



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN
(BIOLOGÍA MARINA)

**ASOCIACIONES, ESTRUCTURA TRÓFICA Y VARIACIÓN ESPACIO-
TEMPORAL DE PECES EN SISTEMAS LAGUNAR-ESTUARINOS CON
MANGLAR Y SIN MANGLAR**

T E S I S
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA
M. EN C. VÍCTOR MANUEL MURO TORRES

TUTOR
DR. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM

COMITÉ TUTOR
DR. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMÉNEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
DR. EDUARDO F. BALART PÁEZ
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
DRA. ELAINE ESPINO BARR
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
DR. AGUSTÍN HERNÁNDEZ HERRERA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

Ciudad de México, Mayo 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



**ASOCIACIONES, ESTRUCTURA TRÓFICA Y VARIACIÓN ESPACIO-
TEMPORAL DE PECES EN SISTEMAS LAGUNAR-ESTUARINOS CON
MANGLAR Y SIN MANGLAR**

T E S I S

*Que para obtener el grado académico de
Doctor en Ciencias
(Biología Marina)*

PRESENTA

M. en C. Víctor Manuel Muro Torres

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Felipe Amezcua Martínez

COMITÉ TUTORAL

Dr. Martín Federico Soto Jiménez

Dr. Eduardo F. Balart Páez

Dra. Elaine Espino Barr

Dr. Agustín Hernández Herrera

Ciudad de México, Mayo de 2017.

El presente trabajo se realizó en el laboratorio de Ictiología y Pesquerías y el laboratorio de Isótopos Estables del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México-UNAM; bajo la dirección del Dr. Felipe Amezcua Martínez, con el apoyo financiero de Becas para posgrados del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-CONACYT y del Proyecto PAPIIT-UNAM IN208911-3 “Importancia de los sistemas de manglar y costeros en el ciclo de vida de los peces: transferencia y rutas de energía, estructura de comunidades, distribución espacial y trama trófica, y bioacumulación de metales no esenciales”.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Unidad Académica Mazatlán) por proporcionarme todas las herramientas y apoyo para la realización de esta investigación.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Dirección General de Estudios de Posgrado, por el apoyo económico brindado durante mis estudios de doctorado.

A mi director de tesis Dr. Felipe Amezcua Martínez por su apoyo, comentarios y asesorías durante el desarrollo de este trabajo.

A mis tutores Martín Federico Soto Jiménez, Eduardo F. Balart Páez, Elaine Espino Barr y Agustín Hernández Herrera por sus asesorías, comentarios y observaciones en la realización de esta investigación.

A los miembros del centro de cómputo al Mat. Germán Ramírez Reséndiz y al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez por su asesoría y apoyo en cuestiones computacionales.

A mis maestros, gracias por sus enseñanzas, tiempo y dedicación que ayudaron a fortalecer mi formación académica.

Gracias a Margarita Cordero, Diana Juárez, Chantal Ruiz y Gabriela Almaraz por su amabilidad, apoyo y asesorías con todos los trámites escolares a lo largo de mi estancia en el posgrado.

A Herlinda Rojas, por las facilidades otorgadas para el uso del acervo bibliotecario.

A mis compañeros de laboratorio y amigos: Misha, Omar, Brigitte, Yaco, Diego, Jana, Claire, Francisco Melchor, Nahyeali, Pablo, Yedid y Erick gracias por todos los momentos agradables.

A Omar, Thelma, Ruth, Aracely, Kenia, Edgar, Adilene, Iriana, Rosario, Israel, Eliazar, Héctor, Daniela, Rafael, Hernán, Brenda, Daniela, Fernando, Ilse, Abraham, Lizet, Fernanda, Rosy, Humberto, Marcela, Libia, Jenifer, Aylim, Irvin, Yosiris, Aurelio, Roberto, Payan, John y a todos aquellos que escapan de mi memoria que de alguna u otra forma contribuyeron en la realización de este trabajo.

A mis compañeros del Instituto, gracias por dejarme conocerlos y disfrutar de su agradable compañía.



DEDICATORIA.

