), lo cual puede ser aplicado en la conservación y manejo de las especies.

La clasificación de los peces en las lagunas costeras se ha abordado principalmente por Elliot y Dewailly (1995) y Elliot *et al.* (2007), estas clasificaciones consistieron principalmente en la utilización del estuario, tipo de alimentación y modo de reproducción. Con base en la utilización del estuario estos estudios fueron importantes debido a que definieron las especies que habitan estas zonas (especies lagunares o residentes), transicionales (anádromos y catadromos), ocasionales o particularmente en algún etapa de su ciclo de vida, este es el caso de especies juveniles que utilizan la laguna con fines de protección y crecimiento (Franco *et al.*, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2010).

En la descripción y clasificación de las comunidades biológicas generalmente se utilizan uno o más atributos, el primero y más común es el basado en entidades taxonómicas y su abundancia, el segundo en el tamaño y la biomasa de los individuos presentes y tercero es sobre los atributos funcionales (Nagelkerken y van der Velde, 2004; Akin *et al.*, 2005). Cuando estos atributos son combinados y se anexa información sobre la análisis tróficos, se puede tener mayor información sobre la estructura y funcionamiento de las comunidades y así poder realizar comparaciones dentro y entre hábitats y ecosistemas (Elliot *et al.*, 2007).

En México los estudios sobre los peces en lagunas costeras se han realizado entre 1892 y 1895, trabajos realizados por Jordan y Gilbert, enfocándose en trabajos descriptivos y biología básica en el Pacífico. Los trabajos recientes sobre la comunidad de peces en lagunas costeras mexicanas, han aportado información sobre la relación que existe entre la riqueza de especies y la salinidad (Vega-Cendejas y Hernández de Santillana, 2004; Sosa-López *et al.*, 2007; Arceo-Carranza y Vega-Cendejas, 2009), además de los cambios temporales de la diversidad y riqueza con relación a temporadas secas y húmedas (Velázquez-Velázquez *et al.*, 2008). También existen estudios sobre la variabilidad de los parámetros ambientales abundancia, biomasa, riqueza y diversidad (Ayala-Pérez *et al.*, 2003), además de investigaciones sobre la riqueza y diversidad y como son influenciados por la temperatura y salinidad (Castillo-Rivera *et al.*, 2003). Los

resultados de estas investigaciones mostraron que tanto la salinidad y temperatura fueron determinantes en la variación temporal de estos atributos ecológicos, además de otras variables como las temporalidad de las lluvias.

En los trabajos dentro en el Golfo de California, se han enfocado principalmente en la península de Baja California, donde se tiene el mayor número de estudios tales como los de Abitia-Cárdenas *et al.* (1990), Rodríguez-Romero (1992), Rodríguez-Romero *et al.* (1992), Torres-Orozco y Castro-Aguirre (1992), Rodríguez-Romero *et al.* (1994), Castro-Aguirre y Torres-Orozco (1993), De la Cruz-Agüero *et al.* (1994), Abitia-Cárdenas *et al.* (1994), Balart *et al.* (1995), Danemann y De la Cruz-Agüero (1993), Villavicencio y Abita-Cárdenas (1994), De la Cruz-Agüero *et al.* (1996), Acevedo-Cervantes (1997), Cruz-Escalona (1998), Moreno-Sánchez (2004) y Vázquez-Sánchez (2005), estos trabajos se han enfocado en listados taxonómicos, biología, ecología básica y trófica. Específicamente el trabajo realizado por González-Acosta *et al.* (2005) para un sistema de manglar en La Paz, mostró que la riqueza, dominancia relativa, diversidad y equidad presentaron variaciones a través del tiempo, mientras que Rodríguez-Romero *et al.* (2011) relacionaron la riqueza con la temperatura y observaron que esta era mayor durante las temporadas cálidas.

Las investigaciones de la ictiofauna en sistemas lagunares del estado de Sonora son escasos. Existen trabajos enfocados a la composición, abundancia, distribución y diversidad (Portillo-López, 1989; Yépez-Velásquez, 1990; Núñez-Quevedo, 1991; Grijalva-Chon *et al.*, 1992; Aguirre-Rosas, 1995; Grijalva-Chon *et al.*, 1996), listados taxonómicos (Arreola-Lizárraga, 1995). En la laguna de Las Guásimas, existen trabajos como los de Yépez-Velásquez (1990) quien estudio la diversidad, distribución y abundancia de la ictiofauna, determinando cambios en la comunidad debido a la dominancia de algunas especies, argumentando que utilizan el ecosistema para fines de crecimiento y reproducción. Otros trabajos solo se han enfocado en la dinámica poblacional y ecológicos de algunas especies como las rayas *Urolophus halleri*, *U. maculatus* (Ontiveros-Granillo, 2009), peces con importancia comercial como *Mugil cephalus*, *Paralabrax maculatofasciatus* y

Sphoeroides annulatus (Montesinos-González, 2009). En los trabajos más recientes Rodríguez-Félix (2010) analizó el comportamiento de la comunidad de peces de manera estacional los cuales se capturaron con atarraya, observando patrones definidos en cuanto a la abundancia y riqueza, mientras que Ontiveros-Granillo (2011) determinó la variabilidad diurna, estacional e interanual de los peces demersales y relacionó los cambios con las variables de temperatura, salinidad y oxígeno, los resultados evidenciaron cambios en la riqueza y abundancia por efecto de la temperatura.

La presente investigación pretende determinar los cambios estructurales de la comunidad como abundancia, biomasa, riqueza, diversidad y equidad y relacionarlos con las variables de salinidad y temperatura. Además de integrar atributos ecológicos como la forma de utilización de la laguna, tipo de alimentación, reproducción y comportamiento de los organismos juveniles para entender la forma de cómo es utilizada la laguna por los peces, además de integrar el papel que juegan las especies dominantes en las redes tróficas.

3. JUSTIFICACIÓN

Las lagunas costeras son consideradas importantes, debido a que una gran cantidad de organismos las utilizan como áreas de alimentación, crecimiento, refugio y reproducción (Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Dentro de estos grupos se encuentran los peces, los cuales son considerados muy importantes en estos ecosistemas debido a que son grupos funcionales en todos los niveles tróficos (Helfman *et al.*, 2009).

La laguna de Las Guásimas está ubicada dentro de los sitios Ramsar desde 2008, debido a que presenta una gran importancia ecológica para flora y fauna que habita este cuerpo lagunar, ya que sustenta especies vulnerables y endémicas de la región. Dentro de este cuerpo lagunar los peces utilizan la laguna en alguna etapa de su ciclo de vida. Sin embargo, los conocimientos sobre la utilización de esta laguna y la función que desempeñan no están bien definida.

Para conocer la comunidad íctica se dependerá de la integración de atributos como son: parámetros fisicoquímicos, listados taxonómicos, biomasa, abundancia riqueza, diversidad y gremios ecológicos, los cuales determinarán la variabilidad en el tiempo, el funcionamiento y la utilización del ecosistema, y la estructura trófica nos ayudará a determinar las interrelaciones que existe entre los diferentes grupos. Esta información podrá ser utilizada con fines de manejo ecológico y pesquero.

4. HIPÓTESIS

Los patrones estacionales de la estructura de la comunidad de peces estarán relacionados con la temperatura, salinidad y los ciclos de vida de las especies. Además la laguna de Las Guásimas no solo será importante como área de crianza y refugio, sino que jugara un papel importante como zona de desove de diferentes especies de peces y las especies dominantes jugaran un papel importante en las redes tróficas.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Determinar el papel funcional de la laguna costera de Las Guásimas Sonora, en la estructura y funcionamiento de la comunidad de peces.

5.2 Objetivos particulares

1. Conocer el elenco sistemático y su distribución biogeográfica, abundancia, biomasa, riqueza específica, diversidad y equidad de peces en la laguna y su variación estacional.
2. Determinar la abundancia relativa de los peces para identificar las especies más abundantes en el ecosistema
3. Determinar la dominancia de las especies en relación al índice de valor biológico (IVB).
4. Determinar los gremios ecológicos de la comunidad de peces basados en el uso de la laguna, tipo de alimentación y reproducción.
5. Identificar la utilización e importancia de la laguna para la comunidad de peces
6. Determinar las redes tróficas de la comunidad de peces de manera estacional en Las Guásimas, Sonora.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

Sonora es uno de los estados de la República Mexicana con mayor litoral: 1,405 km y 21,594 km² de plataforma continental. De los estados que circundan el Golfo de California es el que tiene mayor densidad de población (Calderón-Aguilera y Campoy-Favela, 1993). Su economía depende en gran medida de los recursos marinos tales como: camarón y sardina por mencionar a los más importantes.

La región de interés para el estudio, es la zona de la Laguna Las Guásimas. Ésta se localiza en la planicie costera del estado de Sonora al sur del Puerto de Guaymas, entre los 27° 49' – 27° 55' latitud norte y 110° 29' y 110° 40' longitud oeste (Chávez-López y Álvarez-Arellano, 2006). Presenta una extensión de 4,076 hectáreas (Ha) con sus dos esteros (Bachoco y Mápoli), con una profundidad promedio de 0.7 m (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2003; Hernández y Arreola-Lizárraga, 2007).

El cuerpo lagunar está limitado por dos barreras arenosas, una al norte y otra al sur, las cuales dan forma a la entrada lagunar de 3.25 km de ancho, a través de la cual se mantiene comunicada permanentemente con las aguas del Golfo de California (Fig. 1). La región presenta un clima desértico, con depósitos aluviales, eólicos, litorales, palustres y lacustres. El relieve costero se interrumpe por la presencia de cerros isla formados por rocas volcánicas que varían en composición de andesita a riolita y basalto del Terciario.

Los aspectos climáticos y geológicos de la región suelen reflejar en una incipiente red de corrientes superficiales intermitentes y en el predominio del fondo, suelos tipo regosoles y fluvisoles que manifiestan variedades éutrico y calcárico, y hacia la franja costera suelos tipo solonchak que presentan fases sódico-salinas.

La cobertura vegetal es escasa, llegando en algunas zonas a ser nula, se compone básicamente por matorral desértico micrófilo y espinoso. Hacia la zona limítrofe del ambiente lagunar se presenta mangle de escasa abundancia y altura, como el *Rhizophora mangle* (mangle rojo) y *Avicennia germinans* (mangle blanco). Estos aspectos condicionan a la comunidad de Las Guásimas en basar sus actividades económicas en el uso y explotación de los recursos pesqueros del ambiente lagunar, ya que la capacidad de uso del suelo en agricultura y/o ganadería del área aledaña a la laguna es muy reducida.

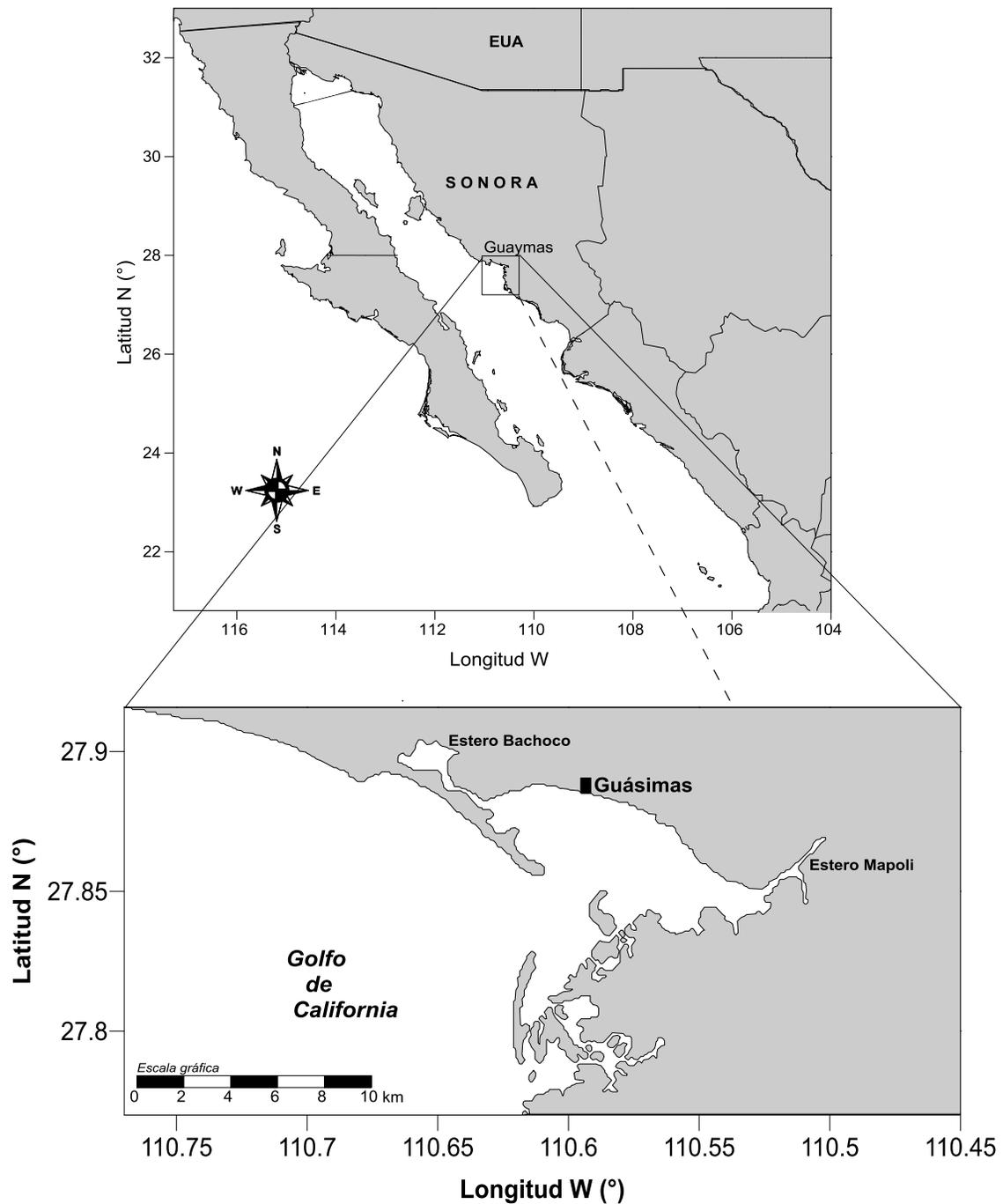


Figura 1. Área de estudio de la laguna costera Las Guásimas, Sonora, México.

6.2 Recolecta de muestras

La recolección de los peces se llevó a cabo durante seis campañas de muestreo noviembre de 2010 (otoño), mayo de 2011 (primavera), septiembre de 2011

(verano), febrero de 2012 (invierno), mayo de 2012 (primavera) y agosto de 2012 (verano). Para esta evaluación se obtuvieron las muestras mediante tres artes de pesca que se utilizan para la captura de camarón; estas artes fueron el chinchorro de línea, atarraya y red de arrastre tipo chango, esto con el objetivo de obtener el mayor número de especies.

La atarraya utilizada presentó un diámetro de 5 m con una luz de malla de 1 pulgada, en el caso de chinchorro de línea la longitud fue de 256 m con una altura de 3.65 m y luz de malla de $2\frac{3}{8}$ pulgadas y la red de arrastre presentó una longitud de relinga superior de 11.58 m con luz de malla de 1 pulgada. El utilizar diferentes artes de pesca permite obtener un mayor número de especies, tal que al realizar su evaluación se contribuye en ampliar el conocimiento con diversas capacidades ecológicas y pesqueras, lo cual proporcionará más amplia información sobre los cambios estructurales de la comunidad que se desarrollan en el tiempo y que nos ayudara a entender los distintivos procesos ecológicos y biológicos que se hace necesario darlos a conocer tal y como lo que se propone en el presente estudio. Los muestreos se realizaron en la parte interna y en la boca de la laguna, tales zonas fueron definidas de acuerdo a los lugares donde las embarcaciones realizan la extracción de camarón, por lo cual no se siguió una red de estaciones, debido a que las embarcaciones operan siguiendo la disponibilidad del recurso objetivo.

6.3 Análisis de muestras

De la captura se colectó el total de la muestra, de los peces capturados se tomaron submuestras de 30 organismos de cada especie, los cuales fueron medidos y pesados, posteriormente se les extrajo el estómago y se fijó en formol al 10% para su posterior análisis. La muestra restante colectada se colocó en bolsas de plástico debidamente etiquetadas para trasladarse al Laboratorio de Pesquerías del CIBNOR Guaymas, donde se realizaron los análisis biológicos. Las medidas que se tomaron fueron: longitud total (Lt), longitud patrón (Lp), peso total (Pt), sexo y madurez gonadal. Los peces fueron identificados mediante las claves

y descripciones de Jordan y Evermann (1896-1900), Meek y Hildebrand (1923-1928), Miller y Lea (1976), Eschmeyer *et al.* (1983), Fischer, *et al.* (1995a, 1995b,) y Robertson y Allen (2002) y con bibliografía especializada para algunos grupos: Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez (1996) para rayas, McPhail (1958) para la familia Sciaenidae y Rosenblatt y Johnson (1974) para *Diplectrum*. En campo las variables ambientales se tomaron en cada área de colecta de las muestras, utilizando un equipo multi-parámetro YSI (YSI, Inc., Yellow Springs, OH, U.S.A.).

6.4 Análisis de afinidad zoogeográfica

El análisis de afinidad zoogeográfica fue realizado de acuerdo al propuesto por Boschi (2000) y lo sugerido por Robertson y Cramer (2009) donde la provincia Mexicana y Panámica forman una sola provincia, de tal manera que las divisiones son de la siguiente manera: PO: Provincia Oregoniana, esta zona es considerada como templada-fría que va de los 48 a 36° N, PCA: Provincia Californiana: en esta zona se presentan peces que se encuentran en la zona templada-cálida, cuyos límites son de 36 a 23° N, PC: Provincia de Cortés, que incluye la parte sur de Baja California y el Golfo de California, zona templado-cálida y subtropical, mientras que en la costa este del Golfo la provincia se extiende hasta el norte de Mazatlán, Sinaloa, PP: Provincia Panámica, se extiende hacia el sur desde El Salvador hasta el sur de Mazatlán, entre los 23°N a 6°S (Fig. 2), POT: Pacífico Oriental Tropical, esta región incluye la costa oeste del continente Americano entre 25° N en la parte sur de Bahía Magdalena, hasta los 5° S en Cabo Blanco parte norte de Perú, en esta se incluyen especies de amplia distribución, AN: Anfiamericanas, especies con distribución a ambos lados del istmo Centroamericano, POT y Atlántico occidental, CT: Circumtropicales, son las especies ícticas con amplia distribución en mares tropicales y CO: Cosmopolitas, especies que se distribuyen en mares tropicales, subtropicales y templados.

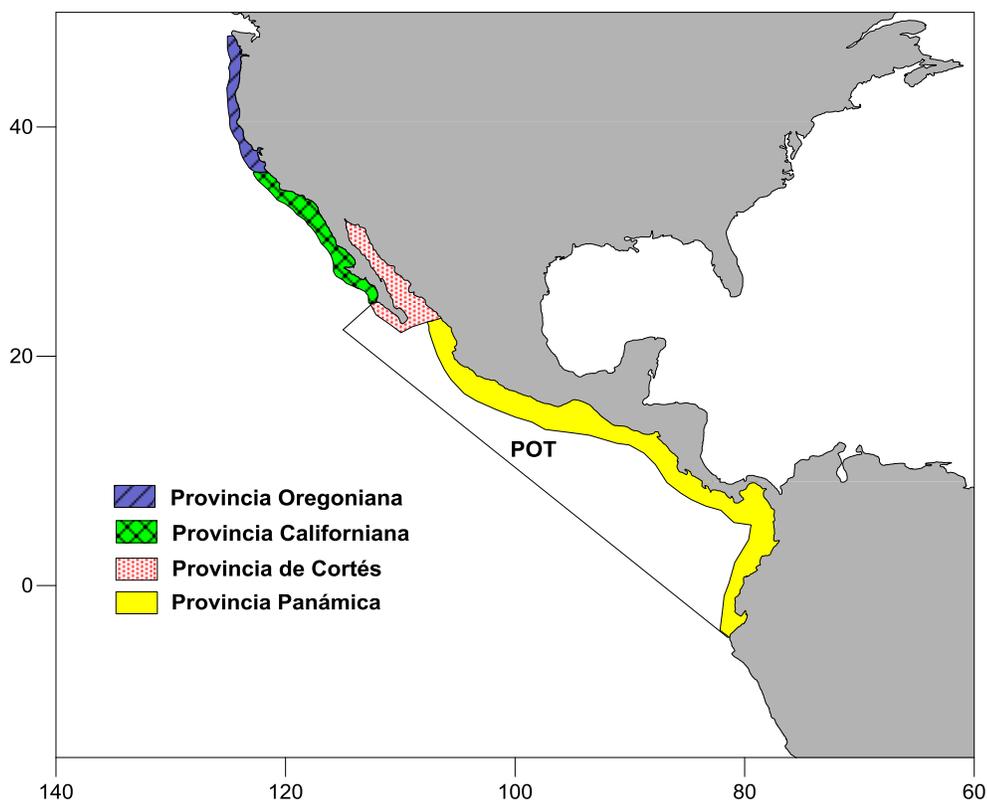


Figura 2. Provincias biogeográficas del Pacífico. Esté según Boschi (2000) y lo sugerido por Robertson y Cramer (2009).

6.5 Análisis de la información

6.5.1 Análisis estadísticos fisicoquímicos

La distribución de los datos de temperatura y salinidad fue normal, por tal motivo, se aplicó una prueba paramétrica para determinar si había diferencias en las diferentes campañas de muestreo. Se utilizó el análisis de varianza de un factor (ANOVA), para el cual se utilizó el programa estadístico IBM SPSS Statistics 20.

6.5.2 Curva de acumulación de especies

Una vez realizada la separación e identificación de los peces, se determinó la eficiencia de muestreo con el objetivo de saber si fue representativo (Villareal *et al.*, 2006). Para esto, se realizaron curvas de acumulación de especies, los cuales muestran gráficamente el aumento del número de individuos en las unidades de

muestreos. Esta relación permite estimar la calidad del inventario teniendo en cuenta el esfuerzo de muestreo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

Los estimadores utilizados para la construcción de las curvas de acumulación de especies fueron los métodos no paramétricos. Los estimadores fueron el de Chao1, Chao2, Jackknife1, Jackknife2 y Bootstrap que se basan en la incidencia (presencia/ausencia) (Moreno, 2001). Estos índices calculan el número total de especies que se esperaría encontrar en un área determinada, con base en los resultados de abundancia obtenidos. Cuando la gráfica es asintótica (J invertida), indica que aunque se aumente el número de unidades de muestreo, no se incrementaran las especies colectadas (Villarreal *et al.*, 2006).

-Chao 1. Es un estimador del número de especies en una comunidad basado en el número de especies raras en la muestra, este índice toma en cuenta las especies representadas por un individuo (singletons) o por dos individuos (doubletons), y se expresa de la siguiente manera:

$$Chao\ 1 = S + \frac{a^2}{2b} \quad (1)$$

S es el número de especies en una muestra, a es el número de especies que están representadas solamente por un único individuo en esa muestra (número de “singletons”) y b es el número de especies representadas por exactamente dos individuos en la muestra (número de “doubletons”).

-Chao 2. Este índice toma en cuenta la relación las especies que se colectaron en una sola muestra (uniques) y en dos muestras (duplicates), este índice se expresa de la siguiente manera:

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

L es el número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies únicas), y M es el número de especies que ocurren en exactamente dos muestras.

Jackknife 1 y Jackknife 2. Estos índices tienen en cuenta el número en especies que solo se presentan en una o dos muestras (uniques y duplicates) (Moreno, 2001). Las expresiones para estos estimadores son:

$$Jack\ 1 = S + L + \frac{m - 1}{m} \quad (3)$$

$$Jack\ 2 = S + \frac{L(2m - 3)}{m} - \frac{M(m - 2)^2}{m(m - 1)} \quad (4)$$

m es el número de muestras

Bootstrap. Estima la riqueza de las especies basándose en la relación de la presencia de cada especie por unidad de muestreo. La ecuación se expresa de la siguiente manera:

$$Bootstrap = S + \sum (1 - p_j)^n \quad (5)$$

p_j es la proporción de unidades de muestreo que contiene a cada especie j

Se graficó para cada muestra el número de especies únicas (singletons) y dobles (doubletons), es decir especies que solo se encuentran con uno o dos individuos respectivamente en el inventario. Esta última representación se realizó con el objetivo de determinar si la aparición de especies raras disminuía a medida que el muestreo se incrementaba (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). De igual manera también fueron utilizados los uniques (especies presentes en un solo cuadro) y duplicates (especies presentes en dos cuadros) también siendo un método para determinar la rareza (García-De la Cruz *et al.*, 2013).

6.6 Descriptores ecológicos

Debido a que la recolecta de los organismos se realizó con diferentes artes y diferente esfuerzo, las abundancias y biomasa fueron estandarizadas a organismos y biomasa por m², con el fin de evitar sesgos en relación al esfuerzo de captura.

6.6.1 Análisis de similitud

Se aplicó un análisis de clúster a partir de las matrices de abundancia y biomasa, donde se incluyen el número de organismos y la biomasa (gr) por m² de las especies observadas durante el estudio. Las variables abundancia y biomasa se relacionaron con las diferentes estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno), en las cuales se realizó el estudio. A partir de estas matrices se calculó el índice de Bray-Curtis, el cual va uniendo las muestras en grupos formados a partir del valor de similitud más alto. El proceso de ordenamiento concluye con una sola unidad que contiene todas las muestras asociadas en un dendograma, donde se presenta el total de grupos y el nivel de similitud al cual los grupos o muestras se consideran unidos (Clarke y Warwick, 2001). La similitud entre muestras empleando la medida de distancia de Bray-Curtis se calcula por medio de la siguiente fórmula (Krebs, 1989):

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

Donde S_B es la similitud de Bray-Curtis; X_{ij} y X_{ik} son la abundancia o biomasa de la especie i y en la muestra k .

Para determinar las especies que caracterizan las estaciones del año, se utilizó la rutina de porcentaje de similitud SIMPER (en PRIMER 6) descrita por Clarke (1993) para analizar los cambios en la comunidad. Este método utiliza la matriz de similitud, con el objetivo de identificar las especies responsables del patrón de agrupamiento con base en la similitud promedio al interior del grupo.

6.6.2 Escalamiento multidimensional no-métrico (MDS)

Este análisis se realizó a partir de la matriz de similitud de Bray-Curtis. Este método expresa la similitud entre diferentes objetos en un número pequeño de dimensiones, el cual permite que un conjunto complejo de relaciones puedan ser representadas en una figura de dos o tres dimensiones. La similitud se representa en una gráfica de puntos que se ubican arbitrariamente (rotada o invertida). La ubicación no es relevante puesto que lo único que se interpreta es la distancia que existe entre ellos. Al contrario de otras técnicas como el análisis de componentes principales, los ejes no indican el efecto de un solo factor en particular. En el MDS, idealmente los puntos deberían estar colocados de manera tal que se satisfagan exactamente las distancias entre los sitios. Sin embargo, esto generalmente no es posible y hay un cierto grado de distorsión entre los rangos de similitud y los rangos de las distancias correspondientes en la gráfica de ordenación. Esta distancia es medida por el estrés y se considera que valores de hasta el 20% son aceptables (Clarke y Warwick, 2001). Fue elegido el MDS sobre otras técnicas de ordenamiento debido a que se ajusta bien al uso de datos de abundancia de especies, no requiere que las muestras se distribuyan de una manera normal, no se limita a la descripción de patrones dentro de la comunidad.

Para verificar la diferencia en la composición de especies entre grupos por las estaciones de muestreo obtenidos en el análisis de similitud, se realizó una prueba de análisis multifactorial de similitudes de una vía (ANOSIM, en PRIMER 6) (Clarke y Green, 1988), a partir de la matriz de similitud. Este es un análisis estadístico no paramétrico análogo al análisis de varianza (ANDEVA) utilizada en el análisis para la estadística unifactorial; permite verificar la hipótesis nula (H_0) de no diferencia entre grupos con el valor estadístico de R, el cual se obtiene a partir de un muestreo aleatorio mediante el método de simulación de Monte Carlo, con todas las combinaciones posibles de las estaciones de muestreo. El valor de la significación (p) es calculado en base a los valores obtenidos en la simulación de R; si $p < 0.05$ se rechaza la hipótesis nula (H_0). El estadístico R se estima mediante la expresión descrita por Clarke (1993), expresada de la siguiente manera:

$$R = \frac{\bar{r}_b - \bar{r}_w}{\left[\frac{n(n-1)}{2} \right]} \quad (7)$$

Donde \bar{r}_w es el promedio de todos los rangos de similitud obtenidos entre las réplicas dentro de las estaciones del año, \bar{r}_b es el promedio del rango de similitud derivado de los pares de réplicas entre las diferentes estaciones del año y n es el total de muestras a comparar.

El valor de R oscila entre -1 y 1, pero usualmente van de 0 a 1; a medida que el valor se acerca a 1, aumenta el grado de discriminación entre los grupos y la posibilidad de rechazo de la hipótesis nula (H_0). Si el valor de R es aproximadamente 0, nos indicara que en promedio los grupos son idénticos, de esta manera no se rechaza H_0 . Pero si el valor de R es negativa puede ser debido a la baja riqueza de especies en la comunidad, a la variabilidad extrema en una muestra o simplemente el acomodo incorrecto de las muestras a comparar.

6.6.3 *Abundancia relativa (Ar)*

Este es un índice muy comúnmente utilizado y es una relación aritmética que sirve para evidenciar, mediante porcentaje, las especies más importantes en la estructura de la comunidad en número, este índice se expresa de la siguiente manera:

$$Ar = \frac{n}{NT} \times 100 \quad (8)$$

donde n es el número de los organismos de cada especie, NT es el número total de organismos.

6.6.4 **Biomasa relativa (Br)**

Este índice al igual que la abundancia relativa, es una relación aritmética que evidencia, de manera porcentual, las especies más importantes en la estructura de la comunidad en peso, se expresa de la siguiente manera:

$$Br = \frac{p}{PT} \times 100 \quad (9)$$

Donde p es el peso de los organismos de cada especie, PT es el peso total de los organismos.

6.6.5 **Frecuencia de aparición relativa (FAR)**

Este índice puede mostrar una medida directa de la constancia de aparición de las especies por lance. Su expresión es la siguiente:

$$FAR = \frac{Li}{LT} \times 100 \quad (10)$$

donde FAR es la frecuencia de aparición relativa, Li son los lances en que aparece la especie i y LT es el número total de lances

6.6.6 **Ubicación jerárquica**

La ubicación jerárquica se realizó utilizando la abundancia relativa y la frecuencia de aparición relativa, siguiendo la prueba de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969) extrapolada a comunidades biológicas por García de León (1988). Con este método se analizaron gráficamente la abundancia relativa promedio de cada taxón (eje x), contra el porcentaje de la frecuencia de aparición relativa de cada especie (eje y) (Fig. 3).

Mediante esta prueba, se estableció una clasificación de concurrencia de las especies en Las Guásimas y de acuerdo a los criterios antes mencionados, quedando de la siguiente manera:

- a) **ESPECIES COMUNES:** Fueron aquellas con valores de abundancia y frecuencia relativa mayores a la media aritmética, considerándose a las especies como abundantes y frecuentes.
- b) **ESPECIES FRECUENTES:** Fueron aquellas donde la abundancia relativa no sobre pasa el valor promedio, pero si la frecuencia relativa de aparición, consideradas especies poco abundantes y frecuentes
- c) **ESPECIES OCASIONALES:** Son aquellas especies con abundancia relativa mayor al valor promedio de esta variable, pero con valores de frecuencia relativa de aparición por debajo del promedio, consideradas como especies abundantes pero poco frecuentes.
- d) **ESPECIES RARAS:** Son las especies caracterizadas por bajas abundancias y frecuencias relativas de aparición, ambos valores se encuentran por debajo de sus respectivas medias aritméticas, consideradas como especies poco abundantes y poco frecuentes.

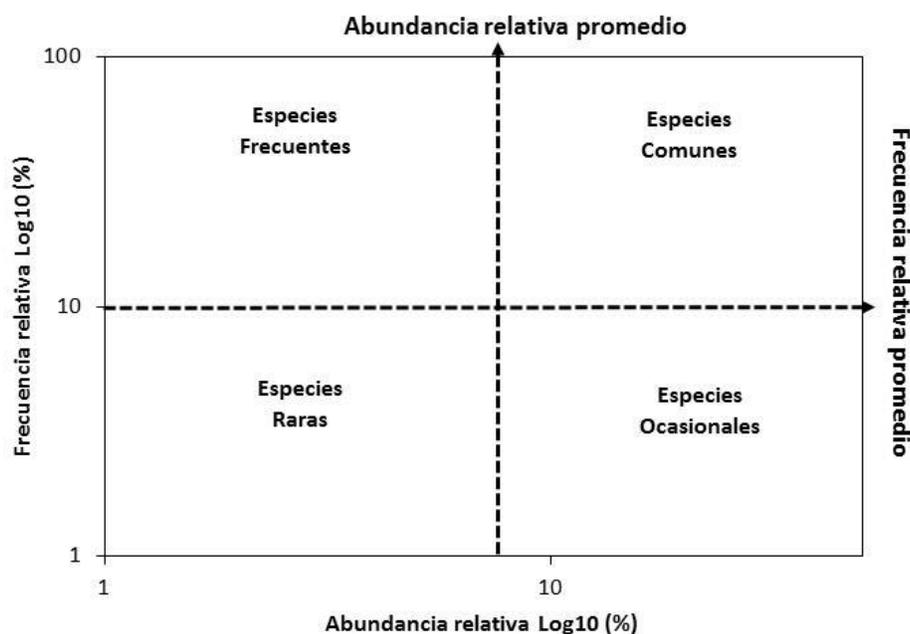


Figura 3. Gráfico teórico de la prueba Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969), para determinar la separación de las especies de acuerdo con sus valores de abundancia y frecuencia relativa.

6.7 Índices de diversidad

Estos índices están asociados con el número de especies (riqueza) de una comunidad, es decir, de un área biológicamente homogénea. Aunque de manera técnica puede considerarse a ésta como el número de especies en cada cuerpo de agua, cuantificar el valor de importancia de cada especie tiene sentido si además el objetivo es medir la diversidad biológica, se pretende aportar conocimientos a la teoría ecológica, contar con parámetros que nos van a permitir tomar decisiones o emitir recomendaciones en favor de la conservación de taxa o áreas amenazadas, o monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente (Moreno, 2001).

6.7.1 Riqueza de especies

Para este índice se tomó el número de especies que aparecieron en el ecosistema. La riqueza de especies se define como el número de especies presentes en un ecosistema. Se analizó la riqueza de especies de manera estacional, para poder definir si presentaba cambios a través de tiempo.

6.7.2 Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H')

Este índice ha sido ampliamente utilizado por los ecólogos, ha sido muy criticado, sin embargo, la continuidad de su uso, puede deberse a la invalidez de sus críticas o su gran arraigo en la literatura (Washington, 1984). Algunas ventajas de este índice son: 1) mayor sensibilidad a las variaciones en la abundancia de las especies raras, 2) se utiliza en distintos niveles de los ecosistemas, 3) posee propiedades que lo permiten comparar estadísticamente, 4) utiliza dos parámetros importantes de las comunidades que son el número de especies y la abundancia entre cada una de ellas y, 5) bajo condiciones de máxima equidad adquiere el valor máximo. De la misma manera se señalan las siguientes desventajas: 1) dos comunidades con igual número de especies y un reparto de la abundancia similar pueden tener el mismo valor de H' , a pesar de tener diferente composición; esto es, su valor permanece constante ya que los cambios en uno u otro componente

se compensan, 2) el cálculo de la diversidad máxima (H_{MAX}) es considerada una suposición ecológicamente absurda al suponer igual abundancia entre especies, 3) el valor s utilizado debería ser el número real de especies en la comunidad (S), y en general no posee dicha información; al utilizar s se desconoce el error y se sobrestima el valor de equidad de la comunidad (Gómez-Anaya, 2008).

Este índice está basado en la teoría de la información y se mide en bits/individuo cuando la escala logarítmica usada es la base 2. Es comúnmente utilizado para calcular la diversidad. Conforme se incrementa el número y equidad de los taxos (diversidad biótica) dentro de la comunidad se incrementa el valor de H' (Gerristen *et al.*, 2000). Este índice se expresa de la siguiente manera:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad (11)$$

donde p_i es el cociente del número de organismos de la especie i entre el número total de la muestra, n_i/NT . Este índice nos proporciona una mejor información sobre la comunidad ya que considera tanto el número de especies como la abundancia de cada una de estas.

Se aplicó la prueba t (Hutcheson, 1970) a los valores de H' obtenidos para conocer si existen diferencias significativas entre las estaciones del año, con la siguiente fórmula:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}} \quad (12)$$

Así la varianza de H' se obtiene como:

$$VarH' = \frac{\sum P_i (\ln P_i)^2 - (\sum P_i \ln P_i)^2}{N} + \frac{S - 1}{2N^2} \quad (13)$$

Los grados de libertad se obtienen como:

$$g. l. = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{\frac{(VarH'_1)^2}{N_1} + \frac{(VarH'_2)^2}{N_2}} \quad (14)$$

donde P_i es la proporción de individuos pertenecientes a la i -ésima especie, S es el número total de especies en la muestra o comunidad, N es el número total de individuos en la muestra, H'_1 es el índice de diversidad de la muestra o comunidad 1, H'_2 es el índice de diversidad de la muestra o comunidad 2, N_1 es el número total de individuos en la muestra o comunidad 1 y N_2 es el número total de individuos en la muestra o comunidad 2.

6.7.3 Equidad de Pielou (E)

Expresa la diversidad relativa (H') al máximo valor que H' puede tener cuando todas las especies en la muestra tienen igual número de individuos. Su valor va de 0 a 1 de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 2004). Este índice se expresa de la siguiente manera:

$$E = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad (15)$$

donde H'_{\max} es igual al $\ln(S)$ y S es el número de especies.

6.7.4 Curvas de abundancia-biomasa (ABC)

Las curvas de abundancia-biomasa (ABC) se utilizan para determinar el nivel de alteración o estrés ecológico en las comunidades, ya que permiten comparar en una gráfica la disposición de la abundancia y la biomasa de las especies en forma de curvas k -dominancia (Warwick, 1986). Las especies se ordenan en el eje X (en escala logarítmica) en términos de su porcentaje acumulado de abundancia y

biomasa. El supuesto de este método, es que en condiciones estables, las especies son de gran tamaño, edad avanzada, de crecimiento lento y dominan la comunidad por su biomasa, este comportamiento es una característica de ambientes prístinos o de baja perturbación. Por otro lado, cuando el grado de estrés aumenta en la comunidad por perturbaciones, estas especies disminuyen y empiezan a dominar en abundancia numérica las especies de tallas pequeñas, de rápido crecimiento y vida corta (Warwick, 1986; Clarke y Warwick, 2001; Yemane *et al.*, 2005).

El nivel de estrés de la comunidad es evidenciado por la diferencia de área entre las dos curvas, se cuantifica con los valores del estadístico W , los cuales fluctúan entre -1 a 1. La ecuación para calcular este estadístico se expresa de la siguiente manera:

$$W = \frac{\sum_i^S B_i - A_i}{[50(S - 1)]} \quad (16)$$

Donde B_i es la biomasa total de la muestra i , A_i es el total de la abundancia numérica de la muestra i y S es el número de especies. Warwick (1986) propuso que un área está sin estrés cuando la curva de biomasa se encuentra encima de la curva de abundancia ($W > 0$); moderadamente estresada cuando ambas curvas coinciden con valores próximos a cero de W ; y fuertemente estresado cuando la curva de biomasa está por debajo de la curva de abundancia (Fig. 4).

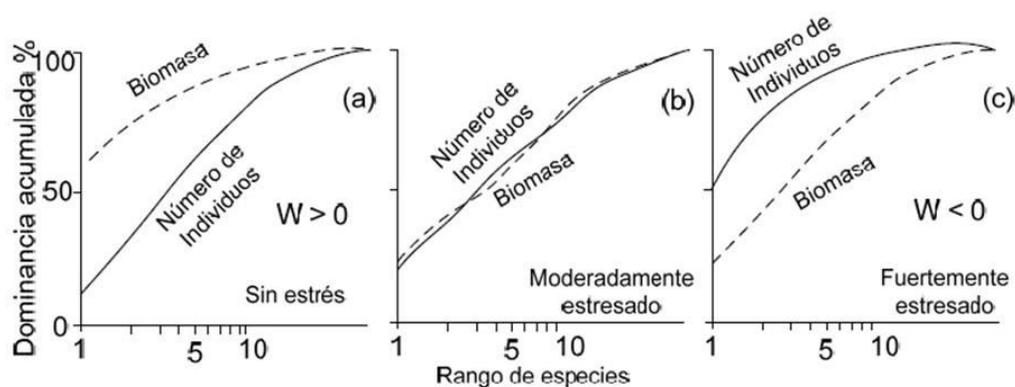


Figura 4. Comportamiento de las curvas k-dominancia de abundancia-biomasa, en tres estados teóricos de estrés de una comunidad, de acuerdo a Warwick (1986).

6.7.5 Dominancia por índice de valor biológico (IVB)

Para determinar las especies dominantes de manera estacional se utilizó el índice de valor biológico (IVB) de Sanders (1960), lo cual se expresa de la siguiente manera:

$$IVB_i = \sum_{j=1} pu_{ij} \quad (17)$$

donde i corresponde a cada especie, j a la estación de muestreo y pu_{ij} es el puntaje de la especie de la muestra i en la muestra j . Una de las características importantes que tiene el índice de valor biológico es que balancea la constancia espacio temporal de las abundancias de las especies, a través de la asignación de puntajes en términos de la abundancia numérica en cada muestra y de este modo evita la ordenación de las especies con base a datos puntuales dominantes pero poco representativos (Loya y Escofet, 1990).

6.7.6 Análisis de redundancia canónica (RDA)

Con el fin de describir las relaciones entre la temperatura y salinidad y los índices ecológicos de abundancia, biomasa, riqueza específica, diversidad y equidad, se aplicó un análisis de redundancia. De igual manera utilizando la abundancia de las especies dominantes de acuerdo al IVB y las variables de temperatura y salinidad, se relacionaron las variables para demostrar asociación y determinar la afinidad en abundancia de estas especies. Para estos análisis se utilizó el software CANOCO 4.5.

6.8 Gremios ecológicos

Para poder evaluar la diversidad funcional de la comunidad ictiológica y la utilización del ecosistema de Las Guásimas, se tomaron los atributos de: 1)

gremios por uso de estuario, 2) gremios por tipo de alimentación y 3) gremios por tipo de reproducción, basado en lo propuesto por Elliott y Dewailly (1995) y Elliott *et al.* (2007).

6.8.1 Gremios por utilización de estuario

Los gremios fueron agrupados en cuatro grupos. a) Especies marinas (Em), son las que especies que utilizan el estuario de manera ocasional, b) especies marinas migrantes (Mm) son las que desovan en el mar y entran a los estuarios en grandes cantidades como juveniles, algunas de estas especies son eurihalinas y se mueven por todo el estuario utilizándolo como un hábitat alternativo, algunas especies se distribuyen en zonas donde se encuentran estuarios, ya que dependen de ellos para completar su ciclo biológico, c) Estuarinos residentes (Er) son las especies que su ciclo de vida lo realizan en el estuario y d) Estuarinos migrantes (Me) son especies que tienen estadios larvales fuera del estuario (Fig. 5).

6.8.2 Gremios por tipo de alimentación

Este gremio se dividió en siete grupos, a) Planctívoros (Pl), son los que se alimentan plancton (fitoplancton, hidroides, crustáceos planctónicos, huevos y larvas de peces), b) Detritívoros (Dv), se alimentan de detritus y microfitobentos, c) Herbívoros (Hv) son organismos que viven sobre macroalgas, se alimentan de ellas y macrófitas o fitoplancton, d) Omnívoros (Ov), se alimentan predominantemente de algas filamentosas, macrófitas, perifiton, epifauna e infauna, e) Piscívoros (Pv), se alimentan predominantemente de peces, pero pueden incluir grandes invertebrados nectónicos, f) Zoobentívoros (Zb), se alimentan predominantemente de invertebrados que están asociados al sustrato, incluyendo animales que viven por encima del sedimento (hiperbentos), en el sedimento (epifauna), dentro del sedimento (infauna) y además se incluye una pequeña proporción de peces, g) Diversos/oportunistas (Op), se alimenta de una

amplia gama de alimentos que no pueden ser fácilmente asignados a los grupos anteriormente mencionados.

6.8.3 Gremios por tipo de reproducción

Se agruparon en tres gremios de acuerdo a Elliott y Dewailly (1995) y Elliott *et al.* (2007). a) Especies vivíparas (V), aquellos que paren a sus cría ya como jóvenes completamente formados; obtienen nutrición del vitelo o directamente de la madre. b) Ovovivíparos (W), aquellas especies donde la madre retiene los huevos hasta la eclosión, pero la nutrición del embrión no depende de la madre sino del vitelo del huevo. c) Ovíparos (O), las especies expulsan los huevos al medio y la fertilización es externa. Dentro de los ovíparos se realizó una subclasificación; se consideraron ovíparos que producen huevos pelágicos (Op), ovíparos con huevos bentónicos o depositados en el substrato (Ob), ovíparos que producen huevos adhesivos que se adhieren al substrato y/o vegetación (Ov), ovíparos en el que uno o el otro cuidan sus huevos externamente, por ejemplo en un nido (Og), ovíparos que cuidan sus huevos en alguna parte de su cuerpo (Os).

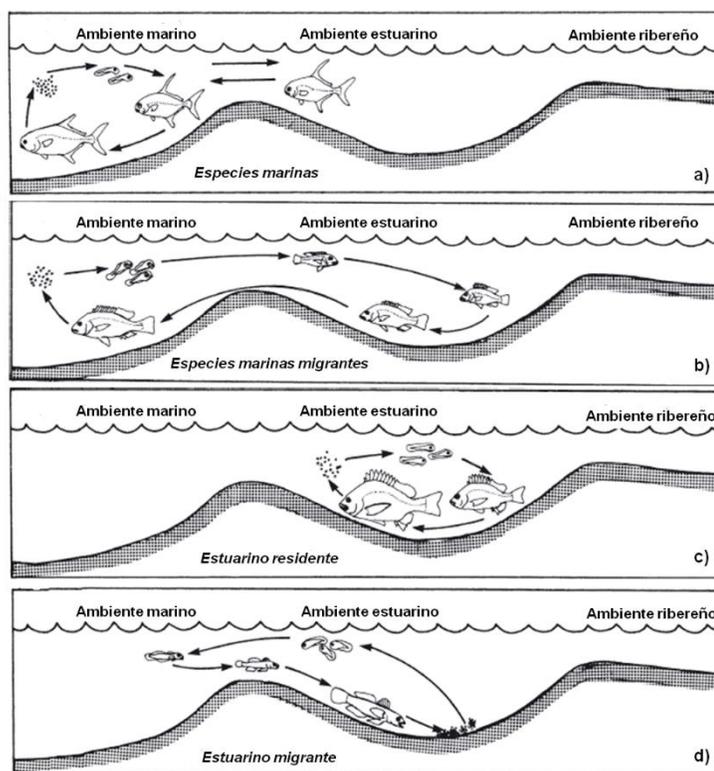


Figura 5. Representación del uso estuarino-lagunar por la comunidad de peces (Adaptado de Elliott *et al.*, 2007). a) Especies marinas (Em), especies que ocupan el estuario de manera ocasional, b) especies marinas migrantes (Mm) son las que desovan en el mar y entran a los estuarios para completar su ciclo biológico (crecimiento, alimentación y protección), c) estuarino residente (Er), son las especies que realizan todo su ciclo de vida en el estuario y d) estuarino migrante (Me), son las especies que presentan estadios larvales fuera del estuario.

6.9 Utilización de la laguna

6.9.1 Variación de las tallas

Para poder determinar si la laguna estaba siendo utilizada como un área de crianza, se utilizó el gráfico de caja y bigotes (Boxplot) para identificar el rango de tallas de manera estacional, para poder determinar las estaciones climáticas con rangos de tallas menores. Se utilizó este método debido a que las distribuciones de peces raramente cumplen con distribución normal y este método permite determinar gráficamente la asimetría de las distribuciones con base en la posición de la mediana y la ubicación de los cuartiles 25%-75% con respecto al intervalo de

valores no extremos. Posteriormente debido a que las tallas no presentaron distribución normal, se aplicó un análisis de Kruskal-Wallis para determinar si existía diferencia significativa, además se utilizó el test de Dunn para comparar las estaciones climáticas por pares, para poder determinar en qué estación climática no existía diferencia significativa.

6.9.2 Clasificación por tallas

Para tener mejor información de las tallas de los peces dentro de la laguna, estos se catalogaron de acuerdo al tamaño de su cuerpo en organismos pequeños (organismos <100 mm), medianos (100-200 mm) y grandes (>200 mm) y se determinó su variación estacional. Utilizando las especies que acumularon el 70% de la abundancia relativa total, se realizó un análisis sobre la proporción que presentaron durante todo el periodo de estudio, esto con el objetivo de identificar las especies con mayor presencia de organismos de tallas pequeñas.

6.9.3 Actividad reproductiva

Para poder determinar si las especies utilizaban la laguna con fines de reproducción, se utilizó la escala morfocromática de madurez propuesta por Nikolsky (1960), tomando solo los estadios III (especie en maduración), IV (maduros y en reproducción) y V (desovados). Se determinó el número de especies que presentaron actividad reproductiva de manera estacional, además se estimó la proporción de estas especies en relación con las especies observadas en cada estación climática.

Se utilizó la abundancia total de las especies y se relacionó con la abundancia de los organismos con reproducción de manera estacional, para poder determinar los picos máximos de reproducción dentro de la laguna. Tomando en cuenta a las especies más abundantes ($\geq 70\%$ de abundancia relativa), se construyeron gráficos de caja y bigotes (Boxplots) para determinar los intervalos de talla y se anexó la talla de primera madurez reportada en FISHBASE (Froese y Pauly,

2015), esto con el objetivo de determinar las especies podrían encontrarse con actividad reproductiva.