Existen muchas personas especiales a las que me gustaría agradecer y dedicar este trabajo, incluyendo a familiares, amigos y compañeros por su cariño, amistad, apoyo y compañía en las diversas etapas de mi vida. Sin importar donde se encuentren, gracias por formar parte de mi vida y por todas las enseñanzas que me han brindado.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Ecosistemas costeros	1
1.2. Asociaciones y variación de las especies de peces.....	3
1.3. Ecología trófica.	4
1.4. Uso de isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en estudios tróficos.....	5
2. ANTECEDENTES	9
3. JUSTIFICACIÓN	13
4. HIPÓTESIS.....	13
5. OBJETIVOS.....	14
5.1. Objetivo general	14
5.2. Objetivos específicos	14
6. ÁREA DE ESTUDIO.....	14
6.1. Sistema lagunar Huizache-Caimanero.....	16
6.2. Sistema lagunar Teacapán.	17
7. MATERIAL Y MÉTODOS.....	20
7.1. Muestreos	20
7.2. Descripción de la Actividad	21
7.3. Estandarización de los datos	21
7.4. Análisis de longitudes.....	22
7.5. Frecuencia de especies.	23
7.6. Diversidad.	24
7.6.1. Índice de diversidad de Simpson (D).....	24
7.6.2. Índice de diversidad de Shannon-Weiner (H').....	24
7.6.3. Índice de equidad de Pielou (J').....	25
7.6.4. Diversidad taxonómica.	26
7.7. Caracterización de las comunidades mediante Análisis Multivariados.....	28
7.7.1. Análisis MDS.	28
7.7.2. Análisis de Similitud.....	29
7.8. Determinación del nivel y estructura trófica.....	31
7.8.1. Nivel trófico mediante ACE.....	32
7.8.2. Determinación de la estructura trófica mediante ACE	34
7.8.3. Nivel trófico por isótopos estables.	36

7.8.4. Contribución de las presas a la dieta del depredador (Modelo de mezcla).....	38
8. RESULTADOS.....	39
8.1. Parámetros ambientales	39
8.2. Lista sistemática de las especies.	42
8.3. Abundancias y Pesos relativos.	49
8.4. Clasificación de las especies	61
8.5. Riqueza de especies.....	79
8.6. Diversidad	81
8.7. Índices de Similitud.	91
8.8. Estructura de longitudes.....	94
8.9. Análisis del nivel trófico	104
8.9.1. Análisis de contenido estomacal (ACE):.....	104
8.9.2. Estructura de las tramas tróficas	109
8.9.3. Análisis de isótopos estables (AIE):.....	113
8.10. Nicho isotópico.....	130
8.11. Estructura de la trama trófica	136
9. DISCUSIÓN	142
9.1. Abundancia, diversidad de peces y composición de peces.	142
9.2. Interacciones tróficas en los ecosistemas costeros mediante ACE.	149
9.3. Interacciones tróficas en los ecosistemas costeros mediante AIE.	151
10. CONCLUSIONES	157
11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	159
12. ANEXOS	177

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1.-Huizache-Caimanero con los puntos de muestreo y áreas de manglar.....	17
Figura 2.-Teacapán con los puntos de muestreos y áreas de manglar	19
Figura 3.-Promedios de los parámetros físico-químicos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en el estero de Teacapán.	40
Figura 4.-Promedios de los parámetros físico-químicos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto sistema Huizache-Caimanero.	41
Figura 5.-Promedios de los parámetros físico-químicos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto de acuerdo a la época del año en ambos sistemas (Teacapán en color negro y Huizache-Caimanero en gris).	42
Figura 6.- Clasificación de las especies de Huizache-Caimanero (laguna) de acuerdo a su frecuencia y abundancia, especies abundantes (círculo), especies frecuentes (rombo), especies comunes (triángulo), especies raras (cuadro).	61
Figura 7.- Abundancia relativa de las especies más representativas de la zona sin manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.....	62
Figura 8.- Especies con mayor abundancia relativa en Huizache-Caimanero (Laguna) de acuerdo a la época del año.....	63
Figura 9.-Peso relativo de las especies más representativas de la zona sin manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.	64
Figura 10.- Especies con mayor peso relativo en Huizache-Caimanero (Laguna) de acuerdo a la época del año.	65
Figura 11.- Clasificación de las especies de Huizache-Caimanero (laguna) de acuerdo a su frecuencia y abundancia, especies abundantes (círculo), especies frecuentes (rombo), especies comunes (triángulo), especies raras (cuadro).	66
Figura 12.- Abundancia relativa de las especies más representativas de la zona con manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.....	67
Figura 13.- Especies con mayor abundancia relativa en Huizache-Caimanero (canal) de acuerdo a la época del año.....	68
Figura 14.- Peso relativo de las especies más representativas de la zona con manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.	69
Figura 15.- Especies con mayor peso relativo en Huizache-Caimanero (canal) de acuerdo a la época del año.	70
Figura 16.- Abundancia relativa de las especies más representativas de la zona marina aledaña del sistema el Huizache.....	71
Figura 17.- Peso relativo de las especies más representativas de la zona marina aledaña del sistema el Huizache.	72
Figura 18.- Clasificación de las especies del Estero de Teacapán de acuerdo a su frecuencia y abundancia, especies abundantes (círculo), especies frecuentes (rombo), especies comunes (triángulo), especies raras (cuadro).	73
Figura 19.-Abundancia relativa de las especies más representativas en el estero de Teacapán.....	74
Figura 20.- Especies con mayor abundancia relativa del Estero de Teacapán de acuerdo a la época del año.	75
Figura 21.- Peso relativo de las especies más representativas en el estero de Teacapán.	76
Figura 22.- Especies con mayor peso realtivo del Estero de Teacapán de acuerdo a la época del año.....	77