Para hacer el análisis más robusto se utilizaron las especies con mayor número de organismos maduros (III, IV y V) y se construyeron sus estructuras de tallas, además de anexar la talla de primera madurez, con esto se determinó la variación estacional de la abundancia de organismos con y sin actividad reproducción y se definieron picos reproductivos y determinar que la laguna es utilizada para fines reproductivos.

6.10 Estructura trófica

6.10.1 Niveles tróficos

Para poder observar el comportamiento de manera estacional de los niveles tróficos se estimó el promedio y error estándar de los niveles por cada estación climática, para determinar su variación e identificar si había diferencias significativas, los niveles tróficos para cada especie se obtuvieron de la base de datos de FISHBASE (Froese y Pauly, 2015). Además se determinó la variación de la abundancia y biomasa en cada estación climática, posteriormente se realizó un análisis del comportamiento de los niveles tróficos de manera estacional con base en su abundancia y biomasa. Se determinó el número de especies por nivel trófico y su variación de manera estacional.

6.10.2 Redes tróficas

Para determinar la equivalencia trófica de los depredadores, se utilizó el software VISIONE 2.7 (Baur *et al.*, 2002). Se elaboró una matriz depredador-presa, con el objetivo de realizar una serie de correlaciones para cada depredador, que posteriormente nos indicara si dos o más depredadores siguen pautas idénticas de comportamiento en sus relaciones con otros depredadores. Esta representación

gráfica mostró las presas que están siendo consumidas por cada depredador y con qué frecuencia, además aporta información de las presas compartidas.

La información proviene de observaciones in situ de 35 especies de peces, a los cuales se les realizaron análisis de contenidos estomacales, el resto de las 60 especies se integró de información disponible de literatura especializada de investigaciones realizadas en el Océano Pacífico Oriental. Posteriormente, se determinaron; la conectancia, los índices de grado (Degree), intermediación y cercanía. Estos análisis fueron determinados de manera estacional para poder hacer comparaciones en las distintas estaciones del año.

Conectancia (Co): Representa la proporción de todas las interacciones tróficas posibles y se calculó de la siguiente función:

$$Co = L/(N - 1)^2 \quad (18)$$

Donde L es el número de interacciones observadas y N es el número de nodos que conforman la red (Navia-López, 2013).

Índice de grado (D): Este índice nos representa el número de nodos que están conectados a un nodo en particular, representando cada uno a una especie, se define nodo como un grupo trófico dentro de la red trófica que está integrado por algún grupo o especie como depredador o presa (Irigoyen-Arredondo, 2013), el índice se expresa de la siguiente manera:

$$D_i = D_{in,i} + D_{out,i} \quad (19)$$

Donde D_i es la sumatoria de todas las presas (D_{in}) más sus depredadores.

Índice de cercanía: Determina la capacidad de un nodo para llegar a todos los elementos de la red. Donde los elementos más centrales son aquellos que se encuentran en menor distancia del resto, se expresa de la siguiente manera:

$$C_i = \frac{N - 1}{\sum_{j=1}^N d_{ij}} \quad (20)$$

Donde N es el número de nodos, d_{ij} es la longitud de la ruta más corta entre los nodos i y j en la red. Entre más grande el valor de CC_i , la eliminación de ese grupo ocasionará la fragmentación sobre el resto de los grupos.

Índice de intermediación: Indica el número de veces que aparece un nodo en las rutas más cortas entre dos. Los nodos con un valor alto de intermediación son importantes y claves por ser los más centrales de la red o aquellos que vinculan subgrupos o bloques diferentes.

$$BC_i = \frac{2 \times \sum_{j>k} g_{jk}(i) / g_{jk}}{(N - 1)(N - 2)} \quad (21)$$

Donde N es el número de nodos, g_{kj} es el número de rutas igualmente más cortas entre los nodos j y k, y $g_{kj}(i)$ es el número de estas rutas en las cuales el nodo i incide.

7. RESULTADOS

7.1 Parámetros fisicoquímicos

7.1.1 Temperatura

La temperatura a lo largo del periodo de estudio se mantuvo fluctuante, observándose una temperatura promedio de $23.9 \pm 1.04^{\circ}\text{C}$. De manera estacional, se observaron las mayores temperaturas en las estaciones de verano 2011 y 2012, con valores de 31.88 y 31.64°C respectivamente, mientras que el menor valor se presentó en invierno de 2012 (Fig. 6), observándose una ampliación térmica de 14.6°C . El análisis de ANOVA de un factor muestra que existe diferencia significativas entre algunas de las estaciones del año ($FC_{621.74} > F_{0.05, 2.47}$). La aplicación de la prueba de Tukey mostró que las medias de la temperatura no son significativamente diferentes entre las estaciones de otoño de 2010 y primavera 2011.

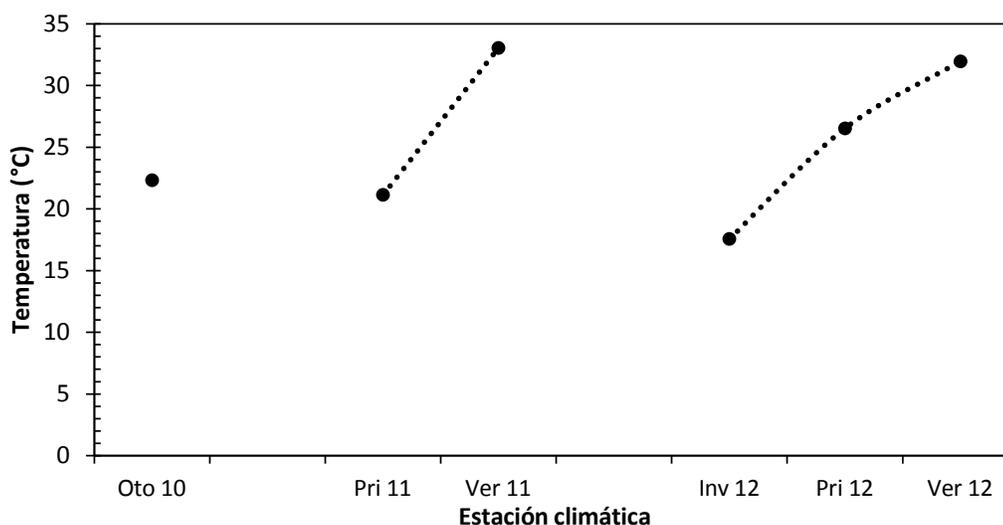


Figura 6. Temperaturas promedio registradas de manera estacional, durante las campañas de muestreo.

7.1.2 Salinidad

La salinidad se mostró cambiante a lo largo del periodo de muestreo, el valor promedio fue de 37.8 ± 0.89 ups, con valor mínimo de 34.42 (ups) invierno de 2012 y el máximo de 43.56 (ups) en primavera de 2011 (Fig. 7). El análisis de

ANOVA de un factor muestra que existe diferencia significativa entre algunas de las estaciones del año ($FC_{47.5} > F_{0.05, 2.49}$). Sin embargo la prueba de Tukey no muestra diferencias significativas entre las estaciones de otoño de 2010 y primavera de 2012; primavera y verano de 2011; invierno y verano de 2012.

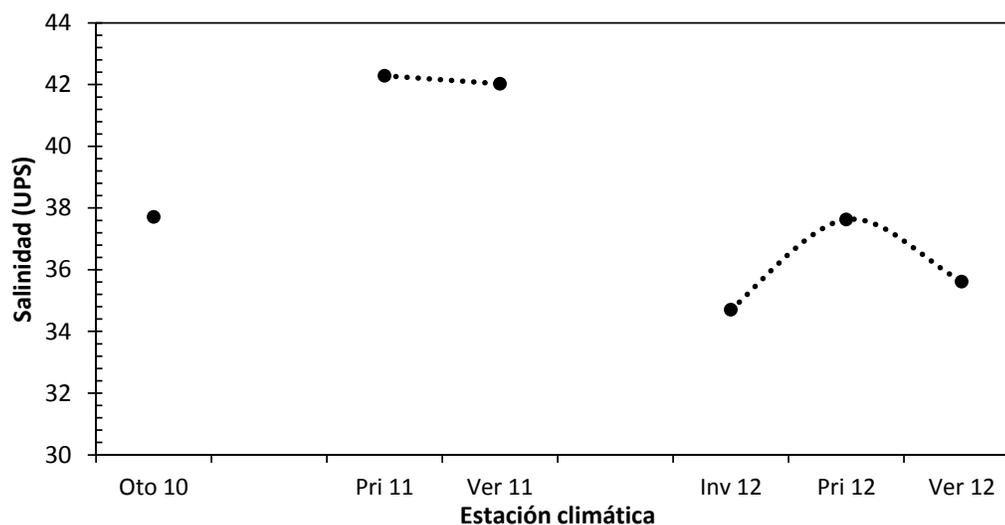


Figura 7. Salinidades estacionales promedio durante las campañas de muestreo.

7.2 Composición específica

Se colectaron 4,199 peces durante seis campañas de muestreo, los cuales se capturaron con tres artes de pesca (atarraya, chinchorro de línea y red de arrastre) en la parte interior y exterior de la laguna (Fig. 8). El elenco sistemático del ecosistema estuvo integrado por 2 clases, 16 órdenes, 38 familias, 67 géneros y 95 especies, con la cual se realizó una lista sistemática (Tabla I). Los elasmobranquios (Chondrichthyes) representan 2 ordenes, 4 familias, 4 géneros y 5 especies; los teleósteos (Actinopterygii), 14 ordenes, 34 familias, 63 géneros y 90 especies (Tabla I).

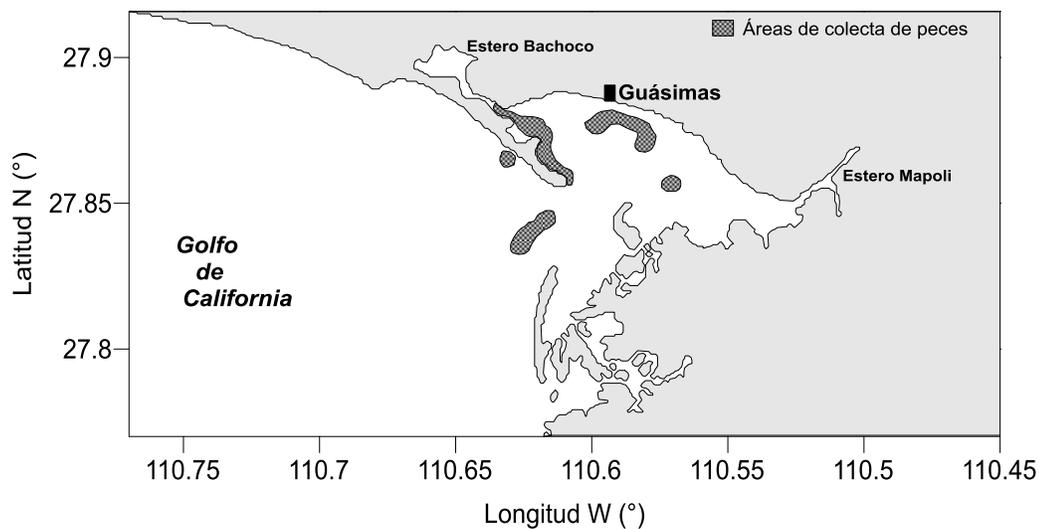


Figura 8. Zonas de colecta de los grupos de peces.

Tabla I. Composición de peces de Las Guásimas, Sonora

Especies	Afinidad biogeográfica
PHYLLUM CHORDATA	
SUBPHYLLUM CRANIATA	
CLASE CHONDRICHTHYES	
SUBCLASE ELASMOBRANCHII	
SUBDIVISION SELACHII	
ORDEN CARCHARHINIFORMES	
FAMILIA CARCHARHINIDAE	
<i>Carcharhinus cerdale</i> Gilbert in Jordan & Evermann , 1898	PC-PP
SUBDIVISION BATOIDEA	
ORDEN MYLIOBATIFORMES	
FAMILIA UROLOPHIDAE	
<i>Urolophus halleri</i> (Cooper, 1863)	PCA-PC-PP
<i>Urolophus maculatus</i> Garman, 1913	PCA-PC
FAMILIA GYMNURIDAE	
<i>Gymnura marmorata</i> (Cooper, 1864)	PCA-PC-PP
FAMILIA RHINOPTERIDAE	
<i>Rhinoptera steindachneri</i> Evermann & Jenkins, 1891	PC-PP
CLASE ACTINOPTERYGII	
SUBCLASE NEOPTERYGII	
DIVISION TELEOSTEI	

Tabla I. *Continuación*

ORDEN ELOPIFORMES	
FAMILIA ELOPIDAE	
<i>Elops affinis</i> Regan, 1909	PCA-PC-PP
ORDEN ALBULIFORMES	
FAMILIA ALBULIDAE	
<i>Albula esencula</i> (Garman, 1899)	PCA-PC-PP
ORDEN ANGUILIFORMES	
SUBORDEN CONGROIDEI	
FAMILIA CONGRIDAE	
<i>Ariosoma gilberti</i> (Ogilby, 1898)	PC-PP
FAMILIA OPHICHTHIDAE	
<i>Ophichthus zophochir</i> Jordan & Gilbert, 1882	PCA-PC-PP
ORDEN CLUPEIFORMES	
SUBORDEN CLUPEOIDEI	
FAMILIA ENGRAULIDAE	
<i>Anchoa ischana</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	PC-PP
<i>Anchoa lucida</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	PC-PP
<i>Anchoa nasus</i> (Kner & Steindachner, 1867)	PC-PP
<i>Anchovia macrolepidota</i> (Kner, 1863)	PC-PP
<i>Cetengraulis mysticetus</i> (Günther, 1867)	PC-PP
FAMILIA CLUPEIDAE	
<i>Harengula thrissina</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	PCA-PC-PP
<i>Lile stollifera</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	PCA-PC-PP
<i>Opisthonema libertate</i> (Günther, 1867)	PC-PP
ORDEN SILURIFORMES	
FAMILIA ARIIDAE	
<i>Ariopsis seemanni</i> (Günther, 1864)	PC-PP
<i>Ariopsis</i> sp	PC-PP
<i>Occidentarius platypogon</i> (Günther, 1864)	PC-PP
ORDEN AULOPIFORMES	
SUBORDEN SYNODONTOIDEI	
FAMILIA SYNODONTIDAE	
<i>Synodus lucioceps</i> (Ayres, 1855)	PO-PCA-PC
<i>Synodus scituliceps</i> Jordan & Gilbert, 1882	PC-PP
ORDEN BATRACHOIDIFORMES	
FAMILIA BATRACHOIDIDAE	
<i>Porichthys analis</i> Hubbs & Schultz, 1939	PCA-PC-PP
<i>Porichthys notatus</i> Girard, 1854	PO-PCA-PC-PP

Tabla I. *Continuación*

ORDEN MUGILIFORMES	
FAMILIA MUGILIDAE	
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	CO
<i>Mugil curema</i> Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1836	CT
ORDEN ATHERINIFORMES	
FAMILIA ATHERINOPSIDAE	
<i>Leuresthes sardina</i> (Jenkins & Evermann, 1888)	PC
<i>Atherionops affinis</i> (Ayres, 1860)	PCA-PC
ORDEN BELONIFORMES	
SUBORDEN BELONOIDEI	
FAMILIA BELONIDAE	
<i>Strongylura exilis</i> (Girard, 1854)	PCA-PC-PP
ORDEN SCORPAENIFORMES	
SUBORDEN SCORPAENOIDEI	
FAMILIA SCORPAENIDAE	
<i>Scorpaena sonora</i> Jenkins & Evermann, 1889	PC-PP
ORDEN PERCIFORMES	
SUBORDEN PERCOIDEI	
FAMILIA CENTROPOMIDAE	
<i>Centropomus robalito</i> Jordan & Gilbert, 1882	PC-PP
FAMILIA SERRANIDAE	
<i>Diplectrum pacificum</i> Meek & Hildebrand, 1925	PC-PP
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (Steindachner, 1868)	PCA-PC-PP
FAMILIA NEMATISTIIDAE	
<i>Nematistius pectoralis</i> Gill, 1862	PCA-PC-PP
FAMILIA CARANGIDAE	
<i>Carangoides otrynter</i> Jordan & Gilbert, 1883	PC-PP
<i>Caranx caballus</i> Günther, 1868	PCA-PC-PP
<i>Caranx caninus</i> Günther, 1867	PCA-PC-PP
<i>Caranx vinctus</i> Jordan & Gilbert, 1882	PCA-PC-PP
<i>Chloroscombrus orqueta</i> Jordan & Gilbert, 1883	PCA-PC-PP
<i>Oligoplites altus</i> (Günther, 1868)	PC-PP
<i>Oligoplites refulgens</i> Gilbert & Starks, 1904	PC-PP
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	PC-PP
<i>Selene brevortii</i> (Gill, 1863)	PC-PP
<i>Selene peruviana</i> (Guichenot, 1866)	PCA-PC-PP
<i>Trachinotus kennedyi</i> Steindachner, 1876	PC-PP
<i>Trachinotus rhodopus</i> Gill, 1863	PC-PP

Tabla I. *Continuación*

FAMILIA LUTJANIDAE	
<i>Hoplopagrus guentherii</i> Gill, 1862	PC-PP
<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869)	PC-PP
FAMILIA GERREIDAE	
<i>Diapterus brevirostris</i> (Sauvage, 1879)	PC-PP
<i>Eucinostomus currani</i> Zahuranec, 1980	PCA-PC-PP
<i>Eucinostomus dowii</i> (Gill, 1863)	PC-PP
<i>Eucinostomus entomelas</i> Zahuranec, 1980	PC-PP
<i>Eugerres axillaris</i> (Günther, 1864)	PC-PP
FAMILIA HAEMULIDAE	
<i>Haemulon maculicauda</i> (Gill, 1862)	PCA-PC-PP
<i>Haemulon sexfasciatum</i> Gill, 1862	PCA-PC-PP
<i>Haemulopsis elongatus</i> (Steindachner, 1879)	PC-PP
<i>Haemulopsis nitidus</i> (Steindachner, 1869)	PC-PP
<i>Orthopristis reddingi</i> Jordan & Richardson, 1895	PC-PP
<i>Pomadasys branickii</i> (Steindachner, 1879)	PC-PP
<i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther, 1864)	PC-PP
<i>Pomadasys panamensis</i> (Steindachner, 1876)	PC-PP
FAMILIA POLYNEMIDAE	
<i>Polydactylus approximans</i> (Lay & Bennett, 1839)	PCA-PC-PP
FAMILIA SCIAENIDAE	
<i>Bairdiella icistia</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	PC-PP
<i>Cheilotrema saturnum</i> (Girard, 1858)	PO-PCA-PC
<i>Cynoscion parvipinnis</i> Ayres, 1861	PCA-PC
<i>Cynoscion squamipinnis</i> (Günther, 1867)	PC-PP
<i>Cynoscion xanthulus</i> Jordan & Gilbert, 1882	PCA-PC-PP
<i>Larimus pacificus</i> Jordan & Bollman, 1890	PC-PP
<i>Menticirrhus panamensis</i> (Steindachner, 1877)	PC-PP
<i>Micropogonias altipinnis</i> (Günther, 1864)	PC-PP
<i>Micropogonias megalops</i> (Gilbert, 1890)	PC
<i>Umbrina analis</i> Günther, 1868	PC-PP
FAMILIA MULLIDAE	
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i> (Gill, 1863)	PC-PP
SUBORDEN GOBIOIDEI	
FAMILIA GOBIIDAE	
<i>Bollmania stigmatura</i> Gilbert, 1892	PC-PP
<i>Gobionellus microdon</i> (Gilbert, 1892)	PC-PP
SUBORDEN ACANTHUROIDEI	
FAMILIA EPHIPPIDAE	

Tabla I. *Continuación*

<i>Chaetodipterus zonatus</i> (Girard, 1858)	PCA-PC-PP
SUBORDEN SCOMBROIDEI	
FAMILIA SPHYRAENIDAE	
<i>Sphyaena ensis</i> Jordan & Gilbert, 1882	PC-PP
FAMILIA SCOMBRIDAE	
<i>Auxis thazard</i> (Lecepède, 1800)	PCA-PC-PP
<i>Scomberomorus sierra</i> Jordan & Starks in Jordan, 1895	PCA-PC-PP
ORDEN PLEURONECTIFORMES	
SUBORDEN PLEURONECTOIDEI	
FAMILIA PARALICHTHYIDAE	
<i>Citharichthys fragilis</i> Gilbert, 1890	PO-PCA-PC
<i>Citharichthys gilberti</i> Jenkins & Evermann, 1889	PC-PP
<i>Cyclosetta querna</i> Jordan & Bollman, 1890	PC-PP
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	AN
<i>Etropus peruvianus</i> Hildebrand, 1946	PC-PP
<i>Paralichthys woolmani</i> Jordan & Williams, 1897	PCA-PC-PP
<i>Syacium ovale</i> (Günther, 1864)	PC-PP
FAMILIA PLEURONECTIDAE	
<i>Hypsopsetta guttulata</i> (Girard, 1856)	PO-PCA-PC
<i>Pleuronichthys ocellatus</i> Starks & Thompson, 1910	PC
FAMILIA BOTHIDAE	
<i>Bothus leopardinus</i> (Günther, 1862)	PC-PP
FAMILIA ACHIRIDAE	
<i>Achirus mazatlanus</i> (Steindachner, 1869)	PCA-PC-PP
FAMILIA CYNOGLOSSIDAE	
<i>Symphurus chabanaudi</i> Mahadeva & Munroe, 1990	PC-PP
<i>Symphurus fasciolaris</i> Gilbert, 1892	PC-PP
<i>Symphurus leei</i> Jordan & Bollman, 1890	PC-PP
ORDEN TETRADONTIFORMES	
SUBORDEN BALISTOIDEI	
FAMILIA BALISTIDAE	
<i>Balistes polylepis</i> Steindachner, 1876	PO-PCA-PC-PP
SUBORDEN TETRAODONTOIDEI	
FAMILIA TETRADONTIDAE	
<i>Sphoeroides annulatus</i> (Jenyns, 1842)	PO-PCA-PC-PP

Afinidad zoogeográfica: **PO=** Provincia Oregoniana, **PCA=** Provincia de California, **PC=** Provincia de Cortes, **PP:** Provincia Panámica, **AN=** Anfiameicanas, **CT=** Circumtropical y **CO=** Cosmopolitas.

El orden Perciformes fue el más diverso con 14 familias, 33 géneros y 49 especies, seguido en importancia por Pleuronectiformes (5 familias, 9 géneros y 14 especies) y Clupeiformes (2 familias, 6 géneros y 8 especies). Las familias con mayor número de especies fueron: Carangidae y Sciaenidae con 12 y 10 especies respectivamente, Gerreidae, Haemulidae, Paralichthyidae y Engraulidae aportaron 25 especies (Fig. 9). Los géneros mejor representados en cuanto al número de especies fueron *Caranx* con cuatro especies, *Anchoa*, *Eucinostomus* y *Cynoscion* con tres especies.

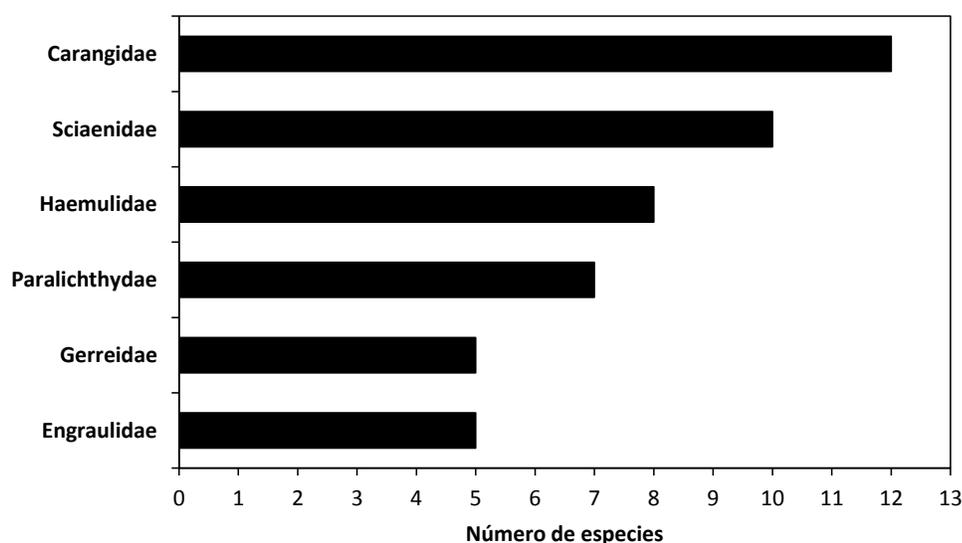


Figura 9. Familias de peces más importantes de acuerdo al número de especies.

Fueron encontradas especies que son consideradas como endémicas del Golfo de California, entre las que se encuentra el chano norteño *Micropogonias megalops* (Gilbert, 1890), la platija ocelada *Pleuronichthys ocellatus* Starks y Thompson, 1910 y el pejerrey sardina *Leuresthes sardina* (Jenkins y Evermann, 1889). En el caso de *P. ocellatus* su abundancia fue muy baja con solo diez organismos, mientras que *M. megalops* estuvo representada por 86 organismos, pero la mayor presencia se obtuvo en un solo muestreo (otoño 2011) y *L. sardina* presentó una abundancia de 173 organismos, siendo el tercero más abundante en el estudio.

7.3 Afinidad biogeográfica

La composición de especies de la laguna Las Guásimas, está dominada en su mayoría por especies de amplia distribución en región del Pacífico Oriental Tropical (POT) con el 57.78% (53 especies) del total de las especies, además se observó que una especie (1.05%) fue cosmopolita (CO), una (1.05%) anfiamericana (AN), una (1.05%) circumtropical (CT) (Fig. 10). Desde el punto de vista biogeográfico se observaron especies con distribución más amplia en relación al POT, 26 especies (27.36%) se incluyen desde la Provincia Californiana, Provincia de Cortés y Panámica (PCA-PC-PP), tres especies (3.15%) con distribución en la Provincia Californiana y Cortés (PCA-PC), cuatro (4.16%) especies con afinidad desde la Provincia Oregoniana, Californiana y Cortés (PO-PCA-PC) y tres (3.15%) desde la Provincia Oregoniana, Californiana, Cortés y Panámica (PO-PCA-PC-PP) (Fig. 10).

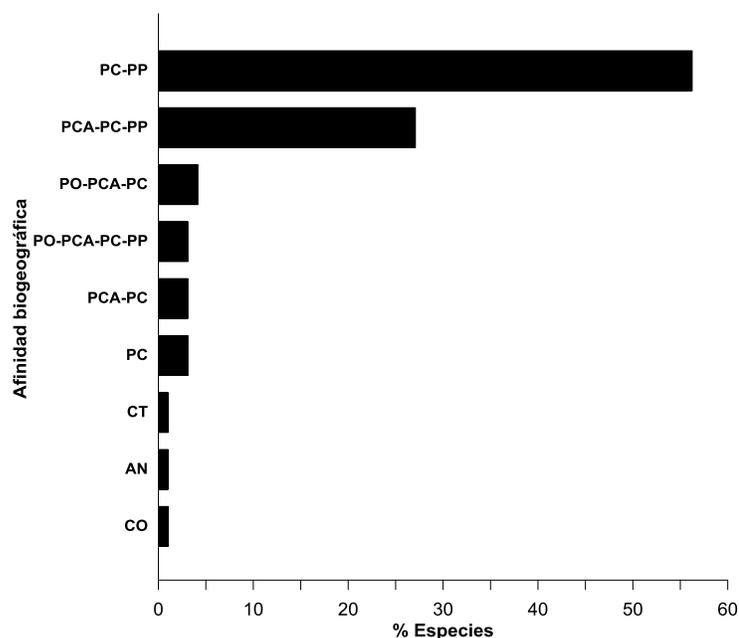


Figura 10. Porcentaje de la afinidad biogeográfica de los peces de Las Guásimas Sonora.

7.4 Curva de acumulación de especies

La curva de acumulación de especies para el grupo de peces por medio de estimadores no paramétricos, no alcanzó la asíntota, lo cual significa que aún hay especies por encontrar. Los estimadores para datos de presencia y ausencia Chao2, Jackknife1, Jackknife2 y Bootstrap, muestran un número estimado de especies de 123.4, 119.5, 133.1 y 106.16 respectivamente (Tabla II y Fig. 11), indicando que faltan por encontrar entre 11 y 38 especies si se aumenta el esfuerzo de muestreo. El método de Chao1 muestra que las especies previstas son de 109 (tabla II y Fig. 11), faltando por encontrar 16 especies. La curva de acumulación fue construida con base al total de individuos colectados.

Tabla II. Riqueza estimada y eficiencia promedio del muestreo por cada estimador de riqueza

ESTIMADOR	RIQUEZA ESTIMADA	EFICIENCIA DE MUESTREO (%)	PROMEDIO DE ESTIMADORES
Sobs	95		80.87 %
Chao1	109.08	87.08	
Chao 2	123.4	76.97	
Jackknife1	119.5	79.48	
Jackknife2	133.18	71.32	
Bootstrap	106.16	89.48	

La eficiencia promedio del muestreo fue de 80.8%, estando entre los valores teóricos de eficiencia de muestreo (70-75%), con base a este resultado se puede decir que los análisis realizados con los datos obtenidos permiten caracterizar la diversidad del grupo de peces de la laguna de Las Guásimas.

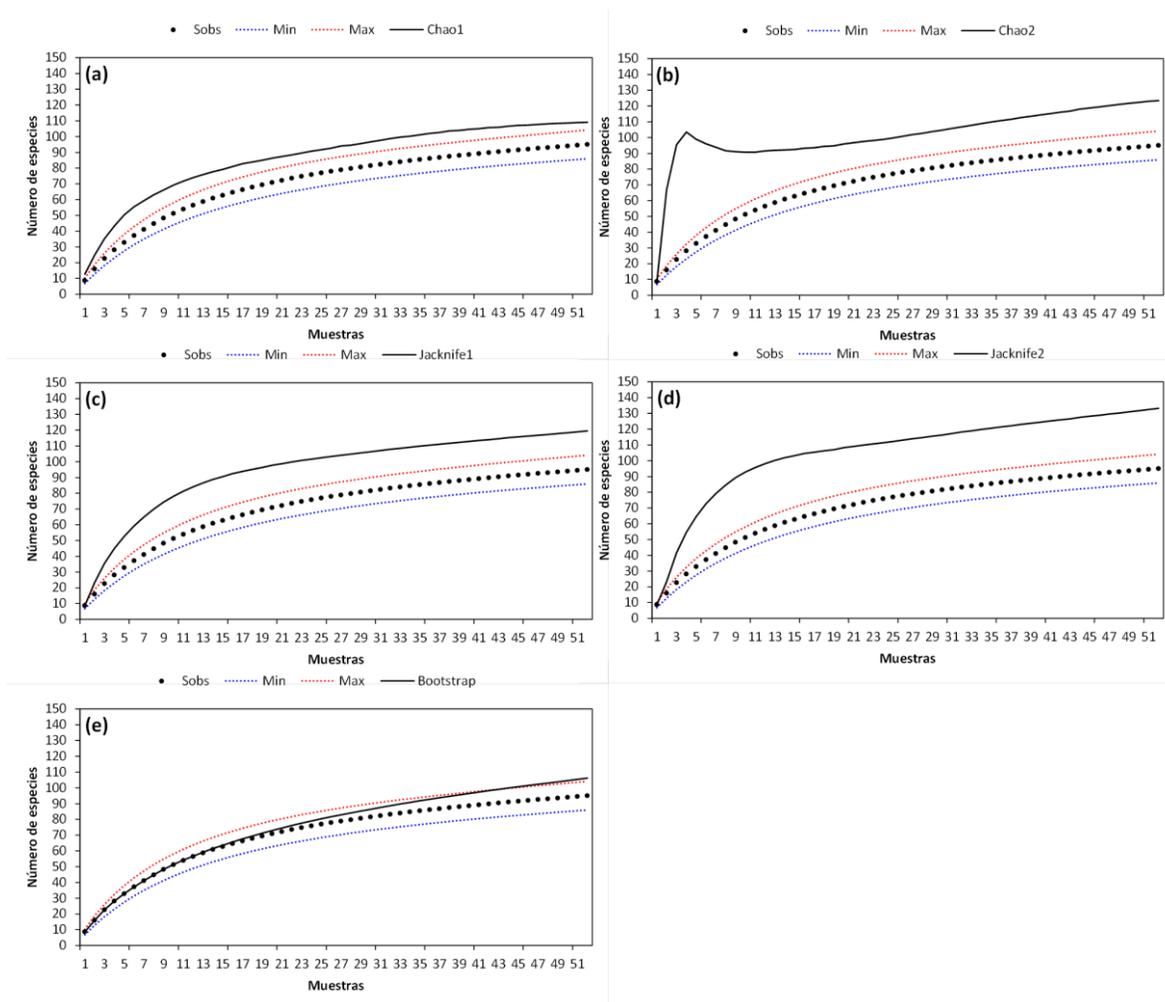


Figura 11. Curva de acumulación de especies de peces colectados en Las Guásimas; a) Chao1, b) Chao2, c) Jackknife1, d) Jackknife2 y e) Bootstrap.

El gráfico para determinar especies raras, muestra que los singletons (especies con un solo individuo) presenta un aumento durante los primeros muestreos, posteriormente se mantiene a medida que se aumenta el esfuerzo, mientras que los doubletons (especies con dos individuos) mostraron un comportamiento similar durante los primeros muestreos, posteriormente con una disminución y un estabilidad al final (Fig. 12a).

En el caso de los unives (especies en un solo cuadro) muestran un aumento exponencial durante los primeros muestreos, disminuyendo y haciéndose

constantes a medida que se aumenta el esfuerzo de recolecta. Los doubletons (especies en dos cuadros) presentaron un aumento menos brusco durante los primeros muestreos, observándose una disminución al final de los muestreos (Fig. 12b).

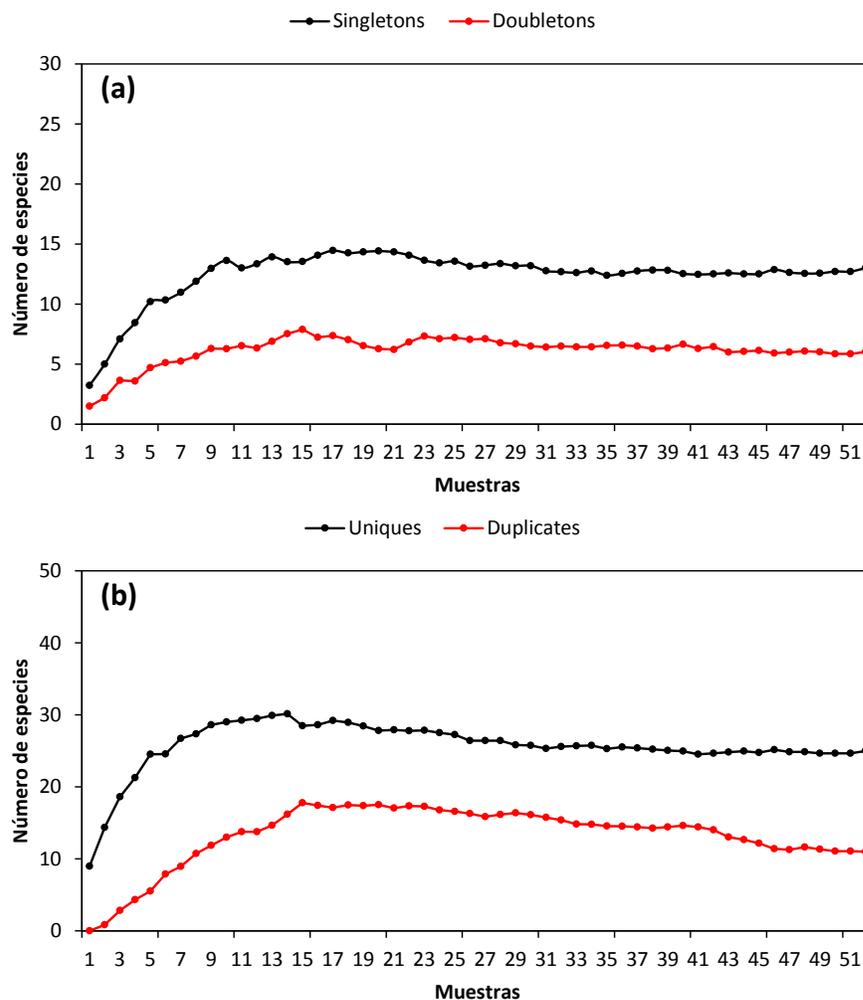


Figura 12. Representación gráfica de los singletons y doubletons (a), uniques y duplicates (b).

7.5 Descriptores ecológicos

7.5.1 *Análisis de similitud*

Este análisis se realizó con base en la abundancia y mostró la formación de cuatro grupos con una similitud del 20%. Dos estaciones climáticas quedaron como grupos independientes (invierno y verano de 2012); mientras un grupo lo

integraron otoño de 2010 y verano de 2011 (grupo a) y el otro primavera de 2011 y 2012 (grupo b). El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) (Fig. 13), mostró un mapa de distancias con un nivel de estrés 0.08, ubicando los cuatro grupos de una manera aceptable.

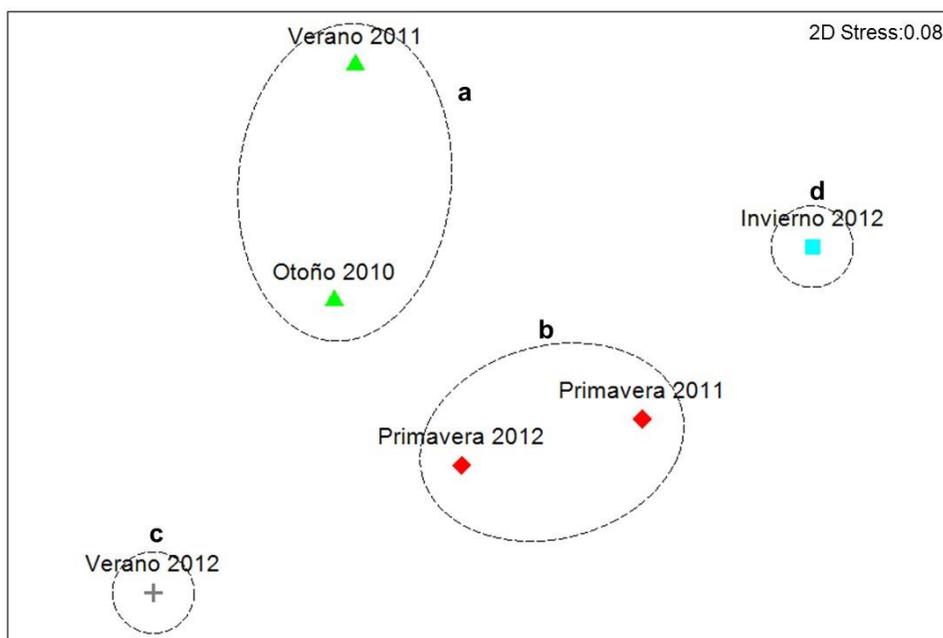


Figura 13. Escalamiento multidimensional no métrico (MDS) correspondiente a los datos de similitud de las abundancias en Las Guásimas, Sonora.

El análisis SIMPER mostró que la abundancia de los peces de Las Guásimas para el grupo a (otoño de 2010 y verano de 2011) estuvieron asociados por una similitud del 20.97%, donde las especies con mayor aporte individual fueron *Eucinostomus entomelas* (46.8%), *Anchovia macrolepidota* (16.9%), *Paralabrax maculatofasciatus* (16.9%) y *Achirus mazatlanus* (10.2%). El grupo b (primavera 2011 y 2012) presentó una similitud del 25.16%, siendo las especies con mayor aportación *Leuresthes sardina* (25.5%), *A. mazatlanus* (11.9%), *A. macrolepidota* (10.7%) y *Symphurus chabanaudi* (10.1%). El análisis de similitud por medio del método ANOSIM, indicó que existe diferencia en la abundancia de la comunidad entre las estaciones del año ($R=0.923$ y $P<0.05$).

La similitud estacional de acuerdo a la biomasa mostró la formación de cuatro grupos, comportamiento similar a lo observado en la abundancia. El grupo a se integró por otoño de 2010 y verano de 2011, mientras que el grupo b lo integraron primavera de 2011 y 2012, quedando separados de manera individual verano de 2012 (grupo c) e invierno de 2012 (grupo d), el análisis MDS nos indicó un mapa de distancias con un nivel de estrés 0.06, el cual indica un agrupamiento aceptable (Fig. 14).

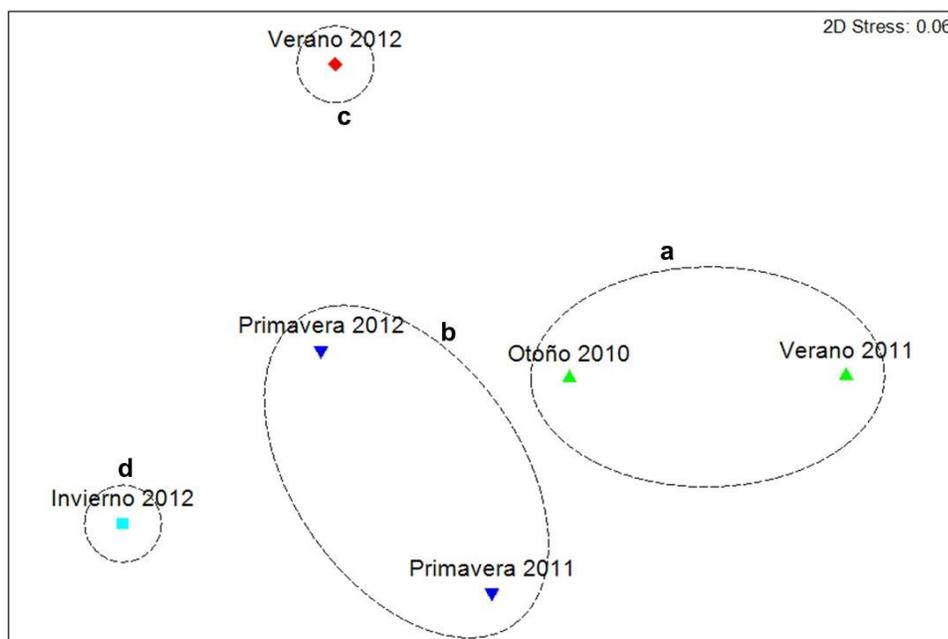


Figura 14. Escalamiento multidimensional no métrico (MDS) correspondiente a los datos de similitud de las biomásas en Las Guásimas, Sonora.

El análisis SIMPER mostró que la composición y biomasa de los peces de Las Guásimas para el grupo a (otoño de 2010 y verano de 2011) estuvieron asociados por una similitud del 27.9%, donde las especies con mayor aporte individual fueron *Eucinostomus entomelas* (41.1%), *Nematistius pectoralis* (32.9%) y *Paralabrax maculatofasciatus* (14.3%). Para el grupo b (primavera 2011 y 2012) la asociación fue con similitud del 21.1%, siendo las especies con mayor aportación *Carcharhinus cerdale* (47.3%), *Achirus mazatlanus* (9.4%) y *Micropogonias megalops* (7.4%). El análisis de similitud por medio del método

ANOSIM, indicó que existe diferencia en la estructura de la comunidad en base a la biomasa entre las estaciones del año ($R=1$ y $P<0.05$).

7.5.2 Abundancia relativa (AR)

Fueron 28 especies las que acumularon el 84.8% de la abundancia relativa, de estas 20 representaron el 77.2%, siendo las más importantes *Diapterus brevirostris* (16.6%), *Micropogonias megalops* (8.5%), *Eucinostomus entomelas* (7.9%), *Leuresthes sardina* (6.4%), *Anchovia macrolepidota* (4.1%), *Eucinostomus dowii* (3.8%), *Scomberomorus sierra* (3.3%), *Eugerres axillaris* (3.05%), *Achirus mazatlanus* (3%), *Paralabrax maculatofasciatus* (2.9%), *Caranx caballus* (2.5%), *Cetengraulis mysticetus* (2.3%), *Balistes polylepis* (2.2%), *Nematistius pectoralis* (1.8%), *Caranx vinctus* (1.8%), *Sphoeroides annulatus* (1.6%), *Anchoa nasus* (1.5%), *Chloroscombrus orqueta* (1.3%), *Menticirrhus panamensis* (1.3%) y *Etropus crossotus* (1.2%) (Fig. 15).

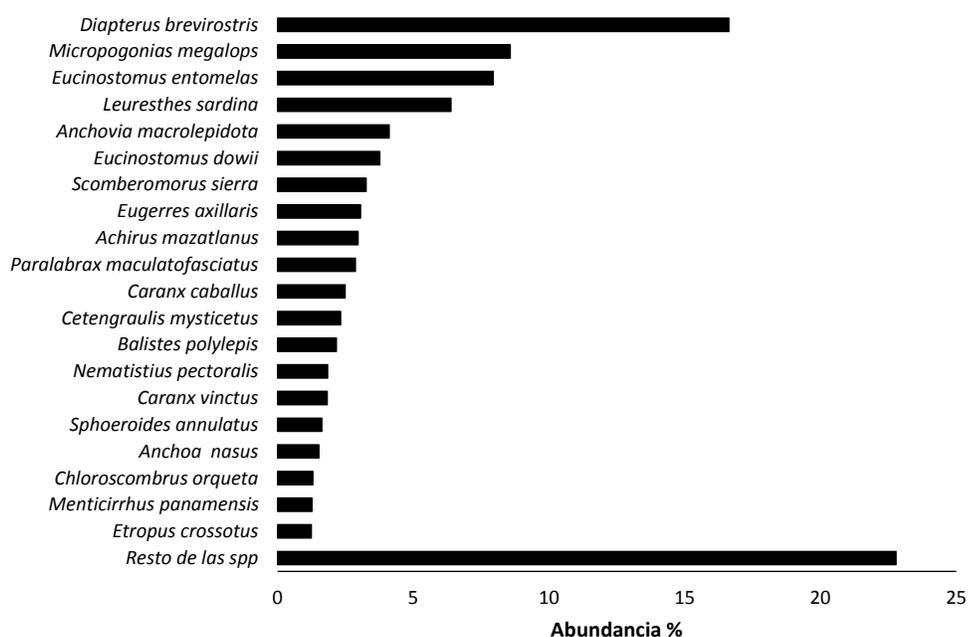


Figura 15. Abundancia relativa de las especies durante todo el periodo de estudio.

Abundancia relativa en otoño 2010

Al calcular este índice se identificaron 52 especies, dentro de las cuales 12 alcanzaron el 71.5% de AR, siendo *Leuresthes sardina* la que presentó el 14.8%, *Eucinostomus entomelas* con 13.8%, *Scomberomorus sierra* 8.8%, *Balistes polylepis* 6%, *Caranx vinctus* 4.3%, *Achirus mazatlanus* 4.3%, *Nematistius pectoralis* 4%, *Chloroscombrus orqueta* con 3.8%, *Menticirrhus panamensis* con 3.1%, *Paralabrax maculatofasciatus* con 2.9%, *Anchovia macrolepidota* con 2.9% y *Diapterus brevirostris* con el 2.7% (Fig. 16).

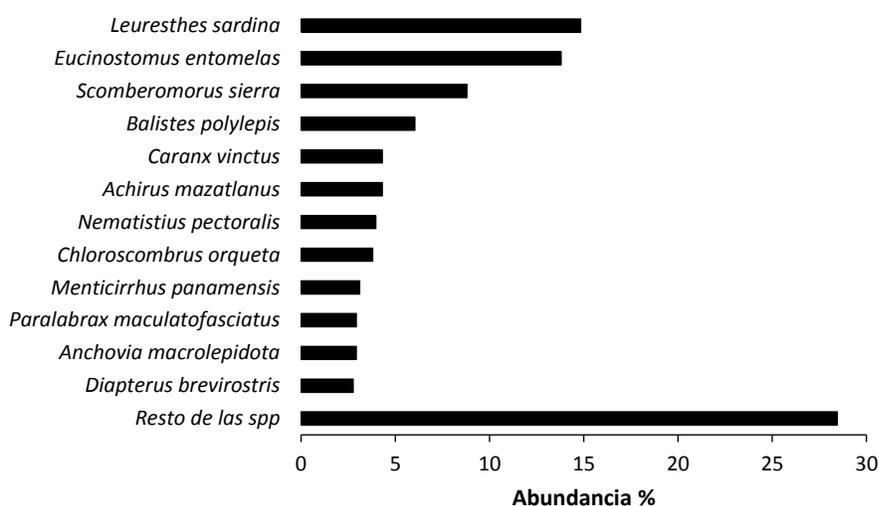


Figura 16. Abundancia relativa de las especies durante otoño de 2010.

Abundancia relativa en primavera 2011

El número de especies observado para esta estación del año fue de 45, de las cuales 10 alcanzaron el 70.8% de AR, siendo *Anchoa nasus* la que obtuvo el mayor valor con 26.2%, *Leuresthes sardina* con 11.6%, *Achirus mazatlanus* y *Eugerres axillaris* con 5.4%, *Anchovia macrolepidota* 4.86%, *Symphurus chabanaudi* 4.59%, mientras que *Paralabrax maculatofasciatus*, *Eucinostomus entomelas* y *Etropus crossotus* obtuvieron el 3.24% y *Haemulopsis elongatus* el 3%(Fig. 17).

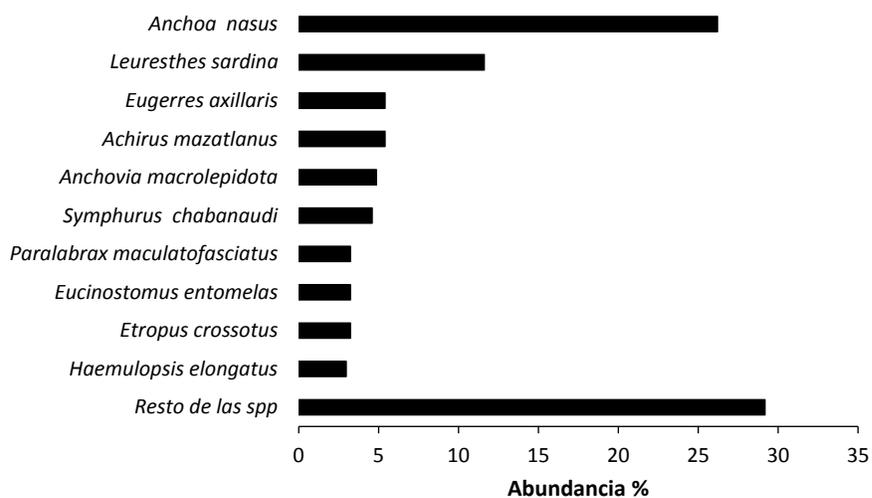


Figura 17. Abundancia relativa de las especies durante primavera de 2011.

Abundancia relativa en verano 2011

En esta estación del año se registró el menor número de especies (13), de las cuales 3 alcanzaron el 61.8% de AR, estas especies fueron *Micropogonias megalops* con 37.09%, *Eucinostomus entomelas* y *Eugerres axillaris* con 12.36% (Fig. 18).

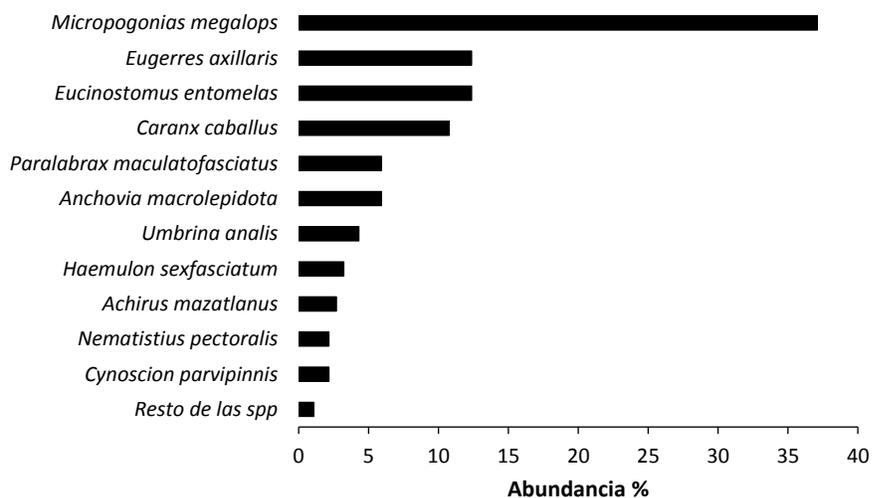


Figura 18. Abundancia relativa de las especies durante verano de 2011.

Abundancia relativa en invierno 2012

Para esta estación del año se observaron 27 especies, de las cuales 2 alcanzaron el 68.2% de AR, estas especies fueron *Eucinostomus dowii* con 54.43% y *Sphoeroides annulatus* con 13.78% (Fig. 19), mostrándose una dominancia por pocas especies, ya que 8 especies acumularon el 90.4% de AR.

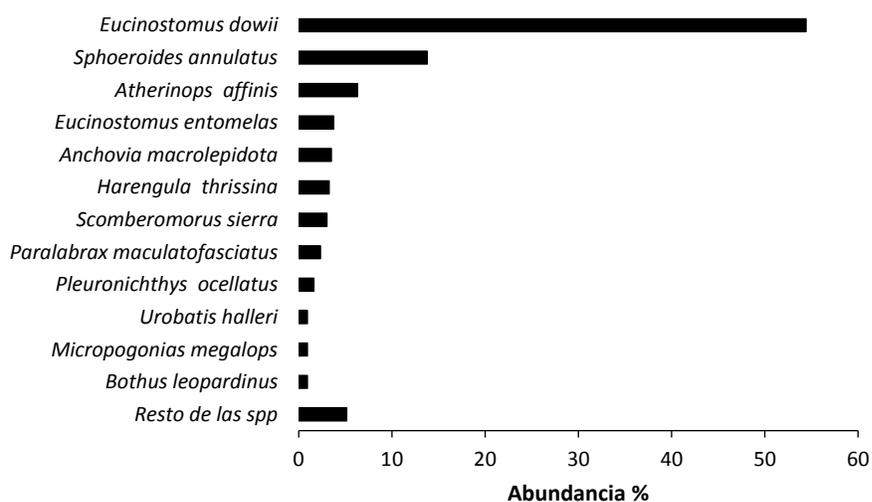


Figura 19. Abundancia relativa de las especies durante invierno de 2012.

Abundancia relativa en primavera 2012

Durante esta estación se observaron en total 47 especies, de las cuales 10 alcanzaron el 64.7% de AR, las especies más abundantes en orden de importancia fueron: *Cetengraulis mysticetus* con 15.44%, *Ariopsis sp* con 9.09%, *Anchoa ischana* con 8.22%, *Leuresthes sardina* con 6.2%, *Ariopsis seemanni* con 6.06%, *Anchovia macrolepidota* con 5.62%, *Achirus mazatlanus* con 4.47%, *Anchoa lucida* 3.89% y *Etropus crossotus*, *Carcharhinus cerdale* y *Caranx vinctus* con 3.75% (Fig. 20).

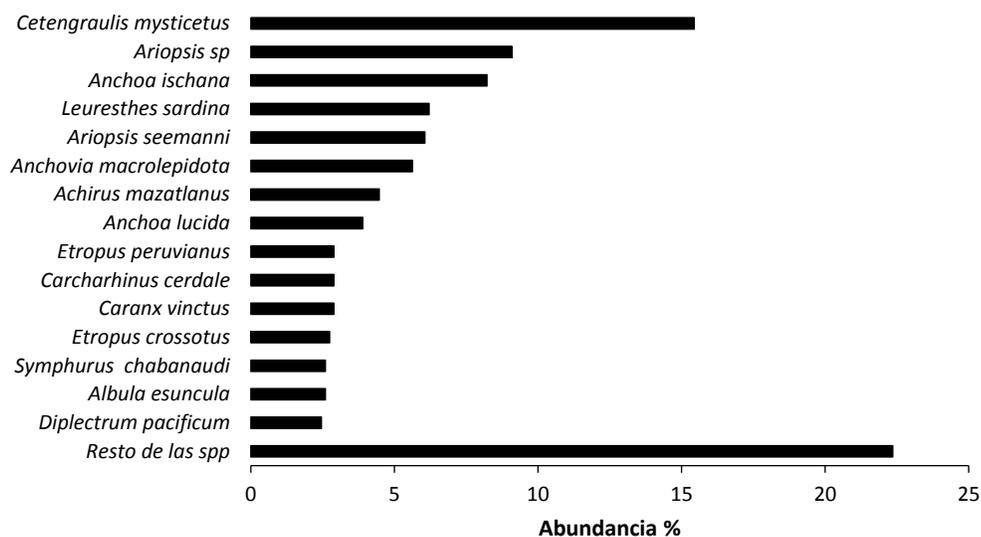


Figura 20. Abundancia relativa de las especies durante primavera de 2012.

Abundancia relativa en verano 2012

Durante esta estación del año fueron identificadas 29 especies, donde se pudo observar una AR muy marcada en cuanto a la AR, esto debido a que una sola especie alcanzó el 78.8%, siendo *Diapterus brevirostris* la especie más importante (Fig. 21).

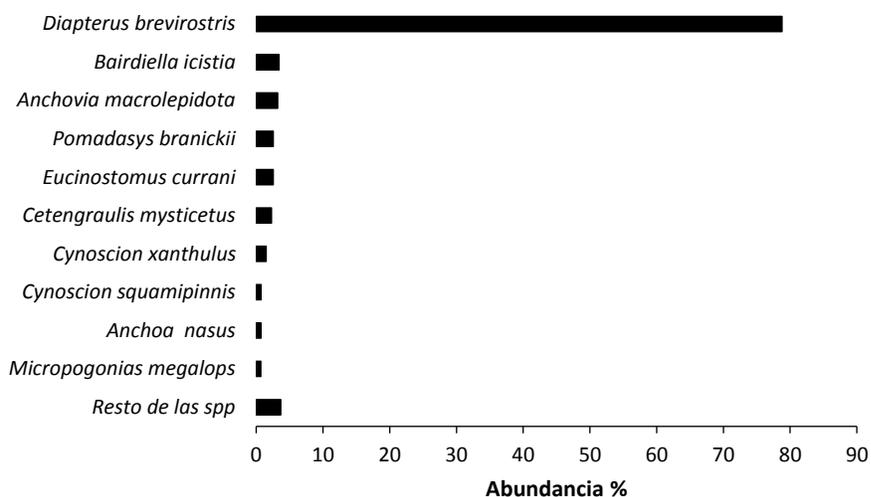


Figura 21. Abundancia relativa de las especies durante verano de 2012.

7.5.3 Biomasa relativa (BR)

De manera general, fueron 16 especies las que acumularon el 70.8% de biomasa durante todo el periodo de estudio. Dentro de estas especies tenemos a *Caranx caballus* (11.3%), *Scomberomorus sierra* (10.8%), *Eucinostomus entomelas* (8.3%), *Nematistius pectoralis* (6%), *Leuresthes sardina* (4.1%), *Paralabrax maculatofasciatus* (3.8%), *Micropogonias altipinnis* (3.8%), *Achirus mazatlanus* (3.2%), *Menticirrus panamensis* (2.9%), *Caranx vinctus* (2.8%), *Diapterus brevirostris* (2.8%), *Carcharhinus cerdale* (2.6%), *Ariopsis seemani* (2.1%), *Rhinoptera steindachneri* (2.1%), *Gymnura marmorata* (2%) y *Ariopsis sp* (1.9%) (Fig. 22).

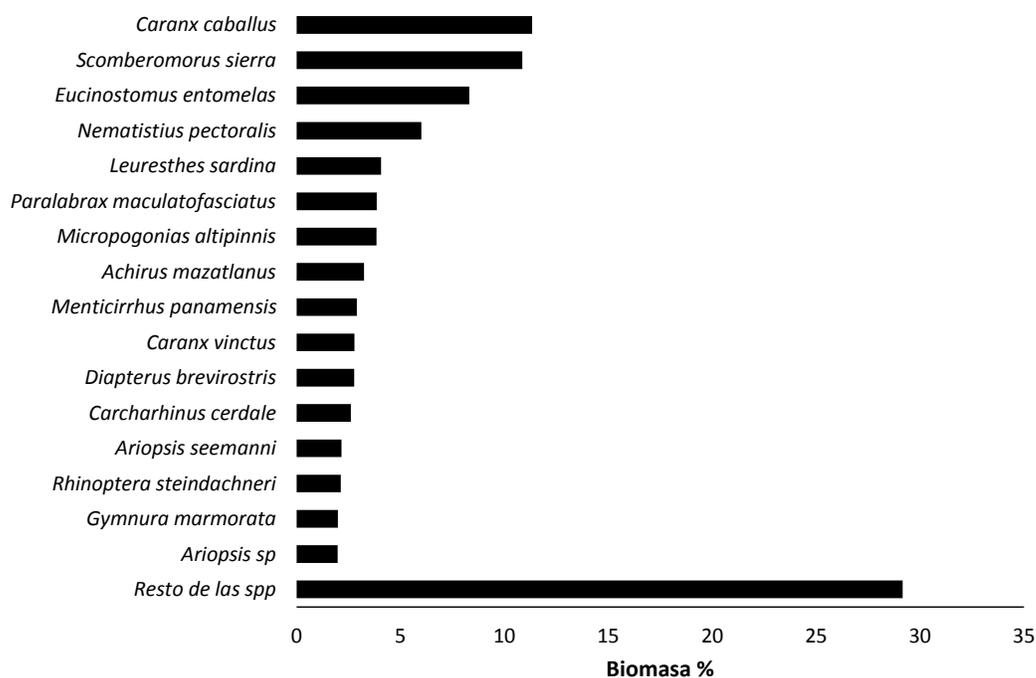


Figura 22. Biomasa relativa de las especies durante todo el periodo de estudio.

Biomasa relativa en otoño de 2010

Las 53 especies observadas durante esta estación climática, 13 acumularon el 73.2% de BR, destacando *Scomberomorus sierra* (23.6%), *Eucinostomus*

entomelas (10.2%), *Leuresthes sardina* (7.7%), *Nematistius pectoralis* (7.2%), *Menticirrhus panamensis* (5.6%), *Achirus mazatlanus* (4.7%) y *Caranx vinctus* (4.1%) (Fig. 23).

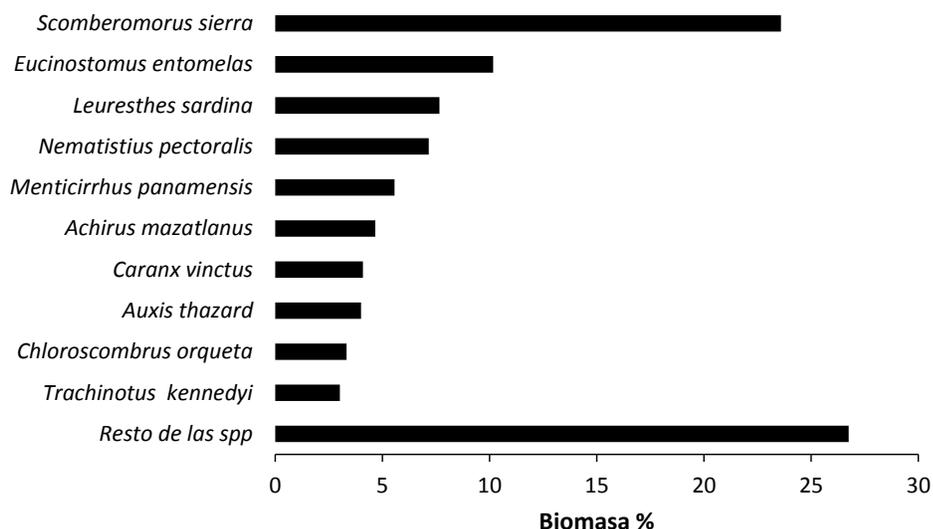


Figura 23. Biomasa relativa de las especies durante otoño de 2010.

Biomasa relativa en primavera 2011

En esta estación climática, se observó una dominancia en cuanto a BR, debido a que de las 45 especies observadas, ocho acumularon el 80.1%, destacando especies como más importantes: *Micropogonias altippinis* (33.9%), *Rhinoptera steindachneri* (19.7%), *Carcharhinus cerdale* (10.9%), *Leuresthes sardina* (5.8%) y *Eugerres axillaris* (2.9%) (Fig. 24).

Biomasa relativa en verano de 2011

En esta estación climática se observó un bajo número de especies (13), de las cuales cuatro alcanzaron el 83% de BR, siendo las más importantes *Caranx caballus* (45.6%), *Eucinostomus entomelas* (15.5%), *Nematistius pectoralis* (11.9%) y *Paralabrax maculatofasciatus* (9.8%) (Fig. 25).

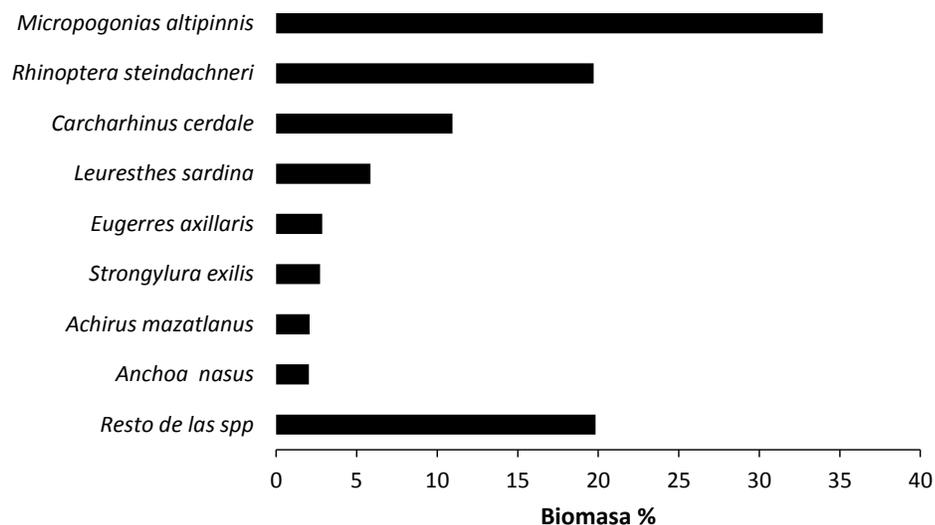


Figura 24. Biomasa relativa de las especies durante primavera de 2011.

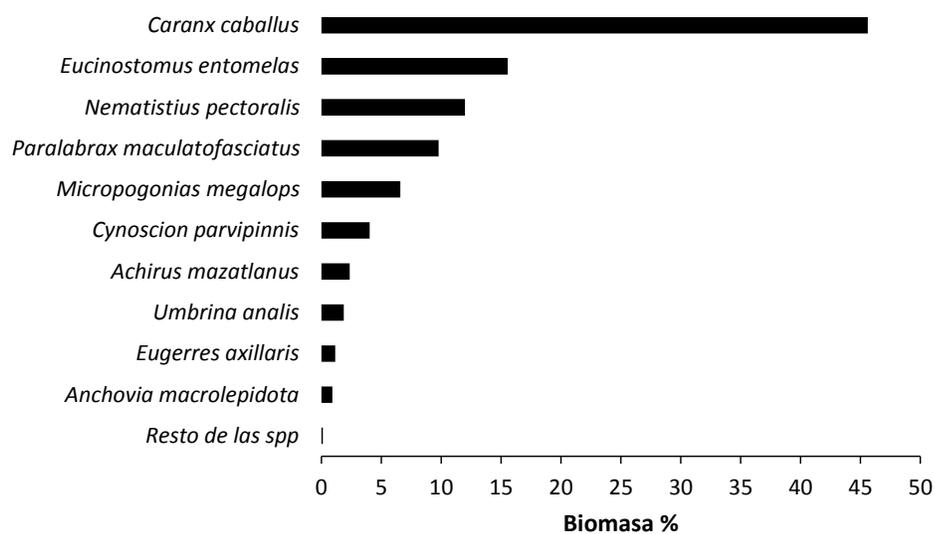


Figura 25. Biomasa de las especies observadas durante verano de 2011.

Biomasa relativa en invierno de 2012

Durante esta estación climática, de las 27 especies observadas cinco acumularon el 79.2% de BR, siendo estas especies *Gymnura marmorata* (40.9%),

Eucinostomus dowii (11.9%), *Scomberomorus sierra* (10.9%), *Ariopsis seemanni* (7.9%) y *Urolophus halleri* (7.4%) (Fig. 26).

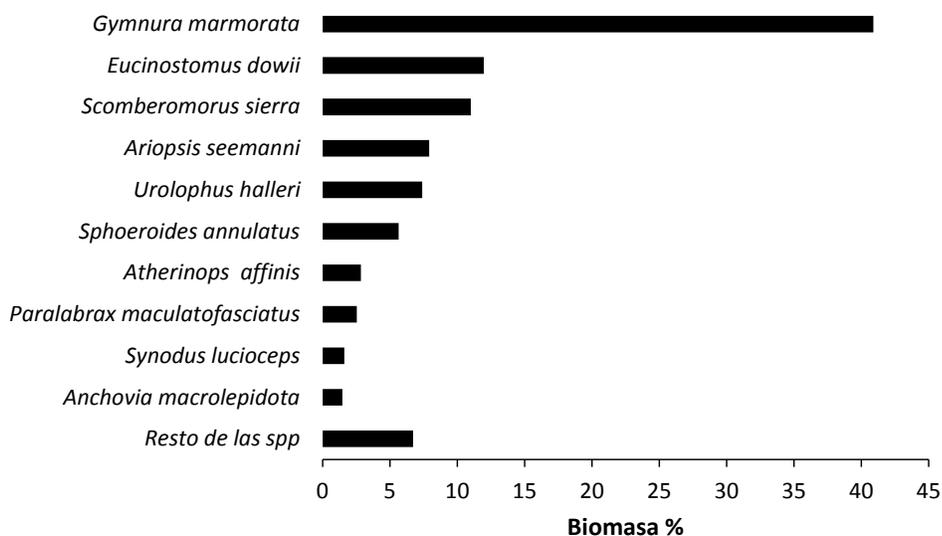


Figura 26. Biomasa relativa de las especies observadas en invierno de 2012.

Biomasa relativa en primavera de 2012

En este muestreo se obtuvieron 47 especies, de las cuales 13 acumularon el 80.1% de BR. Dentro de las especies con mayor biomasa se encontraron *Ariopsis* sp (15.05%), *Ariopsis seemanni* (12.1%), *Carcharhinus cerdale* (10.9%), *Cetengraulis mysticetus* (9.4%), *Caranx vinctus* (7.9%), *Albula esuncula* (5.1%) y *Menticirrhus panamensis* (3.7%) (Fig. 27).

Biomasa relativa en verano de 2012

Para verano de 2012 de las 29 especies observadas, cinco alcanzaron el 83.1% de BR, destacando principalmente *Diapterus brevirostris* (54.9%), seguida por *Cynoscion xanthulus* (9.2%), *Bairdiella icistia* (8.9 %), *Anchovia macrolepidota* (5.3%) y *Cynoscion squamipinnis* (4.9%) (Fig. 28).

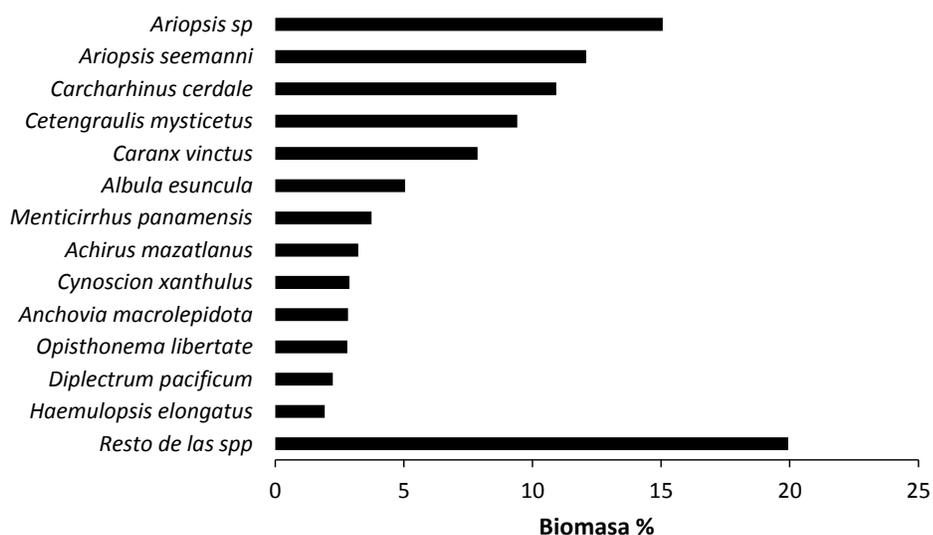


Figura 27. Biomasa relativa de las especies observadas en primavera de 2012.

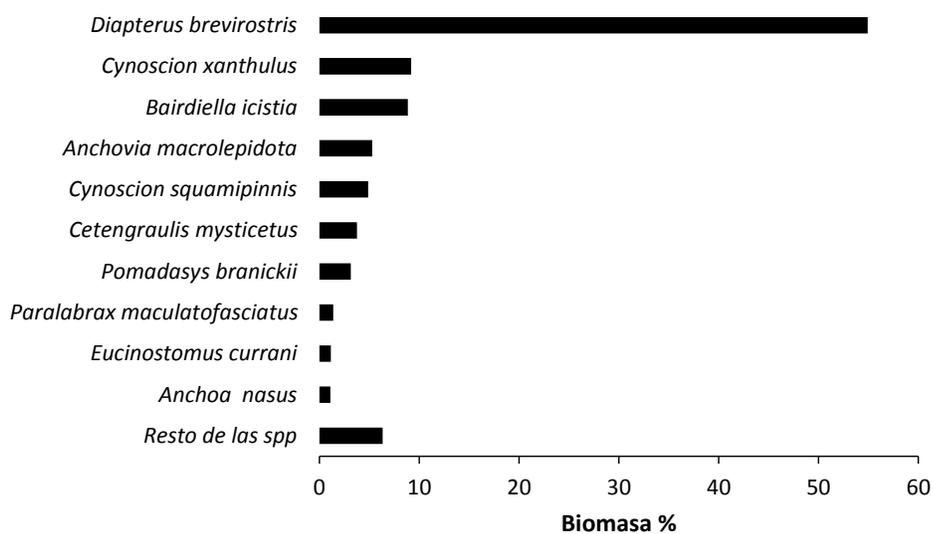


Figura 28. Biomasa relativa de las especies observadas en verano de 2012.

7.5.4 Ubicación jerárquica

De las 95 especies observadas durante el estudio, 17 se ubicaron como especies comunes (17.9%), 17 como frecuentes (17.9%), seis ocasionales (6.3%) y 55 raras (57.9%) (Fig. 29). Las especies comunes presentaron abundancias relativas que oscilaron entre 1.04 a 16.6% y sus frecuencias relativas reflejada en mínimos y máximos fue de 50 a 100% (Tabla III). Las abundancias de las especies frecuentes fueron desde 0.1 a 0.9%, con frecuencias relativas de 50 a 83.3%. Para las especies ocasionales se observaron abundancias relativas que oscilaron desde 1.1 a 2.5% y frecuencias relativas desde 16 a 33.33%. Las especies raras tuvieron abundancias relativas desde 0.01 a 0.9% y frecuencias relativas de 16 a 33.33% (Tabla III).

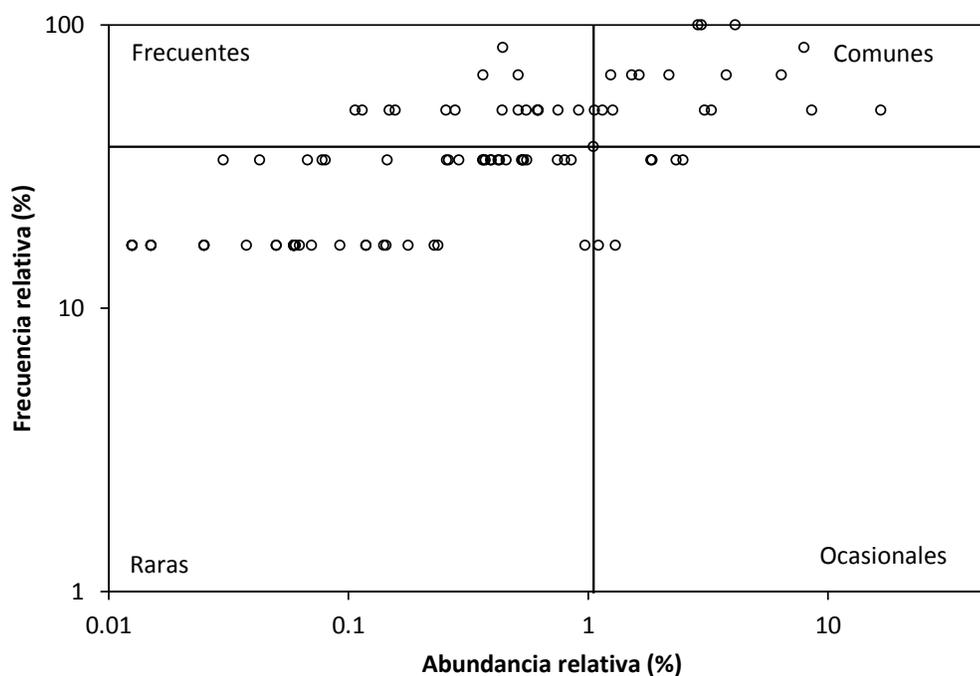


Figura 29. Clasificación de las especies por el método de Olmstead-Tukey para todo el periodo de estudio.

Tabla III. Clasificación jerárquica de las especies durante todo el periodo de estudio

Especies comunes	Especies frecuentes	Especies ocasionales	Especies raras
<i>Achirus mazatlanus</i>	<i>Albula esuncula</i>	<i>Ariopsis sp</i>	<i>Anchoa lucida</i>
<i>Anchoa ischana</i>	<i>Bairdiella icistia</i>	<i>Caranx caballus</i>	<i>Ariosoma gilberti</i>
<i>Anchoa nasus</i>	<i>Cynoscion parvipinnis</i>	<i>Caranx vinctus</i>	<i>Atherinops affinis</i>
<i>Anchovia macrolepidota</i>	<i>Cynoscion xanthulus</i>	<i>Cetengraulis mysticetus</i>	<i>Auxis thazard</i>
<i>Ariopsis seemanni</i>	<i>Diplectrum pacificum</i>	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	<i>Bollmannia stigmatura</i>
<i>Balistes polylepis</i>	<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Nematistius pectoralis</i>	<i>Bothus leopardinus</i>
<i>Diapterus brevirostris</i>	<i>Haemulopsis elongatus</i>		<i>Carangoides otryntr</i>
<i>Etropus crossotus</i>	<i>Haemulopsis nitidus</i>		<i>Caranx caninus</i>
<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Hypsopsetta guttulata</i>		<i>Carcharhinus cerdale</i>
<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Centropomus robalito</i>
<i>Eugerres axillaris</i>	<i>Ophichthus zophochir</i>		<i>Chaetodipterus zonatus</i>
<i>Leuresthes sardina</i>	<i>Paralichthys woolmani</i>		<i>Cheilotrema saturnum</i>
<i>Menticirrhus panamensis</i>	<i>Pleuronichthys ocellatus</i>		<i>Citharichthys fragilis</i>
<i>Micropogonias megalops</i>	<i>Scorpaena sonorae</i>		<i>Citharichthys gilberti</i>
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	<i>Syacium ovale</i>		<i>Cyclopsetta querna</i>
<i>Scomberomorus sierra</i>	<i>Synodus scituliceps</i>		<i>Cynoscion squamipinnis</i>
<i>Sphoeroides annulatus</i>	<i>Urolophus halleri</i>		<i>Elops affinis</i>
			<i>Etropus peruvianus</i>
			<i>Gobionellus microdon</i>
			<i>Gymnura marmorata</i>
			<i>Haemulon maculicauda</i>
			<i>Haemulon sexfasciatum</i>
			<i>Harengula thrissina</i>
			<i>Hoplopagrus guentherii</i>
			<i>Larimus pacificus</i>
			<i>Lile stolifera</i>
			<i>Lutjanus argentiventris</i>
			<i>Micropogonias altipinnis</i>
			<i>Mugil curema</i>
			<i>Occidentarius platypogon</i>
			<i>Oligoplites altus</i>
			<i>Oligoplites refulgens</i>
			<i>Oligoplites saurus</i>
			<i>Opisthonema libertate</i>
			<i>Orthopristis reddingi</i>
			<i>Polydactylus approximans</i>
			<i>Pomadasys branickii</i>
			<i>Pomadasys macracanthus</i>
			<i>Pomadasys panamensis</i>
			<i>Porichthys analis</i>
			<i>Porichthys notatus</i>
			<i>Pseudopenaeus grandisquamis</i>
			<i>Rhinoptera steindachneri</i>
			<i>Selene brevoortii</i>
			<i>Selene peruviana</i>
			<i>Sphyræna ensis</i>
			<i>Strongylura exilis</i>
			<i>Symphurus chabanaudi</i>
			<i>Symphurus fasciolaris</i>
			<i>Symphurus leei</i>
			<i>Synodus lucioceps</i>
			<i>Trachinotus kennedyi</i>
			<i>Trachinotus rhodopus</i>
			<i>Umbrina analis</i>
			<i>Urolophus maculatus</i>

7.6 Índices de diversidad

7.6.1 Riqueza especies

La riqueza específica fue mayor durante otoño de 2010 con 52 especies, mientras que en primavera de 2011 se observaron 45 especies y en primavera de 2012 fueron 47 especies (Fig. 33). El menor número de especies se registró durante verano de 2011 (13 especies) seguido por invierno de 2012 (27 especies) y verano de 2012 (29 especies) (Fig. 30) (Tabla V). El número de especies presentó una estacionalidad, debido a que en las estaciones climáticas de otoño y primavera se registraron los mayores valores, mientras que en las estaciones climáticas de invierno y verano se observaron los menores valores (verano de 2011, 2012 e invierno de 2012).

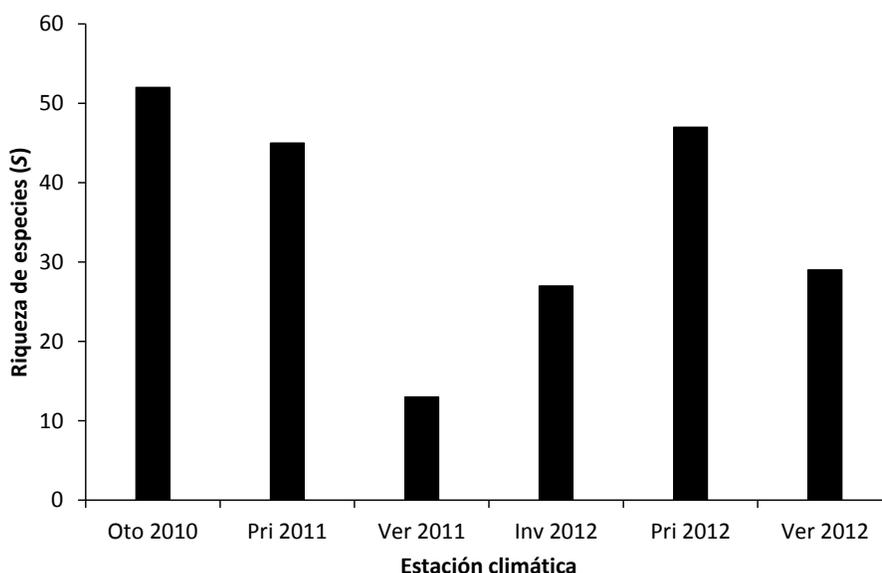


Figura 30. Comportamiento de la riqueza específica de manera estacional.

7.6.2 Abundancia

La abundancia mostró un comportamiento diferente en cuanto al número de especies de manera estacional. Los organismos por m² fueron mayores durante otoño de 2010, seguido por verano de 2011 y 2012 (Fig. 31). Mientras que los

valores menores se observaron en las dos estaciones climáticas de primavera (2011 y 2012) y verano de 2012 (Fig. 31) (Tabla V).

7.6.3 Biomasa

La biomasa no mostró un patrón definido al igual que la abundancia, los mayores valores se observaron en otoño de 2010 (4.95 gr/m²), primavera de 2011 (1.26 gr/m²), verano de 2011 (2.85 gr/m²) y primavera de 2012 (1.52 gr/m²). Las estaciones climáticas de invierno y verano de 2012 presentaron los valores menores de biomasa (0.57 y 0.46 gr/m² respectivamente) (Fig. 31).

7.6.4 Índice de diversidad (H')

El índice de Shannon-Weaver presentó valores desde 1.07 a 3.21 bits/ind⁻¹, observándose los mayores valores durante otoño de 2010 (3.19) y primavera de 2012 (3.21), seguidos por primavera de 2011 (2.96) (Fig. 31). Los valores menores se observaron en verano de 2012 (1.07), invierno de 2012 (1.81) y verano de 2011 (2.02), observándose así un comportamiento similar a la riqueza, con una de mayor diversidad durante otoño y primavera (Fig. 31) (Tabla V).

Prueba de t de Hutcheson

Al comparar las diversidades entre las diferentes estaciones del año por medio de la prueba t de Hutcheson, se observó que no existía diferencia significativa entre la diversidad de otoño de 2010 y primavera de 2012, mientras que en el resto de las estaciones climáticas en las que se realizaron los muestreos si existía diferencias de las diversidades (Tabla IV).

7.6.5 Equidad (E)

La equidad de Pielou no presentó un comportamiento estacional muy bien definido, a diferencia de los índices anteriores, ya que los valores fueron muy similares entre las estaciones climáticas de otoño de 2010, primavera de 2011, verano de 2012 y primavera de 2012, siendo esta última donde se registró el

mayor valor (0.83), por lo tanto para estos cuatros periodos, las abundancias de las especies están distribuidas más homogéneas. Sin embargo durante invierno y verano de 2012 la equidad fue menor, por lo que existe una dominancia por un número reducido de especies en relación a sus abundancias (Fig. 31; Tabla V).

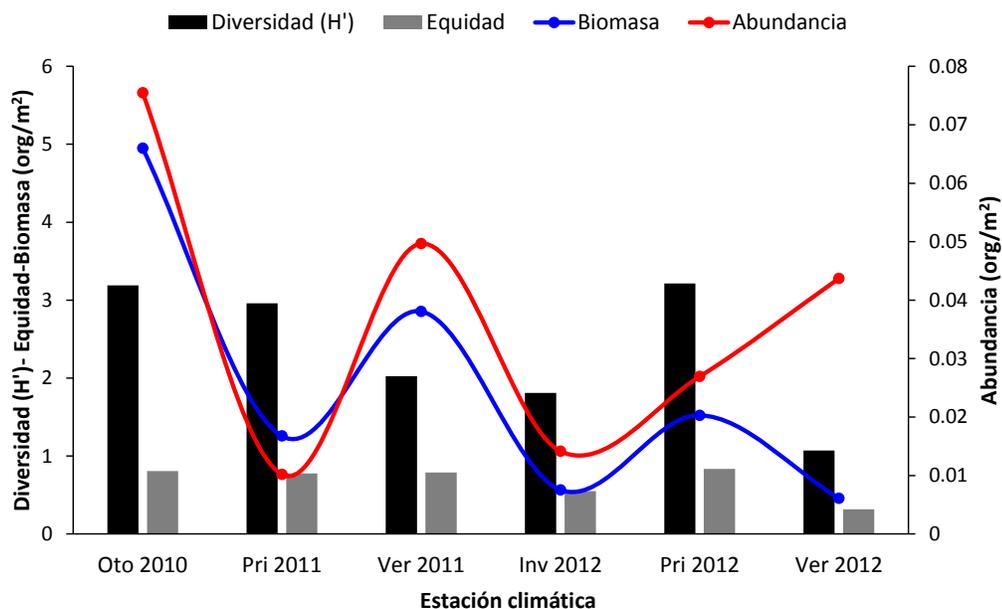


Figura 31. Comportamiento de la abundancia, biomasa, diversidad y equidad de Pielou (E) de manera estacional.

Tabla IV. Valores obtenidos a partir de la prueba t de Hutcheson para la diversidad de la comunidad de peces de Las Guásimas.

	OTOÑO 2010	PRIMAVERA 2011	VERANO 2011	INVIERNO 2012	PRIMAVERA 2012	VERANO 2012
OTOÑO 2010		3.01	14	15.95	0.005	35.5
PRIMAVERA 2011	1.96(711)		9.65	11.53	3.17	24.61
VERANO 2011	1.96(363)	1.96(478)		2.09	14.72	11.95
INVIERNO 2012	1.96(749)	1.96(797)	1.96(539)		16.7	8.91
PRIMAVERA 2012	1.96(1190)	1.96(623)	1.96(308)	1.96(664)		39.4
VERANO 2012	1.96(1423)	1.96(634)	1.96(307)	1.96(672)	1.96(1999)	

(Por arriba de la diagonal se presentan los valores de p , por debajo los valores estadísticos y entre paréntesis los grados de libertad con $\alpha=0.05$).

Tabla V. Índices ecológicos observados durante el periodo de estudio

Estación climática	Riqueza de especies	Abundancia (org/m ²)	Biomasa (gr/m ²)	Diversidad (H')	Equidad de Pielou
Otoño 2010	52	0.08	4.95	3.19	0.81
Primavera 2011	45	0.01	1.26	2.96	0.78
Verano 2011	13	0.05	2.85	2.02	0.79
Invierno 2012	27	0.01	0.57	1.81	0.55
Primavera 2012	47	0.03	1.52	3.21	0.83
Verano 2012	29	0.04	0.46	1.07	0.32

7.6.6 Análisis de redundancia para índices ecológicos

La relación de los parámetros ecológicos con las variables ambientales, mostró que la riqueza estuvo relacionada con temperaturas templadas, mientras que la diversidad se relacionó más con temperaturas templadas y hacía mayores salinidades. La equidad y biomasa están más relacionadas a salinidades mayores, mientras que la abundancia estuvo más relacionada a mayores temperaturas (Fig. 32).

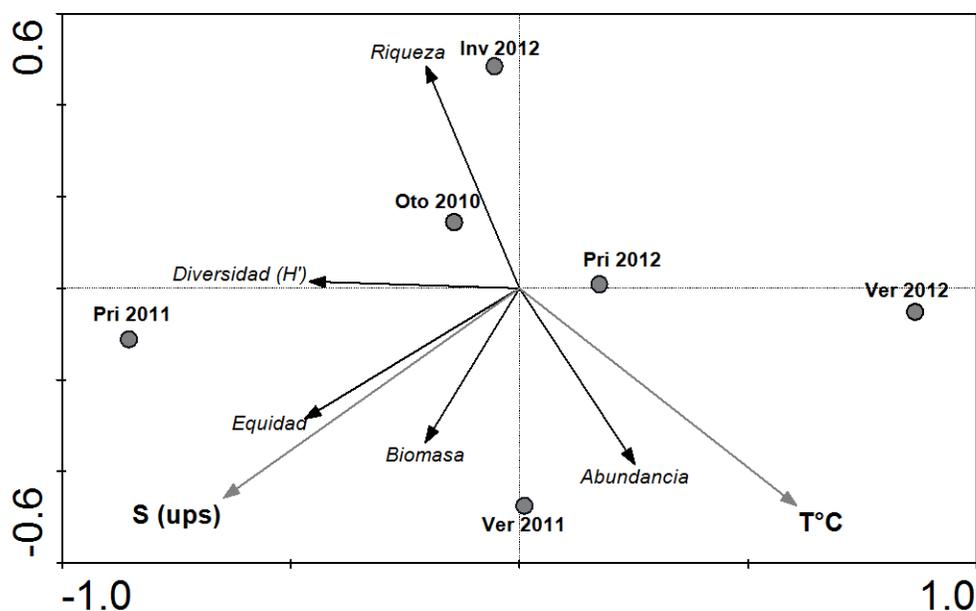


Fig. 32. Análisis de redundancia (RDA) entre las variables ambientales y parámetros ecológicos.

7.6.7 Curvas abundancia-biomasa (ABC)

La curva abundancia-biomasa para otoño de 2010, no mostró un estrés debido a que la curva de biomasa está por encima de la curva de abundancia ($W=0.072$), comportamiento característico de ambientes no estresados (Fig. 33a). Para primavera de 2011 se observó el mismo comportamiento que en otoño de 2010, solo que el espacio entre las curvas es mayor ($W= 0.154$), comportamiento similar a lo observado para verano de 2011 ($W= 0.14$) (Fig. 33b y c). El comportamiento de las curvas para invierno de 2012 mostraron un ecosistema con estrés moderado, debido a que la curva de biomasa estaba por debajo de la curva de abundancia ($W= -0.025$) (Fig. 33d), mientras que en primavera de 2012 no se observó estrés, pero el espacio entre las curvas es menor que en las estaciones climáticas sin estrés ($W= 0.068$) (Fig. 33e). Para la estación climática de verano de 2012 fue donde mayor estrés se observó en el ecosistema ($W= -0.073$) (Fig. 33f).

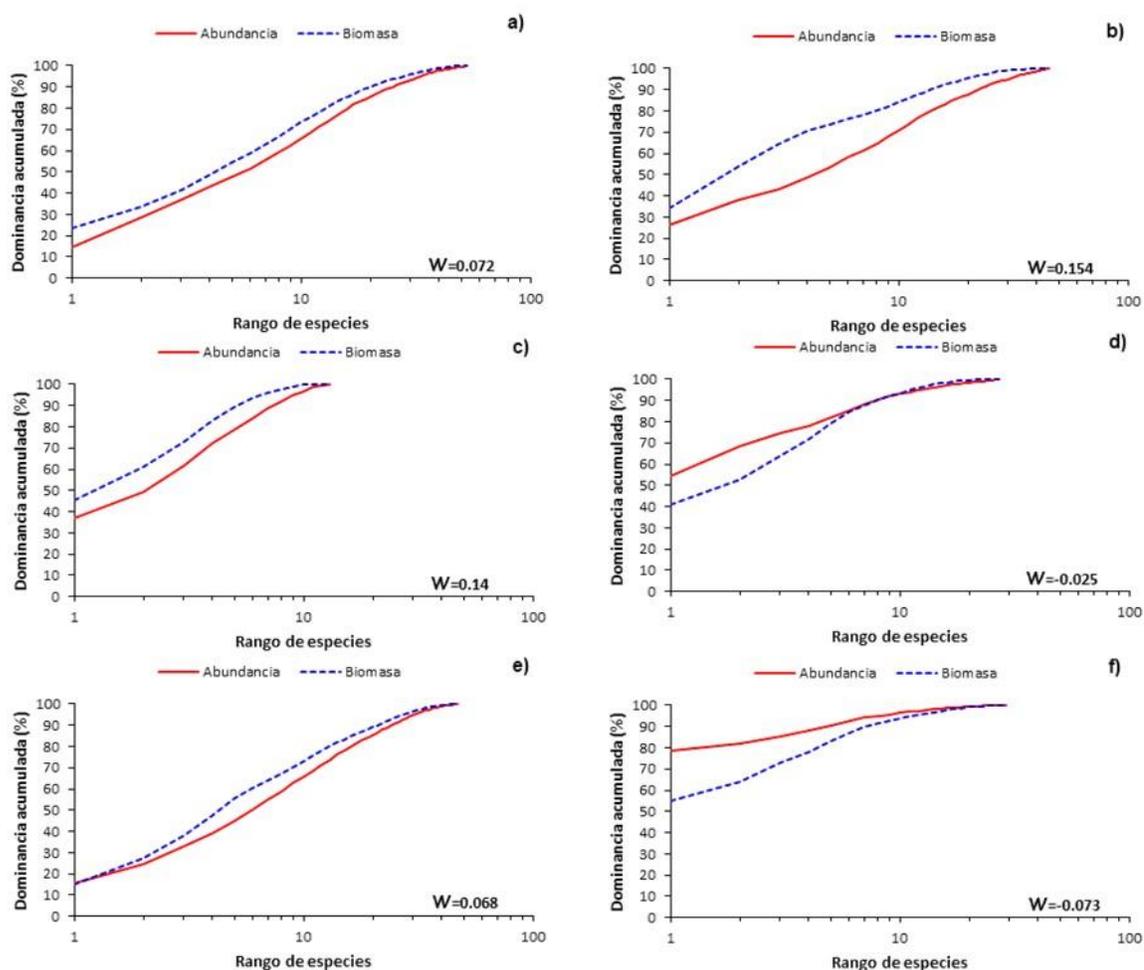


Figura 33. Curvas acumuladas de abundancia y biomasa de peces asociados a la laguna de Las Guásimas de manera estacional; a) otoño de 2010, b) primavera de 2011, c) verano de 2011, d) invierno de 2012, e) primavera de 2012 y f) verano de 2012.

7.6.8 Índice de valor biológico (IVB)

Utilizando la constancia y la abundancia se determinaron las especies importantes de acuerdo a su valor biológico, este valor es un indicador de la dominancia general por especie. Durante todo el periodo de estudio dentro de las 15 especies más importantes se encuentran: *Anchovia macrolepidota* (175), *Achirus mazatlanus* (155), *Paralabrax maculatofasciatus* (143), *Eucinostomus entomelas* (124), *Leuresthes sardina* (109), *Eucinostomus dowii* (95), *Etropus crossotus* (92), *Micropogonias megalops* (83), *Eugerres axillaris* (80), *Sphoeroides annulatus* (72),

Anchoa nasus (71), *Balistes polylepis* (67), *Cetengraulis mysticetus* (63), , *Ariopsis seemanni* (62) y *Scomberomorus sierra* (61) (Fig. 34).

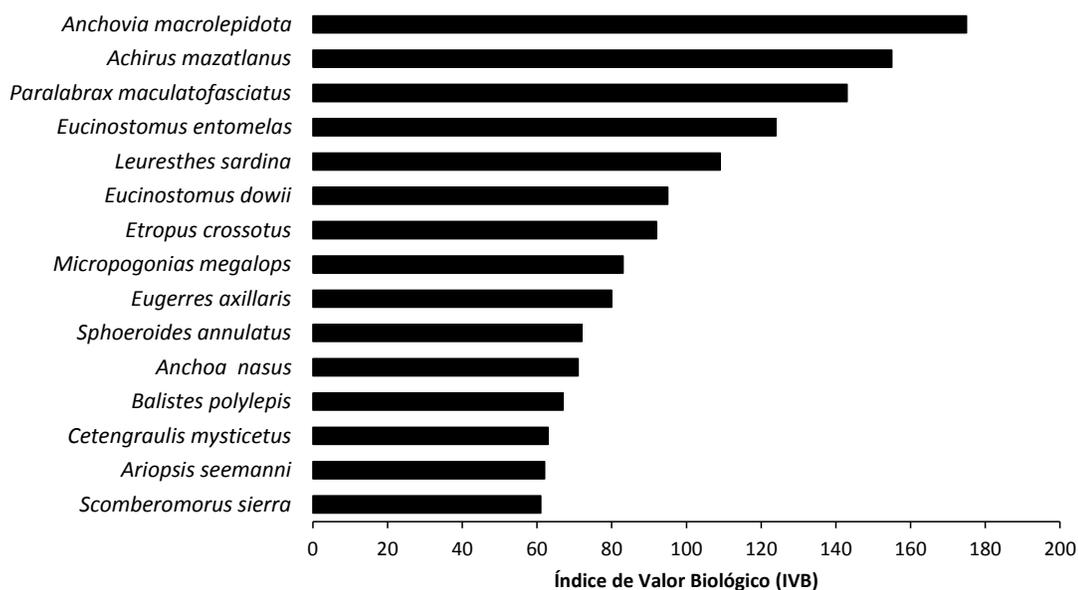


Figura 34. IVB global de las especies más dominantes.

7.6.9 Análisis de redundancia de las especies dominantes

La relación de la abundancia de las especies dominantes con la temperatura y salinidad, mostró que *Eugerres axillaris*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Achirus mazatlanus*, *Eucinostomus entomelas* y *Anchoa nasus* tienen una mayor relación con salinidad alta (primavera y verano 2011), mientras que *Ariopsis seemanni* tuvo más afinidad a menor salinidad (invierno 2012) (Fig. 35). Las especies con mayor afinidad a climas cálidos fueron *Anchovia macrolepidota*, *Micropogonias megalops* y *Cetengraulis mysticetus* (verano 2011 y 2012), por otro lado *Eucinostomus dowii*, *Sphoeroides annulatus*, *Balistes polylepis*, *Scomberomorus sierra*, *Etropus crossotus* y *Leuresthes sardina* mostraron mayor afinidad por climas fríos (otoño 2010 e invierno 2012).

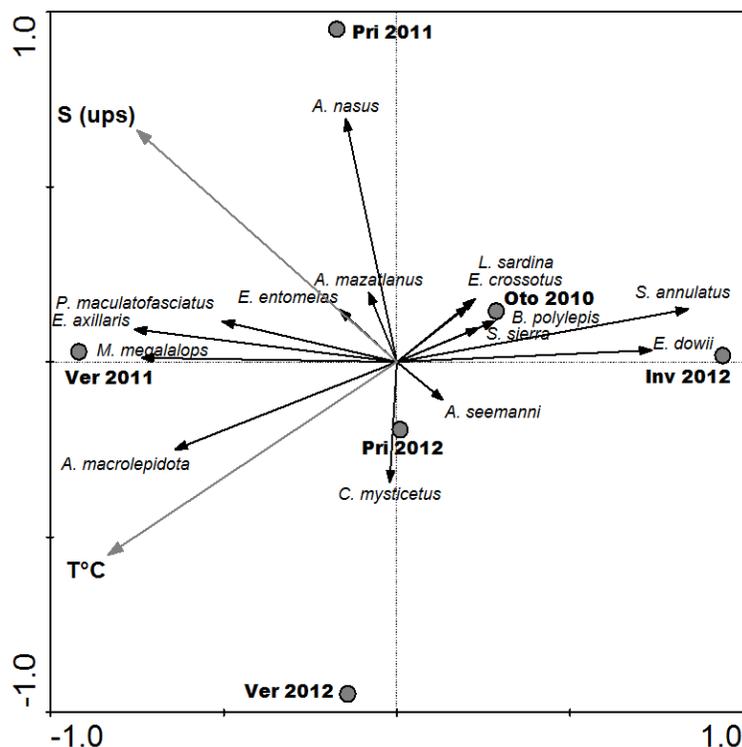


Fig. 35. Análisis de redundancia de las especies dominantes y su relación con las variables ambientales.

7.7 Gremios ecológicos

7.7.1 Gremios por uso de estuario

De manera general en lo que respecta a las especies de peces y su forma de utilizar la laguna de Las Guásimas, se pudo observar que las especies marinas migrantes (Mm) son las más importantes con 49 especies, las cuales son organismos que desovan en el mar y los juveniles entran a la laguna para completar su ciclo de vida. Las especies marinas (Em) y estuarinas residentes (Er) presentaron 23 y 21 especies respectivamente, las especies estuarinas migrantes (Me) solo presentaron dos especies (Fig. 36).

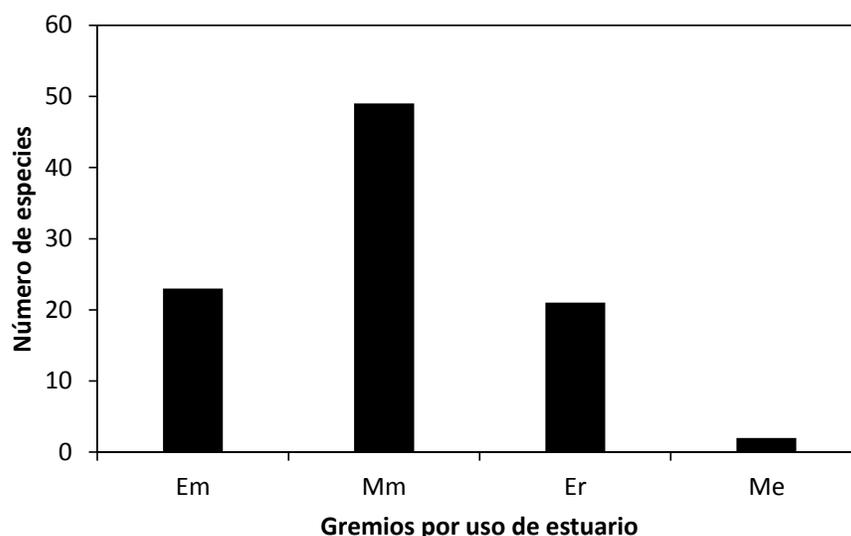


Figura 36. Gremios por el uso de estuario; Em) especies marinas que utilizan la laguna de manera ocasional, Mm) especies marinas migrantes las cuales utilizan la laguna en alguna etapa de su vida (crecimiento, alimentación, protección), Er) estuarinas residentes, su ciclo lo realizan en la laguna, Me) estuarinas migrantes, presentan estadios larvales fuera de la laguna.

7.7.2 Gremios por tipo de alimentación

Este atributo fue dominado por los zoobentívoros (Zb) con 53 especies, siendo organismos que se alimentan de invertebrados bentónicos, pero incluyen una porción de peces en su dieta. El segundo grupo más dominante fue el de los piscívoros (Pv) con 27 especies, seguido de los planctívoros (Pl) con 11 (Fig. 37). De las siete categorías propuestas para este atributo, dos no presentaron especies, los grupos fueron los detritívoros (Dv) y los Herbívoros (Hv).

7.7.3 Gremios por tipo de reproducción

Los ovíparos con fase pelágica (Op) fueron los más importantes con 78 especies, los ovíparos con fase bentónica (Ob) presentaron siete especies, los vivíparos (V) cinco especies, los ovíparos con cuidado en alguna parte de su cuerpo (Os) estuvieron representados por tres especies, los ovíparos con cuidados parental por uno de los padres en nidos (Og) y con huevos que se adhieren al sustrato y/o

vegetación estuvieron representados por una especie (Fig. 38), el gremio de ovovivíparos (W) no presentaron especies.

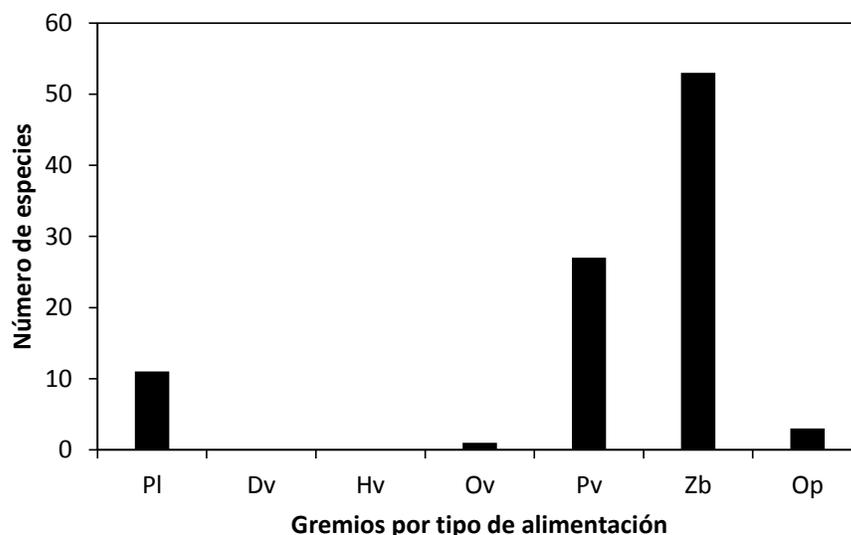


Figura 37. Gremios por tipo de alimentación; PI) Planctívoros, Dv) Detritívoros, Hv) Herbívoros, Ov) Omnívoros, Pv) Piscívoros, Zb) Zoobentívoros y Op) Diversos/oportunistas.

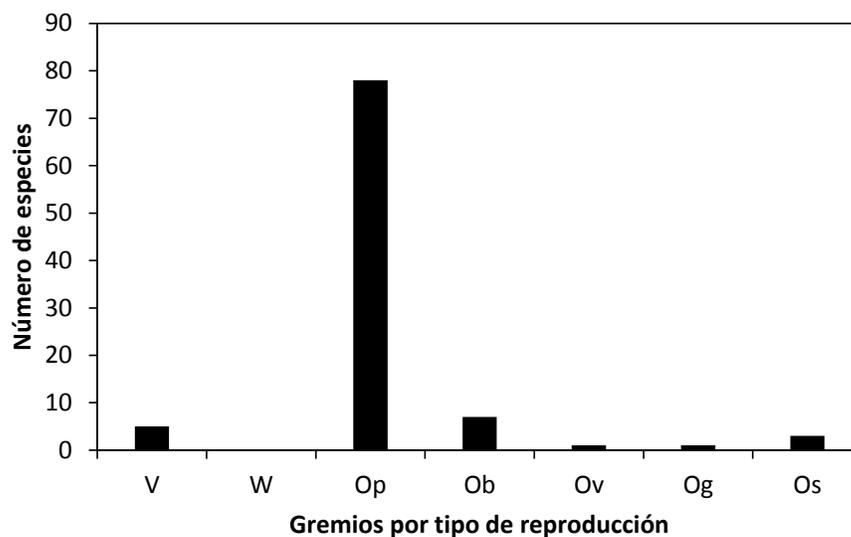


Figura 38. Gremios por tipo de reproducción; V) Vivíparos, W) Ovovivíparos, Op) Ovíparos con huevos pelágicos, Ob) Ovíparos con huevos bentónicos, Ov) Ovíparos que adhieren sus huevos al sustrato y/o vegetación, Og) Ovíparos donde uno de los padres cuida de ellos en un nido y Os) Ovíparos que cuidan sus huevos en alguna parte de su cuerpo.

7.8 Variación estacional de los gremios ecológicos

7.8.1 Gremios por uso de estuario

Estacionalmente los gremios presentaron variaciones, durante otoño de 2010 se registraron un total de 53 especies, de las cuales las especies marinas migrantes (Mm) son las más importantes durante el periodo de estudio, observándose los mayores picos en otoño 2010, primavera 2011 y primavera de 2012. Las especies estuarinas migrantes (Me) fueron las menos representativas, mientras que las especie marinas (Em) tuvieron un comportamiento similar en otoño 2010, primavera 2011, invierno de 2012 y primavera de 2012 al igual que las especies estuarinas residentes (Er). Las especies estuarinas migrantes (Me) durante otoño 2010 presentaron un total de dos especies (Fig. 39).

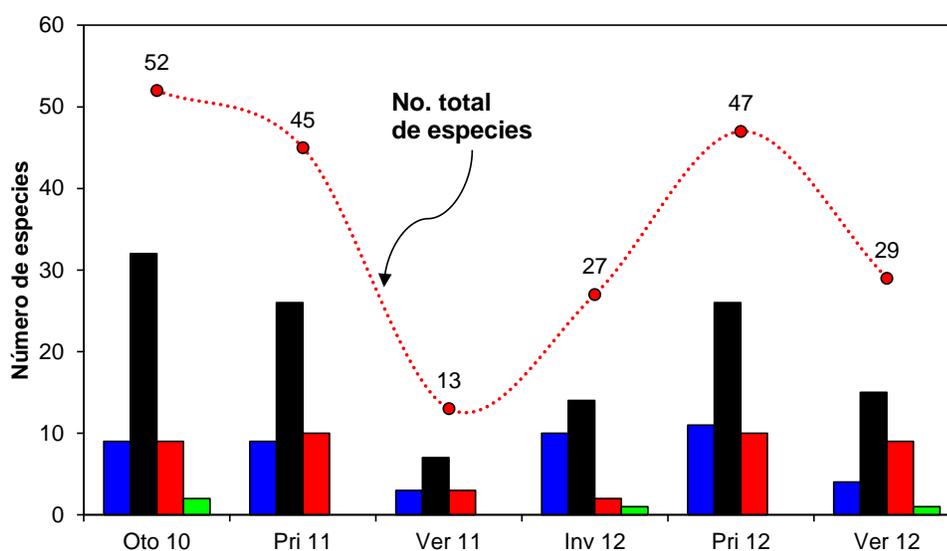


Figura 39. Número de especies de manera estacional para cada gremio basado en el uso de estuario (■ Em= Especies marinas, ■ Mm= Marinas migrantes, ■ Er= Estuarinas residentes y ■ Me= Estuarinas migrantes).

La abundancia de cada uno de los gremios no mostró un comportamiento estacional definido. Las especies marinas (Em) fueron más abundantes en las estaciones de otoño de 2010. Mientras que las especies marinas migrantes (Mm) fueron las más importantes en cuanto a su abundancia en otoño de 2010, verano de 2011 y 2012. Las especies estuarinas residentes (Er) presentaron mayor

abundancia en verano de 2011 y las especies estuarinas migrantes (Me) fueron las menos abundantes, con la abundancia más alta observada durante otoño de 2010 (Fig. 40).

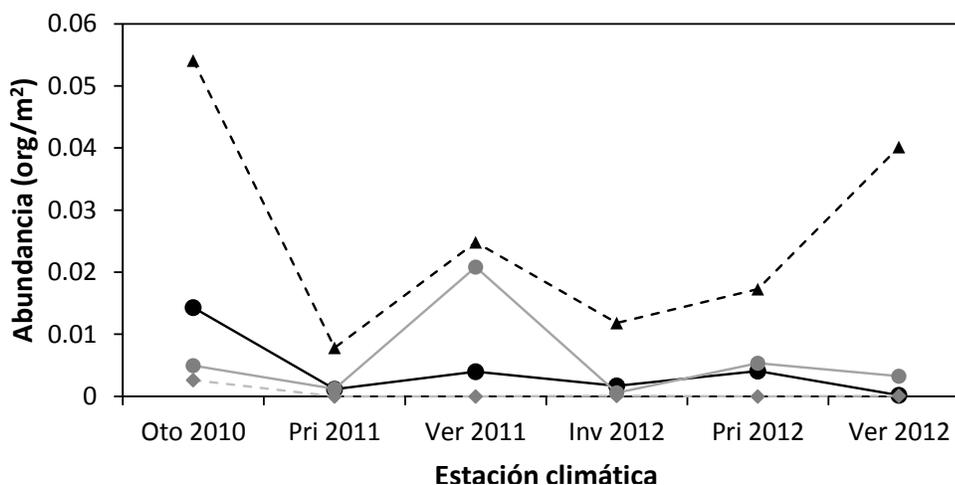


Figura 40. Abundancia estacional de los gremios basados en el uso del estuario (●-Em= Especies marinas, -▲-Mm= Marinas migrantes, -●-Er= Estuarinas residentes y -♦-Me= Estuarinas migrantes).

7.8.2 Gremios por tipo de alimentación

En casi todo el periodo de estudio dominaron los organismos zoobentívoros (Zb), observándose la mayor dominancia en primavera de 2011, mientras que los organismos piscívoros (Pv) fueron más importantes en otoño de 2010, las especies planctofagas (Pl) presentaron sus mayores picos durante otoño de 2010 y verano de 2012. En otoño de 2010 e invierno de 2012 fue cuando se observó a los cinco grupos tróficos dentro del ecosistema (Fig. 41).

Las especies zoobentívoras (Zb) fueron las de mayor abundancia, con máximos picos en otoño de 2010, verano de 2011 y 2012. Las especies piscívoras (Pv) fueron más abundantes en otoño de 2010 y verano de 2011. Las planctívoras (Pl) fueron más abundantes en otoño de 2010, mientras que las omnívoras (Ov) y oportunistas fueron las que menos abundancia mostraron (Fig.42).

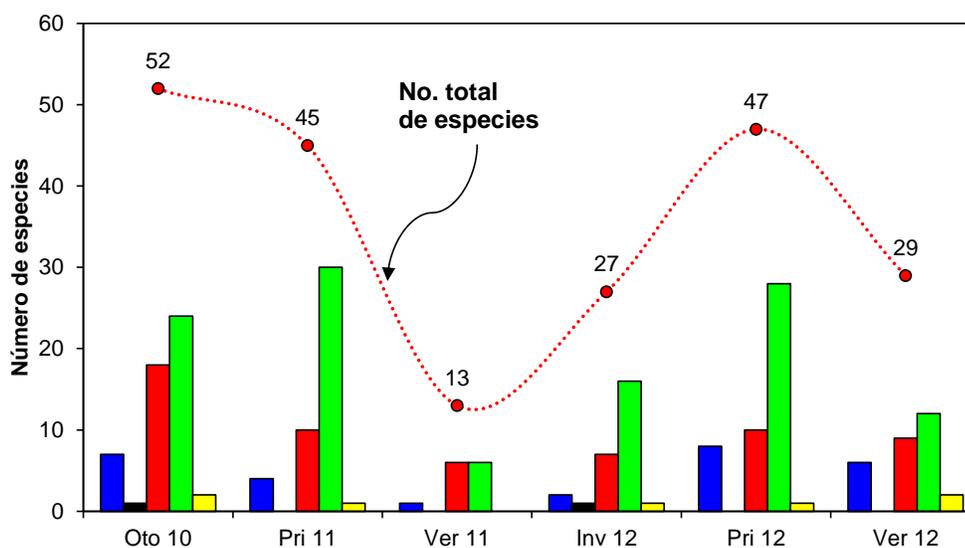


Figura 41. Número de especies de manera estacional para cada gremio basado en el tipo de alimentación (■ Pl= Planctívoros, ■ Ov = Omnívoros, ■ Pv = Piscívoros, ■ Zb = Zoobentívoros y ■ Op = Diversos/opportunistas).

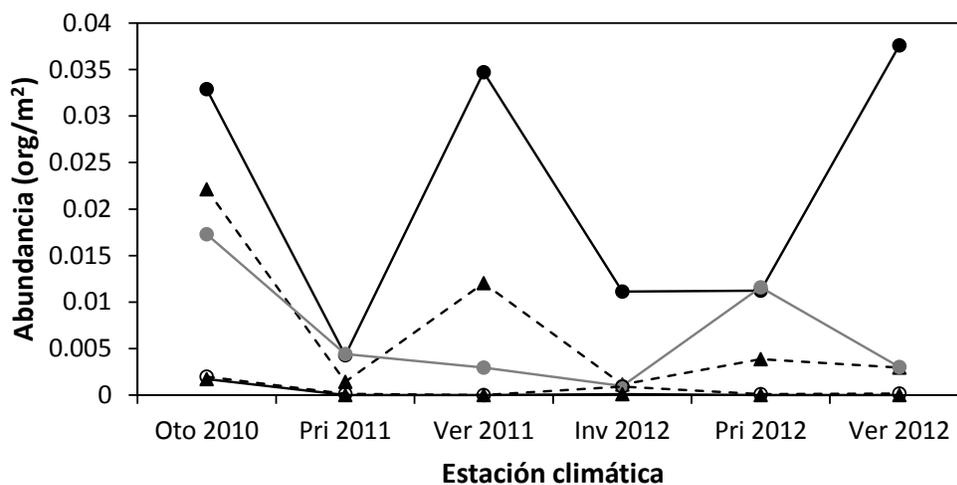


Figura 42. Abundancia estacional de los gremios basados en el uso del estuario (—●— Zb = Zoobentívoros, - -▲- - Pv = Piscívoros, —■— Pl = Planctívoros, —◆— Ov = Omnívoros y —○— Op = Diversos/opportunistas).

7.8.3 Gremios por tipo de reproducción

Las especies de reproducción con huevos pelágicos (Op) presentaron mayor dominancia durante todo el periodo de estudio, sin embargo sus mayores picos se

pueden observar durante otoño de 2010 y primavera de 2011. Las especies ovíparas con huevos bentónicos (Ob) presentaron su mayor presencia durante primavera de 2012. En invierno de 2012 fue cuando se observaron los seis gremios tróficos dentro de la laguna (Fig. 43).

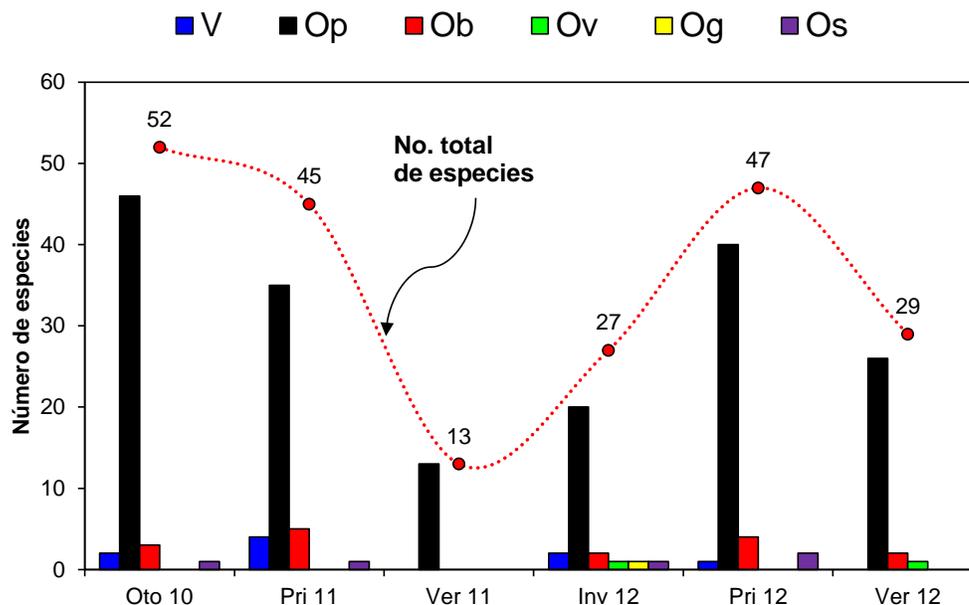


Figura 43. Número de especies de manera estacional para cada por tipo de reproducción (■ V Vivíparos, ■ Op = Ovíparas con huevos pelágicos, ■ Ob = Ovíparas con huevos bentónicos, ■ Ov = Ovíparas que adhieren sus huevos al sustrato y/o vegetación, ■ Og = Ovíparas donde uno de los padres cuida de ellos en un nido y ■ Os = Ovíparas que cuidan sus huevos en alguna parte de su cuerpo).

La dominancia fue de las especies ovíparas con huevos pelágicos (Op), con los mayores valores registrados durante otoño de 2010 y verano de 2011. Las especies ovíparas con huevos bentónicos (Ob), fueron más abundantes durante otoño de 2010. Las especies ovíparas con huevos que se adhieren al sustrato (Ov) solo estuvieron presentes en dos estaciones climáticas y su mayor abundancia se registró en invierno de 2012. Los gremios de ovíparas con huevos que son cuidados por los padres en nidos (Og) fueron muy poco abundantes y solo se presentaron en una estación climática. En el caso de los ovíparas que cuidan sus huevos en alguna parte de su cuerpo (Os), presentaron poca

abundancia y su pico máximo se observó en primavera de 2012. Los organismos vivíparos también presentaron poca abundancia, y fueron más importantes en otoño de 2010 (Fig. 44).

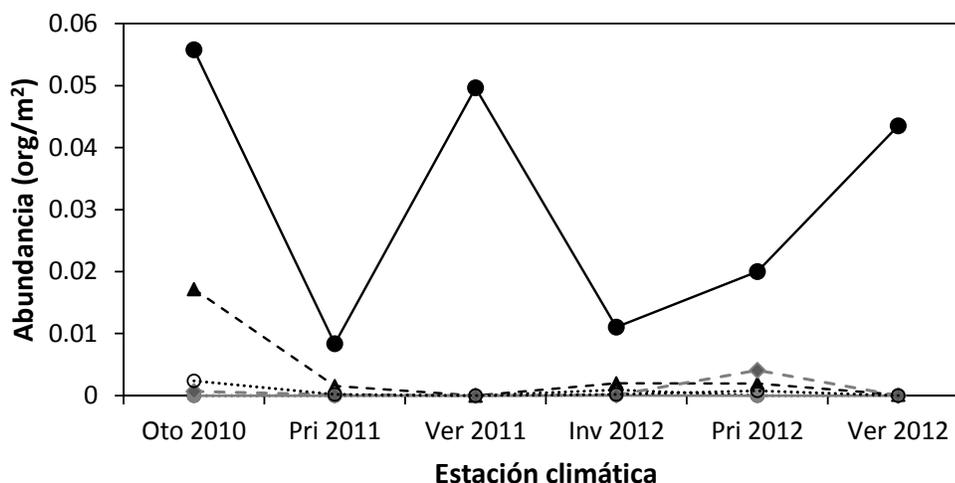


Figura 44. Abundancias estacionales de los gremios basados en el tipo de reproducción (—●— Op = Ovóparos con huevos pelágicos, ---▲--- Ob = Ovóparos con huevos bentónicos,□..... Ov = Ovóparos que adhieren sus huevos al sustrato y/o vegetación, —●— Og = Ovóparos donde uno de los padres cuida de ellos en un nido, -◆- Os = Ovóparos que cuidan sus huevos en alguna parte de su cuerpo y○..... V = Vivíparos).

7.9 Utilización de la laguna

7.9.1 Variación de tallas

Las tallas de los peces presentaron un comportamiento definido, debido a que en invierno y verano de 2012 fue donde se observaron organismos de tallas pequeñas (Fig. 45). La longitud total (mm) promedio de los peces presentó variaciones de manera estacional, observándose una longitud total promedio mayor durante otoño de 2010 (163.2 ± 5.9 mm LT), seguido por primavera de 2011 (153.6 ± 9.2 mm LT), mientras que la menor longitud se observó en verano de 2012 (100.5 ± 2.5 mm LT). De acuerdo al análisis de Kruskal-Wallis existen diferencias significativas entre las longitudes de las diferentes estaciones climáticas ($P < 0.05$), mediante el test de Dunn se identificó que entre las estaciones climáticas de otoño 2010 y primavera 2011, otoño 2010 y primavera de

2012 e invierno de 2012 y verano de 2012, no presentaron diferencias significativas en cuanto a las tallas de los organismos.

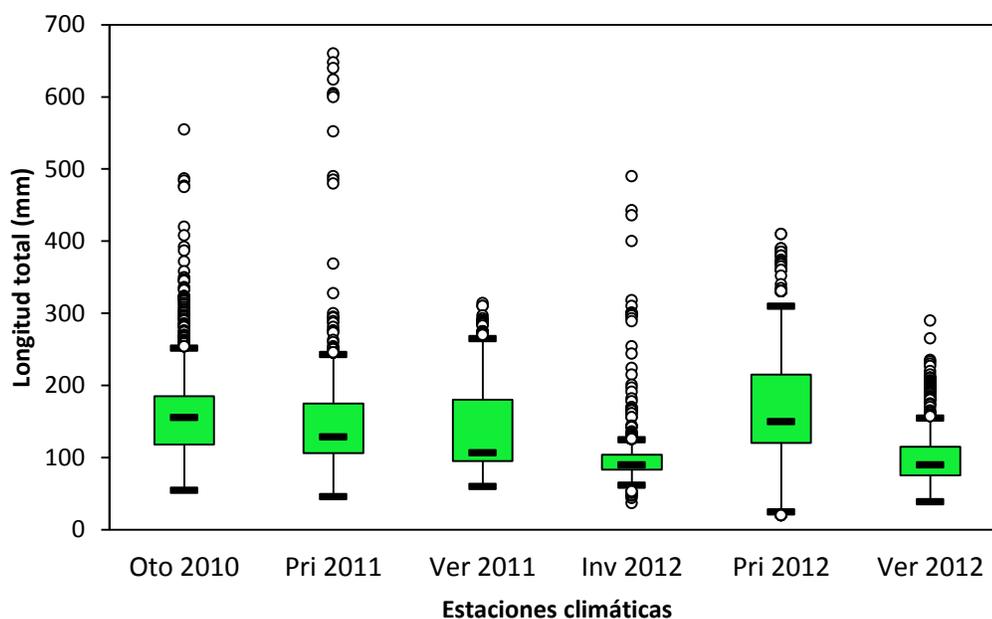


Figura 45. Comportamiento de las tallas de la comunidad de peces de manera estacional durante el periodo de estudio.

Del total de organismos capturados (4,199) 3,082 fueron medidos, se observaron organismos juveniles y adultos. De acuerdo al tamaño de cuerpo los organismos pequeños (<100 mm LT) fueron más abundantes durante invierno y verano de 2012, mientras que los organismos medianos (100-200 mm LT) presentaron mayores abundancias en otoño de 2010, primavera de 2011 y 2012, los organismos grandes (>200 mm LT) fueron poco abundantes, siendo la estación de primavera de 2012 donde se observó la mayor abundancia (Fig. 46). En total se observaron 1,079 (35%) organismos pequeños, 1,554 (50%) medianos y 449 (15%) grandes. Por lo tanto, los organismos pequeños mostraron un patrón con tendencia hacia las temporadas frías y cálidas (invierno y verano).

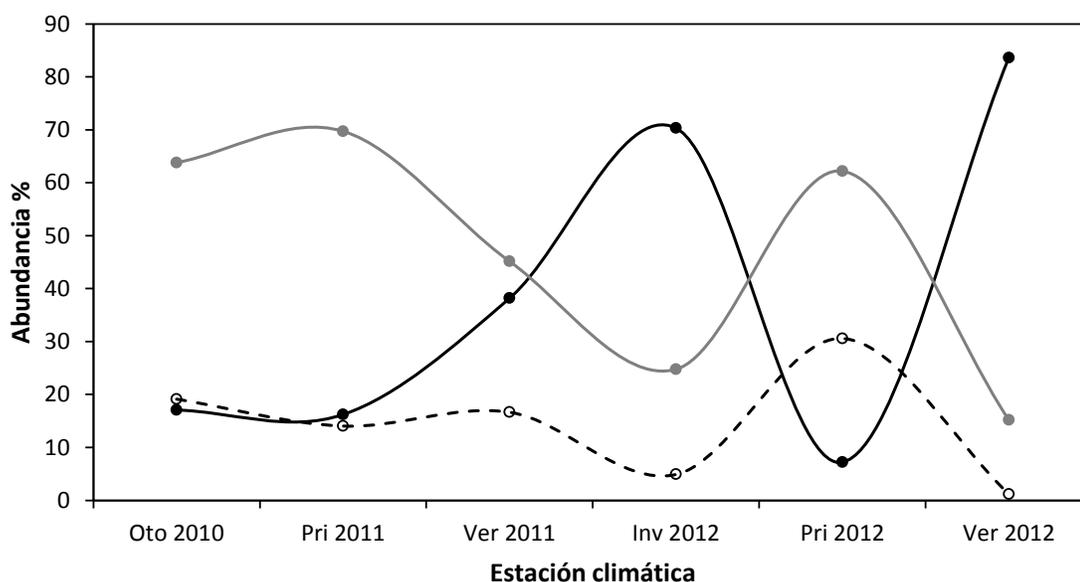


Figura 46. Variación estacional de las diferentes clasificaciones de los peces de acuerdo por su tamaño (—●— Pequeños < 100 mm, —●— Medianos 100-200 mm y - -○- Grandes > 200 mm).

A nivel de especie durante el verano de 2012 el palmito aleta amarilla (*Diapterus brevirostris*) fue muy abundante con organismos dentro de las tallas pequeñas, además esta especie fue la más abundante durante el periodo de estudio. Dentro de las 15 especies que acumularon más del 70% de abundancia relativa, se encontró que *Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii*, *Balistes polylepis* y *Eugerres axillaris* presentaron mayor proporción de organismos de tallas pequeñas. Las especies con mayor proporción de tallas medianas fueron, *Leuresthes sardina*, *Cetengraulis mysticetus*, *Anchovia macrolepidota*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Achirus mazatlanus*, *Eucinostomus entomelas* y *Micropogonias megalops*. Las especies con mayores proporciones de tallas grandes fueron *Caranx caballus*, *Scomberomorus sierra* y *Nematistius pectoralis* (Fig. 47).

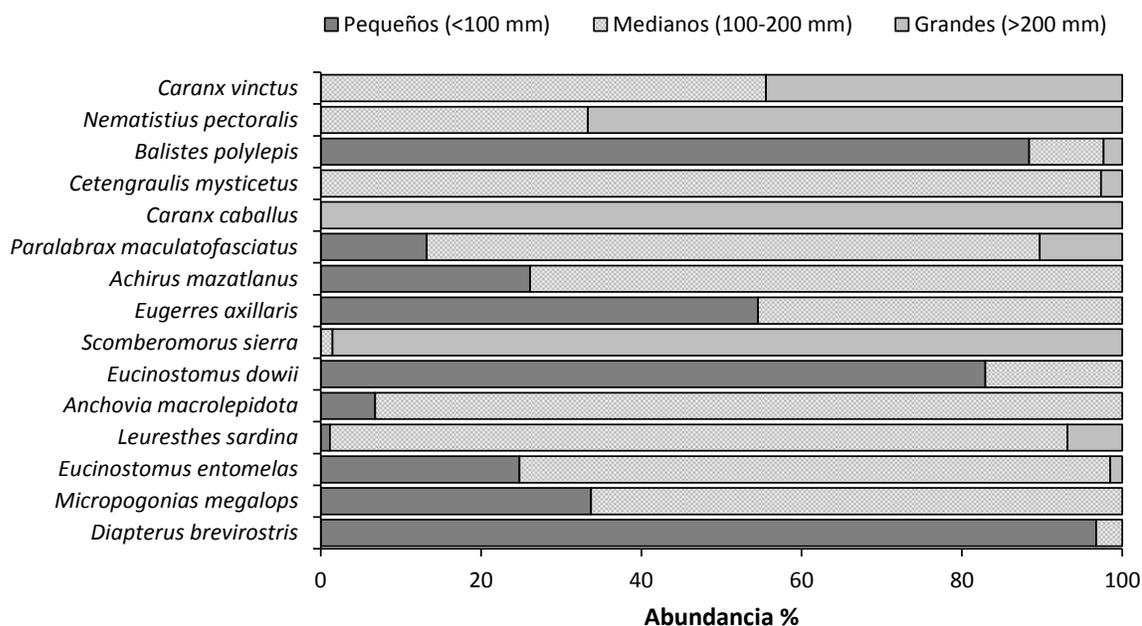


Figura 47. Abundancia relativa de las diferentes categorías de los tamaños de los peces (pequeños, medianos y grandes). Se muestran las especies que representaron el 70% de la abundancia relativa durante todo el periodo de estudio.

De manera estacional los organismos en tallas pequeñas mostraron un comportamiento no muy definido a nivel de especie. En el caso de *Diapterus brevirostris* sus mayores abundancias de organismos en tallas chicas se observaron en verano de 2012 (Fig. 48f). En el caso de *Balistes polylepis* y *Eucinostomus entomelas* mostraron sus mayores abundancias de organismos pequeños en otoño de 2010 (Fig. 48a), pero además *E. entomelas* presentó dos picos durante invierno y primavera de 2012. Para las especies *Micropogonias megalops* y *Eugerres axillaris* se registraron sus mayores abundancias de organismos chicos en verano de 2011 (Fig. 48c).

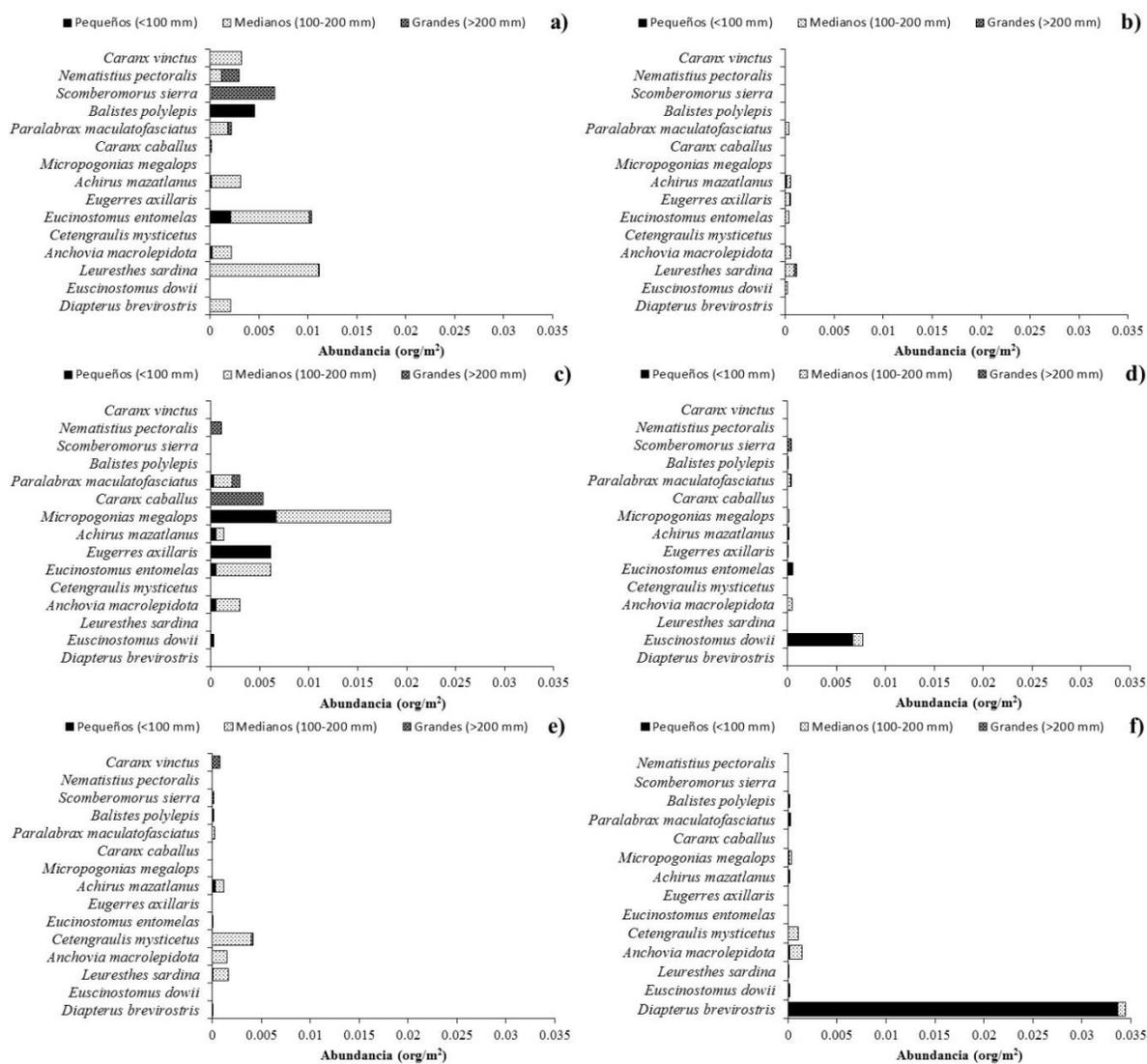


Figura 48. Variación estacional de la abundancia de las especies en las diferentes categorías de los tamaños de los peces (pequeños, medianos y grandes). Estas especies son las que alcanzaron el 70% de la abundancia relativa durante todo el periodo de estudio (a) otoño 2010, b) primavera 2011, c) verano 2011, d) invierno 2012, e) primavera 2012 y f) verano 2012).

7.9.2 Actividad reproductiva

La comunidad de peces presentó actividad reproductiva (fase III, IV y V) durante todo el periodo de estudio. Para otoño de 2010 de las 52 especies observadas, 37 presentaron actividad reproductiva (69.8%), mientras que en primavera de 2011

fueron 38 (84.4%) de las 45 especies, cinco (38.5%) de 13 para verano de 2011, nueve (33.3%) de 27 en invierno de 2012, 21 (44.7%) de 47 en primavera 2012 y siete (24.1%) de 29 en verano de 2012 (Fig. 49).

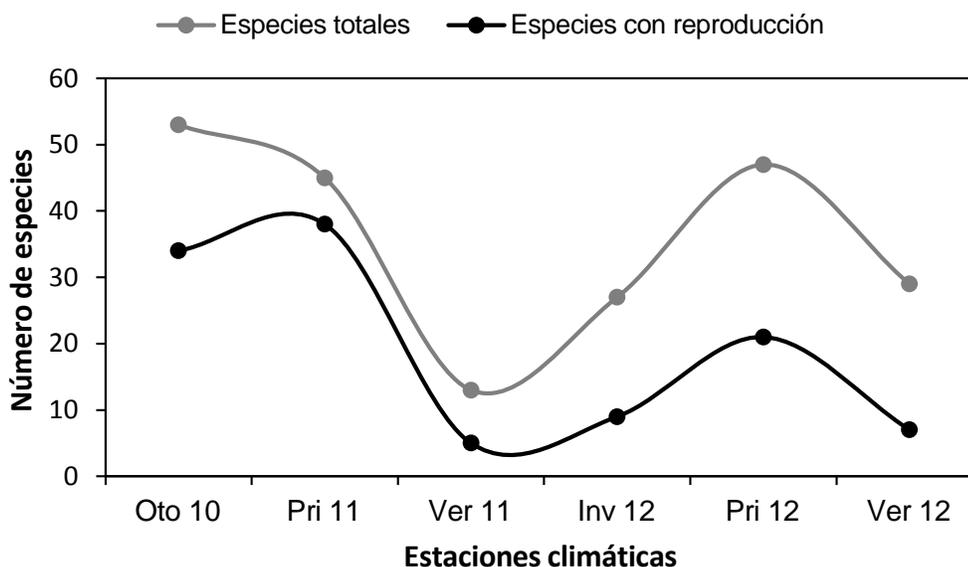


Figura 49. Comportamiento de las especies con actividad reproductiva en relación con el número total de especies observadas durante el periodo de estudio.

La actividad reproductiva del ensamble de peces relacionado con la abundancia (abundancia expresada en org/m²), mostró que el mayor número de organismos reproductores se presentó en otoño de 2010, primavera de 2011 y verano de 2011. De tal manera que en invierno 2012, primavera 2012 y verano de 2012 son las estaciones que presentaron las menores proporciones de organismos con actividad reproductiva (Fig. 50). No se definió un patrón en cuanto a la actividad reproductiva de los organismos.

7.9.3 Reproducción a nivel de especie

Al comparar las tallas de las 15 especies más abundantes con la talla de primera madurez reportada en FISHBASE, se observó que siete se encontraron por debajo de esta talla (*Nematistius pectoralis*, *Scomberomorus sierra*, *Balistes polylepis*, *Micropogonias megalops*, *Anchovia macrolepidota*, *Eucinostomus dowii* y

Diapterus brevirostris), dos en el límite de esta talla (*Paralabrax maculatofasciatus* y *Caranx caballus*) y seis mostraron estar una parte o todos por encima de esta talla (*Caranx vinctus*, *Achirus mazatlanus*, *Eugerres axillaris*, *Eucinostomus entomelas*, *Cetengraulis mysticetus* y *Leuresthes sardina*) (Fig. 51).

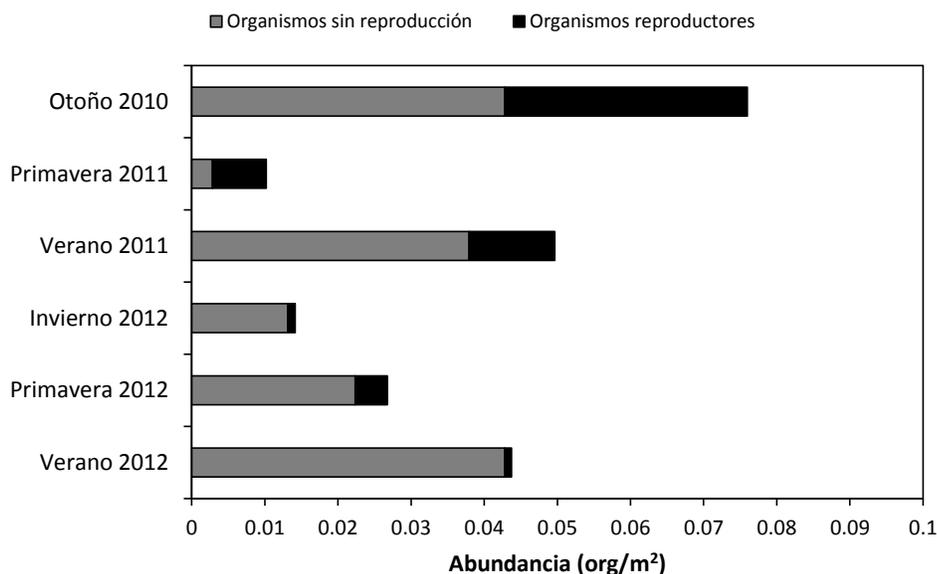


Figura 50. Relación de los peces con y sin actividad reproductiva de manera estacional.

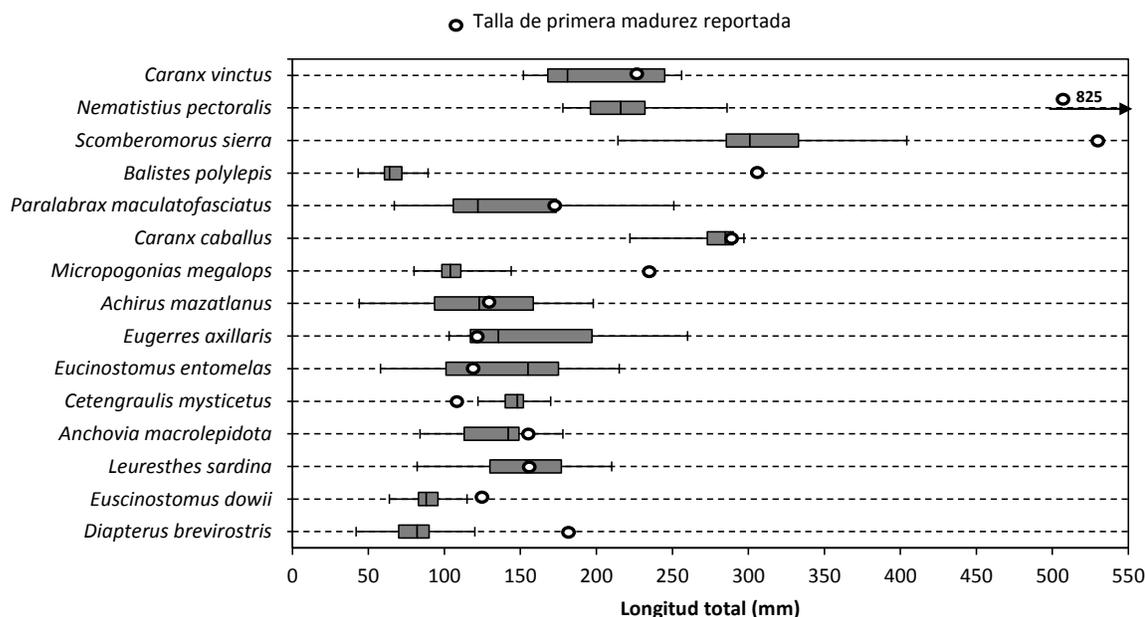


Figura 51. Intervalo de tallas de las especies más abundantes y su relación con la talla de primera madurez reportada en FISHBASE (Froese y Pauly, 2015).

De acuerdo a las observaciones de madurez de las especies más abundantes, se observó que *Leuresthes sardina*, *Eucinostomus entomelas*, *Caranx caballus*, *Nematistius pectoralis* y *Caranx vinctus* presentaron una mayor proporción de organismos en reproducción en relación a su abundancia total (org/m^2) (Fig. 52). Mientras que *Micropogonias megalops* no presentó organismos maduros, otras especies como *Eucinostomus dowii* y *Diapterus brevirostris* presentaron una baja proporción de organismos con reproducción, siendo esta última la más abundante. El resto de las especies presentó baja y moderada abundancia de organismos con procesos reproductivos dentro de la laguna (Fig. 52).

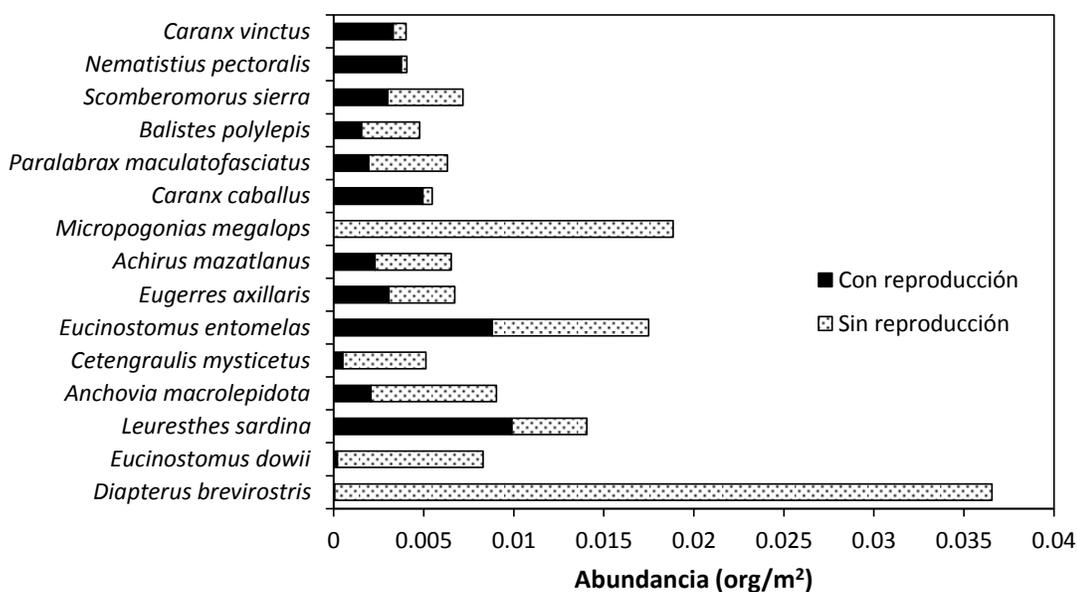


Figura 52. Proporción de las especies más abundantes que presentaron actividad reproductiva durante todo el periodo de estudio.

7.9.4 Reproducción a nivel de especie de manera estacional

El comportamiento reproductivo dentro de las 24 especies con mayor número de organismos en reproducción mostró que *L. sardina*, *C. mysticetus*, *E. entomelas*, *A. nasus* y *A. mazatlanus* presentaron una estructuras de tallas con bastante proporción por encima de la talla de primera madurez. En el caso de *L. sardina* la

mayor proporción abundancia coincide con mayor la mayor abundancia de organismos en procesos de reproducción en otoño de 2010 y primavera de 2011 (Fig. 53c). En cambio *E. entomelas* fue una especie con reproducción durante cuatro estaciones climáticas (otoño 2010, primavera 2011, verano 2011 e invierno 2012) (Fig. 53f). En el caso de *D. brevirostris* una especie que utiliza la laguna para fines de crecimiento debido a que los organismos no alcanzaron la talla de primera madurez y durante verano de 2012 su abundancia fue mayor solo con organismos juveniles (Fig. 53a).

La cabrilla *P. maculatofasciatus* fue una de las especies residentes dentro de la laguna, con una estructura de tallas integrada principalmente por organismos por debajo de la talla de primera madurez, sin embargo el comportamiento observado en cuanto a la madurez la evidenció como una especie con reproducción en cuatro estaciones climáticas (Fig. 53l) principalmente durante temporadas frías. En el caso de *M. megalops*, *Ariopsis* sp, *P. branickii* y *S. chabanaudi* se enfocan principalmente a penetrar dentro de la laguna con fines de crecimiento y refugio (Fig. 53i, n, q y w). En total de las 95 especies observadas, 72 presentaron actividad reproductiva.

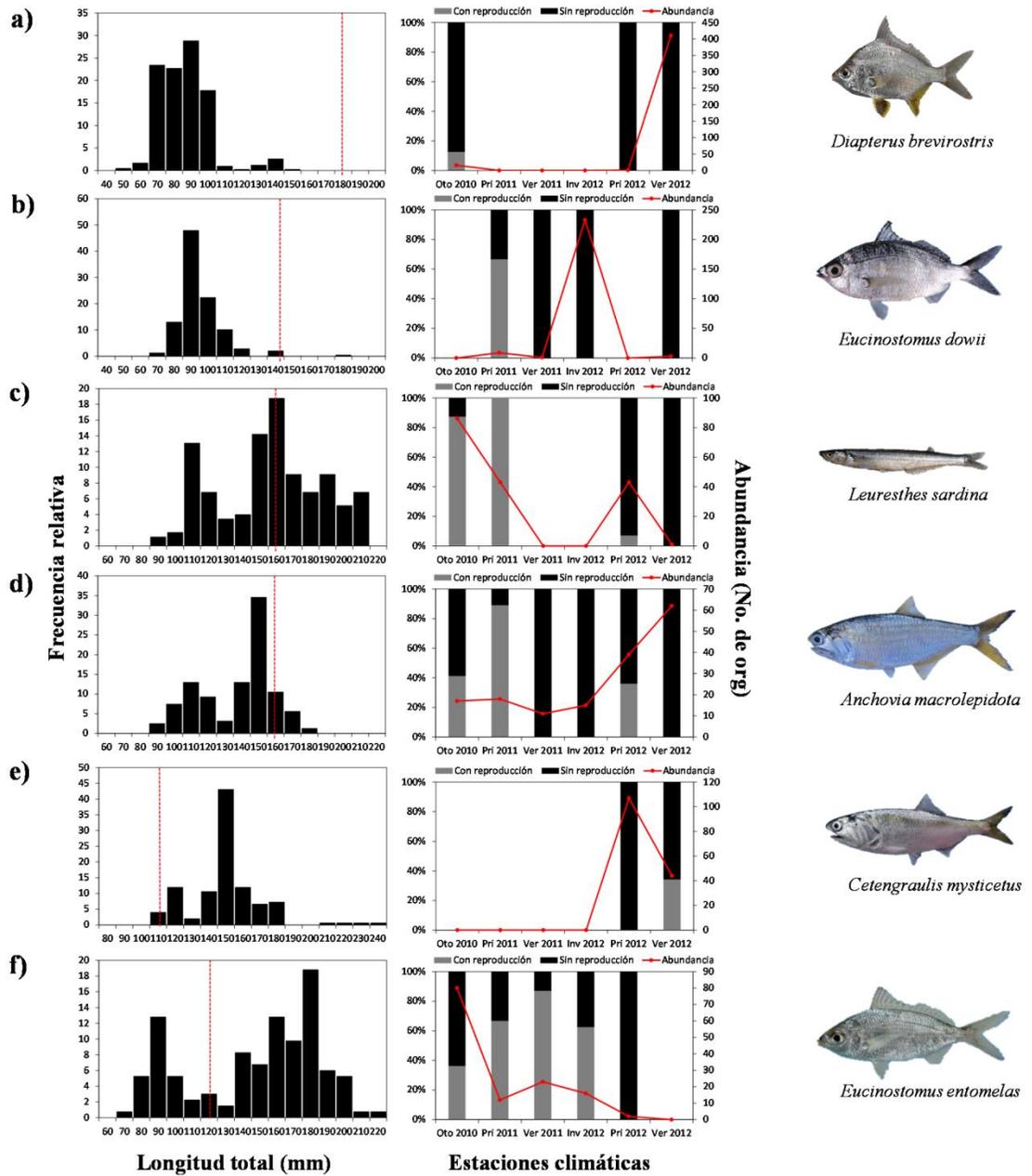


Figura 53. Estructura de tallas de las especies con mayores organismos en reproducción y su relación con su talla de primera madurez (la línea ----- representa la talla de primera madurez); comportamiento y porcentaje de la abundancia de organismos con y sin reproducción de manera estacional.

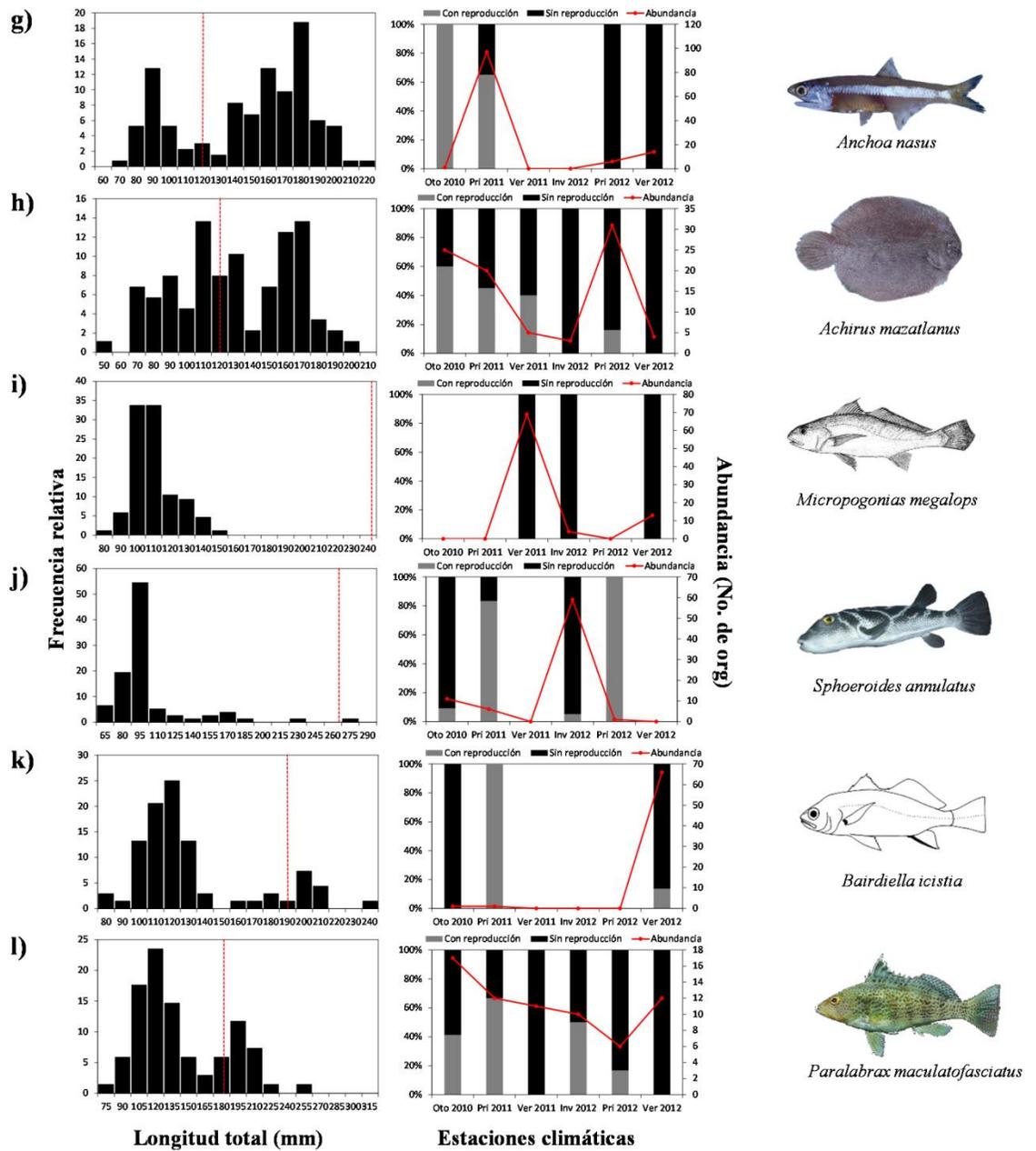


Figura 53. Continuación: Estructura de tallas de las especies con mayores organismos en reproducción y su relación con su talla de primera madurez (la línea ----- representa la talla de primera madurez); comportamiento y porcentaje de la abundancia de organismos con y sin reproducción de manera estacional.

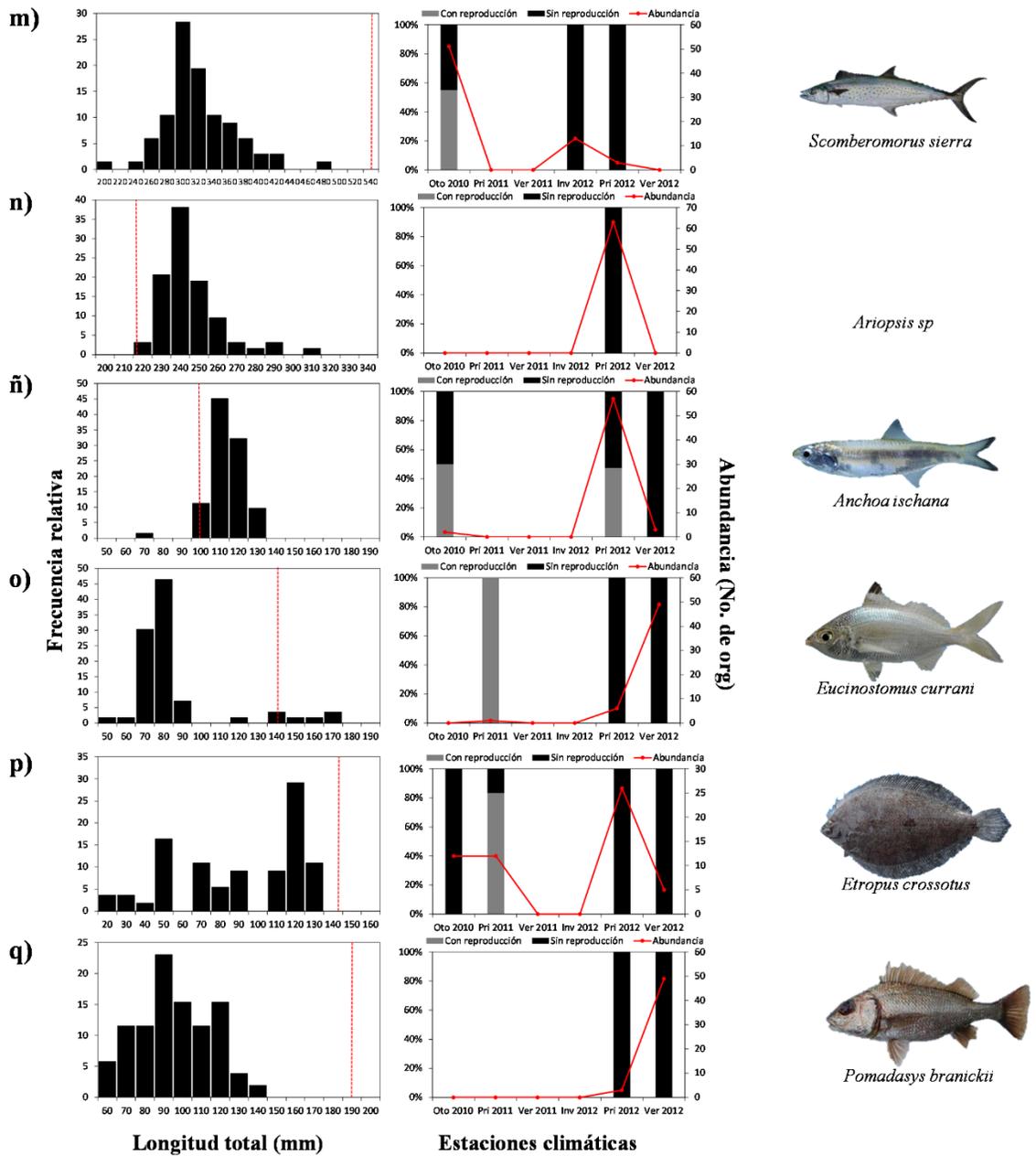


Figura 53. Continuación: Estructura de tallas de las especies con mayores organismos en reproducción y su relación con su talla de primera madurez (la línea ----- representa la talla de primera madurez); comportamiento y porcentaje de la abundancia de organismos con y sin reproducción de manera estacional.

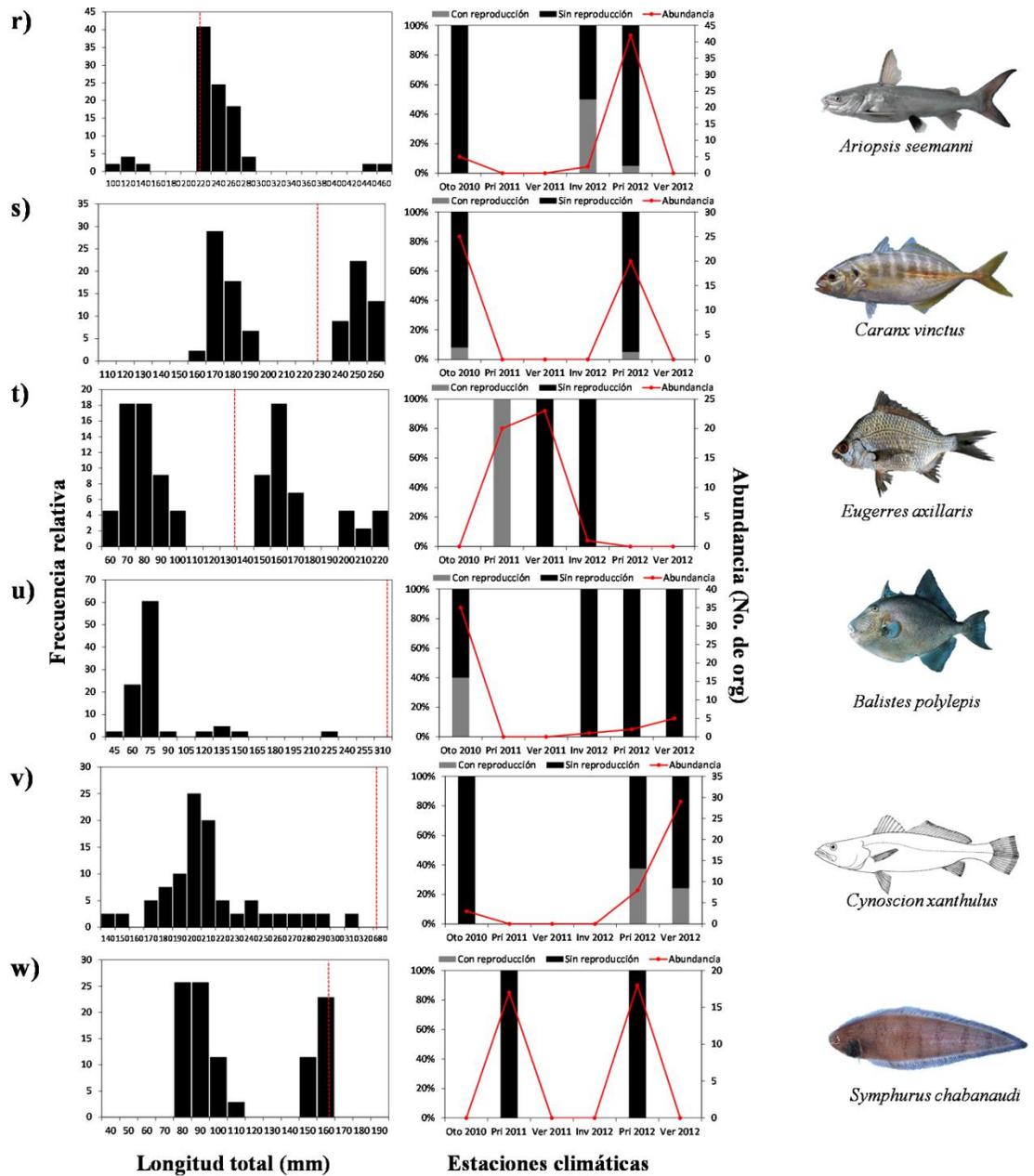


Figura 53. Continuación: Estructura de tallas de las especies con mayores organismos en reproducción y su relación con su talla de primera madurez (la línea ----- representa la talla de primera madurez); comportamiento y porcentaje de la abundancia de organismos con y sin reproducción de manera estacional.

7.10 Estructura trófica

7.10.1 Niveles tróficos

La comunidad de peces mostró niveles tróficos desde 2 a 4.5. El comportamiento del nivel trófico promedio no presento mucha variación de manera estacional (Fig. 54), observándose un valor promedio mínimo del nivel trófico de 3.49 ± 0.18 (Verano de 2012) y un promedio máximo de 3.68 ± 0.3 (Verano de 2011). En cuanto a la abundancia de cada nivel por estación del año, mostró que el nivel trófico tres fue al más abundante (Fig. 55).

El nivel trófico 2 fue más abundante en otoño de 2010 y primavera de 2012, el nivel trófico 3 fue más abundante durante otoño de 2010, verano de 2011 y 2012, mientras que los organismos del nivel trófico 4 fueron más abundante durante otoño de 2010 y verano de 2011 (Fig. 56). La abundancia de cada nivel observado para las distintas especies pueden observarse en la figura 57, donde los organismos con niveles tróficos 3 y 3.3 fueron los más abundantes.

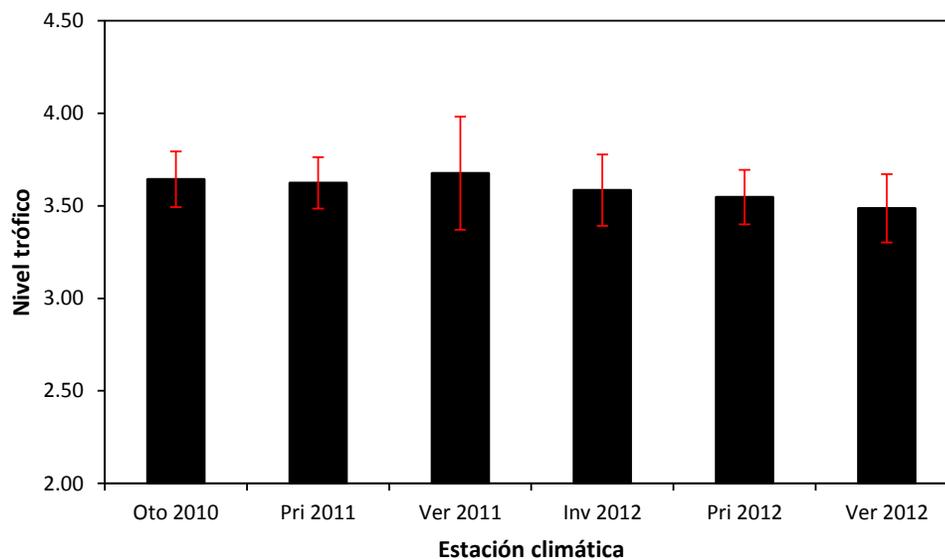


Figura 54. Variación del nivel trófico promedio observado durante el periodo de estudio.

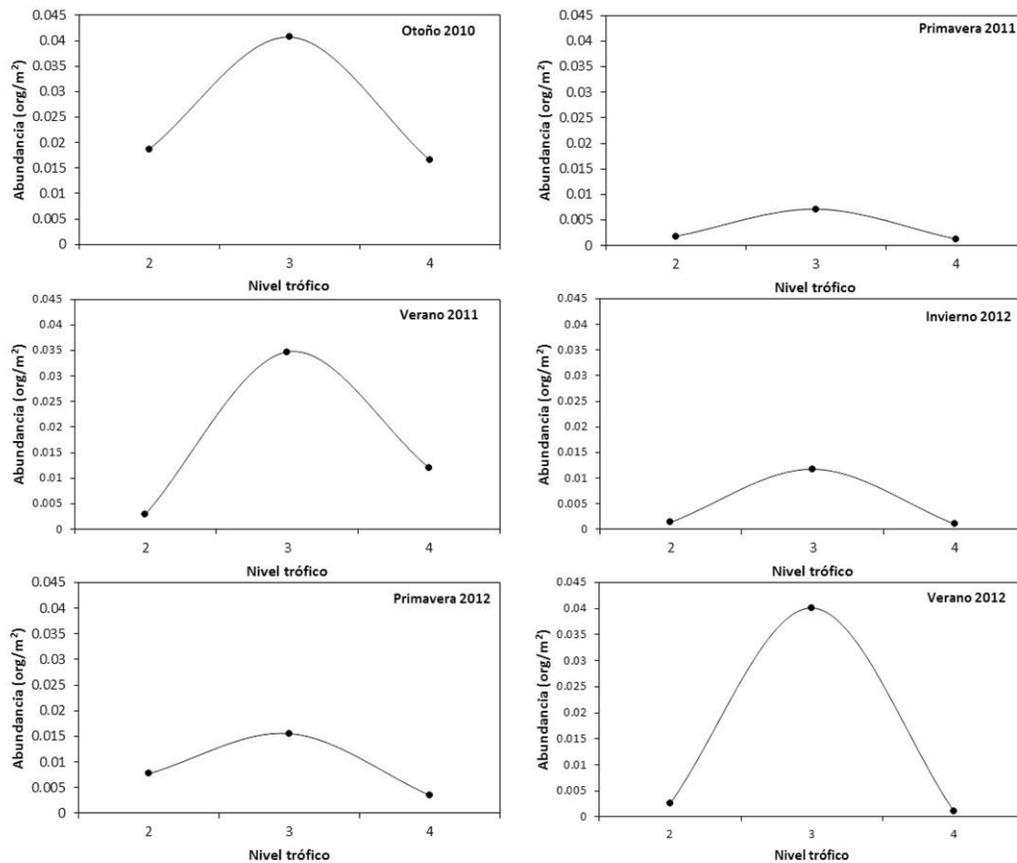


Figura 55. Comportamiento de la abundancia por cada nivel trófico durante las diferentes estaciones climáticas.

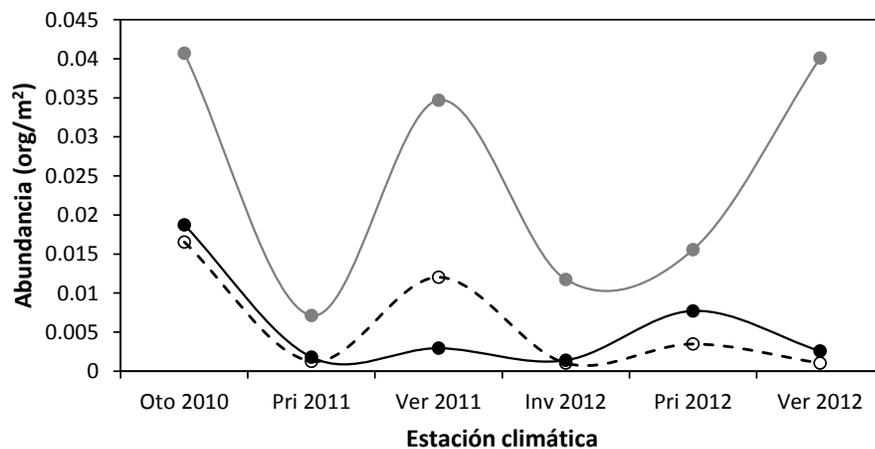


Figura 56. Variación estacional de la abundancia de los diferentes niveles tróficos (—●— Nivel 2, —●— Nivel 3 y -○- Nivel 4).

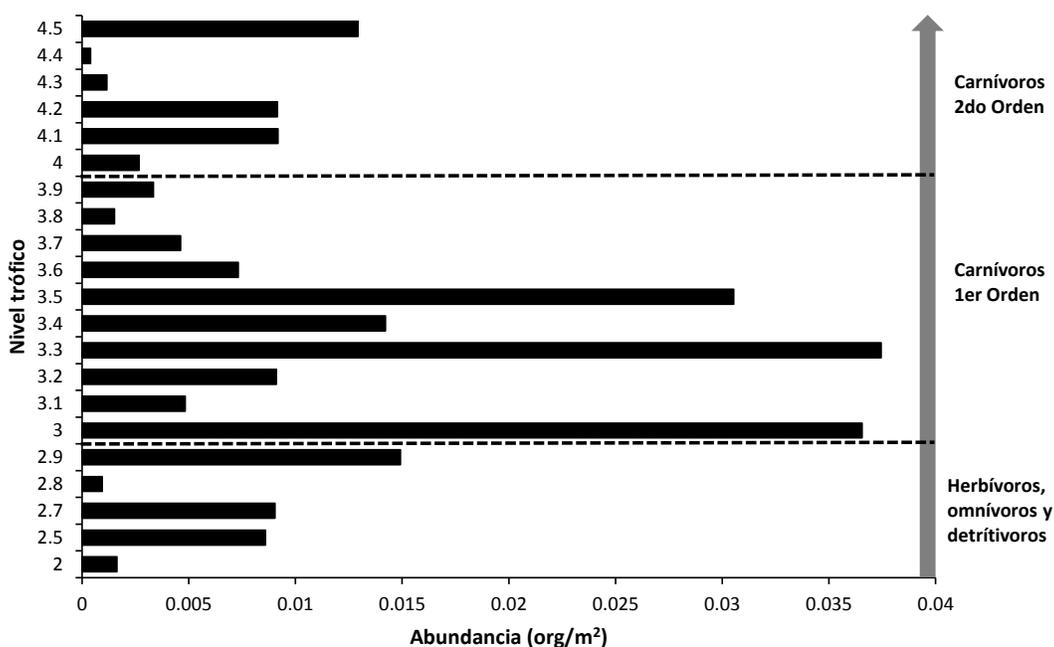


Figura 57. Abundancia de los diferentes niveles tróficos observados durante el periodo de estudio.

En relación con el comportamiento de la biomasa para cada nivel trófico, se observaron variaciones de manera estacional. La biomasa del nivel 3 fue mayor durante otoño de 2010, primavera de 2011, primavera y verano de 2012, mientras que el nivel 4 fue más dominante en verano de 2011 e invierno de 2012 (Fig. 58).

La biomasa mostró que el nivel trófico 3 fue más afín a las estaciones climáticas de otoño y primavera (Fig. 59). El nivel 2 fue el que presentó poca biomasa y su mayor valor fue durante otoño de 2010 y primavera de 2012, mientras que el nivel trófico 4 presentó sus mayores biomásas en otoño de 2010 y verano de 2011 (Fig. 59). La biomasa de cada nivel de las especies observadas indicó que las especies con niveles 4.1 y 4.5 mostraron mayor biomasa durante todo el periodo de estudio (Fig. 60).

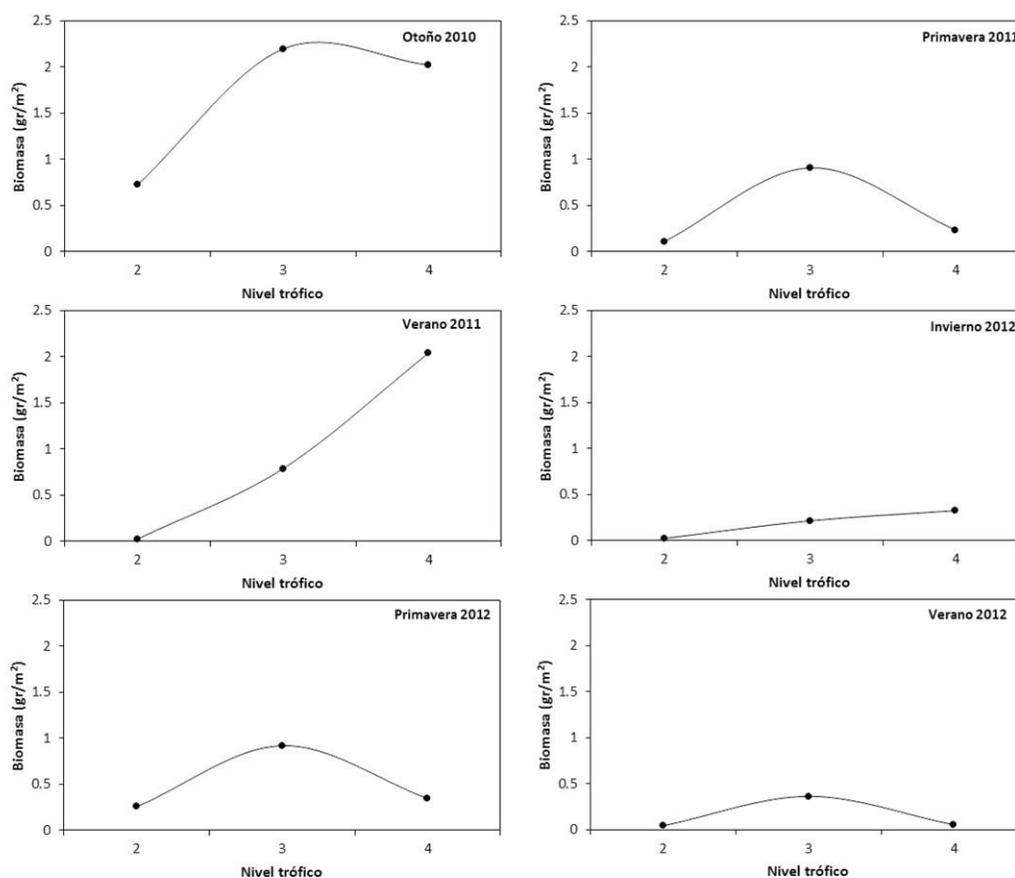


Figura 58. Comportamiento de la biomasa por cada nivel trófico durante las diferentes estaciones climáticas.

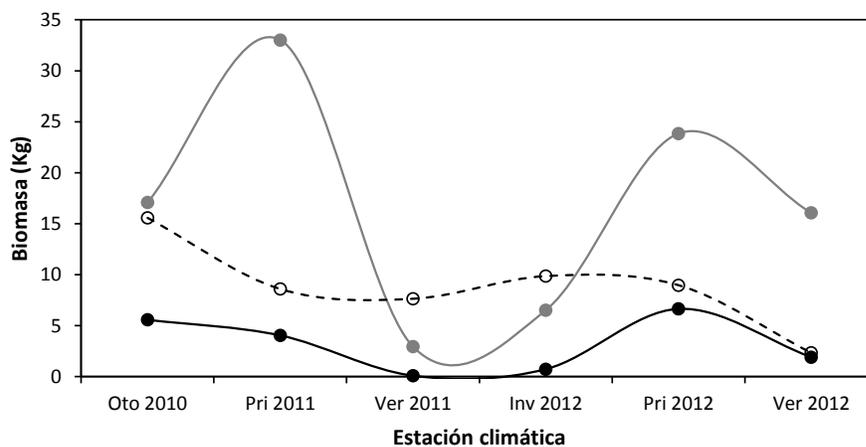


Figura 59. Variación estacional de la biomasa de los diferentes niveles tróficos durante el periodo de estudio (—●— Nivel 2, —●— Nivel 3 y -○- Nivel 4).

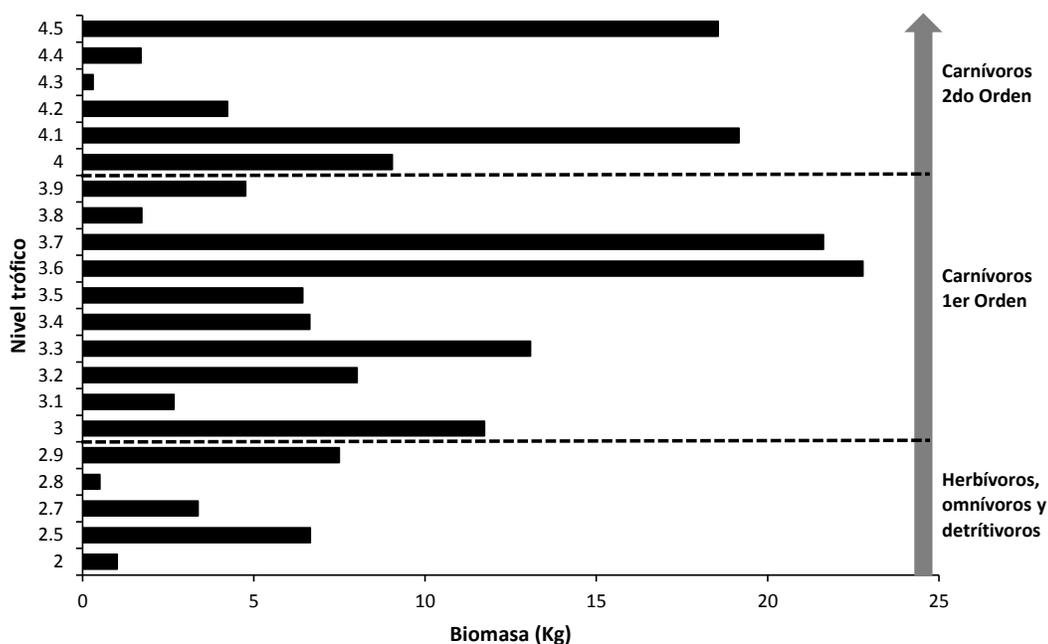


Figura 60. Biomasa de los diferentes niveles tróficos observados durante el periodo de estudio.

7.10.2 Niveles tróficos a nivel de especie

De las 95 especies observadas, ocho se encontraban en el nivel trófico 2, siendo la más abundante *Leuresthes sardina*. Dentro del nivel trófico 3 se observaron 56 especies, donde las más abundantes fueron *Diapterus brevirostris* y *Micropogonias megalops*. En el nivel trófico 4 se identificaron 31 especies y las más abundantes fueron *Paralabrax maculatofasciatus* y *Scomberomorus sierra*. En la figura 61 se puede observar el número de especies por cada nivel trófico.

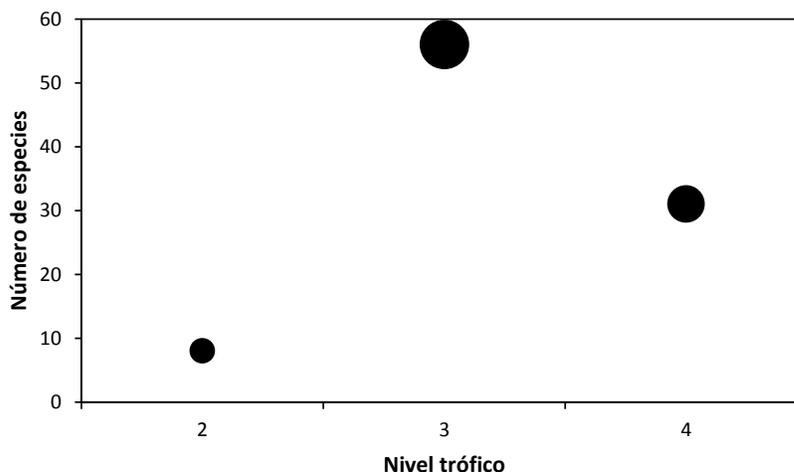


Figura 61. Número de especies observadas para cada nivel trófico durante el periodo de estudio, en Las Guásimas, Sonora.

El número de especies por nivel trófico mostró que las especies de niveles tróficos 3 y 4 fueron mayores en las estaciones de otoño de 2010, primavera de 2011 y 2012, mientras que las especies del nivel trófico 2 no mostraron un patrón definido en cuanto a su número de especies en las diferentes estaciones climáticas (Fig. 62). Este comportamiento responde al número de especies de manera estacional que se observaron a lo largo del periodo de estudio.

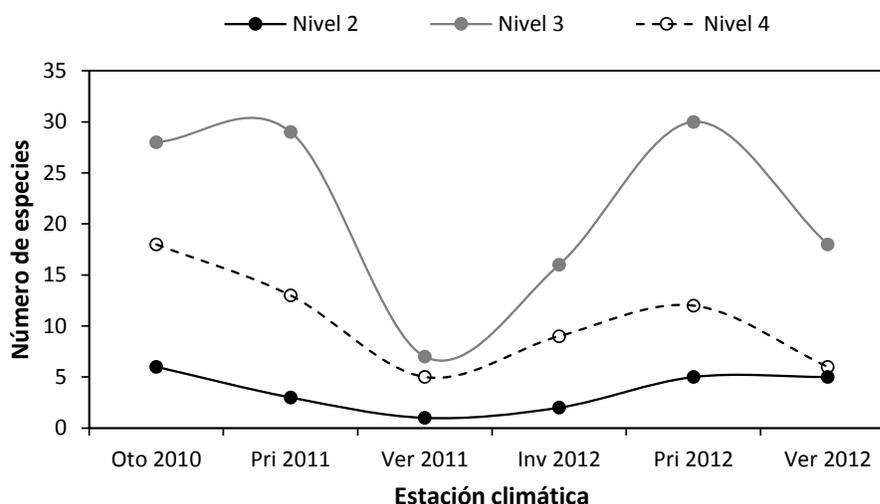


Figura 62. Variación del número de especies de manera estacional por cada nivel trófico (—●— Nivel 2, —●— Nivel 3 y - -○- Nivel 4).

7.10.3 Redes tróficas

Propiedades topológicas

Para el análisis estructural de la red trófica se utilizaron las 95 especies de peces observadas en el estudio y se anexaron otros 17 grupos (Tabla VI). Por lo que se tiene un total de 112 nodos, cuyas interacciones posibles ascienden a 12,321. El número de nodos fue mayor en otoño de 2010 (69), primavera de 2011 (60) y 2012 (63), siendo verano de 2011 donde hubo un menor número de nodos (25) (Fig. 63).

Tabla VI. Grupos de presas definidas para realizar el análisis de redes tróficas, durante el periodo de estudio en Las Guásimas, Sonora.

Grupos	Especie
Fitoplanctón	
Detritus	
Macroalgas	Rhodophyta Phaeophyta Chlorophyta
Zooplancton	Foraminíferos Copépodo Anfípodos Eufasidos Ostracodos Larva cypri de balano Larva de pez Larva de penaeidae Huevos de peces Larvas pelágicas de peces Huevos pelágicos de peces Larvas de Brachyura
Polichaeta	<i>Capitella</i> sp Sabellidae
Gastropoda	<i>Phyllonotus erythrostoma</i> Gasterópodos
Bivalvos	Veneridae
Cefalópodos	Loliginidae Pulpos

Isopoda	Isopodos
---------	----------

Tabla IV. *continuación*

Camarones chicos	<i>Alpheus</i> sp Caridea
Camarones grandes	<i>Litopenaeus stylirostris</i> <i>Farfantepenaeus californiensis</i> Sicyoniidae
Cangrejos bentónicos	Goneplacidae Xanthidae <i>Clibanarius</i> sp Gecarcinidae
Stomatopoda	<i>Squilla</i> sp
Crustáceos bentónicos	Balanidae
Crustáceos pelágicos	
Portunidae	<i>Portunus</i> sp <i>Callinectes</i> sp <i>Callinectes arcuatus</i> <i>Callinectes bellicosus</i>
Echinodermata	Holoturidae Asteroidea <i>Luidia columbia</i>

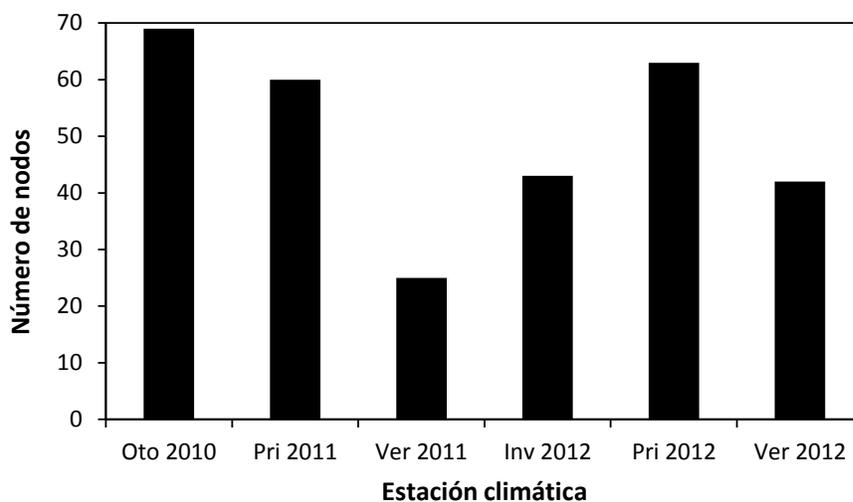


Figura 63. Número de nodos (grupos tróficos) estacionales en la laguna costera Las Guásimas, Sonora.

En cuanto a las interacciones de la red trófica de manera estacional, durante otoño de 2010 ocurrieron 292 interacciones, mientras que en primavera de 2011 se realizaron 233 y 195 en primavera de 2012 (Fig. 64). Las menores interacciones ocurrieron durante verano de 2011 (71) y 2012 (117) (Fig. 64). La complejidad de la red trófica muestra un patrón estacional, definido por el número de nodos o grupos tróficos.

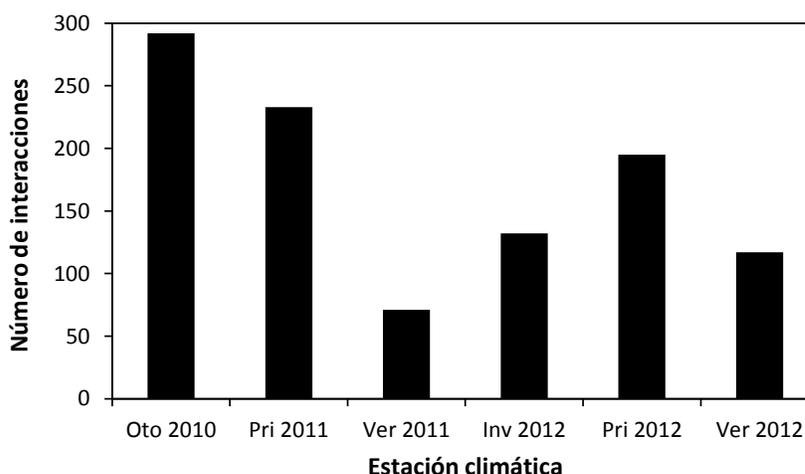


Figura 64. Número de interacciones dentro de la red trófica de manera estacional

Índice de conectancia (Co)

Para otoño de 2010 el número de interacciones fue de 292 de las 4,624 esperadas, teniendo una conectancia de $Co = 0.06$. Para primavera de 2011 el número de interacciones fue de 233 de las 3,481 esperadas, observándose una conectancia de $Co = 0.07$. Sobre el número de interacciones observadas durante verano de 2011 (71 interacciones) de las 576 posibles, resulto una conectancia $Co = 0.12$. Durante invierno de 2012 se observaron 132 interacciones de las 1,764 posibles, obteniendo una conectancia $Co = 0.07$. Para primavera de 2012 la red trófica presentó 195 interacciones de las 3,844 posibles, dando un valor de conectancia $Co = 0.05$. Durante verano de 2012 se observaron 117 de las 1,681 posibles interacciones, obteniéndose un valor de conectancia $Co = 0.07$ (Fig. 65).

Estos valores de conectancia se consideran propios de redes poco conectadas, debido a que los valores porcentuales oscilaron entre 5% y 7.5% del total de las conexiones tróficas posibles, a excepción de verano de 2011, donde el porcentaje fue mayor (12.3%) (Tabla VII).

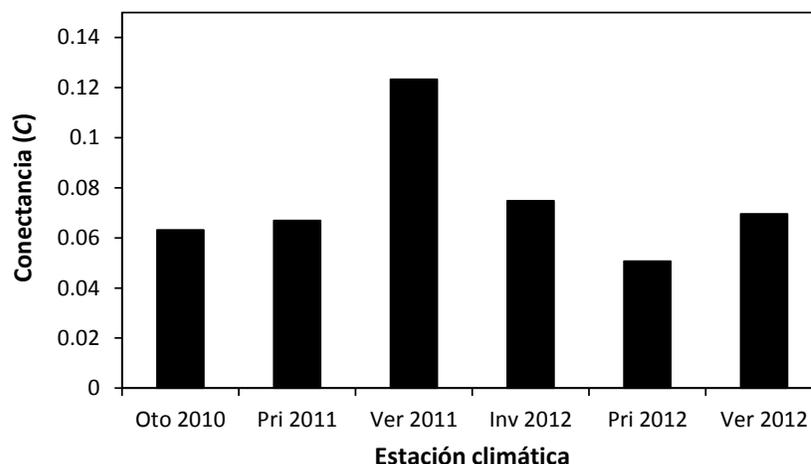


Figura 65. Valores de conectancia (C) de la red trófica de manera estacional durante el periodo de estudio.

Tabla VII. Valores de conectancia de las redes tróficas para las diferentes estaciones climáticas, en Las Guásimas Sonora.

Índice topológico	Clave	Otoño 2010	Primavera 2011	Verano 2011	Invierno 2012	Primavera 2012	Verano 2012
Número de interacciones posibles	$(N-1)^2$	4,624	3,481	576	1,764	3,844	1,681
Número de interacciones observadas	L	292	233	71	132	195	117
Número de nodos en la red	N	69	60	25	43	63	42
Valor de conectancia	C	0.06	0.07	0.12	0.07	0.05	0.07

Índice de grado (D)

Otoño 2010

Durante esta estación climática los grupos tróficos con mayor valor fueron camarones grandes ($D=7\%$), seguidos del zooplancton ($D=5.8\%$), cangrejos bentónicos ($D=5.3\%$), polichaeta ($D=4.8\%$), bivalvos ($D=3.8\%$), gastropoda ($D=3.4\%$), cefalópodos ($D=3.3\%$), portunidae ($D=3.3\%$), *Anchoa ischana*

($D=2.4\%$), *Cynoscion xanthulus* ($D=2.2\%$), stomatopoda ($D=2.2\%$), *Anchoa nasus* ($D=2\%$), camarones chicos ($D=2\%$) y macroalgas ($D=2\%$) (Fig. 66a y Fig. 67).

Primavera 2011

Para este periodo de muestreo los grupos con mayores valores fueron el grupo de los camarones grandes ($D=7.5\%$), polichaeta ($D=6$), cangrejos bentónicos ($D=6\%$), bivalvos ($D=5.8\%$), gastropoda ($D=5.6\%$), zooplancton ($D=4.9\%$), portunidae ($D=3.6\%$), cefalópodos ($D=3.6\%$), camarones chicos ($D=2.8$), stomatopoda ($D=2.1\%$), *Paralabrax maculatofasciatus* ($D=2.1$) y *Eucinostomus entomelas* ($D=1.9\%$) (Fig. 66b y Fig. 68).

Verano 2011

En esta estación climática los nodos con los valores más altos del índice de grado fueron los cangrejos bentónicos ($D=9.2\%$), camarones grandes ($D=9.2\%$), zooplancton ($D=8.4\%$), polichaeta ($D=7.7\%$), bivalvos ($D=6.3\%$), gastropoda (5.6%), portunidae ($D=4.9\%$), cefalópodos ($D=4.9\%$), *Haemulon sexfasciatum* ($D=4.2\%$), *Eucinostomus entomelas* ($D=4.2\%$) y camarones chicos ($D=4.2\%$) (Fig. 66c y Fig. 69).

Invierno 2012

Los grupos tróficos o nodos con mayor índice de grado para esta estación climática fueron los cangrejos bentónicos ($D=7.5\%$), polichaeta ($D=7.2\%$), camarones grandes ($D=7.2\%$), gastropoda ($D=6.8\%$), zooplancton ($D=5.7\%$), bivalvos ($D=4.9\%$), cefalópodos ($D=4.2\%$), camarones chicos ($D=4.2\%$), macroalgas ($D=3\%$), *Ariopsis seemanni* ($D=3\%$), portunidae ($D=2.6\%$) y *Eugerres axillaris* ($D=2.3\%$) (Fig. 66d y Fig. 70).

Primavera 2012

Durante este periodo los nodos con mayor índice de grado fueron los camarones grandes ($D=7.7\%$), zooplancton ($D=6.9\%$), polichaeta ($D=6.4\%$), cangrejos bentónicos ($D=6.1\%$), bivalvos ($D=4.1\%$), gastropoda ($D=3.8\%$), camarones chicos

(D=3.3%), cefalópodos (D=2.6%), portunidae (D=2.3%), macroalgas (2.3%), *Anchoa ischana* (D=2.3%), fitoplancton (D=2%) y *Mugil curema* (D=1.5%) (Fig. 66e y Fig. 71).

Verano 2012

Para esta estación climática los nodos con mayor índice de grado fueron los camarones grandes (D=7.7%), zooplancton (D=7.3%), polichaeta (D=6.8%), cangrejos bentónicos (D=5.9%), bivalvos (D=5.1%), gastropoda (D=4.7%), camarones chicos (D=4.7%), portunidae (D=3.8%), fitoplancton (D=2.9%), *Paralabrax maculatofasciatus* (D=2.6%), macroalgas (D=2.6%), detritus (D=2.6%), *Anchoa nasus* (D=2.6%) y *Achirus mazatlanus* (D=2.6%) (Fig. 66f y Fig. 72).

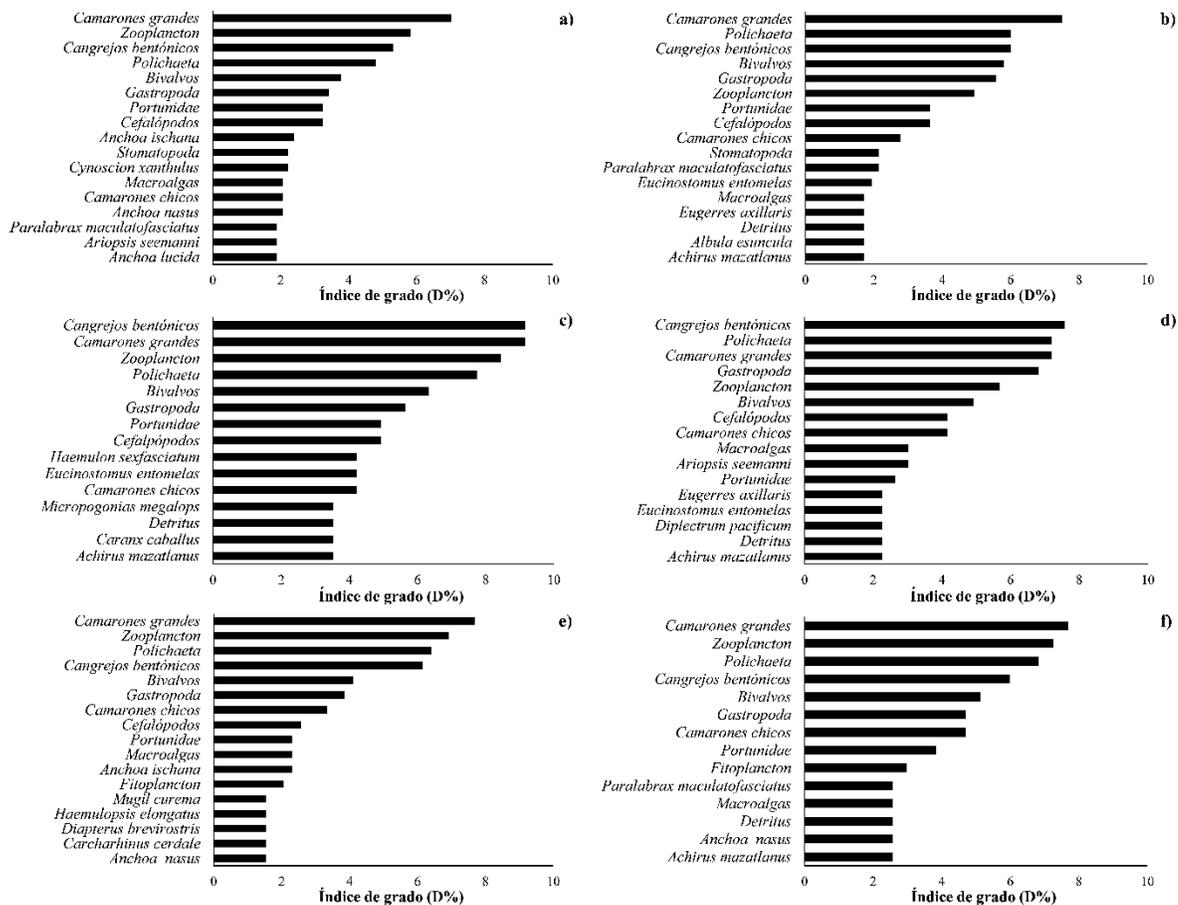


Figura 66. Grupos tróficos de manera estacional con mayor valor de índice de grado; a) otoño 2010, b) primavera 2011, c) verano 2011, d) invierno 2012, e) primavera 2012 y f) verano 2012.

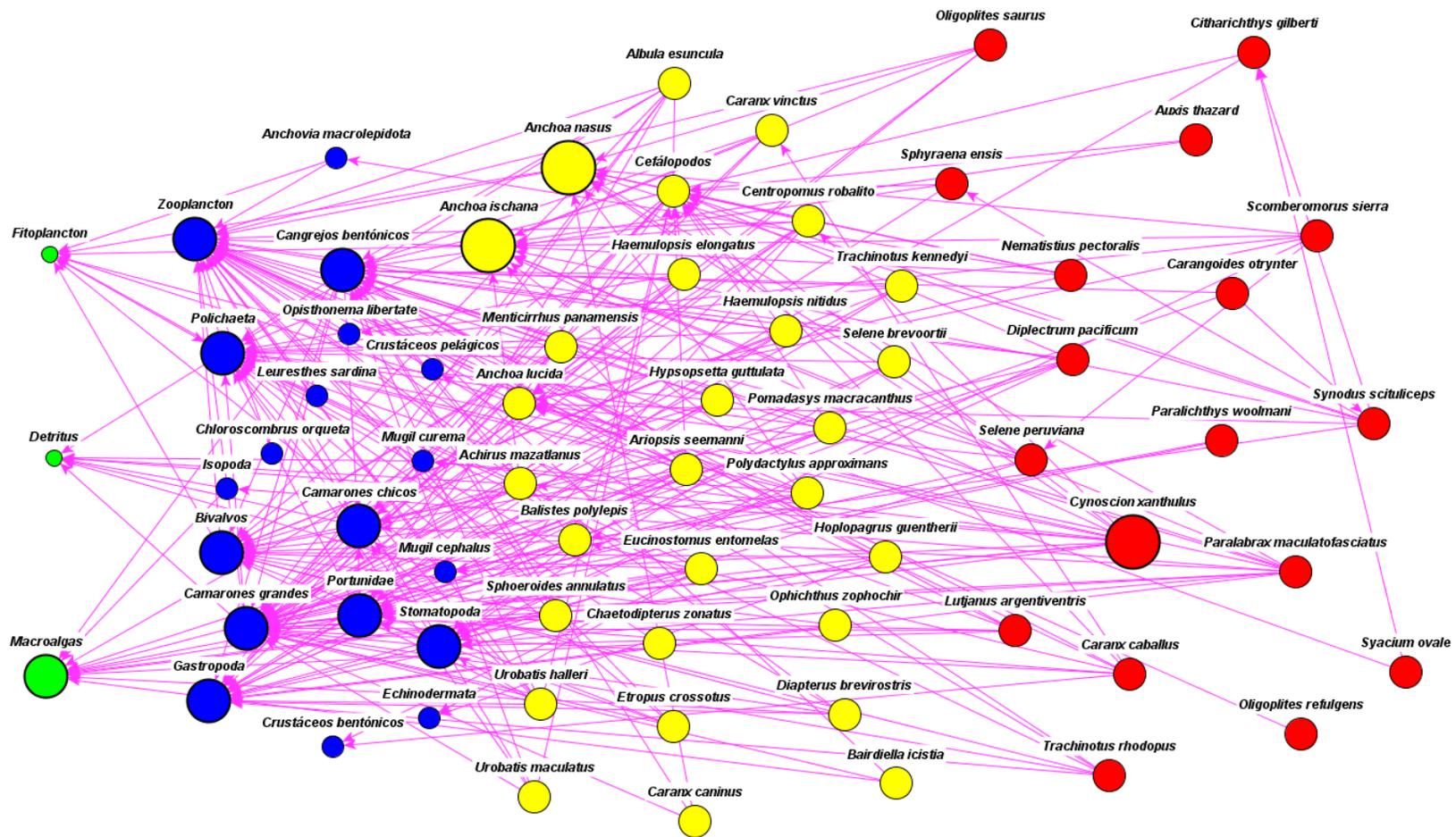


Figura 67. Representación de la red trófica de otoño de 2010. Los nodos en color verde representan el nivel trófico 1, los azules nivel 2, amarillos nivel 3 y rojos nivel 4. Los nodos de mayor tamaño en cada nivel representan los grupos con mayor índice de grado.

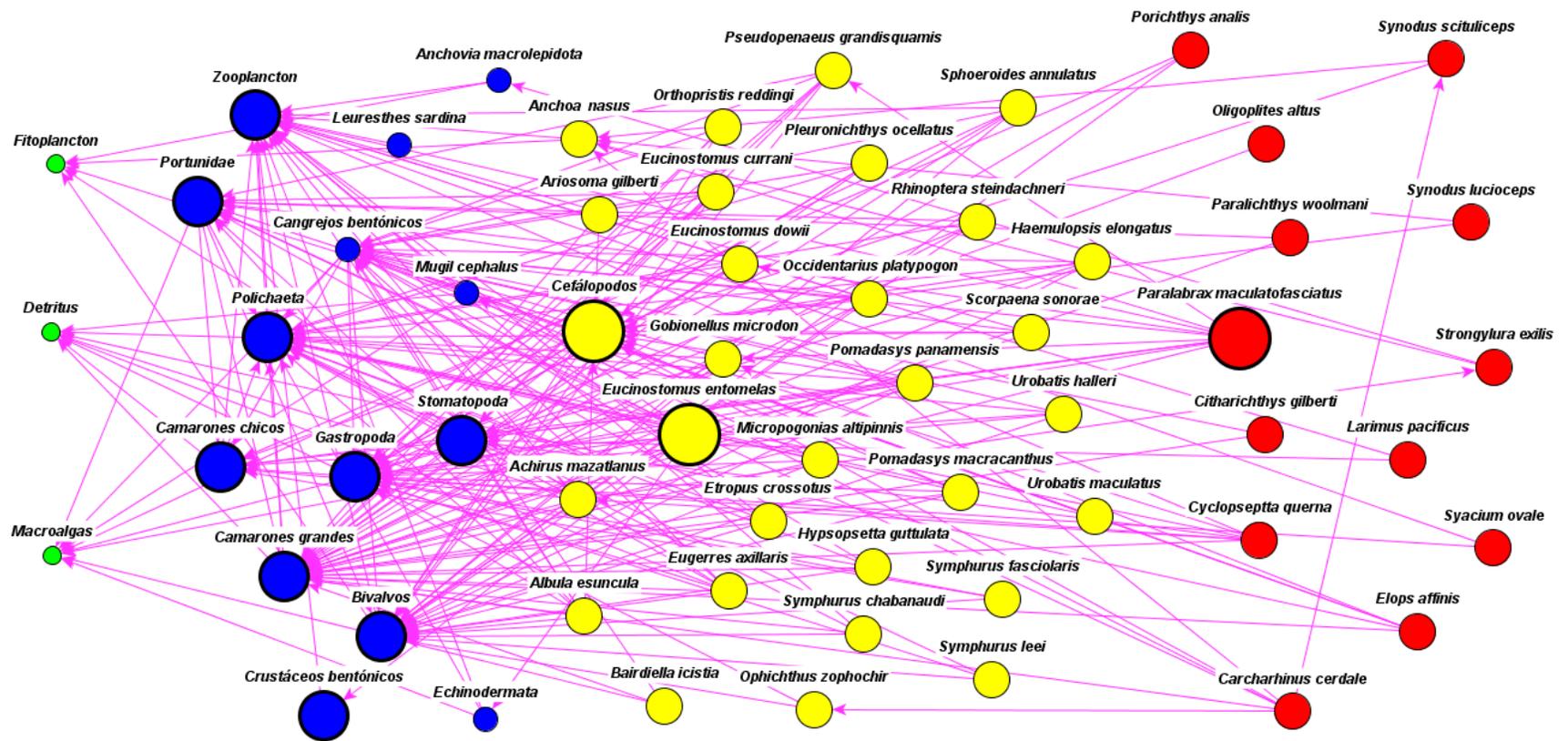


Figura 68. Representación de la red trófica de primavera de 2011. Los nodos en color verde representan el nivel trófico 1, los azules nivel 2, amarillos nivel 3 y rojos nivel 4. Los nodos de mayor tamaño en cada nivel representan los grupos con mayor índice de grado.

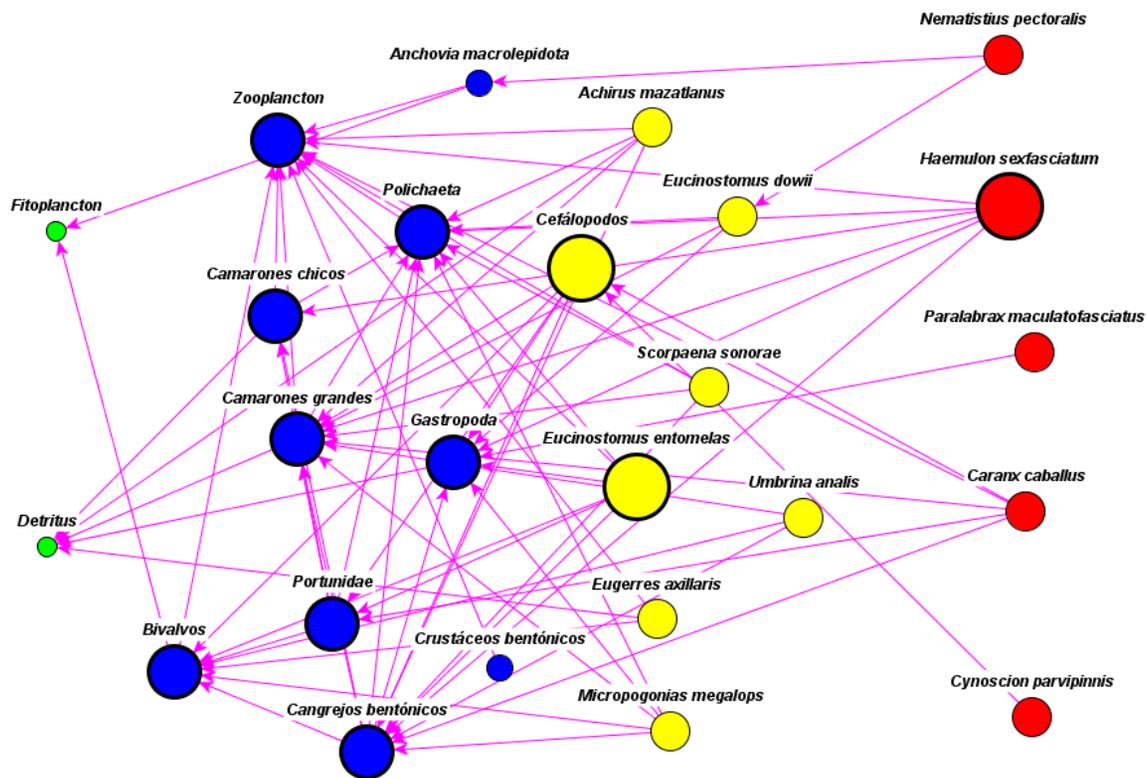


Figura 69. Representación de la red trófica de verano de 2011. Los nodos en color verde representan el nivel trófico 1, los azules nivel 2, amarillos nivel 3 y rojos nivel 4. Los nodos de mayor tamaño en cada nivel representan los grupos con mayor índice de grado.

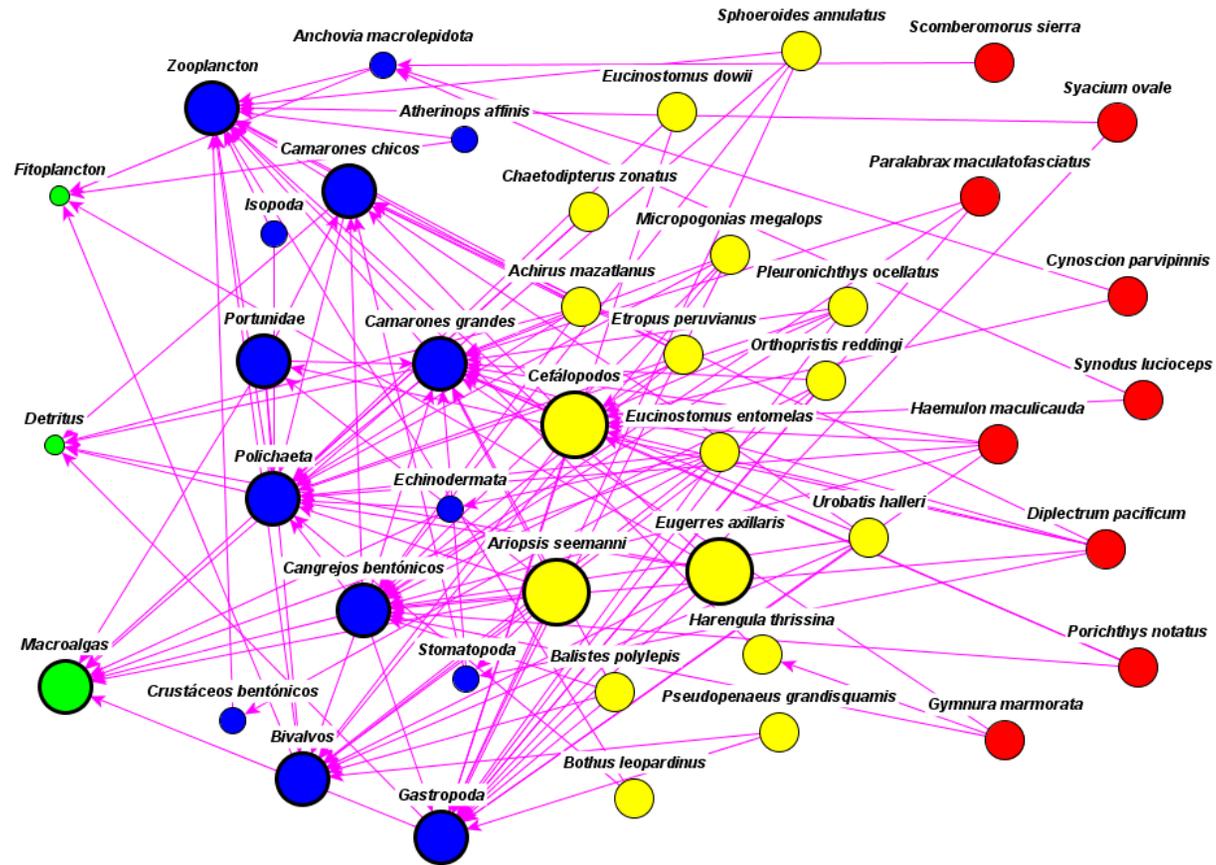


Figura 70. Representación de la red trófica de invierno de 2012. Los nodos en color verde representan el nivel trófico 1, los azules nivel 2, amarillos nivel 3 y rojos nivel 4. Los nodos de mayor tamaño en cada nivel representan los grupos con mayor índice de grado.

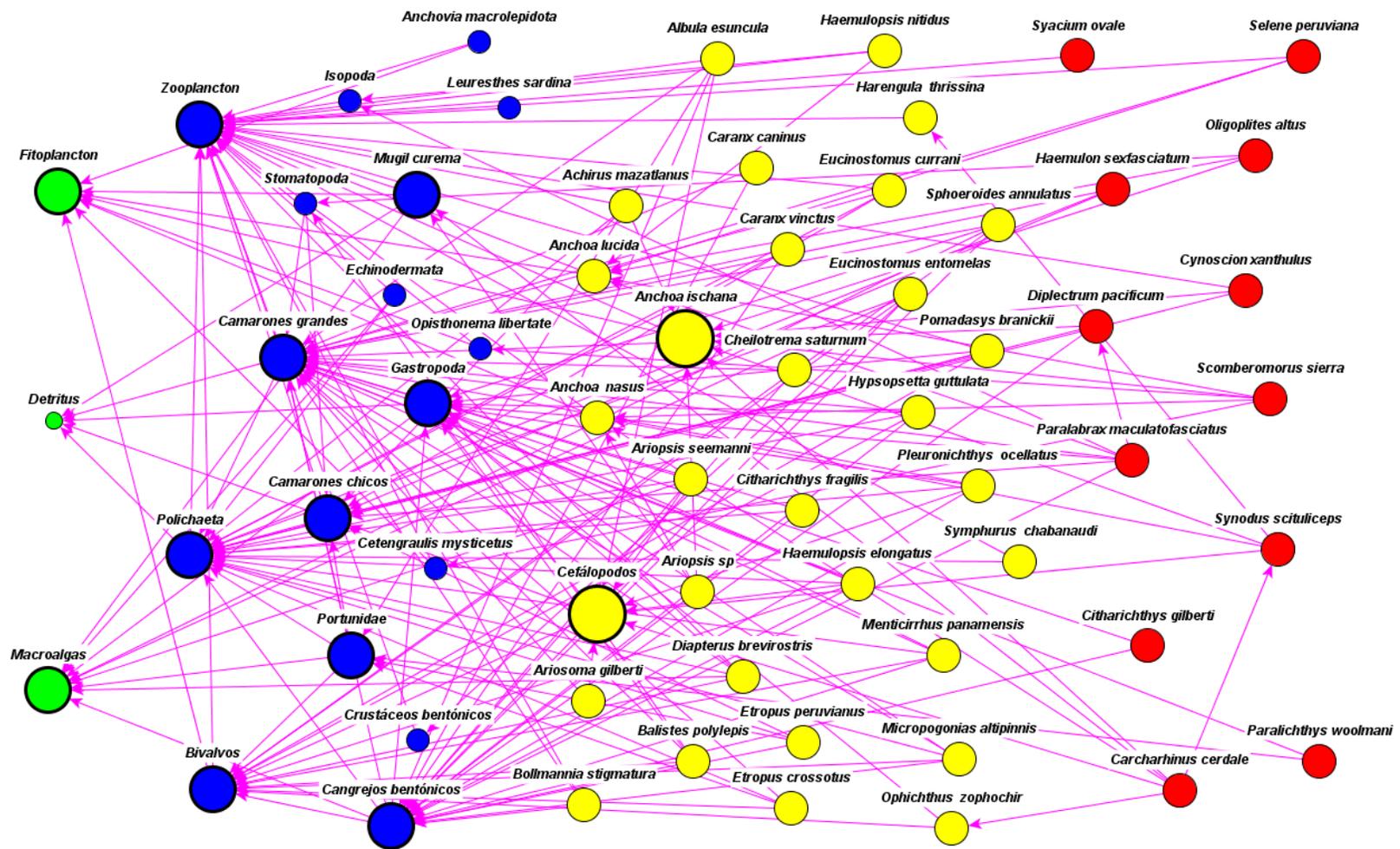


Figura 71. Representación de la red trófica de primavera de 2012. Los nodos en color verde representan el nivel trófico 1, los azules nivel 2, amarillos nivel 3 y rojos nivel 4. Los nodos de mayor tamaño en cada nivel representan los grupos con mayor índice de grado.

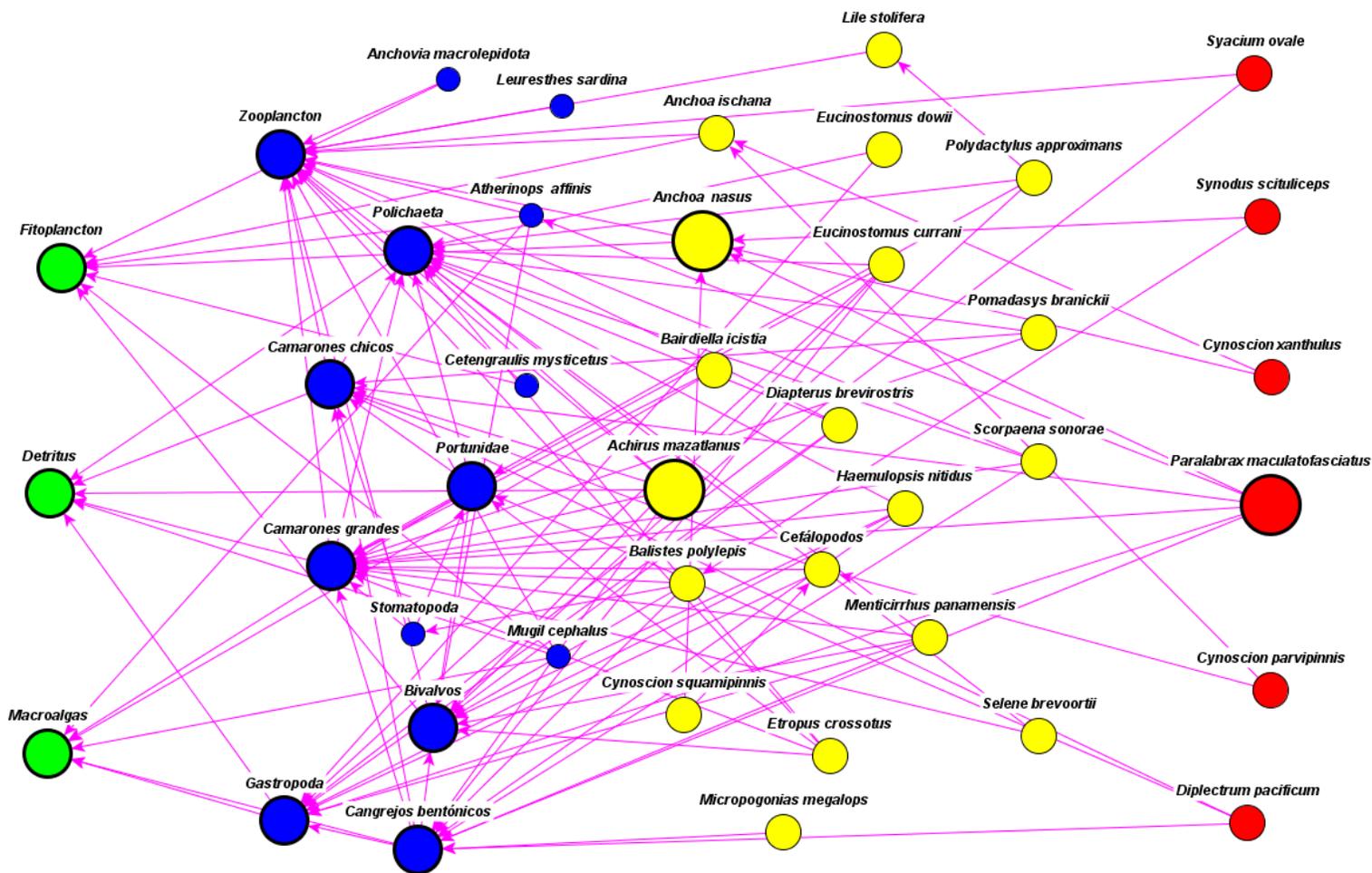


Figura 72. Representación de la red trófica de verano de 2012. Los nodos en color verde representan el nivel trófico 1, los azules nivel 2, amarillos nivel 3 y rojos nivel 4. Los nodos de mayor tamaño en cada nivel representan los grupos con mayor índice de grado.

Índice de intermediación (BC)

Otoño 2010

Durante la estación climática de otoño de 2010, los grupos tróficos con mayor índice de intermediación fueron los cangrejos bentónicos ($BC=21.4\%$), camarones grandes ($BC=14.5\%$), cefalópodos ($BC=11.3\%$), bivalvos ($BC=10.6\%$), polichaeta ($BC=7.5\%$), portunidae ($BC=7\%$), fitoplancton ($BC=5.4$), stomatopoda ($BC=3.3\%$), *Citharichthys gilberti* ($BC=3.1\%$), *Synodus scituliceps* ($BC=3$), camarones chicos ($BC=2.6\%$), *Anchoa ischana* ($BC=2.4\%$), *Balistes polylepis* ($BC=1.9\%$), *Anchoa nasus* ($BC=1.7\%$) y *Anchoa lucida* (1.2%) (Fig. 73a).

Primavera 2011

Los valores más altos del índice de intermediación fueron para los grupos de cangrejos bentónicos ($BC=15.4\%$), bivalvos ($BC=15\%$), cefalópodos (13%), camarones grandes ($BC=12.1\%$), portunidae ($BC=10.9\%$), gastropoda ($BC=8.4\%$), stomatopoda ($BC=6.7\%$), polichaeta ($BC=5.3\%$), camarones chicos ($BC=4.1\%$), *Anchoa nasus* ($BC=2.5\%$), *Strongylura exilis* ($BC=1.6\%$), *Achirus mazatlanus* ($BC=1.5\%$) y *Mugil cephalus* ($BC=1.3\%$) (Fig. 73b).

Verano 2011

Para este periodo los grupos tróficos con mayor índice de intermediación fueron los cangrejos bentónicos ($BC=24.8\%$), bivalvos ($BC=19.6\%$), cefalópodos ($BC=15.3\%$), camarones grandes ($BC=15.1\%$), gastropoda ($BC=7.1\%$), portunidae ($BC=5.7\%$), *Eucinostomus dowii* ($BC=5.5\%$), *Anchovia macrolepidota* ($BC=2.7\%$), camarones chicos ($BC=2.3\%$) y polichaeta ($BC=1.8\%$) (Fig. 73c).

Invierno 2012

Los grupos tróficos con mayor índice de intermediación para esta estación climática fueron los cangrejos bentónicos ($BC=24.7\%$), bivalvos ($BC=15.2\%$), cefalópodos ($BC=14.6\%$), camarones grandes ($BC=13.3\%$), gastropoda

($BC=12.4\%$), polichaeta ($BC=8.5\%$), camarones chicos ($BC=5.4\%$), *Anchovia macrolepidota* ($BC=3.9\%$) y portunidae ($BC=1.2\%$) (Fig. 73d).

Primavera 2012

En esta estación climática los grupos con más alto índice de intermediación fueron los cangrejos bentónicos ($BC=21.2\%$), camarones grandes ($BC=16.5\%$), bivalvos ($BC=14.9\%$), cefalópodos ($BC=9.8\%$), polichaeta ($BC=7.5\%$), gastropoda ($BC=6.7\%$), camarones chicos ($BC=5.9\%$), portunidae ($BC=4.9\%$), *Anchoa ischana* ($BC=2.6\%$), *Mugil curema* ($BC=2.5\%$), stomatopoda ($BC=2.3\%$), *Anchoa lucida* ($BC=2.2\%$) y *Anchoa nasus* ($BC=1.2\%$) (Fig. 73e).

Verano 2012

En verano de 2012 los grupos con mayor índice de intermediación fueron los cangrejos bentónicos ($BC=21.2\%$), camarones grandes ($BC=13.8\%$), bivalvos ($BC=11.3\%$), gastropoda ($BC=8.7\%$), cefalópodos ($BC=8.1\%$), camarones chicos ($BC=7.8\%$), portunidae ($BC=7.3\%$), *Balistes polylepis* ($BC=6.8\%$), polichaeta ($BC=5.8\%$), *Anchoa nasus* ($BC=3.9\%$), stomatopoda ($BC=2\%$) y *Anchoa ischana* ($BC=2\%$) (Fig. 73f).

Índice de cercanía (C)

Otoño 2010

Durante esta estación climática los grupos tróficos con mayor cercanía fueron *Cynoscion xanthulus* ($C=3.9\%$), *Paralabrax maculatofasciatus* ($C=3.2\%$), *Ariopsis seemanni* ($C=3\%$), *Polydactylus approximans* ($C=2.9\%$), *Synodus scituliceps* ($C=2.8\%$), *Caranx caballus* ($C=2.7\%$), *Carangoides otrynter* ($C=2.6\%$), *Urolophus halleri* ($C=2.6\%$), *Eucinostomus entomelas* ($C=2.4\%$), *Centropomus robalito* ($C=2.4\%$), *Albula esuncula* ($C=2.4\%$), *Haemulopsis nitidus* ($C=2.2\%$), *Diplectrum pacificum* ($C=2.2$) y *Achirus mazatlanus* ($C=2.1\%$) (Fig. 74a).

Primavera 2011

En esta estación climática los índices de cercanía más altos los alcanzaron los grupos tróficos de *Citharichthys gilberti* (C=7.9%), bivalvos (C=7.4%), camarones chicos (C=7.4%), *Elops affinis* (C=6.9%), echinodermata (C=6.9%), *Bairdiella icistia* (C=6.4%), *Achirus mazatlanus* (C=6.4%), *Hypsopsetta guttulata* (C=5.9%), *Haemulopsis elongatus* (C=5.9%), *Gobionellus microdon* (C=5.4%), cangrejos bentónicos (C=5.1%), *Etropus crossotus* (C=4.7%) y cefalópodos (C=3.9%) (Fig. 74b).

Verano 2011

Los grupos tróficos con valores más altos de cercanía en esta estación fueron *Eucinostomus entomelas* (C=7.9%), *Caranx caballus* (C=7.4%), cefalópodos (C=7.4%), *Micropogonias megalops* (C=6.9%), *Haemulon sexfasciatum* (C=6.9%), cangrejos bentónicos (C=6.4%), *Achirus mazatlanus* (C=6.4%), *Umbrina analis* (C=5.9%), *Scorpaena sonorae* (C=5.9%), portunidae (C=5.4%), *Cynoscion parvipinnis* (C=5.1%), *Nematistius pectoralis* (C=4.7%), *Eucinostomus dowii* (C=3.9%) y *Eugerres axillaris* (C=3.5%) (Fig. 74c).

Invierno 2012

Se observó que los grupos tróficos con más altos índices de cercanía fueron *Ariopsis seemanni* (C=5%), *Diplectrum pacificum* (C=4.5%), *Eucinostomus entomelas* (C=3.8%), cangrejos bentónicos (C=3.8%), *Pleuronichthys ocellatus* (C=3.8%), *Haemulon maculicauda* (C=3.8%), *Etropus peruvianus* (C=3.8%), *Urolophus halleri* (C=3.8%), *Micropogonias megalops* (C=3.8%), *Achirus mazatlanus* (C=3.8%), *Orthopristis reddingi* (C=3.5%), *Balistes polylepis* (C=3.5%) y *Eugerres axillaris* (C=3.4%) (Fig. 74d).

Primavera 2012

Para esta estación climática los grupos tróficos con mayor cercanía fueron *Carcharhinus cerdale* (C=3.5%), *Paralabrax maculatofasciatus* (C=3.4%),

Haemulopsis elongatus (C=2.9%), *Albula esuncula* (C=2.8%), *Balistes polylepis* (C=2.7%), *Pleuronichthys ocellatus* (C=2.6%), *Ariopsis seemanni* (C=2.6%), *Eucinostomus entomelas* (C=2.6), *Diapterus brevirostris* (C=2.5%), *Etropus peruvianus* (C=2.4%), *Synodus scituliceps* (C=2.4%), *Sphoeroides annulatus* (C=2.4%), *Micropogonias altipinnis* (C=2.4%), *Menticirrhus panamensis* (C=2.4%) y *Hypsopsetta guttulata* (C=2.4%) (Fig. 74e).

Verano 2012

En esta estación climática las especies con mayor índice de cercanía fueron *Paralabrax maculatofasciatus* (C=5%), *Balistes polylepis* (C=4.5%), *Menticirrhus panamensis* (C=4.2%), *Haemulopsis nitidus* (C=4.2%), *Eucinostomus currani* (4.2%), *Achirus mazatlanus* (C=4.2%), *Polydactylus approximans* (C=3.9%), *Etropus crossotus* (C=3.9%), cangrejos bentónicos (C=3.9%), *Synodus scituliceps* (C=3.8%), *Diplectrum pacificum* (C=3.8%), *Scorpaena sonorae* (C=3.7%), portunidae (C=3.6%), stomatopoda (C=3.2%) y *Diapterus brevirostris* (C=3.1%) (Fig. 74f).

De manera general, la mayoría de los grupos tróficos dentro de las redes, mostraron que los nodos más conectados fueron los grupos que se encontraban principalmente en los niveles tróficos dos, esto de acuerdo a los valores de los índices de grado (*D*). Los grupos pertenecían principalmente al zooplancton, cangrejos bentónicos, polichaeta, camarones chicos y grandes, cefalópodos, bivalvos, etc. Además se observaron algunas especies de peces que son considerados dominantes de acuerdo al índice de valor biológico (*IVB*) como *Achirus mazatlanus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Eucinostomus entomelas*, *Anchoa nasus*, entre otras.

En el caso del índice de intermediación (*BC*) la propagación de la red se intensifica a partir de las especies de los niveles dos, por lo que la pérdida de estos grupos tróficos ocasionarían un efecto negativo en la red trófica, debido a que los nodos con valores altos son los centrales, el efecto es la desfragmentación

de la red de una manera rápida y con amplia dispersión. Se observaron algunas especies de peces que fueron dominantes de acuerdo al *IVB* con valores altos de este índice, que variaron de manera estacional como *Balistes polylepis*, *Anchoa nasus*, *Anchovia macrolepidota* y *Eucinostomus dowii* (Fig. 73).

Los valores del índice de cercanía (*C*) mostró que los peces en niveles tróficos tres y algunas especies del nivel cuatro son los que están conectados más cerca a diferentes grupos de la red, por lo que al quitar a estos elementos se afectarían a los demás grupos. Se observaron cinco especies que fueron dominantes de acuerdo al *IVB* dentro de los valores altos de este índice (*Achirus mazatlanus*, *Anchovia macrolepidota*, *Ariopsis seemanni*, *Balistes polylepis*, *Eucinostomus entomelas*, *Eugerres axillaris* y *Sphoeroides annulatus*) (Fig. 74).

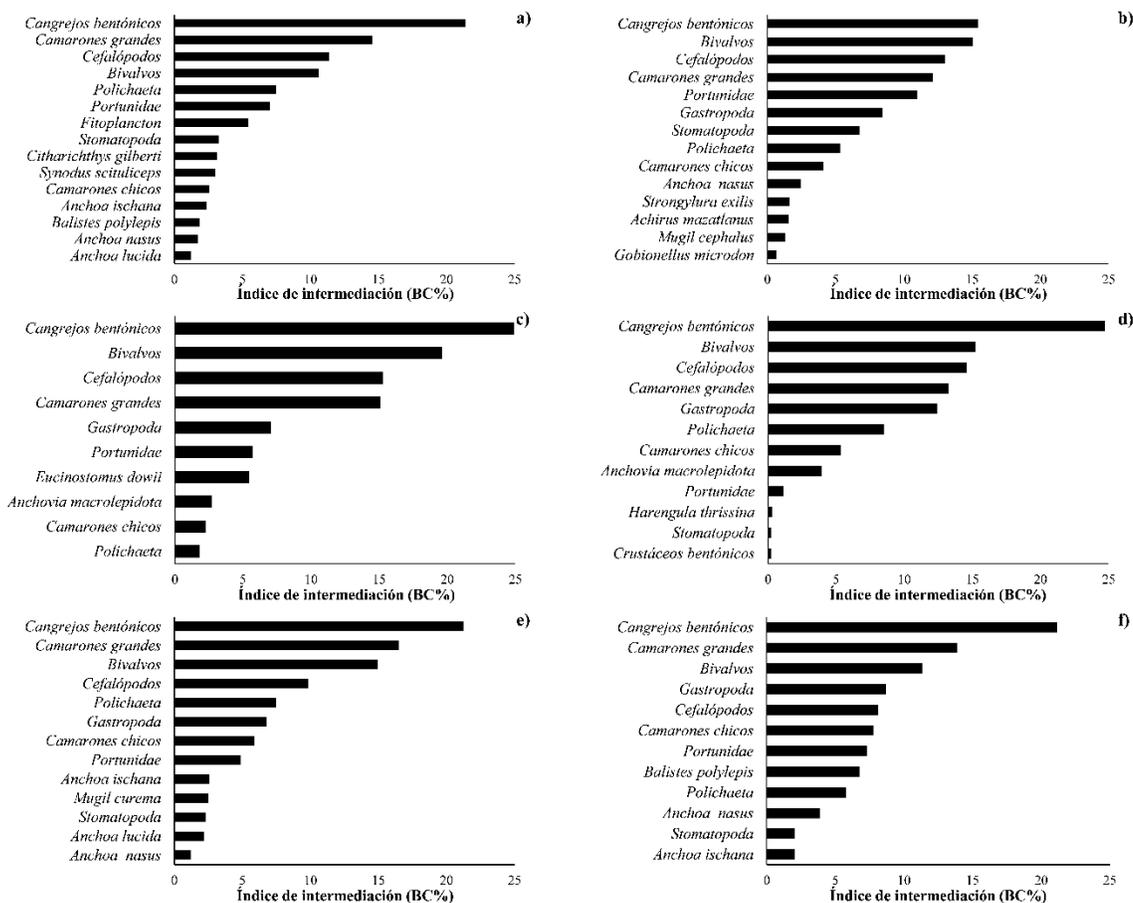


Figura 73. Grupos tróficos de manera estacional con mayor valor de índice de intermediación (BC); a) otoño 2010, b) primavera 2011, c) verano 2011, d) invierno 2012, e) primavera 2012 y f) verano 2012.

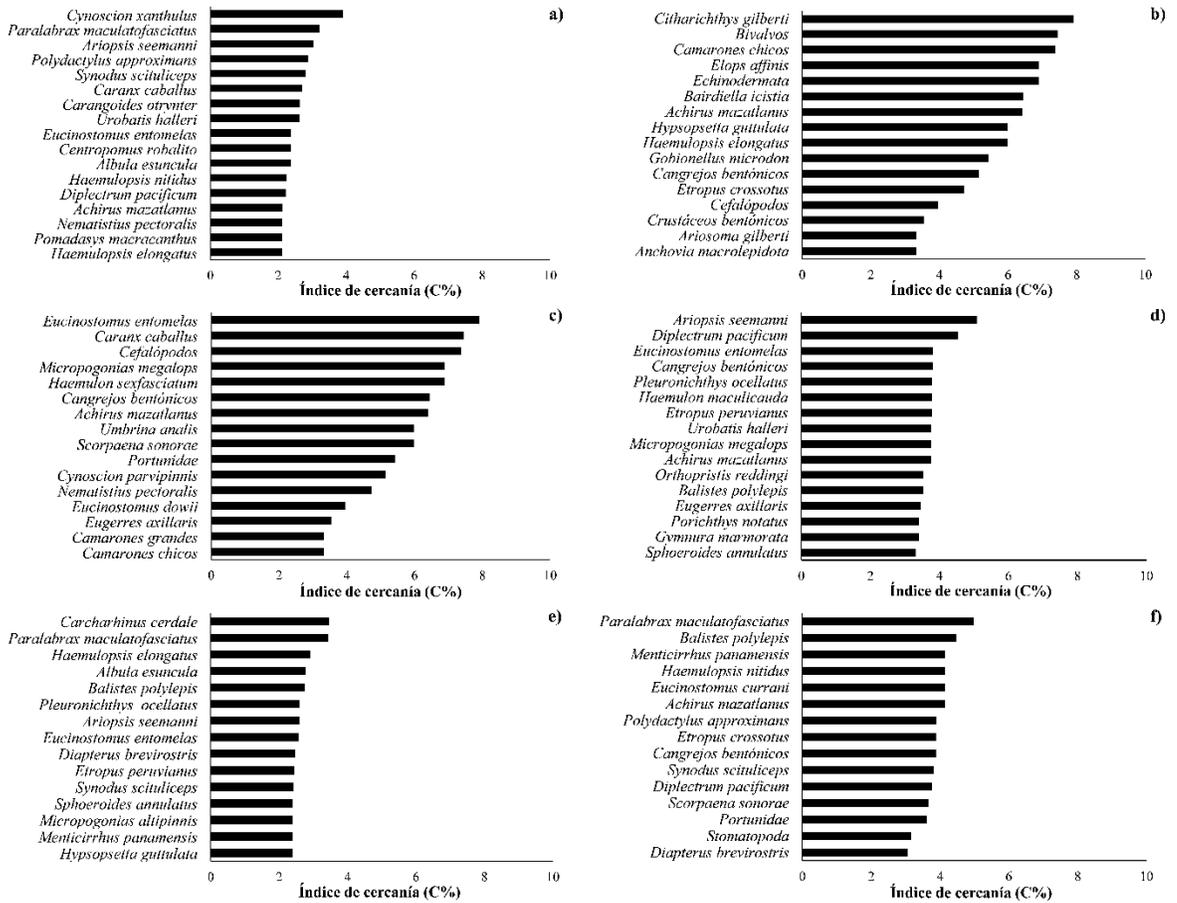


Figura 74. Grupos tróficos de manera estacional con mayor valor de índice de cercanía (C); a) otoño 2010, b) primavera 2011, c) verano 2011, d) invierno 2012, e) primavera 2012 y f) verano 2012.

8. DISCUSIÓN

8.1 Variables fisicoquímicas

Con relación a la temperatura registrada en La laguna de Las Guásimas, se presentó una diferenciación muy marcada estacionalidad en la temperatura, los mayores valores se observaron en las temporadas de verano, mientras que los menores durante el periodo frío de invierno, tal comportamiento fue muy similar a lo observado por Arreola-Lizárraga (2003) para este mismo cuerpo lagunar. La temperatura del agua es influenciada por la temperatura del aire, ya que presenta oscilaciones $>14^{\circ}\text{C}$ (García, 1988). Ontiveros-Granillo (2011) realizó un análisis por época del año, registrando una marcada diferenciación estacional, con mayores registros de temperaturas en los meses de verano y menores en invierno. En otras lagunas del estado de Sonora se ha observado este mismo comportamiento, como en estero La Cruz donde existe una oscilación de la temperatura entre los 14 a 32°C (Valdez-Holguín, 1994; Grijalva-Chon *et al.*, 1996). Este comportamiento se debe a que el cuerpo lagunar se encuentra en una región subtropical con influencia de clima semidesértico, lo cual puede causar está marcada estacionalidad, en comparación con lagunas tropicales como La Encrucijada Chiapas donde la temperatura oscila de 23.4 a 36.8°C (Velázquez-Velázquez *et al.*, 2008).

La salinidad presentó un comportamiento muy similar a lo registrado por Arreola-Lizárraga (2003), Hernández y Arreola-Lizárraga (2007), Valenzuela-Díaz (2008) y Ontiveros-Granillo (2011) con valores de 32 a 44. Sin embargo al comparar las estaciones de primavera y verano de 2011 con primavera y verano de 2012 existe un comportamiento algo diferente en cuanto a los valores (Fig. 6), este comportamiento puede deberse a que durante las estaciones de 2012 existió un mayor aporte de agua dulce por efecto de las lluvias, ya que Arreola-Lizárraga (2003) observó disminuciones de la salinidad en estas épocas coincidiendo este comportamiento con el inicio de la lluvias. Los altos registros de salinidad se debe a la escasez de aporte de agua dulce, de acuerdo con García (1988) quien menciona que el proceso de los aportes de agua dulce a este cuerpo lagunar solo

se debe a las escorrentías durante las temporadas de lluvia, por otra parte a la alta evaporación y el buen intercambio de las masas de agua con el océano (Arreola-Lizárraga, 2003; Ontiveros-Granillo, 2011). Al tomar en consideración estos eventos, se puede incidir sobre lo extremo que puede ser este ecosistema para las especies que lo habitan.

8.2 Composición taxonómica y afinidad biogeográfica

La presencia de 95 especies encontradas durante todo el periodo de estudio en Las Guásimas, indican una alta riqueza de especies en este ecosistema y es el mayor registro para este cuerpo lagunar. Previamente para esta zona Yépiz-Velázquez (1990) identificó 31 especies, Rodríguez-Félix (2010) 79 y Ontiveros-Granillo (2011) 74. También fue mayor en comparación con otras lagunas del estado de Sonora, Thomson (1973) reportó 75 especies, Yépiz-Velázquez (1990) 49 y 47 para dos lagunas, Castro-Longoria *et al.* (1991) 68, a excepción de Grijalva-Chon *et al.* (1996) que reportaron 96 especies para la laguna costera La Cruz una especie más que en este estudio.

En otras lagunas del Noroeste de México como Bahía Concepción y Rancho Bueno en BCS se han encontrado 55 y 62 especies respectivamente (Rodríguez-Romero *et al.*, 1998; Rodríguez-Romero *et al.*, 2011), en Laguna San Ignacio se han reportado hasta 107 especies (Danemann y De la Cruz- Agüero, 1993; De la Cruz-Agüero y Cota-Gómez, 1998)

Las diferencias en el número de especies tienen relación con el método de extracción, ya que al utilizar un solo arte de pesca se tiene el efecto de la selectividad de tallas del arte, además de la capacidad de evasión de algunas especies al mismo arte y la forma de operación del arte (superficie, fondo, etc.), por lo tanto, no se tendría bien representado la comunidad de peces en el ecosistema.

Sosa-López *et al.* (2007) hacen mención de este sesgo y utilizaron dos artes de pesca para la captura de peces. En trabajos previos para Las Guásimas, Yépiz-Velázquez (1990), Rodríguez-Félix (2010) y Ontiveros-Granillo (2011)

utilizaron un solo arte de pesca, lo cual explica la diferencia en el número de especies.

Pérez-Hernández y Torres-Orozco (2000) atribuyen que la baja similitud en los listados de especies para laguna Tuxpan-Tampamachoco se debe a dos causas, una es las diferentes estrategias de recolección de los organismos, que incluyen el uso de artes de pesca de distinto tipo y selectividad, la ubicación de diferentes puntos de recolecta en relación con los diferentes microhábitats dentro del ecosistema y las diferencias en la intensidad de la recolecta (duración de los periodos de muestreo, distribución temporal de los periodos de recolecta, número de estaciones, número de lances, tamaño de la superficie de barrido o muestreo, etc.), la segunda causa se puede deber a la existencia de los cambios temporales en la composición, distribución y abundancia de las asociaciones de peces, derivados de la dinámica ambiental. Ellos concluyen que la variación es soportada por la primera causa (métodos de colecta y diferentes puntos de recolecta no abarcando todos los microhábitats), es posible que se esté presentando esta misma situación en la presente investigación, debido a que durante la realización de la recolecta de muestras no se considera parte de las áreas asociadas a la zona de mangles de la laguna.

El conocimiento de la utilización de las diferentes artes de pesca y la combinación de las mismas en la presente investigación, pudo generar un sesgo. Debido a que cada arte tiene ya su propia selectividad y eficiencia, está enfocada a especies específicas y la composición de las especies será diferente, ejemplo: en el caso del chinchorro es un arte que suele operar más eficazmente con especies pelágicas con mayor movilidad y su amplitud de operación en la columna de agua será mayor.

Para el caso de la red de arrastre que es más eficaz con especies bentónicas o demersales de baja movilidad. Mientras que la atarraya es un arte que su operación es a través de la columna de agua desde la superficie hasta el fondo, capturando especies pelágicas y demersales, solo que en comparación con las artes anteriormente mencionadas su área de trabajo es más reducido. Sin

embargo el utilizar diferentes artes para la colecta de especies tiene ventajas, ya se tuvo la capacidad de tener una mayor cobertura de microhabitats e hizo más eficiente la recolecta, además de posibilitar a tener un mayor elenco sistemático, evidencia obtenida en este estudio con el mayor número de especies reportadas para la localidad.

La mayoría de las investigaciones donde utilizan diferentes artes de pesca citando a Amezcua *et al.* (2006) realizaron un análisis del efecto de la pesca del camarón sobre la comunidad de peces y obtienen resultados sobre cada arte utilizada, en esta investigación no es este el objetivo. Debido a cuestiones logísticas, las artes no se utilizaron en todos los periodos de muestreo, por lo cual sería complicado comparar la composición de la comunidad ictiológica por arte. Por tal motivo el estandarizar la abundancia por unidad de área muestreada es lo más adecuado para inferir en cuanto al comportamiento de las abundancias para evitar el sesgo por el esfuerzo de muestreo.

La alta riqueza de especies contrasta con Raz-Guzmán y Huidobro-Campos (2002) quienes plantean que los sistemas estuarinos lagunares del Pacífico mexicano son caracterizados por la presencia de pequeñas extensiones, bocas efímeras, regímenes predominantemente mesohalinos y carentes de pastos marinos lo cual se asocia con la baja riqueza de especies. El comportamiento de Las Guásimas es marino debido a la falta de aporte de agua dulce, razón por la cual la presencia de especies dulceacuícolas es nulo en comparación con otras lagunas del Pacífico mexicano.

Las especies observadas constituyen 10.53% de las que han sido reportadas para el Golfo de California (911 especies; Hastings *et al.*, 2010) y 7.1% del total de especies de peces del Pacífico Oriental Tropical (POT) (Robertson y Allen, 2002), en este contexto, la laguna de Las Guásimas es un importante sitio Ramsar que ayudará en la conservación de especies icticas endémicas y de importancia ecológica. El orden Perciformes fue el grupo más dominante (50 especies), siendo un comportamiento característico de este grupo en todos los mares (Nelson, 2006).

La alta riqueza de las familias Carangidae y Sciaenidae está relacionado con el ciclo biológico de algunas de sus especies; Castro-Aguirre *et al.* (1999) menciona algunas especies de carangidos en etapa juvenil penetran a ríos y lagunas costeras. En el caso de los scianidos podemos considerar las características del hábitat, ya que son muy frecuentes en ambientes someros, lodosos y arenosos (Myers, 1960), características de la laguna costera de Las Guásimas (Chávez-López y Álvarez-Arellano, 2006). Esta misma dominancia también fue observada por Castellanos-Galindo *et al.* (2013), que encontraron el predominio de estas dos familias en ocho ambientes estuarinos con áreas de manglar del Pacífico Oriental Tropical (POT). De acuerdo a los trabajos realizados por Rodríguez-Félix (2010), Ontiveros-Granillo (2011) y con los datos de la tabla I se tiene un total de 138 especies en la localidad, siendo el segundo mayor registro para una laguna de la costa oriental del Golfo de California, ya que Amezcua-Linares *et al.* (2006) reportaron 173 especies en Santa María la Reforma en la región suroriental del Golfo de California.

Las Guásimas está catalogada como un sitio Ramsar, donde se encuentran especies de peces endémicas del Golfo de California como *Micropogonias megalops*, *Pleuronichthys ocellatus* (Palacios-Salgado *et al.*, 2012) y *Leuresthes sardina*. *M. megalops* es una especie importante que se distribuye hasta el Alto de Golfo de California representando el 27% de la captura total de peces en esa región (Aragón-Noriega *et al.*, 2009). Es muy probable que estas especies estén utilizando la laguna para llevar a cabo alguno de los procesos biológicos como parte de su ciclo de vida, por lo que es importante seguir investigando sobre la importancia de este ecosistema sobre estas especies. La visión de mantener sitios Ramsar es conservar la diversidad biológica para el sustento de la vida humana, manteniendo los componentes, procesos y beneficios que las personas reciben de los ecosistemas (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2010).

Las especies registradas en Las Guásimas son de fondos blandos y ambientes tropicales y el entorno en que se desarrollan en su gran mayoría es manglar, que por lo general es utilizado por peces y otros grupos taxonómicos con

fines de protección y crianza (Vasconcelos *et al.*, 2011). Las características del hábitat crean diferencias con otras localidades en cuanto a la diversidad de las especies (Galván-Magaña, *et al.*, 2000). El área de estudio carece de hábitats rocosos y coralinos, lo cual restringe el asentamiento de especies de ambientes pedregosos, tales como blenidos, labrisomidos y góbidos entre otros, por lo que se considera un filtro faunístico (Castro-Aguirre, *et al.*, 1995), disminuyendo la riqueza de especies.

A pesar de que dentro del Golfo de California existen 92 especies endémicas (Thomson *et al.*, 2000), es poco probable encontrar un mayor número de estas especies dentro de Las Guásimas, esto debido a que la ictiofauna de fondos arenosos y lodosos tiene menos elementos endémicos que la de fondos rocosos, por lo tanto las familias que están restringidas a estos hábitats son: Sciaenidae, Rhinobatidae, Urolophidae, Clupeidae, Engraulidae, Achiridae, Mugilidae, Gerreidae y Centropomidae (Castro-Aguirre *et al.*, 1995), esto explica la dominancia de las familias Sciaenidae, Gerreidae y Engraulidae en el presente estudio. Castro-Aguirre *et al.* (1994) explican que las áreas estuarino-lagunares no son lugares propicios para la formación de nuevas especies, basándose en el contexto de que la distribución de los peces de estos sistemas es amplio y continuo.

Las especies que presentan una distribución más norteña, como la provincia oregoniana (PO) lo fueron *Synodus lucioceps*, *Cheilotrema saturnum*, *Citharichthys fragilis*, *Hypsopsetta guttulata*, *Balistes polylepis* y *Sphoeroides annulatus*, las cuales tienen una afinidad por clima templado (Robertson y Allen, 2002), estas especies se observaron durante otoño, invierno y primavera presentando un patrón estacional, comportamiento observado en otros ecosistemas del Golfo de California (Rodríguez-Romero *et al.*, 2005; Amador-Buenrostro *et al.*, 2003; Muhlia-Melo *et al.*, 2003; Barjau *et al.*, 2012). El cambio de riqueza de especies observado en el Golfo de California de sur a norte, ha sido atribuido a la amplitud de mareas en el Alto Golfo y bajas temperaturas durante el invierno lo cual impide la supervivencia de algunas especies con afinidad tropical

(Walker, 1960; Hastings y Findley, 2007; Hastings *et al.*, 2010), por lo cual las especies tropicales se encuentran de manera estacional, ya que Thomson y Lehner (1976) han observado fluctuaciones poblacionales estacionales debido a la muerte periódica o registros de varias especies tropicales, caso contrario observado en Las Guásimas, ya que la mayoría de las especies son de afinidad tropical, por lo cual resulta importante observar el comportamiento estacional y determinar la fluctuación de estas especies en este ecosistema.

Las divisiones biogeográficas utilizadas en este estudio, siguieron lo propuesto por Briggs (1974), quien señala que el Golfo de California es una provincia independiente denominada Provincia de Cortés (equivalente a las sinus-californiana de Castro-Aguirre, 1983), debido a sus características peculiares que generan la formación de conjuntos ictiofaunísticos muy singulares, tanto en su origen como en su composición específica (Castro-Aguirre *et al.*, 1995). La eliminación de los filtros faunísticos como la brecha de Sinaloa y la de América central y la unificación de la Mexicana y Panámica se debe a lo señalado por Robertson y Cramer (2009), argumentando que algunos subconjuntos de la fauna íctica están vinculados tanto al norte con la Provincia de Cortés y al sur con la Provincia Panámica y el número de especies endémicas locales en la Provincia Mexicana son pocas, reflejando la escasez de especies endémicas locales y la presencia de especies con amplia distribución, coincidiendo con lo observado en este trabajo, donde la proporción de especies de amplia distribución fue alta.

Los listados taxonómicos son importantes ya que generan conocimiento de la biodiversidad (Siqueiros-Beltrones y De la Cruz-Agüero, 2004), y pueden ser una herramienta importante al realizar evaluaciones a nivel de comunidad y por consiguiente generan conocimiento sobre las variaciones de las especies en un ecosistema. En el caso de los trabajos previos realizados en Las Guásimas como los de Yépiz-Velázquez (1990), Rodríguez-Félix (2010) y Ontiveros-Granillo (2011), resultan interesantes para la evaluación en el tiempo, los anteriores autores utilizaron datos obtenidos entre 1985-1986 (Yépiz-Velázquez, 1990) y 1996-2000 (Rodríguez-Félix, 2010; Ontiveros-Granillo, 2011), donde se registraron

107 especies. A pesar de la diferencia del número de especies es de solamente 12 en relación al obtenido en este trabajo (95 especies), existe una diferencia de 44 especies distintas que no se observaron en esta investigación, lo cual hace suponer que algunas especies ya no frecuentan la laguna, para lo cual hay que buscar una posible explicación. Una potencial explicación podría tener relación con cambios ambientales (De la Cruz-Agüero *et al.*, 1994). Arrellano-Martínez *et al.* (1996) hacen referencia a estos cambios como efectos de las actividades antropogénicas, en el caso de Las Guásimas puede estar relacionado a la gran actividad pesquera que se desarrolla dentro de este sistema o bien al cambio de la misma laguna, misma que ha mostrado un alto asolvamiento los últimos 20 años.

8.3 Curvas de acumulación de especies

De acuerdo con Sarkar (2002) y Magurran (2004), la forma más directa de medir la biodiversidad es por medio de la riqueza. Sin embargo, la mayoría de los inventarios faunísticos son forzosamente incompletos. La imposibilidad de registrar el total de especies durante un trabajo de muestreo es un problema metodológico importante en los estudios de la biodiversidad (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Por esto es altamente deseable utilizar curvas de acumulación de especies que permiten tener una aproximación realista de probables especies a encontrar en el ecosistema y al mismo tiempo, es una medida del grado de confiabilidad del muestreo aplicado.

Del 100% de las especies probables de encontrar, se obtuvo el 80.87%, este porcentaje es una relación entre estas especies obtenidas y las estimadas por los métodos no paramétricos. Por lo tanto, este porcentaje mostró que faltan por encontrar más especies, por lo que es deseable aumentar el esfuerzo de muestreo, incluyendo áreas de la misma laguna tales como zonas de manglar, que comúnmente concentran alta cantidad de especies y cuyos resultados pueden jugar un papel fundamental en la riqueza. En el presente estudio, por los tipos de artes de pesca utilizados no se pudo obtener especies que puedan estar asociadas a estos sistemas y de acuerdo con González-Acosta *et al.* (2005), los

peces utilizan las áreas de manglar para refugiarse, crecer y alimentarse. Además de lo anterior, es importante ampliar la estacionalidad de los muestreos.

En la práctica, la medida exacta y precisa de la riqueza no es una labor sencilla (Magurran, 2004), pues el número de especies aumentará con el esfuerzo de muestreo. Aun con esta limitación, los análisis efectuados son válidos, ya que la intensidad de muestreo fue alta (52 lances y 6 muestreos estacionales), además del uso simultáneo de varios artes de pesca, ayuda a evitar el sesgo de la selectividad del arte cuando se usa solo un arte de pesca. Por otra parte, según Jiménez-Valverde y Hortal (2003), el porcentaje mínimo de especies muestreadas para que un análisis sea válido para hacer inferencias a nivel ecosistémico, debe ser del 70% de las especies esperadas, cifra que fue superada en este trabajo (80.87%).

Los análisis para determinar el estimado de especies de peces en una comunidad utilizando métodos no paramétricos son escasos, trabajos como los de Galván-Villa *et al.* (2010) analizando la comunidad de peces arrecifales de la Isla Isabel frente a las costas de Nayarit, estimó un total de 176 especies con el método de Chao2, teniendo 118 especies observadas por censos visuales, caso contrario a lo observado en este estudio, donde el estimador con mayor número de especies por registrar fue Jackknife2, esto puede ser explicado por el número de especies unicas y duplicates observadas (Fig. 15), lo cual hace que el posible número de especies aumente. Por otro lado Juárez-Hernández *et al.* (2013) utilizó estos mismos modelos y su número de especies fue menor, atribuyendo esto al poco esfuerzo de muestreo, obteniendo una representatividad menor al 80%, sugiriendo un porcentaje no satisfactorio frente a la riqueza real de las especies (Soberón y Llorente, 1993).

8.4 Abundancia

La abundancia de la comunidad de peces mostró picos máximos durante otoño de 2010, verano de 2011 y 2012, coincidiendo con lo reportado por Rodríguez-Félix (2010). Para un sistema de manglar ubicado en La Paz B.C.S., González-Acosta

et al. (2005) obtuvieron una mayor abundancia y biomasa durante otoño con respecto a invierno.

En una laguna del Mediterráneo, las abundancias presentaron el mismo comportamiento que el presente estudio, con mayores abundancias durante verano e invierno (Maci y Basset, 2009). En muchas de las lagunas costeras del Atlántico y el Pacífico la variación de la abundancia y biomasa de los peces se debe a las bocas efímeras de estos ecosistemas y contribuciones fluviales temporales que modifican las condiciones ambientales imperantes.

En particular en Las Guásimas dichos cambios podrían estar relacionados con ingreso de los peces para reproducción (desoves) y periodos de reclutamiento, comportamiento que es común para la comunidad ictica en estos ambientes (Leal de Castro, 2001). El comportamiento de la abundancia durante el verano de 2012 se debe a la dominancia de *Diapterus brevirostris*, como lo muestra la figura 22, esta es una especie de la familia Gerreidae que se caracteriza por tener mayor abundancia y actividad durante los meses de verano (de mayo a agosto) durante su periodo reproductivo y de crecimiento (Gallardo-Cabello *et al.*, 2015).

La abundancia y la biomasa son medidas que nos permiten identificar a las especies que contribuyen en mejor medida con en número y peso dentro de ecosistema (Campos-Dávila *et al.*, 2005), han mencionado que la abundancia es un descriptor que se relaciona estrechamente con las características del hábitat (Torres-Orozco, 1994; Acevedo-Cervantes, 1997) y la capacidad de los organismos para poder tolerar condiciones extremas en el ambiente, estas constituyen unas de las propiedades fundamentales que limitan tanto la distribución y abundancia de las poblaciones de peces dentro del ecosistema (Campos-Dávila *et al.*, 2005; Moreno-Sánchez, 2009).

En relación a lo anteriormente mencionado, de las 95 especies observadas, 28 aportaron el 84.8% de la abundancia total durante todo el periodo de estudio, sobresaliendo *Diapterus brevirostris*, *Micropogonias megalops*, *Eucinostomus entomelas*, *Leuresthes sardina*, *Anchovia macrolepidota*, *Eucinostomus dowii*,

Scomberomorus sierra, *Eugerres axillaris*, *Achirus mazatlanus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, por mencionar algunas. En el caso de las especies más abundantes, Rodríguez-Romero *et al.* (2011) reportan a *Diapterus peruvianus* (sinonimia de *D. brevirostris*), *Eucinostomus dowii* y *Paralabrax maculatofasciatus* dentro de las siete especies más abundantes en Rancho Bueno Baja California Sur. En Las Guásimas en el estudio previo realizado por Rodríguez-Félix (2010) dentro de las especies más abundantes se encontraron *D. brevirostris*, *E. entomelas*, *Eugerres axillaris*, *A. macrolepidota* y *P. maculatofasciatus*. Este comportamiento nos muestra una dominancia por estas especies en ecosistemas lagunares que han sido estudiados en el Golfo de California. Esta misma dominancia se observó de manera estacional, por lo que estas especies juegan un papel importante dentro de la laguna.

8.5 Índices ecológicos

Dentro de las lagunas costeras, la composición y riqueza de especies puede ser explicado por el grado de comunicación con el mar abierto, así como la variabilidad de parámetros fisicoquímicos como la salinidad, temperatura y oxígeno disuelto (Pérez-Ruzafa *et al.* 2007), además de falta de alimento y refugios. En los estudios de comunidades se han empleado mediciones de composición de especies (índices de diversidad) como descriptores de la comunidad, siendo los más comúnmente utilizados los de Shannon-Wiener y Simpson (Krebs, 1999).

Se ha mencionado que el índice de Shannon-Wiener es más sensible a las especies que son menos abundantes, mientras que el de Simpson es más sensible a las especies dominantes (Ludwing y Reynolds, 1988; Krebs, 1999). Esto trae como consecuencia que el primero sea más sensible a la riqueza de especies, mientras que el segundo sea más sensible a la equidad. Por esto, en el presente estudio se consideró que para comunidades de peces con alta riqueza, pocas especies dominantes y varias especies raras, el índice de Shannon-Wiener es una buena opción para evaluar la diversidad.

Los índices de diversidad nos brindan una aproximación cuantitativa de la estructura de la comunidad, debido a que consideran dos componentes, el número de especies (riqueza específica) y la manera de cómo se encuentra distribuida la abundancia de cada una de las especies observadas respecto al total (equidad). Es por ello, que el poder contar con esta información es importante para tomar indicadores de un posible efecto ambiental o alteración del ecosistema por actividades antropogénicas (Moreno, 2001).

Basados en lo anterior, uno de los factores que son determinantes en la variación de la estructura de la comunidad es la temperatura, de acuerdo al análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS), las especies tienen afinidad por climas con temperaturas templadas y cálidas. Se ha observado que la temperatura juega un papel importante en las oscilaciones de las especies, debido a que intervienen en la regulación de la dinámica y su función intrínseca (reproducción, crecimiento, migración, alimentación, etc.) (Nagelkerken *et al.*, 2000; Bergenius *et al.*, 2005).

La riqueza específica mostró una dominancia estacional marcada, observándose mayores valores para las estaciones de otoño de 2010 y primavera de 2011, caso contrario a lo observado por González-Acosta *et al.* (2005), quienes observaron mayor riqueza de especies en verano y otoño para un sistema de manglar en La Paz BCS, mientras que en la laguna La Encrucijada Chiapas la mayor riqueza se observó en meses correspondientes a invierno y la menor en verano (Velázquez-Velázquez *et al.*, 2008). Yépiz-Velázquez (1990) analizando la comunidad de peces para esta laguna con datos de 1985-1986 encontró un comportamiento similar al obtenido en este estudio, con la mayor riqueza en otoño y primavera, esto pudiera deberse a que los periodos transicionales entre las estaciones más extremas de la laguna (verano e invierno), las condiciones ambientales son similares a las encontradas en el medio marino circundante, posibilitando el ingreso de un mayor número de especies.

El índice de diversidad de Shannon-Weaver mostró mayores valores para otoño de 2010, primavera de 2011 y 2012, presentando un comportamiento muy

similar a la riqueza. Este comportamiento fue observado por Yépiz-Velázquez (1990) y Ontiveros-Granillo (2011), durante otoño y primavera. En comparación con la laguna de Términos, Ayala-Pérez *et al.* (2003) observaron que los meses correspondientes a las estaciones climáticas de otoño y primavera la diversidad fue alta para dos años de muestreo, caso similar a lo observado en Las Guásimas.

Es posible que este patrón de la diversidad este definido por los factores ambientales o en respuesta a algún proceso biológico de las especies. Se ha indicado que los índices de diversidad reflejan los cambios en la abundancia de las especies a través del tiempo, también puede ser un artificio y en muchos casos, no representan la diversidad real del ecosistema. Sin embargo, esto puede ser complementado con observaciones directas relacionadas con aspectos ambientales, lugares de muestreo y selectividad de redes o artes de pesca (Amezcuca-Linares *et al.*, 1987). Las comparaciones entre lagunas o estuarios en cuanto a la riqueza de especies es complicado, esto debido a los métodos de colecta utilizados, variación geográfica y tamaño de la laguna (Pérez-Hernández y Torres-Orozco, 2000).

La marcada variación de la diversidad es también influenciada por la presencia de especies que ocasionalmente visitan la laguna, ha sido documentado que este índice es variable en relación a la época del año. En general las especies tipifican épocas del año y localidades, otras presentan distribución generalizada en el sistema, esto provoca una marcada estacionalidad (Acevedo-Cervantes, 1997) como lo observado en el presente estudio.

8.6 Curvas abundancia-biomasa (ABC)

Las curvas de abundancia-biomasa (ABC) son una herramienta útil para determinar el estrés en los ecosistemas, lo obtenido en el presente estudio indica que existe una dominancia por especies de tamaño pequeño y ciclo de vida corto durante las estaciones climáticas de invierno y verano de 2012, considerando que se puede deber a estrés antropogénico o cambios en el ecosistema (Clarke y

Warwick, 2001), este método se ha utilizado para evaluar efectos por la pesca por Nieto-Navarro (2010) y Herrera-Valdivia *et al.* (2015) en el Golfo de California.

Sin embargo, sin descartar el posible efecto de la pesca o alguna actividad antropogénica como la acuicultura que está presente en Las Guásimas, la dominancia de especies pequeñas está más relacionada con el ciclo de vida de algunas especies, que entran en grandes cardúmenes en etapas tempranas para crecer y alimentarse dentro del ecosistema. Los valores del estadístico $W = -0.025$ para invierno de 2012 y $W = -0.073$ para verano de 2012, muestra una estacionalidad de la presencia de especies pequeñas en Las Guásimas (Fig. 34). Este comportamiento similar fue observado para el estuario del río Puzih en Taiwan, donde utilizaron las curvas ABC para determinar cambios estacionales en la relación abundancia-biomasa, se observó que en la temporada de invierno y otoño la abundancia presentó un comportamiento por encima de la biomasa (Tsai *et al.*, 2015). Este método se ha utilizado en años recientes para estudios ictiológicos (Blanchard *et al.*, 2004; Yemane *et al.*, 2005) y esta estacionalidad es común que se encuentre en diferentes regiones del mundo (Lin y Shao, 1999; Crona y Rönnbäck, 2007; Jin *et al.*, 2007).

La evidencia sobre la estacionalidad en Las Guásimas de peces con tallas chicas la podemos observar en la figuras 46 y 47, la cuales demuestran que durante las estaciones climáticas de invierno y verano de 2012 existe presencia y mayor abundancia de estos organismos chicos, generado por un reclutamiento de las especies hacia la laguna para refugiarse y crecer, para posteriormente emigrar a zonas adyacentes de la laguna, enfatizando el hecho de la importancia de la laguna como área de crianza.

8.7 Índice de valor biológico (IVB)

Es conocido que no todas las especies tienen una misma influencia dentro de un ecosistema, aquellas especies más dominantes tienen mayor control sobre la estructura de la comunidad y muchas veces determinamos la dominancia en base a la abundancia, el tamaño y el papel ecológico. Sin embargo el utilizar la

abundancia numérica es un criterio válido debido a que elimina el sesgo del peso de algunos organismos de gran tamaño o que forman cardúmenes (Sanders, 1960).

De acuerdo a los valores obtenidos del índice de valor biológico (IVB), Ontiveros-Granillo (2011) ubicó a *P. maculatofasciatus* dentro de las tres primeras más importantes coincidiendo con lo observado en este trabajo, sin embargo las otras dos no entran dentro de las 10 más importantes. La importancia del IVB es que balancea la constancia espacio temporal de la abundancia y esto evita ordenar a las especies en base a datos puntuales de abundancia (Loya-Salinas y Escofet, 1990). Un ejemplo de esto es la especie *Diapterus brevirostris*, la cual fue la más abundante en cuanto a número de organismos, pero esta abundancia solo se observó en el verano de 2012 (1527 organismos) y se ubicó en la octava posición basados en el IVB para este arte. En base al balanceo del IVB entre la abundancia y la frecuencia, nos ayudó a que consideremos a *Anchovia macrolepidota*, *Achirus mazatlanus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Eucinostomus entomelas*, *Leuresthes sardina*, *Eucinostomus dowii*, *Etropus crossotus*, *Micropogonias megalops*, *Eugerres axillaris*, *Sphoeroides annulatus*, *Anchoa nasus*, *Balistes polylepis*, *Cetengraulis mysticetus*, *Ariopsis seemanni* y *Scomberomorus sierra*, como especies residentes y frecuentes del ecosistema Las Guásimas. Todas estas especies son peces que se encuentran dentro de la laguna la mayor parte de los muestreos (especies residentes), lo cual se apoya en el concepto de Loya-Salinas y Escofet (1990). Es evidente que estas especies presentan estrategias biológicas eficaces que les permite dominar estos ecosistemas sobre el resto de las especies. Algunas de estas características son: gran capacidad reproductiva, un amplio espectro trófico o alimenticio, gran tolerancia a cambios de temperatura y salinidad.

8.8 Gremios ecológicos

Se presentan los resultados de la clasificación de gremios tróficos para lagunas costeras en el estado de Sonora específicamente en Las Guásimas. La

composición en cuanto a los gremios por utilización del estuario muestran una dominancia por las especies marinas migrantes (Mm), estas especies pueden estar utilizando la laguna como zona de crianza, alimentación, refugio, rutas de migración y estas propiedades fundamentales han sido observadas en Norte América (Haedrich, 1983; Nordlie, 1979, 2003; Able, 2005), Indo-Pacífico tropical (Blader, 2000), áreas Europeas (Elliot y Hemingway, 2002), África tropical (Albaret *et al.*, 2004), Australia templada y tropical (Potter y Hyndes, 1999) y sureste de África tropical y templado (Whitfield, 1999).

De los atributos ecológicos que se analizaron en este estudio, el de la relación de la comunidad ictiológica con ambientes estuarino-lagunares es el atributo ecológico de mayor uso (Palacios-Salgado, 2011). Günther en 1880 fue el primero que clasificó a la comunidad ictiológica desde un punto de vista ecológico como habitantes permanentes o temporales de los ecosistemas lagunares (Castro-Aguirre *et al.*, 1999).

Elliot *et al.* (2007) propusieron una serie de clasificaciones donde pretendían estandarizar los gremios basados en el uso de hábitat, tipo de reproducción y alimentación. Sin embargo el utilizar estas clasificaciones en sistemas lagunares del estado de Sonora, donde la Laguna de las Guásimas tiene nula aportación de agua dulce y es considerada como anti-estuarina como otras lagunas del estado, puede estar limitado por la falta de conocimiento biológico de las especies, de las especies ubicadas en estas zonas, son muy pocas de las que se conoce la relación biológica y ecológica con estos ambientes, esto dificulta una clasificación precisa y limita las comparaciones entre ecosistemas geográficamente distintos. Otra de las limitantes que complica la definición del uso de estuarios es la versatilidad de las especies, un ejemplo claro es el de la lisa rayada (*Mugil cephalus*) que geográficamente presenta diferentes comportamientos en cuanto a su clasificación en la utilización de los estuarios, en una región es catalogada como catadroma, estuarina migrante en otro y marina en una tercer región (Elliot *et al.*, 2007), en este estudio esta especie fue catalogada como marina migrante (Mm).

Estacionalmente los gremios tróficos por utilización del estuario muestran una dominancia marcada por especies marinas migrantes, esto es contrario a lo encontrado por Elliot y Dewailly (1995). Palacios-Salgado (2011) encontró una dominancia por las especies marinas (50%) con organismos capturados por la flota camaronera, mientras que las especies que hacen uso del estuario con algún fin biológico solo representaron el 20%, esta cifra puede estar subestimada, debido a que Castro-Aguirre *et al.* (1999) menciona que al menos 280 especies entran a las lagunas en alguna etapa de su ciclo de vida.

Esta asociación está vinculada principalmente a funciones de alimentación, crecimiento, reproducción y crianza de jóvenes (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980; Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1988; Elliot *et al.*, 2007). Las comunidades ícticas asociadas a los ambientes estuarinos juegan un papel importante en el balance y regulación energética como importadores o exportadores entre ecosistemas, debido a que transforman, conducen, almacenan e intercambian la energía (Yáñez-Arancibia y Nugent, 1977; Castro-Aguirre *et al.*, 1994). Esta interacción tiene como consecuencia una producción natural de la plataforma continental (Palacios-Salgado, 2011).

En lo que respecta a los gremios por tipo alimenticio en este estudio se tuvo una dominancia por organismos que se alimentan predominantemente de invertebrados que están asociados al sustrato, incluyendo animales del hiperbentos, epifauna, infauna y donde además se incluye una pequeña proporción de peces (Zb = zoobentívoros) y el segundo grupo importante es de los organismos que se alimentan predominantemente de peces pero puede incluir en su dieta grandes invertebrados neotónicos (Pv = piscívoros). Estos resultados en cuanto a los zoobentívoros (Zb) coinciden con los reportados en lagos europeos templados (Elliott y Dewailly, 1995; Mathieson *et al.*, 2000; Pombo *et al.*, 2002; Malavasi *et al.*, 2004) y Caribe tropical (Nagelkerken y van der Velde, 2004). El comportamiento de los peces que se alimentan de otros peces (Pv) puede estar relacionado con la disponibilidad de presas de tallas chicas. Es importante que esta clasificación se realice más cuidadosamente, algunos autores sugieren que

se deben de formar gremios tróficos más específicos y que expliquen de mejor manera la alimentación (Mathieson *et al.*, 2000; Hernández *et al.*, 2008). Sin embargo una clasificación de este tipo requiere de un conocimiento específico del espectro trófico de las especies (Palacios-Salgado, 2011).

Los estadios ontogénicos serian una condición importante en la clasificación de los gremios tróficos por tipo de alimentación, lo cual agruparía a las especies en sus diferentes etapas de desarrollo (Mathieson *et al.*, 2000). De acuerdo con Sierra *et al.* (1994) con el aumento de talla los peces incrementan su capacidad para consumir dietas de mayor tamaño, pudiendo sustituir a presas de menor contenido energético, como invertebrados, por otras presas de mayor como peces. Otro factor importante en cuanto a la dificultad de clasificar a las especies por el tipo de alimentación es la disponibilidad de presas que se encuentran en estos ecosistemas, McLusky y Elliot (2004) mencionan que los estuarios ofrecen una alta densidad de presas y otro tipo de alimento que no se encuentran en otras áreas. Esto hace que el realizar estudios sobre los espectros tróficos retome mayor importancia para la mejor clasificación de estos gremios.

Los gremios por tipo de alimentación son importantes debido que pueden ayudar a entender, explicar y eventualmente ser usados en un contexto de manejo, ayudan a explicar el funcionamiento de las áreas estuarinas y especialmente el uso de las áreas estuarinas que fueron impactadas por actividades humanas. Por lo tanto, es particularmente importante para determinar las cadenas tróficas, relación depredador-presa y capacidad de carga de estuarios y estos como un resultado antropogénico, hidromorfológico y modificaciones químicas, a través de un entendimiento de las relaciones tróficas de estos sistemas (Elliot *et al.*, 2007).

El análisis de los gremios ecológicos por tipo de reproducción mostró una dominancia por los ovíparos con huevos pelágicos con un 82.6%, un porcentaje elevado considerando que del total de las especies conocidas del POT, el 56% se reproduce de esta manera (Robertson y Allen, 2002; Palacios-Salgado, 2011). Elliot y Dewaily (1995), Pombo *et al.* (2002) y Franco *et al.* (2008) observaron este

mismo comportamiento de dominancia en estuarios europeos sobre la comunidad íctica. El gremio de especies ovíparas con huevos bentónicos representó el 2% de las especies, teniéndose que el 30% de las especies del POT presentan este tipo de reproducción (Robertson y Allen, 2002), siendo las especies de sistemas arrécifales las que pertenecen a este gremio, y están representados principalmente por blénidos, labrisómidos, góbidos y gobiesócidos (Thompson y Gilligan, 2002; Palacios-Salgado, 2011).

En el ambiente marino el gremio dominante son los desovadores pelágicos, tanto en riqueza y abundancia (Wootton, 1990; Jan, 2000). Esta dominancia se ha tratado de explicar con diferentes hipótesis. Johanes (1978) menciona que los huevos pelágicos se dispersan más rápido hacia el océano por las corrientes, este mecanismo da una gran ventaja, ya que se disminuye la depredación y aumenta la posibilidad de una mayor distribución, ya que la depredación en aguas someras tropicales es muy intensa. En este estudio la familia Clupeidae y Engraulidae representaron el 8%, las cuales son desovadores pelágicas. Se menciona que estas tienen una menor fecundidad que los peces de tallas grandes, por lo tanto los desoves pelágicos les permite no presentar pérdidas debido a la dispersión (Barlow, 1981). Otra hipótesis es que los peces pequeños tienen más dificultad en encontrar sitios donde realizar sus desoves y para cuidar de sus huevos, caso contrario observado para peces de tallas grandes, esto obliga a las especies a desovar en ambientes pelágicos (Tresher, 1984).

Las especies encontradas en el presente estudio que presentan huevos bentónicos (Ob), huevos que se adhieren al substrato o vegetación (Ov), huevos con cuidado parental en nido (Og) y huevos que son cuidados en alguna parte del cuerpo (Os), presentan estos mecanismos como protección y también se sugiere que es para retener a los huevos y larvas dentro del estuario (Haedrich, 1983; Elliott y Dewailly, 1995), posiblemente siendo una estrategia para que los organismos jóvenes se alimenten y crezcan en estas áreas.

8.9 Utilización de la laguna

Se ha mencionado que los estuarios son muy importantes para la sobrevivencia de muchas especies durante su etapa temprana de vida (Peterson *et al.*, 2000). A nivel mundial se ha planteado que los peces utilizan estos ecosistemas para reproducirse, alimentarse y protegerse en etapas tempranas de su ciclo de vida (Williamson y Mather, 1994; Shih-Rong *et al.*, 2001; Tsai *et al.*, 2015).

La abundancia de especies, composición y diversidad de la fauna de peces han sido bien examinadas en diferentes lagunas con características estuarinas en diferentes partes del mundo (Methven *et al.*, 2001; Akin *et al.*, 2003; Akin *et al.*, 2005; França *et al.*, 2009; Castillo-Rivera *et al.*, 2010). El presente estudio no solo se enfocó en el análisis de la comunidad ictiológica y su variación en el tiempo, sino además se determinó si esta comunidad mostraba un patrón definido en cuanto al tamaño de los organismos para determinar periodos de crecimiento de las especies dentro del ecosistema, observándose que durante las estaciones climáticas de invierno y verano de 2012 predominaron los organismos de tallas chicas.

La utilización de los estuarios para diferentes procesos biológicos tiene una escala temporal (Attrill y Power, 2002). Por ejemplo, la mojarra *Diapterus brevirostris* la cual como se mencionó presentó un pico máximo de abundancia durante verano de 2012, la mayoría de los organismos estaban catalogados como organismos pequeños (<100 mm LT), por lo tanto esta especie utiliza la laguna como protección, alimentación y crecimiento, de acuerdo a lo mencionado por Gallardo-Cabello *et al.* (2015) que durante el verano (mayo-agosto) esta especie se reproduce y utiliza los estuarios para llevar a cabo su crecimiento, siendo de esta manera una especie dependiente de la laguna.

A nivel de especies, las variaciones de la abundancia y presencia de organismos en tallas pequeñas no mostraron un periodo definido. El comportamiento observado para las especies es que presentaron mayores abundancias en diferentes periodos, como el caso de *Eucinostomus dowii* que presentó un patrón de mayor abundancia durante invierno 2012.

La dominancia de organismos pequeños y medianos en Las Guásimas nos indica que la zona es utilizada como área de refugio, este comportamiento es un mecanismo utilizado por los peces para tener mayor sobrevivencia y favorecer el reclutamiento, ya que durante los estadios tempranos suelen ser muy vulnerables a depredación (Le Pape y Bonhommeau, 2015).

La presencia del chano norteño *Micropogonias megalops* en estadios juveniles, evidencia que la laguna es utilizada para protección en su ruta migratoria hacia la región más norteña del golfo de California, como se ha mencionado anteriormente esta especie se concentra en esta región donde es capturada comercialmente (Aragón-Noriega *et al.*, 2009). En el caso de *Achirus mazatlanus* y *Anchovia macrolepidota*, ambas se presentaron en tallas juveniles durante invierno de 2012, este comportamiento ha sido documentado en dos sistemas estuarinos de Chiapas, ambas especies son comunes durante los meses fríos y templados (febrero y abril) en estadios juveniles y adultos, además son considerados como especies marinas.

En cambio en el presente estudio ambas especies fueron frecuentes (presente durante las seis campañas de muestreo), esto debido a las características antiestuarinas de Las Guásimas, donde el aporte de agua es nulo, teniendo masas de agua netamente marinas, lo que permite la presencia de estas especies.

Se considera que las especies observadas son principalmente especies que utilizan la laguna para fines de alimentación y crecimiento, debido a que estas áreas proveen protección de depredadores en etapas tempranas, además aseguran una alta disponibilidad de alimento para un número de especies marinas y teleósteos juveniles de regiones subtropicales y tropicales. (Robertson y Duke, 1990; Kuo *et al.*, 2001). El gran número de especies raras (55 especies) obtenido por el método de Olmsted-Tukey, nos muestra que la laguna es utilizada también de manera ocasional para llevar a cabo algún proceso biológico como crecimiento y alimentación.

Una de las características de la laguna de Las Guásimas es la presencia de manglares, los cuales podrían aumentar tanto el número de especies, además de la abundancia de peces en estadios tempranos de desarrollo. Estudios realizados en el Golfo de México han caracterizado y cuantificado las comunidades de peces, estableciendo como importantes las áreas de manglar como hábitats críticos para que la comunidad ictiológica se refugie y alimente en etapas tempranas de su ciclo de vida (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985; Aguirre-León y Díaz-Ruíz, 2000; Díaz-Ruíz *et al.*, 2000; Díaz-Ruíz *et al.*, 2006). En el caso de este estudio es necesario realizar más muestreos ubicando las áreas de manglar para poder tener un mejor conocimiento sobre la importancia de estos hábitats sobre los peces pequeños.

El análisis de composición de tallas, combinado con los estimados de tallas de primera madurez obtenidos de FISHBASE son escasos para lagunas costeras mexicanas, solo existe el trabajo realizado por González-Sansón *et al.* (2014), sin embargo este estudio también utilizó información in situ del estado de madurez de las especies de peces. Con base en este análisis, se pudo definir a las especies juveniles en la laguna y cuales utilizan el ecosistema en estados adultos, para esto se utilizaron las especies más abundantes. Los resultados del estudio muestran que de las 15 especies más abundantes 12 se encontraban en etapa adulta (*Leuresthes sardina*, *Anchovia macrolepidota*, *Cetengraulis mysticetus*, *Eucinostomus entomelas*, *Eugerres axillaris*, *Achirus mazatlanus*, *Caranx caballus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Balistes polylepis*, *Scomberomorus sierra*, *Nematistius pectoralis* y *Caranx vinctus*) y tres en estadios juveniles (*Diapterus brevirostris*, *Eucinostomus dowii* y *Micropogonias megalops*).

Sin embargo, las especies con actividad reproductiva también presentaron un gran porcentaje de organismos juveniles, por lo que estas especies aparte de utilizar la laguna para reproducirse, también la utilizan como área de crianza. No se descarta que organismos en tallas adultas y juveniles se desplacen hacia otros hábitats fuera de la laguna que sirvan como área de crianza.

El uso progresivo de diferentes hábitats en etapas juveniles ha sido investigado por otros autores en diferentes lagunas del mundo (Mumby *et al.*,

2004). Para el caso de *C. mysticetus* y *E. dowii* se han catalogado como especies juveniles que no se reproducen dentro de la laguna, esto en base a la talla de primera madurez (González-Sansón *et al.*, 2014), caso similar a lo observado en este estudio.

La utilización de la laguna Las Guásimas por organismos adultos o maduros presento variaciones estacionalmente, ya que los picos máximos de reproducción se observaron en las estaciones climáticas de otoño de 2010 y primavera de 2011, como se ha observado para *L. sardina*. Sin embargo existen especies con diferencias en cuanto a su reproducción, como el caso de *E. entomelas* y *C. caballus*. Resulta complicado hacer una comparación con otras investigaciones debido a que los trabajos donde se aborde un análisis similar al realizado en este estudio son escasos. Concluyendo las especies de peces observadas durante el estudio muestran la importancia de Las Guásimas como un área de crianza y reproducción, los cuales pueden ser modulados por diferentes factores ambientales, como salinidad, temperatura, etc.

8.10 Estructura trófica

8.10.1 Niveles tróficos

En relación a los del nivel trófico promedio, se observó una dominancia por especies en el nivel 3 en relación a la abundancia sin cambios en cada periodo de muestreo, caso contrario a lo observado en relación a la biomasa. Esta diferencia entre los cambios de dominancia entre la abundancia y la biomasa, se debe a que los organismos de niveles 4 son de mayor tamaño y peso. Existe una dominancia en cuanto el número de especies por niveles tróficos intermedios (3-3.49 y 3.5-3.99), casi similar a lo observado por Palacios-Salgado (2011).

En un estudio realizado por Froese *et al.* (2001) en cinco ecosistemas marinos con diferente riqueza de especies de peces, observó el mismo comportamiento al observado en esta investigación. Sin embargo el comportamiento para organismos de lagunas costeras es la dominancia por el nivel trófico 3, en base al número de especies y la abundancia. La clara dominancia del número de especies pertenecientes a los niveles tróficos 3 es un

comportamiento característico en una laguna costera, Yoclavich *et al.* (1991) comenta que las comunidades ícticas de estuarios en la costa occidental de los Estados Unidos, la composición de especies es numéricamente mayor por las ubicadas en el nivel tres.

Se ha considerado que los organismos de niveles tróficos mayores al dominante en esta investigación, generalmente lo integran especies de elasmobranquios (Hastings y Findley, 2007). Los resultados obtenidos muestran una escasa presencia de este grupo ya que solo *Carcharhinus cerdale* se encuentre en un nivel trófico 4. Palacios-Salgado (2011) observó un comportamiento de mayor riqueza de especies en niveles tróficos altos con tallas grandes, esto debido a que los niveles inferiores presentan tallas pequeñas y viceversa (Froese *et al.*, 2001), esto explica la dominancia en biomasa por niveles tróficos 4 durante verano de 2011 e invierno de 2012.

La caracterización de los niveles tróficos en un ecosistema suele ser una herramienta útil para evaluar impactos sobre las especies. Dentro de las actividades que alteran los niveles tróficos en un ecosistema se encuentra principalmente la actividad pesquera, la cual puede incidir sobre todos los niveles, aunque generalmente se concentran sobre niveles altos (depredadores), ya que suelen ser de mayor tamaño (Reyes-Bonilla *et al.*, 2009). Por esta razón, los estudios sobre la estructura trófica de un ecosistema resultan importantes para fines de manejo. Con los resultados obtenidos sobre la dominancia de los niveles tróficos, podemos tener una medida cuantitativa de la interacción que puede existir entre los diferentes niveles y así poder describir el papel que juegan las especies en el ecosistema (Mather *et al.*, 2012).

Desde que Odum y Herald (1975) ampliaron el concepto de nivel trófico de Elton (1927) y Linderman (1942) de una medida cualitativa a una cuantitativa, el uso de la posición trófica ha sido un descriptor clave de las funciones específicas de las especies y el estado de los ecosistemas se han establecido más firmemente (Pauly y Watson, 2005).

Con la reciente adopción de la posición trófica como un indicador de los recursos marinos para evaluar el estado y sustentabilidad de los recursos pesqueros (Pauly *et al.*, 1998; Pauly y Watson, 2005), su importancia y uso ha ido en aumento.

Si bien en algunos casos la estimación del valor es importante, dado que se observa como se ha reducido el nivel trófico de las capturas en el tiempo (Pauly y Watson, 2005), las estimaciones de los niveles todavía son una controversia y sigue siendo ligados como un descriptor importante dentro de las redes tróficas.

Al observar la dominancia de los niveles tróficos 3 en Las Guásimas, es complicado tener una referencia del estado de salud del ecosistema o de los efectos causados por la actividad pesquera, esto debido a que no existe antecedente del comportamiento de estos niveles en Las Guásimas, a pesar de que por observaciones hechas en campo la actividad pesquera es más intensa, o bien que este comportamiento este más relacionado con las características de las especies que desarrollan sus actividades biológicas dentro del ecosistema, por lo que el poder definir la evolución y comportamiento de los niveles tróficos resultan importantes en un futuro para fines de manejo ecosistémico.

8.10.2 Redes tróficas

En lo referente a la topología de la red trófica, la definimos cómo el estudio que describe la forma de estar distribuidas las relaciones o conexiones entre las especies (Bascompte, 2007). Este estudio está enfocado a dos premisas; la primera menciona que las conexiones de redes reales difiere por mucho de las que se producirán por procesos aleatorios, es decir, distan significativamente de las redes aleatorias y despliegan rasgos carentes de orden. La segunda argumenta que las propiedades emergentes del análisis de su configuración revelan aspectos sobre la dinámica, tales como que tan resilientes son a la pérdida de nodos (especies) y como nodos nuevos se relacionan al momento de incorporarse a la red (Jordano *et al.*, 2009).

El presente estudio nos muestra de una manera gráfica la interacción que existe entre los diferentes actores, nodos o grupos de una manera estacional, observamos que en base a la estacionalidad la complejidad de la red fue diferente. Este comportamiento tiene una relación en base a la presencia de un número de especies en una estación climática determinada. Esta investigación resulta importante debido a que es la primera realizada en una laguna costera del estado de Sonora, aportando información de la importancia de las especies en un ecosistema tan dinámico.

Desde hace algún tiempo las interacciones depredadores-presas son una de las relaciones ecológicas más utilizadas para comprender estructural y funcional los ecosistemas marinos (Bascompte *et al.*, 2006; Jordano *et al.*, 2009). Los análisis de estas propiedades han sido retomados utilizando diferentes aplicaciones, una de ellas es el modelo Ecopath, sin embargo este método tiene una limitante importante, y es que requiere de una gran cantidad de información biológico-pesquera, por lo que son muy demandantes (Plaganyi y Butterworth, 2004), y en muchos de los casos esta información no está disponible para la zona de estudio (Irigoyen-Arredondo, 2013).

El análisis estructural en relación a la conectancia nos muestra que los valores son bajos en las seis estaciones climáticas, solo con el mayor valor observado en verano de 2011. Estos valores nos muestran una red que se encuentra poco conectada con los diferentes nodos, coincidiendo con un trabajo realizado en la isla San José B.C.S (Irigoyen-Arredondo, 2013).

La interpretación de los valores de conectancia sigue manteniéndose en controversia. Por una parte, hay quienes proponen que existe una relación directamente proporcional entre la diversidad y la conectancia (Murakami *et al.*, 2008; Sabatino *et al.*, 2010; Irigoyen-Arredondo, 2013), es decir que a mayor diversidad o riqueza serán mayores los valores de conectancia. Por otro lado, Cagnolo y Valladares (2011) y Navia-López (2013) mencionan que hay autores que han demostrado que los valores bajos de conectancia están relacionados con un elevado número de grupos redundantes. Recientemente los valores de

conectancia bajos se han vinculado con la presencia de especies generalistas en la red (Dézerald *et al.*, 2013). El resultado que se observó en este estudio fue que cuando existía mayor número de especies en el ecosistema las valores fueron menores, mientras que en verano de 2011 que fue donde se registró el menor número de especies, el valor de conectancia fue mayor, por lo que aceptamos la hipótesis que ha mayor número de especies la conectancia será menor, esto como un comportamiento por la presencia de grupos generalistas.

El valor del índice de grado mostró que los valores más altos residió en organismos basales principalmente o niveles tróficos dos (camarones grandes, zooplancton, cangrejos bentónicos, polichaeta, bivalvos y gastropoda). Este índice nos indica los grupos que presentan una mayor interacción con los demás grupos, por lo que el resto de los nodos presentan pocas conexiones. Este comportamiento fue observado por Irigoyen-Arredondo (2013) en la isla San José, B.C.S, teniendo como los nodos con mayores conexiones al grupo de algas bentónicas, microfauna, detritus y camarones peneidos.

Abascal-Monroy (2014) observó un comportamiento en cuanto a los grupos con mayores conexiones en la laguna de Términos en Campeche, siendo los más importantes los nodos ubicados en niveles tróficos uno y dos (fitoplancton, zooplancton, poliquetos, pastos, meiobentos, microcrustáceos y equinodermos). Se ha documentado que los grupos de productores primarios y en algunos casos los consumidores primarios sean los grupos con mayores conexiones dentro de una red, esto nos indica que en la estructura trófica se tiene un tipo de control abajo-arriba (bottom-up) (Vasas *et al.*, 2007). Pero se ha comentado que en este tipo de comportamiento, también pueden existir especies claves en niveles tróficos más altos.

Los nodos con mayores conexiones observadas en esta investigación tienen una regulación o control abajo-arriba (bottom-up). Este mecanismo de control ecosistémico se originó en la propuesta de Hense (1887), quien supuso que el alimento regulaba las poblaciones de peces, mencionando que si se estudiaban las producciones de fitoplancton y zooplancton, se podría predecir el

rendimiento de los peces. Esta idea fue tomando con más relevancia en base a estudios científicos, hasta llegar al concepto que la regulación de los componentes de una red trófica depende de los productores primarios (Pace *et al.*, 1999).

En el caso de las especies de peces que mostraron un mayor número de conexiones se encuentran principalmente 10 especies: *Anchoa ischana*, *Cynoscion xanthulus*, *Anchoa nasus*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Eucinostomus entomelas*, *Haemulon sexfasciatum*, *Ariopsis seemanni*, *Eugerres axillaris*, *Mugil curema* y *Achirus mazatlanus*. De estas especies seis se encontraron como especies importantes o dominantes de acuerdo al índice de valor biológico (IVB), por lo que estas especies juegan un papel importante dentro del ecosistema, como parte estructural en las redes tróficas.

Para el caso del índice de intermediación (BC) los mayores valores lo obtuvieron grupos de niveles 1 y 2 (fitoplancton, cangrejos bentónicos, camarones grandes, cefalópodos, bivalvos, polichaeta, portunidae, gastropoda y stomatopoda), por lo cual ocupan un lugar importante en la propagación de efectos indirectos, por lo tanto si estas especies se quitan de la red trófica se desencadenaría una serie de alteraciones en estructura y funcionamiento de la red trófica en el ecosistema. Existen pocos estudios a nivel mundial, utilizando este índice para medir las propiedades estructurales de la red en ecosistemas marinos, Navia *et al.* (2010, 2013) realizaron un análisis para evaluar la importancia de los elasmobranquios, concluyendo que este grupo tiene una muy baja participación en la distribución de efectos de la red, por lo que si son removidos no ocurrirán cambios significativos en la red. Irigoyen-Arredondo (2013) en la Isla San José determinó como los grupos que son importantes a grupos de niveles inferiores.

En lo referente al índice de cercanía (C) observamos que los grupos principales fueron los peces (Fig. 75), por lo que muchas de las especies son los que tienen mayor acceso al resto de los grupos. Borgatti y Foster (2003) sugieren que los grupos que presentan mayores valores de cercanía son los que interactúan con otros con la intervención de menos intermediarios.

Los resultados de esta investigación sugieren que la importancia de estos grupos como más conectados con especies más basales podría estar sucediendo el efecto de cascada trófica, es decir que los organismos de niveles mayores regulan la abundancia o presencia de las especies basales. Estos resultados difieren a los reportados por los de Abarca-Arenas *et al.* (2007) e Irigoyen-Arredondo (2013), ya que los mayores valores de este índice lo observaron para especies más basales. Sin embargo Abascal-Monroy (2014), si encontró un comportamiento similar al observado en este trabajo.

Las redes tróficas observadas mostraron un comportamiento integrado con cadenas tróficas cortas, ya que fueron necesarios unos pocos grupos basales para que los nutrientes que se encontraban en la base de la red fueron trasladados a niveles más altos. Hay que tomar en consideración que la forma estructural de la red puede presentarse de una manera distinta si se toma en cuenta los cambios ontogénicos en la alimentación de diferentes especies. Esto es debido a que el tamaño del cuerpo en las especies de peces determinará el grado de depredación, por lo cual es muy probable que una especie que se alimente de un nivel tres, en etapas tempranas de su ciclo de vida se alimente de especies más basales (Davis *et al.*, 2011; Davis *et al.*, 2012).

El alto número de especies zoobentívoras observadas en este estudio explica el comportamiento de la red, mostrando una tendencia a la conexión con grupos como cangrejos bentónicos, camarones chicos y grandes, entre otros, debido a que Las Guásimas es muy importante en la presencia de estos grupos. En general en estuarios o lagunas costeras estables las biomásas y diversidad de macroinvertebrados es alta, esto ocasiona que los organismos zoobentívoros sean dominantes en estos ecosistemas (Scharler *et al.*, 1997; Teske y Wooldrige, 2001; Harrison y Whitfield, 2012).

9. CONCLUSIONES

Los parámetros ambientales de temperatura del agua y salinidad mostraron patrones estacionales definidos; la temperatura presenta cambios extremos debido a la influencia semidesértica del área de estudio.

Con relación a la composición específica, el número de especies que se registró en la laguna es mayor a lo reportado en trabajos previos, como respuesta de los diferentes métodos de colecta utilizados. Al igual que en otros ecosistemas del mundo, el orden Perciformes fue el grupo de peces con mayor número de especies.

Las familias más importantes en cuanto al número de especies fueron Carangidae, Sciaenidae, Gerreidae, Haemulidae, Paralichthyidae y Engraulidae, siendo este un comportamiento característico en las lagunas costeras.

En relación a la biogeografía la mayoría de las especies son de amplia distribución, lo cual limitó la presencia de un mayor número de especies endémicas.

Se encontraron cuatro grupos; las especies que aportaron esta separación fueron las mismas para las diferentes estaciones climáticas.

Fue evidente que un número reducido de especies fueron las abundantes, debido a que 28 acumularon alrededor del 85% de abundancia relativa; la especie más abundante fue la mojarra *Diapterus brevirostris*.

Dentro de la comunidad de peces se observó que existe un gran número de especies raras, lo cual demuestra que muchas de las especies frecuentan de manera ocasional el ecosistema para realizar algún proceso biológico.

La diversidad y la riqueza de especies mostraron un patrón estacional, con los mayores valores en otoño y primavera, posiblemente modulados por la temperatura y en respuesta a un reclutamiento relacionado a los procesos biológicos de las especies (reproducción, alimentación y crecimiento).

La abundancia y la biomasa fueron mayores en otoño y verano. La abundancia está relacionada con datos puntuales de alguna de las especies, que muestran sus picos máximos en estas temporadas, como el caso de *D. brevirostris*.

Las curvas abundancia-biomasa (*ABC*) mostraron que solo en invierno y verano de 2012 el ecosistema se encontró moderadamente estresado. No se descarta el posible efecto antropogénico de pesca y acuacultura actividades que se realizan dentro de la laguna, pero con los datos aquí presentados no se puede afirmar un efecto.

En relación a la clasificación por gremios ecológicos, hubo dominancia por especies marinas migrantes, zoobentívoras y ovíparas con huevos pelágicos.

La laguna es utilizada como área de crianza en invierno y verano. En lo referente de la actividad reproductiva dentro de la laguna, la mayor actividad fue durante otoño de 2010, primavera de 2011 y verano de 2011, no definiéndose un patrón con el mayor pico de actividad reproductiva, se pudo determinar que la laguna también es utilizada con fines reproductivos por una gran proporción de especies. Existe un gran número de especies que podrían utilizar la laguna con fines de reproducción.

En Las Guásimas la comunidad de peces estuvo dominada por organismos en niveles tróficos 3, siendo los más abundantes con un patrón estacional marcado para otoño y verano.

Las redes tróficas presentaron un arreglo estructural diferente de manera estacional, este arreglo se debe al número de grupos que estuvieron presentes en cada estación climática. Sin embargo las redes presentaron una baja conectancia, considerándose no tan compleja. El índice de grado y la conectancia mostraron que los grupos basales son los más importantes y a partir de estos grupos se desarrolla la red trófica, pudiendo suponer que existe un efecto de abajo-arriba (bottom-up). Es posible que los cambios ontogénicos de las especies observadas jueguen un papel importante, ya que podría determinar los cambios en los niveles tróficos y el arreglo de la red sería diferente. La red es caracterizada por especies zoobentívoras dada las altas conexiones que existen con macroinvertebrados.

La hipótesis planteada se acepta, debido a que la estructura de la comunidad de peces es influenciada por las variables de temperatura y salinidad, modulando el ciclo de vida de las especies. Además la laguna es utilizada como área de crianza, refugio y reproducción en diferentes épocas del año. Las especies dominantes fueron importantes en las redes tróficas, de acuerdo a los índices topológicos estimados de manera estacional.

10. LITERATURA CITADA

Abarca-Arenas, L.G., J. Franco-López, M.S. Peterson, N.J. Brown-Peterson, E. Valero-Pacheco. 2007. Sociometric analysis of the role of penaeids in the continental shelf food web off Veracruz, Mexico based on by catch. *Fish Res.* 87: 46-57.

- Abascal-Monroy, I.M. 2014. Comparación temporal del estado de la red trófica de la laguna de Términos, Campeche, México durante 1980, 1998 y 2011. Tesis Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz BCS. México. 108 pp.
- Abitia-Cárdenas, L.A., J. Rodríguez-Romero, F. Galván-Magaña. 1990. Observaciones tróficas de tres especies de peces de importancia comercial de Bahía Concepción, Baja California Sur, México. *Investig Mar CICIMAR*. 5(1): 55-61.
- Abitia-Cárdenas, L.A., J. Rodríguez-Romero, F. Galván-Magaña, J. De la Cruz-Agüero, H. Chávez-Ramos. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Cienc Mar*. 20(2): 159-181.
- Able, K.W. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuar Coast Shelf S*. 64: 5-17
- Acevedo-Cervantes, A. 1997. Caracterización ecológica de la comunidad ictica de la Laguna Ojo de Liebre, B.C.S., México. Tesis Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz BCS. México. 108 p.
- Acuña-Plavan, A., C. Passadore, L. Gimenez. 2010. Fish assemblage in a temperate estuary on the Uruguayan coast: Seasonal variation and environmental influence. *Braz J Oceanogr*. 58 (4): 299-314.
- Aguirre-León, A., S. Díaz-Ruiz. 2000. Estructura poblacional, madurez, gonádica y alimentación de *Eugerres plumieri* (Gerreidae) en el sistema fluviodeltaico Pom-Atasta, México. *Cienc Mar*. 26 (2): 253-273.
- Aguirre-Rosas, J.C., 1995. Distribución, abundancia y diversidad de larvas de peces durante un ciclo anual (1988- 1989) en el Estero Sargento, Sonora, México. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, B.C.S. México. 81p.
- Akin, S., K.O. Winemiller, F. P. Gelwick. 2003. Seasonal and spatial variations in fish and macrocrustacean assemblage structure in Mad Island Marsh estuary, Texas. *Estuar Coast Shelf Sci*. 57: 269-282.

- Akin, S., Buham, E., Winemuller, K.O. and Yilmaz, H. 2005. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon-Estuary, Turkey: spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuar Coast Shelf S.* 64: 671–684.
- Albaret, J.J., M. Simier, F.S. Darboe, J.M. Ecoutin, J. Raffray, Tito de Morais, L. 2004. Fish diversity and distribution in the Gambia Estuary, West Africa, in relation to environmental variables. *Aquat Living Resour.* 17: 35–46.
- Amador-Buenrostro, A., A. Trasviña-Castro, A. Muhlia-Meloy M. L. Argote-Espinoza. 2003. Influence of EBES seamount and Farallon basin on coastal circulation in the Gulf of California, Mexico. *Geofis Int.* 42: 407-408
- Amezcuca-Linares, F., Madrid-Vera, J., Aguirre-Villaseñor, H., 2006. Efecto de la pesca artesanal de camarón sobre la ictiofauna en el sistema lagunar de Santa María La Reforma, suroeste del Golfo de California. *Cienc Mar.* 32: 97-109.
- Aragón-Noriega, E.A., Valenzuela-Quiñones, W., Esparza-Leal, H., Ortega-Rubio, A., Rodríguez-Quiroz, G. 2009. Analysis of management options of artisanal fishing of the Bigeye Croaker *Micropogonias megalops* (Gilbert, 1890) in the Upper Gulf of California. *IJBSM.* 5(4), 208-214.
- Arceo-Carranza, D. y M. E. Vega-Cendejas. 2009. Spatial and temporal characterization of fish assemblages in a tropical coastal system influenced by freshwater inputs: northwestern Yucatan peninsula. *Rev Biol Trop.* 57:89-103
- Arceo-Carranza, D., M.E. Vega-Cendejas, J.L. Montero-Muñoz, M.J. Hernández de Santillana. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces de una laguna costera tropical. *Rev Mex Biodivers.* 81:823-837.
- Arellano-Martínez, M., J. de la Cruz-Agüero, V.M. Cota-Gómez. 1996. Lista sistemática de los peces marinos de las lagunas Ojo de Liebre y Guerrero Negro, B.C.S. y B.C, México. *Cienc Mar.* 22(1): 111-128.
- Arreola-Lizárraga, J.A. 1995. Diagnósis ecológica de Bahía de Lobos, Sonora, México. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. México. 120p.

- Arreola-Lizárraga, J.A. 2003. Bases de manejo costero: Patrones ecológicos en la laguna costera de Las Guásimas, Territorio Yaqui, México. Tesis Doctorado. CIBNOR, La Paz B.C.S. México. 65p.
- Arreola-Lizárraga, J.A., L.G. Hernández-Moreno, S. Hernández-Vázquez, F.J. Flores-Verdugo, C. Lechuga-Deveze, A. Ortega-Rubio. 2003 Ecology of *Callinectes arcuatus* and *C. bellicosus* (Decapoda, Portunidae) in a coastal lagoon of Northwest México. *Crustaceana*. 76(6): 651-664.
- Attrill, M.J., M. Power. 2002. Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature*. 417: 275-278.
- Ayala-Pérez, L.A., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernández, D. 2003. La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *Rev Biol Trop*. 51(3), 783-794.
- Balart, E.F., J.L. Castro-Aguirre, D. Aurióles-Gamboa, F. García-Rodríguez, C. Villavicencio-Garayzar. 1995. Adiciones a la ictiofauna de la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*. 5(1-2): 79-85.
- Barjau-González E. 2012. Estructura comunitaria y diversidad taxonómica de los peces en la bahía de La Paz y la isla San José, Golfo de California. Tesis de Doctorado. CIBNOR. Las Paz BCS, México. 135p.
- Barlow, G.E. 1981. Patterns of parental investment, dispersal and size among coral-reef fishes. *Environ Biol Fish*. 6: 65-85.
- Bascompte, J., P. Jordano. 2006 The structure of plant-animal mutualistic networks. En: Pascual, M., J. Dunne. (Eds.). *Ecol. Netw*. Oxford University Press, Oxford, U.S. 143-159p.
- Bascompte, J. 2007. Networks in ecology. *Basic Appl Ecol*. 8: 485-490.
- Baur, M., M. Benkert, U. Brandes, S. Cornelsen, M. Gaertler, B. Köpf, J. Lerner, D. Wagner. 2002. Visone Software for visual social network analysis. En: *Graph Drawing*. Springer Berlin Heidelberg. 463-464p.
- Bergenius M.A., M. McCormick, M.G. Meekan, D.R. Robertson. 2005. Environmental influences on larval duration, growth and magnitude of settlement of a coral reef fish. *Mar Biol*. 147(2): 291-300.

- Blaber, S.J.M. 2012. Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. *Estuar Coast Shelf S.* 65: 1-9.
- Blaber, S.J.M. 2000. *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation.* Blackwell, Oxford.
- Blanchard, F., F. LeLoc'h, C. Hily, J. Boucher. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscary coast of France. *Mar Ecol Prog Ser.* 280: 249-260.
- Briggs, J.C. 1974 *Marine zoogeography.* McGraw-Hill, New York.
- Borgatti, S.P., P.C. Foster. 2003. The network paradigm in organizational research: A review and typology. *J Manage.* 29 (6) pp. 991
- Boschi, E. 2000 Species of decapod crustaceans and their distribution in the American marine zoogeographic provinces. *Rev Invest Des Pesq.* 13:7–136
- Cagnolo, L., G. Valladares. 2011. Habitat fragmentation and food web disassembly. *Ecosistemas* 20(2-3): 68-78.
- Calderón-Aguilera, L. E. y J. Campoy-Favela. 1993. Bahía de Guásimas, Estero los Algodones y Bahía de Lobos, Sonora. Pp. 411-419 En: Salazar-Vallejo S.I, N.E. González (Eds.) *Biodiversidad Marina y Costera de México.* Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México. 865p.
- Campos-Dávila, L., V.H. Cruz-Escalona, F. Galván-Magaña, A. Abitia-Cárdenas, F.J. Gutiérrez-Sánchez, E.F. Balart-Páez. 2005. Fish assemblages in a gulf of California marine reserve. *Bull Mar Sci.* 77(3): 347–362.
- Castellanos-Galindo, G.A., U. Krume, E.A. Rubio, U. Saint-Paul. 2013. Spatial variability of mangroves fish assemblage composition in the tropical eastern Pacific Ocean. *Rev Fish Biol.* 23: 69-86.
- Castillo-Rivera, M., R. Zarate, L. Sanvicente-Añorve. 2003. Patrones de la diversidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica.* 13(4): 289-298.

- Castillo-Rivera, M., R. Zárate-Hernández, S. Ortiz-Burgos, J. Zavala-Hurtado. 2010. Diel and seasonal variability in the fish community structure of a mud bottom estuarine habitat in the Gulf of Mexico. *Mar Ecol.* 31: 633-642.
- Castro-Aguirre, J.L., R. Torres-Orozco. 1993. Consideraciones acerca del origen de la ictiofauna de Bahía Magdalena-Almejas, un sistema lagunar de la costa occidental de Baja California Sur, México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol. México.* 38:67-73.
- Castro-Aguirre, J.L., Balart, E. F., Arvizu-Martínez, J. 1994. Consideraciones generales sobre la ictiofauna de las lagunas costeras de México. *Zool Infor.* 27,47-84.
- Castro-Aguirre, J.L., Balart, E.F., Arvizu-Martínez, J. 1995. Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna del Golfo de California, México. *Hidrobiológica.* 5: 57-78.
- Castro-Aguirre, J.L., H. Espinoza-Pérez. 1996. Listados faunísticos de México. VII Catálogo sistemático de las rayas y especies a fines de México (Condriichthyes: Elasmobranchii: Rajiformes: Batoideiomorpha). Instituto de Biología, UNAM, D.F. México. México.
- Castro-Aguirre, J.L., H.S. Espinosa-Pérez, J.J. Schmitter-Soto. 1999. Ictiofauna Estuarino-Lagunar y Vicaria de México. Ed. Limusa. México. 711p.
- Castro-Longoria, R., J.M. Grijalva-Chon, R.H. Barraza-Guardado, J.C. Aguirre-Rosas. 1991. Descripción de los principales rasgos estructurales de la comunidad ictiológica y zooplancton del estero El Sargento, Sonora. Informe Técnico. Universidad de Sonora, México. 110p.
- Chávez-López, S., A. D. Álvarez-Arellano. 2006. Batimetría, sedimentos y ambientes de depósito en la laguna costera de Guásimas Sonora, México. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM.* Núm. 60: 7-21p.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aus J Ecol.* 18:117-143

- Clarke, K.R., R.H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a biological effects study. *Mar Ecol Prog Ser.* 46: 213-226
- Clarke, K.R., R.M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species list: variation in taxonomic distinctness. *Mar Ecol Prog Ser.* 216: 265-278.
- Crona, B.I., P. Rönnbäck. 2007. Community structure and temporal variability of juvenile fish assemblage in natural and replanted mangroves, *Sonneratia alba* Sm., of Gazi Bay, Kenia. *Estuar Coast Shelf Sci.* 74: 44-52.
- Cruz-Escalona, V.H. 1998. Análisis trófico de la ictiofauna de laguna San Ignacio, B.C.S. Tesis Maestría. CICIMAR-IPN. 128 p.
- Danemann, G.D., J. de la Cruz-Agüero. 1993. Ictiofauna de la laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *Cienc Mar.* 19(3): 333-341.
- Davis A.M., Pearson R.G., Pusey B.J., Perna C., Morgan D.L., Burrows D. 2011. Trophic ecology of northern Australia's terapontids: ontogenetic dietary shifts and feeding classification. *J Fish Biol.* 78, 265–286.
- Davis, A.M., M.L. Blanchette, B.J. Pusey, T.D. Jardine, R.G. Pearson. 2012. Gut content and stable isotope analyses provide complementary understanding of ontogenic dietary shifts and trophic relationships among fishes in a tropical river. *Freshwater Biol.* 57: 2156-2172.
- De la Cruz-Agüero, J., F. Galván-Magaña, L.A. Abitia-Cárdenas, J. Rodríguez-Romero, F.J. Gutiérrez-Sánchez. 1994. Lista sistemática de los peces marinos de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. *Cienc Mar.* 20(1): 17-31.
- De la Cruz-Agüero, J., M. Arellano-Martínez y V.M. Cota-Gómez. 1996. Lista sistemática de los peces marinos de las lagunas de Ojo de Liebre y Guerrero Negro, B.C.S. y B.C., México. *Cienc Mar.* 22(1): 111-128.
- De la Cruz-Agüero, J., Cota-Gómez, V.M. 1998. Ictiofauna de la laguna de San Ignacio, Baja California Sur, México: Nuevos registros y ampliaciones de ámbito. *Cienc Mar.* 24(3). 353-358.

- Dézerald, O., C.Leroy, B. Corbara, J.F. Carrias, L. Pélozuelo. 2013. Food-Web Structure in Relation to Environmental Gradients and Predator-Prey Ratios in Tank-Bromeliad Ecosystems. PLOS ONE 8(8): e71735.
- Díaz-Ruíz, S., A. Aguirre-León, O. Pérez-Solís. 2000. Distribución y abundancia de *Syngnathus louisianae* y *Syngnathus scovelli* (Syngnathidae) en la laguna de Tamihau, Golfo de México. Cienc Mar. 26(1): 125-143
- Díaz-Ruíz, S., A. Aguirre-León, E. Cano-Quiroga. 2006. Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas, México. Hidrobiológica, 16(2): 197-210.
- Dolbeth, M., F. Martinho, I. Viegas, H. Cabral, M.A. Pardal. 2008. Estuarine production of resident and nursery fish species: Conditioning by drought events? Estuar Coast Shelf S. 78 51-60
- Elliott, M., F. Dewailly. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. Neth J Aquatic Ecol. 29, 397–417.
- Elliott M., K.L. Hemingway. 2002. Fishes in estuaries. Fishing news Books Blackwell Science, London. 636p.
- Elliott, M., A. K. Whitfield., I. C Potter., S. J. M. Blaber, D. P. Cyrus., F. G. Nordlie, T. D. Harrison. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. Fish Fish. 8: 241-268.
- Elton, C. 1927. Animal ecology. Sidgwick and Jackson, London, UK.
- Eschmeyer, W.N., E.S. Herald, H. Hammann. 1983. A field guide to the Pacific coast fishes of North America. Houghton Mifflin, Boston, Massachusetts, USA.
- Faye, D., Tito De Morais, L. Raffray, J. Sadio, O. Thiaw, Le Loc'h, F. 2011. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): evidence from stable isotope analysis. Estua Coast Shelf S. 92, 607–617.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., Niem, V. H. 1995a. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la

- pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 1. Roma. FAO. Vol. II: 647-1200p.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., Niem, V. H. 1995b. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III. Vertebrados-Parte 2. Roma. FAO. Vol. III: 1201-1813p.
- Franco, A., P. Franzoni, S. Malavasi, F. Riccato, P. Torricelli. 2006. Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia*. 555: 159-174.
- Franco, A., M. Elliott., P. Franzoni, P. Torricelli. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Mar Ecol-Prog Ser.* (354): 219–228.
- França, S., M.J. Costa, H.N. Cabral. 2009. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuar Coast Shelf Sci.* 83: 1-12.
- França, S., R. P. Vasconcelos, V. F. Fonseca, S. E. Tanner, P. Reis-Santos, M. J. Costa, H. N. Cabral. 2012. Predicting fish community properties within estuaries: Influence of habitat type and other environmental features. *Estuar Coas Shelf S.* 107: 22-31
- Froese, R. U. Piatkowski, S. Garthe, D. Pauly. 2001. Comparing the North Sea with the Caribbean?. *ICES/CIEM Newlsetter* 38: 24-25.
- Galván-Magaña, F., S.F.J. Gutiérrez, C.L.A. Abitia, J. Rodríguez-Romero. 2000. The distribution and affinities of the shore fishes of the Baja California Sur Lagoons. En: Munawar M., S.G. Lawrence, I.F. Manuwar, D.F. Malley (Eds.). *Aquatic ecosystems of Mexico: status & scoop*. Ecovision world monograph series. Blackhuys Publishers, Amsterdam, 383-398p.
- Galván-Villa, C.M., J.L. Arreola-Robles, E. Ríos-Jara, F.A. Rodríguez-Zaragoza. 2010. Ensamblajes de peces arrecifales y su relación con el hábitat bentónico de la Isla Isabel, Nayarit, México. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 45(2):311-324.

- Gallardo-Cabello, M., E. Espino-Barr, M. Puente-Gómez, A. García-Boa, E.G. Cabral-Solís. 2015. Reproduction of *Diapterus brevirostris* (Percoidei: Gerreidae) in the Mexican Pacific coast. *Glob J Fish Aquac.* 3(5), 221-229.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koopen (para adaptarlos a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México. México, D.F. 217p.
- García de León, L.A. 1988. Generalidades del análisis de cúmulos y análisis de componentes principales. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, 29p.
- García-De la Cruz, Y., L.A. Olivares-López, J.M. Ramos-Prado. 2013. Estructura y composición arbórea de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en el estado de Veracruz. *Rev Chapingo Ser Cie.* 19(1): 91-101.
- Garrison, L.P., J.S. Link. 2000. Dietary guild structure of the fish community in the northeast United States continental shelf ecosystem. *Mar Ecol-Prog Ser.* (202): 231–240.
- Gerritsen, J., J. Burton, M.T. Barbour. 2000. A stream condition index for West Virginia wadeable streams. Tetra Tech, Inc., Owings Mills, Maryland. Prepared for West Virginia Department of Environmental Protection, Charleston, N.C.
- Gómez-Anaya, J.A., R. Novelo-Gutiérrez, A. Ramírez, R. Arce-Pérez. 2014. Using empirical field data of aquatic insects to infer a cut-off slope value in asymptotic models to assess inventories completeness. *Rev Mex Biodivers.* 85: 218-227.
- González-Acosta, A.F., G. De la Cruz-Agüero, J. De la Cruz-Agüero, G. Ruíz-Campos. 2005. Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica* 15(2 Especial): 205-214.
- González-Sansón, G., C. Aguilar-Betancourt, D. Kosonoy-Aceves, G. Lucano-Ramírez, S. Ruíz-Ramírez, J.R. Flores-Ortega, A. Hinojosa-Larios, F. Silva-

- Bátiz. 2014. Composición por especie y tallas de los peces en la laguna Barra de Navidad, Pacífico central mexicano. *Rev Biol Trop.* 62(1): 129-144.
- Griffiths, S.P. 1999. Consequences of artificially opening coastal lagoons on their fish assemblages. *Int J Salt Lake Res.* 8: 307-327.
- Grijalva-Chon, J.M., S. Nuñez-Quevedo, R. Castro-Longoria. 1996. Ictiofauna de la laguna costera La Cruz, Sonora, México. *Cienc Mar.* 22(2): 129-150.
- Grijalva-Chon, J.M., R. Castro-Longoria, A. Bustamante-Monge, 1992. Distribución, abundancia y diversidad de larvas de peces en la laguna costera Santa Rosa, Sonora, México. *Cienc Mar.* 18(2): 153-169
- Gutiérrez-Estrada, J.C., R. Vasconcelos, M.J. Costa. 2008. Estimating fish community diversity from environmental features in the Tagus estuary (Portugal): Multiple Linear Regression and Artificial Neural Network approaches. *J Appl Ichthyol.* 24: 150-162.
- Haedrich, R.L. 1983. Estuarine fishes. En: Ketchum, B.H. (Ed.). *Estuaries and Enclosed Seas. Ecosystems of the World*, vol. 26. Elsevier, Amsterdam. 183-207p.
- Hastings, P. A., Findley, L. T. 2007. Marine fishes of the biosphere reserve, Northern Gulf of California. En: Felger R., W. Broyles (Eds.). *Dry Borders: Great Natural Areas of the Gran Desierto and Upper Gulf of California*. Salt Lake City, Utah U.S.A. Univ. Utah Press. 364-382p.
- Hastings, P.A., Findley, L.T., Van der Heiden, A.M. 2010. Fishes of the Gulf of California. En: Brusca, R. (Ed.). *The Gulf of California. Biodiversity and Conservation*. Tucson U.S.A. University Arizona Press. 96-118p.
- Harrison, T.D. y A.K. Whitfield. 2012. Fish trophic structure in estuaries, with particular emphasis on estuarine typology and zoogeography. *J Fish Biol.* 81: 2005-2029.
- Helfman, G. S., B. B. Colette., D. E. Facey, B. W. Bowen. 2009. *The Diversity of Fishes: Biology, Evolution and Ecology*. 2nd edition. Wiley-Blackwell. 736 p.
- Hernández, L., J. A. Arreola-Lizárraga. 2007. Estructura de tallas y crecimiento de los cangrejos *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus* (Decápoda: Portunidae)

- en la laguna costera Las Guásimas, México. *Rev Biol Trop* Vol. 55(1):225-233
- Hernández, I., C. Aguilar, G. González-Sansón. 2008. Tramas tróficas de peces de arrecifes en la región noroccidental de Cuba. II. Grupos funcionales. *Rev Biol Trop*. 56 (3): 1391-1401.
- Herrera-Valdivia, E., J. López-Martínez, S. Castillo-Vargasmachuca. 2015. Estrés en la comunidad ictica en la pesca de arrastre del camarón en el norte del Golfo de California. *Rev Biol Trop*. 63(3): 741-754.
- Irigoyen-Arredondo, M.S. 2013. Estructura comunitaria y trófica de la ictiofauna capturada con redes agalleras en la isla San Jose, B.C.S., México. Tesis Maestría. CICIMAR-IPN, La Paz B.C.S. México. 103p.
- Ishitobi, Y., J. Hiratsuka, H. Kuwabara and M. Yamamuro. 2000. Comparison of fish fauna in three areas of adjacent eutrophic estuarine lagoons with different salinities. *J Marine Syst*. 26: 171-181.
- James, N.C., P.D. Cowley, A.K. Whitfield, S.J. Lamberth. 2007. Fish communities in temporarily open/closed estuaries from the warm and cool temperate regions of South Africa: A review. *Rev Fish Biol Fisher*. 17: 565-580.
- Jan, R.Q. 2000. Resource limitation underlying reproductive strategies of coral reef fishes: a hypothesis. *Zool Stud*. 39: 266-274.
- Jiménez-Valverde A., J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Rev Ibér Aracnol*. 8:151-161
- Jin, B., C. Fu, J. Zhong, B. Li, J. Chen, J. Wu. 2007. Fish utilization of a salt marsh intertidal creek in the Yangtze River estuary, China. *Estua Coast Shelf Sci*. 73: 844-852.
- Johannes, R.E. 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. *Environ Biol Fish*. 3: 65-84.
- Jordan, D.S., B.W. Evermann. 1896-1900. The fishes of North and middle America. *Bull United States Nat Hist Mus*. 47: 1-3313 pp.

- Jordano, P., D. Vázquez, J. Bascompte. 2009. Redes complejas de interacciones planta-animal. En: Medel, R., Aizen, M., Zamora, R. (eds.). Ecología y evolución de las interacciones planta-animal: conceptos y aplicaciones. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 17-41p.
- Juárez-Hernández, L.G., M. Tapia-García, B. Luna-Monsivais. 2013. Estructura de las comunidades de peces de las bahías Maguey y Cacaluta, Huatulco, Oaxaca. *Rev Mex Biodivers.* 84: 1243-1257
- Jung, S. y E.D. Houde. 2003. Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay. USA. *Estuar Coast Shelf S.* 58: 335-351.
- Krebs, C. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd Ed., Addison Wesley Longman, USA. 620p.
- Leal de Castro, A.E. 2001. Diversidade de assembléia de peixes em garapes do estuario do Rio Paciencia (Ma-Brasil). *Atlântica, Rio Grande.* 23: 39-46
- Leitner, W. y Turner, W. R., 2001. Measurement and analysis of biodiversity. En: Levin S.A. (Ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press. San Diego, CA, USA. Volumen 4: 123–144.
- Le Pape, O., S. Bonhommeau. 2015. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish Fish.* 16: 373-398.
- Lin, H.J., K.T. Shao. 1999. Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. *B Mar Sci.* 65: 775-794.
- Lindeman, R. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23:399–418.
- Loya, S. D. H., A. Escofet. 1990. Aportaciones al cálculo del índice de valor biológico (Sanders, 1960). *Cienc Mar.* 16(2): 97-115.
- Ludwing, J.A., J.F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology. A Primer on methods and computing*. John Wiley. USA. 337 p.
- Maci, S., A. Basset. 2009. Composition, structural characteristics and temporal patterns of fish assemblages in non-tidal Mediterranean lagoons: A case of study. *Estuar Coast Shelf S.* 83: 602-612.
- Magurran A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science.

- Malavasi, S., R. Fiorin., A. Franco., P. Franzoi., A. Granzotto., F. Riccato, D. Mainardi. 2004. Fish assemblages of Venice Lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *J Marine Syst.* 51: 19-31.
- Maci, S., A. Basset. 2009. Composition, structural characteristics and temporal patterns of fish assemblages in non-tidal Mediterranean lagoons: A case study. *Estuar Coast Shelf S.* 83: 602-612.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity.* Blackwell, Malden, 256p.
- Mather, W., A. Carscallen, K. Vanderberg, J.M. Lawson, N.D. Martínez, T.N. Romanuk. 2012. Estimating trophic position in marine and estuarine food webs. *Ecosphere.* 3(3): 1-20.
- Mathieson, S., A. Cattrijsse., M. J. Costa., P. Drake., M. Elliott., J. Gardner, J. Marchand. 2000. Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. *Mar Ecol Prog Ser.* 204: 225–242.
- McLusky, D.S., Elliott, M. 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management.* Oxford University Press, Oxford.
- McPhail, J.D. 1958. Key to the croakers (Sciaenidae) of the Eastern Pacific. *Univ. Brit. Columbia. Inst Fish Mus Contrib* 2: 1-20 pp.
- Meek, S.E., S.F. Hildebrand. 1923-1928. *The marine fishes of Panama.* *Publ Field Mus Nat Hist Zool Ser.* 15: 1-1045p.
- Methven, D. A., R.L. Haedrich, G. A. Rose. 2001. The fish assemblage of a Newfoundland estuary: diel, monthly, and annual variation. *Estuar Coast Shelf S.* 52:669-687.
- Miller, D.J., R.N. Lea. 1976. *Guide to the coastal marine fishes of California.* *Fish. Bull.* 157: 1-249p.
- Montesinos-González, M.A. 2009. Aspectos Biológicos y Ecológicos de tres especies de peces de importancia pesquera y acuícola en la laguna costera Las Guásimas, Sonora, México. Tesis Maestría. ITG. Guaymas Sonora, México. 54p.

- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84p.
- Moreno-Sánchez, X.G. 2004. Estructura Comunitaria e Interrelaciones Tróficas de los Peces de Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S., México. 97p.
- Moreno-Sánchez, X.G. 2009. Estructura y organización trófica, de la ictiofauna del arrecife de Los Frailes, B.C.S. México. Tesis de Doctorado. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. México. 143p.
- Muhlia-Melo, A., P. Klimley, R. González-Armas, S. Jorgensen, A. Trasviña-Castro, J. Rodríguez-Romer, A. Amador-Buenrostro. 2003. Pelagic fish assemblages at the Espíritu Santo seamount in the Gulf of California during El Niño 1997-1998 and non-El Niño conditions. *Geofis Int.* Vol. 42, (3): 1-9.
- Mumby, P. J., A.J. Edwards, J.E. Arias-González, K.C. Lindeman, P.G. Blackwell, A. Gall, M.I. Gorczynska, A.R. Harborne, C.L. Pescod, H. Renken, C.C.C Wabnitz, G. Llewellyn. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature.* 427: 533-536.
- Murakami, M., T. Hirao, A. Kasei. 2008. Effects of habitat configuration on hotparasitoid food web structure. *Ecol Res.* 23: 1039-1049
- Murphy, R.F. 2005. Fish assemblage structure in Maryland's coastal lagoon complex. Thesis of Master Science. University of Maryland. USA. 95 p.
- Nagelkerken, I., G. Van der Velde, M. Gorissen, G. Meijer, T. Van't Hof, C. Den Hartog. 2000. Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the hollow coral reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. *Estuar Coast Shelf Sci.* 51: 31-44.
- Nagelkerken, I., van der Velde, G. 2004. A comparison of fish communities of subtidal seagrass beds and sandy seabeds in 13 marine embayments of a Caribbean island, based on species, families, size distribution and functional groups. *J Sea Res.* 52, 27– 147.

- Navia-López, A.F, E. Cortés, P.A, Mejía-Falla. 2010. Topological analysis of the ecological importance of elasmobranch fishes: A food web study on the Gulf of Tortugas, Colombia. *Ecol Model.* 221: 2918–2926.
- Navia-López, A.F. 2013. Función ecológica de tiburones y rayas en un ecosistema costero tropical del Pacífico colombiano. Tesis de doctorado. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. México. 172p.
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the world.* (Fourth edition). John Wiley & Sons, Inc. New Jersey, USA. 601p
- Nieto-Navarro, J.T. 2010. Estructura y organización de la ictiofauna de fondos blandos del sur de Sinaloa: Análisis ecológico y topología de taxa. Tesis Doctorado. CICIMAR-IPN. Las Paz BCS. México. 178p.
- Nordlie F.G. 1979 Niche specificities of eleotrid fishes in a tropical estuary. *Rev Biol Trop.* 27, 35–50.
- Nordlie, F.G. 2003. Fish communities of estuarine salt marshes of eastern North America, and comparison with temperate estuaries of other continents. *Rev Fish Biol Fisher.* 13: 281-325.
- Nuñez-Quevedo, S. 1991. Composición y abundancia de la comunidad ictiológica de la laguna La Cruz, Sonora. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México. 77p.
- Odum, W. E., E. J. Herald. 1975. *Mangrove forests and aquatic productivity: An introduction to land water interactions.* Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Ontiveros-Granillo, A. 2009. Dinámica poblacional de *Urobatis halleri* (Cooper, 1863) y *Urobatis maculatus* (Garman, 1913) en una laguna costera del Golfo de California. Tesis Licenciatura. CESUES. Hermosillo Sonora, México 40p.
- Ontiveros-Granillo, A. 2011. Variabilidad diurna, estacional e interanual de la comunidad de peces demersales en la laguna Las Guásimas, Sonora, México. Tesis Maestría. CIBNOR. 65p.
- Pace, M.L., J.J. Cole, S.R. Carpenter, J.F. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends Ecol Evol.*, 14(12): 483-488.

- 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. CICIMAR-IPN. Las Paz, B.C.S. México. 168p.
- Palacios-Salgado, D.S., Burnes-Romo, L.A., Tavera, J.J., Ramírez-Valdez, A. 2012. Endemic fishes of the Cortez Biogeographic province (Eastern Pacific Ocean). *Acta Ichthyol piscat.* 42(3), 153-164.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese, F. Torres. 1998. Fishing down marine food webs. *Science.* 279: 197-212.
- Pauly, D., R. Watson. 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philos T Roy Soc B.* 360:415–423.
- Pérez-Hernández, M.A., R.E. Torres-Orozco. 2000. Evaluación de la riqueza de especies de peces en las lagunas costeras mexicanas: Estudio de un caso en el Golfo de México. *Rev Biol Trop.* 48(2/3): 425-438.
- Perez-Ruzafa, A., J. I. Quispe-Becerra, J. A. Garcia-Charton, C. Marcos. 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon." *J Fish Biol.* 64: 202-218.
- Pérez-Ruzafa, A., C. Compean, C. Marcos. 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia.* 577: 107-125.
- Peterson, M.S., B.H. Comyns, J.R. Hendon, P.J. Bond, G.A. Duff. 2000. Habitat use by early life-history stages fishes and crustaceans along a changing estuarine landscape: Differences between natural and altered shoreline sites. *Wetl Ecol Manag.*, 8: 209-219.
- Plaganyi, E.E, D.S. Butterworth.2004. A critical look at the potential of Ecopath with Ecosim to assist in practical fisheries management. *Afr J Mar Sci.* 26:261–288.
- Pombo, L., Elliott, M., Rebelo, E.J., 2002. Changes in the fish fauna of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *J Fish Biol.* 61 (Suppl. A): 167-181.

- Pombo, L., J.E. Rebelo, M. Elliot. 2007. The structure, diversity and somatic production of the fish community in an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Hydrobiologia*. 587: 253-268.
- Portillo-López, A. 1989. Distribución, abundancia y diversidad del ictioplancton de primavera y verano de 1988 en el estero El Sargento, Sonora México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B.C. México. 56p.
- Potter, I.C., G.A. Hyndes. 1999 Characteristics of the ichthyofaunas of southwestern Australian estuaries, including comparisons with holarctic estuaries and estuaries elsewhere in temperate Australia: a review. *Aust J Ecol*. 24: 395-421.
- Ramos-Miranda, J., D. Mouillot, D. Flores-Hernández, A. Sosa-López, T. Do-Chi, L. Ayala-Pérez. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Mar Ecol-Prog Ser*. 304: 1-13.
- Raz-Guzmán, A., L. Huidobro. 2002. Fish communities in two environmentally different estuarine systems of México. *J Fish Biol*. 61: 182-195 p.
- Reyes-Bonilla, H., L.E. Calderón-Aguilera, O. Aburto-Oropeza, J.G. Díaz-Uribe, H. Perez-España, P. del Monte-Luna, S. Lluch-Cota, L.G. López-Lemus. 2009. La disminución del nivel trófico de las capturas pesqueras en México. *Ciencia*. 1-9.
- Robertson, A.I., N.C. Duke. 1990. Mangrove fish communities in tropical Queensland, Australia: spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. *Mar Biol*. 104: 369-379.
- Robertson, D.R., G.R. Allen. 2002. Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: un sistema de información. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
- Robertson, D.R., K.L. Cramer. 2009. Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Mar Ecol Prog Ser*. 380: 1-17.

- Rodríguez-Félix, D. 2010. Cambios interanuales en la estructura de la comunidad de peces de una laguna costera semiárida del Golfo de California. Tesis Maestría. ITG, Guaymas Sonora, México. 75p
- Rodríguez-Romero, J. 1992. Composición, abundancia y riqueza específica de peces de fondos blandos en Bahía Concepción, Baja California Sur, México durante el período Febrero-Septiembre de 1989. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz BCS, México. 43p.
- Rodríguez-Romero, J., L.A. Abitia-Cárdenas, J. de la Cruz-Agüero, F. Galván-Magaña. 1992. Lista sistemática de los peces marinos de Bahía Concepción, Baja California Sur, México. Cienc Mar. 18(4):85-95.
- Rodríguez-Romero, J., L.A. Abitia-Cárdenas, F. Galván-Magaña, H. Chávez-Ramos. 1994. Composición, abundancia y riqueza específica de la ictiofauna de Bahía Concepción, Baja California Sur, México. Cienc Mar. 20(3): 321-350.
- Rodríguez-Romero, J., L.A. Abitia-Cárdenas, F. Galván-Magaña, F.J. Gutiérrez-Sánchez, B. Aguilar-Palomino, J. Arvizu-Martínez. 1998. Ecology of fish communities from the soft bottoms of Bahía Concepción, México. Arch Fish Mar Res. 46(1): 61-67.
- Rodríguez-Romero, J., Arturo F. Muhlia-Melo, F. Galván-Magaña, F. Gutiérrez-Sánchez, V. Gracia-López. 2005. Fish Assemblages around Espiritu Santo Island and Espiritu Santo Seamount in the lower Gulf of California, Mexico. B Mar Sci. 77(1): 33–50.
- Rodríguez-Romero, J., López-González, L. C., Galván-Magaña, F., Sánchez-Gutiérrez, F.J., Inohuye-Rivera, R.B., Pérez-Urbiola, J.C. 2011. Seasonal changes in a fish assemblage associated with mangroves in a coastal lagoon of Baja California Sur, México. Lat Am J Aquat Res. 39(2), 250-260.
- Rosenblatt, R.H. y G.D. Johnson. 1974. Two new species of sea basses of the genus *Diplectrum*, with a key to the Pacific species. Cal Fish Game. 60: 178-191.

- Sabatino, M., N. Maceira, M.A. Aizen. 2010. Direct effects of hábitat área on interaction diversity in pollination webs. *Ecology*. 20: 1491-1497.
- Sánchez-Botero, J.I., E. Pellegrini-Caramaschi, D. Sequeira-Garcez. 2008. Spatiotemporal variation in fish assemblage in a coastal lagoon without direct contact with the sea (Southeastern Brazil). *J Coastal Res*. 24(4C): 225-238.
- Sanders, H. L. 1960. Benthic studies in Buzzard Bay III. The structure of soft-bottom community. *Limnol Oceanogr*. 5:138-153.
- Sarkar, S. 2002. Defining biodiversity; Assessing Biodiversity. *The Monist*, 85(1): 131-155.
- Scharler, U. M., Baird, D., Winter, P. E. D. 1997. Diversity and Productivity of Biotic Communities in Relation to Freshwater Inputs in three Eastern Cape Estuaries. Water Research Commission Report 463/1/98. Pretoria: WRC.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2010. Designación de sitios Ramsar: Marco estratégico y lineamientos para el desarrollo futuro de la Lista de Humedales de Importancia Internacional. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 4ª edición, vol. 17. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza)
- Shih-Rong, K., L. Hsing-Juh, S. Kwang-Tsao. 2001. Seasonal changes in abundance and composition of the fish assemblage in Chiku Lagoon, Southwestern Taiwan. *Bull Mar Sci*. 68(1): 85-99.
- Sierra, L. M., R. Claro., O. Popova. 1994. Alimentación y relaciones tróficas. En: Claro, R. (Ed.). *Ecología de los peces marinos de Cuba*. Capítulo 4. Instituto de Oceanología y CIQRO. México. 143-162p.
- Siqueiros-Beltrones, D.A., De La Cruz-Agüero, J. 2004. Examen filosófico de las listas sistemáticas como informes científicos y porqué deben ser publicados. *Oceánidas*. 19: 1-9.
- Snickars, M., A. Sandström, A. Lappalainen, J. Mattila, K. Rosqvist, L. Urho. 2009. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative

- importance of local and regional environmental gradients. *Estuar Coast Shelf S.* 81: 247-256.
- Soberón-Mainero, J., J. Llorente-Bousquets. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conserv Biol.* 7:480-488.
- Sokal, R.R., F.J. Rohlf. 1969. *Biometría*. Ed. Blume. Barcelona, España, 58p.
- Sosa-López, A., Mouillot, D., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernández, D., Do Chi, T. 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *J Biogeogr.* 34: 52-61.
- Teske, P. R., Wooldridge, T. H. 2001. A comparison of the macrobenthic faunas of permanently open and temporarily open/closed South African estuaries. *Hydrobiologia* 464, 227–243.
- Thomson, D.A. 1973. Ecological survey of Estero El Soldado. Unpublished manuscript, Univ. of Arizona, 29.
- Thomson, D.A., C.E. Lehner. 1976. Resilience of a rocky intertidal fish community in a physically unstable environment. *J Exp Mar Biol Ecol.* 22:1-29.
- Thomson, D.A., L.T. Findley, A.N. Kerstitch. 2000. Reef fishes of the Sea of Cortez: The rocky-shore fishes of the Gulf of California. University of Texas Press, Texas, 407p.
- Thomson, D.A., M. Gilligan. 2002. Rocky-shore fishes. Pp: 154-180. En: Case, T.J., M.L. Cody (Eds.). *A new Island Biogeography in the Sea of Cortés*. Oxford University Press, Oxford.
- Torres-Orozco, R., J.L. Castro-Aguirre. 1992. Registros nuevos de peces tropicales en el complejo lagunar de Bahía Magdalena-Bahía Almejas, Baja California Sur, México. *An Inst Biol UNAM Ser Zool.* 63(2): 281-286.
- Torres-Orozco, R. 1994. Los peces. En: De la Lanza-Espino, G. y C. Cazares-Martínez (Eds). *Lagunas Costeras y el litoral mexicano*. UABCS, México, 525p.
- Thresher, R.E. 1984. *Reproduction in reef fishes*. TFH Publ, New Jersey: 399 pp.

- Tsai, C.H., Y.K. Wang, S.T. Tsai, S.H. Wu. 2015. Seasonal and diel changes of the fish assemblage employing the fike nets in a subtropical mangrove estuary of Puzih river, Taiwan. *J Mar Sci Technol.* 23(1): 109-116
- Valdez-Holguín, J.E. 1994. Variaciones diarias de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila a, en una laguna hipersalina del Golfo de California. *Cienc Mar.* 20:123-137.
- Valenzuela-Díaz, J. 2008. Variabilidad ambiental de la laguna costera Las Guásimas, Sonora, México. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui. Bécum, Sonora. México. 56p.
- Vasconcelos, R.P., P. Reis-Santos, A. Maia, V. Fonseca, S. França, N. Wouters, M.J. Costa, H.N. Cabral. 2010. Nursery use patterns of commercially important marine fish species in estuarine systems along the Portuguese coast. *Estuar Coast Shelf S.* 86: 613-624.
- Vasconcelos, R.P., P. Reis-Santos, M.J. costa, H.N. Cabral. 2011. Connectivity between estuaries and marine environment: Integrating metrics to assess estuarine nursery function. *Ecol Indic.* 11: 1123-1133.
- Vázquez-Sánchez, R.I. 2005. Hábitos alimenticios del pargo amarillo *Lutjanus argentiventris* (Peters, 1869) en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz BCS. México. 114p.
- Vega-Cendejas, M. E., M. Hernández de Santillana. 2004. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Río Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuar Coast Shelf S.* 60:285-299.
- Velázquez-Velázquez, E., M. E. Vega-Cendejas, J. Navarro-Alberto. 2008. Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, México. *Rev Biol Trop.* 56(2):557-574.
- Villarreal H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina, A.M. Umaña. 2006. Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad Colombia: Programa de Inventarios de

- Biodiversidad. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Villavicencio-Garayzar, C., L.A. Abitia-Cárdenas. 1994. Elasmobranquios de Bahía Magdalena y Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México. *Rev Inv Cienc Ser Cienc Mar. UABCS*. 5(2):63-67.
- Vasas, V., C. Lancelot, V. Rousseau, F. Jordán. 2007. Eutrophication and overfishing in temperate nearshore pelagic food webs: a network perspective. *Mar Ecol Prog Ser*. 336:1-14.
- Velázquez-Velázquez, E., M.E. Vega-Cendejas, J. Navarro-Alberto. 2008. Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, México. *Rev Biol Trop*. 56(2): 557-574.
- Walker, B. W. 1960. The distribution and affinities of the marine fish fauna of the Gulf of California. *Symposium: The Biogeography of Baja California and adjacent Seas. Syst Zoo*. 9(3): 123-133.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar Biol*. 92: 557-562.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res*. 18:653-694
- Whitfield, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev. Fish Biol. Fisher.* (9): 151-186.
- Wootton, R.J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. Chapman y Hall, New York.
- Wilkońska, H., A. Kapusta. 2007. Spatial and temporal variation in small fish occurrence in shallow habitats of the Vistula Lagoon (Southern Baltic Sea). *Acta Zool Litu*. 17: 203-212.
- Williamson, C.K., P.B. Mather. 1994. A comparison of communities in unmodified and modified inshore habits of Raby Bay, Queensland. *Estuar Coast Shelf Sci*. 39:401-411.

- Yáñez-Arancibia, A. y R.S. Nugent. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *An Cent Cienc Mar Limnol. UNAM.* 4 (1): 107-114.
- Yáñez-Arancibia, A., F.A. Linares, J.W. Da. 1980. Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. En: Kennedy V.S. (Ed.). *Estuarine Perspectives.* Academic Press, London. 465–482p.
- Yáñez-Arancibia, A., L. Lara-Domínguez, A. Aguirre-León, S. Díaz-Ruíz, F. Amezcua, D. Flores, P. Chavance. 1985. Ecología de las poblaciones de peces dominantes en estuarios tropicales; Factores ambientales que regulan las estrategias biológicas y la producción. 311-365 pp. En: A. Yáñez-Arancibia (Ed.) *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration.* UNAM Press México 1985. 654p.
- Yemane, D., J.G. Field, R.W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using abundance biomass comparison (ABC) curves. *ICES J Mar Sci.* 62: 374-379.
- Yépiz, V.L.M. 1990. Diversidad, distribución y abundancia de la ictiofauna en tres lagunas costeras de Sonora, México. Tesis Maestría. UABC.
- Yoklavich, M. M., G. M. Cailliet., J. P. Barry., D. A. Ambrose, B. S. Antrim. 1991. Temporal and Spatial Patterns in Abundance and Diversity of Fish Assemblages in Elkhorn Slough, California. *Estuaries*, 14(4):465-480.
- Froese, R., D. Pauly. Editors. 2015. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2015).