Figura 23.- Abundancia relativa de las especies más representativas en la zona marina aledaña de Teacapán.	78
Figura 24.- Peso relativo de las especies más representativas en la zona marina aledaña de Teacapán.	79
Figura 25.- Curva acumulada del número de especies nuevas identificadas por muestreo en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).	81
Figura 26.- Valores de riqueza de especies (S) en las diferentes zonas de estudio: Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).	82
Figura 27.- Valores de los índices de diversidad de Shannon (H') para las diferentes zonas de muestreo: Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).	83
Figura 28.- Valores de los índices de equitatividad de Pielou (J') para las diferentes zonas de muestreo: Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).	84
Figura 29.- Distribución de probabilidad obtenida con 1,000 sub-muestras aleatorias de n especies de la matriz madre y valores de $\Delta+$ y $\Lambda+$ por sistema, por épocas y en general.	86
Figura 30.- Contornos de probabilidad a 95% de confianza, obtenidos con 1,000 simulaciones. El valor entre paréntesis representa el número de las especies encontradas en cada sistema y las líneas de color son los contornos de probabilidad de la riqueza de especies (S).	87
Figura 31.- Distribución de probabilidad obtenida con 1,000 sub-muestras aleatorias de n especies de la matriz madre y valores de $\Delta+$ y $\Lambda+$ en la zona costera aledaña a los sistemas por épocas y en general.	88
Figura 32.- Contornos de probabilidad a 95% de confianza, obtenidos con 1,000 simulaciones. El valor entre paréntesis representa las especies encontradas en cada sistema y las líneas de color son los contornos de probabilidad de la riqueza de especies (S).	89
Figura 33.- Distribución de probabilidad obtenida con 1,000 sub-muestras aleatorias de n especies de la matriz madre y valores de $\Delta+$ y $\Lambda+$ en general para las distintas zonas de estudio.	90
Figura 34.- Contornos de probabilidad a 95% de confianza, obtenidos con 1,000 simulaciones. El valor entre paréntesis representa el número de las especies encontradas en cada zona de estudio y las líneas de color son los contornos de probabilidad de la riqueza de especies (S).	91
Figura 35.-Resultado del análisis de escalamiento multidimensional de los diferentes muestreos en cada sistema.	92
Figura 36.-Análisis de Coordenadas Principales (PCO) que muestra la relación de la distribución de los organismos con los factores ambientales en las diferentes zonas de estudio.	94
Figura 37.-Estructura de longitudes de la especie <i>Diapterus peruvianus</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).	95
Figura 38.-Estructura de longitudes de la especie <i>Sciades seemanni</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)	96
Figura 39.- Estructura de longitudes de la especie <i>Capthorops fuerthii</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-	

Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).	97
Figura 40.- Estructura de longitudes de la especie <i>Caranx caninus</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).	98
Figura 41.- Estructura de longitudes de la especie <i>Mugil cephalus</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).	99
Figura 42.- Estructura de longitudes de la especie <i>Mugil curema</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).	100
Figura 43.- Estructura de longitudes de la especie <i>Centropomus robalito</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).	101
Figura 44.- Estructura de longitudes de la especie <i>Cynoscion xanthulus</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).	102
Figura 45.- Estructura de longitudes de la especie <i>Chanos chanos</i> en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).	103
Figura 46.- Importancia relativa de las presas de las especies más representativas en los diferentes sistemas.	108
Figura 47.- Estructura de la trama trófica de la zona estuarina de Teacapán.	109
Figura 48.- Estructura de la trama trófica de la zona lagunar de Huizache-Caimanero.	110
Figura 49.- Estructura de la trama trófica de la zona marina de Teacapán.	111
Figura 50.- Estructura de la trama trófica de la zona marina de Huizache-Caimanero.	112
Figura 51.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ de las diferentes especies de peces en las diferentes zonas de estudio.	113
Figura 52.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en las diferentes zonas de estudio.	114
Figura 53.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en el estero de Teacapán. El número indica la ID de la especie.	115
Figura 54.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en la zona lagunar de Huizache-Caimanero. El número indica la ID de la especie.	116
Figura 55.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en la zona de manglar de Huizache-Caimanero. El número indica la ID de la especie.	117
Figura 56.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en zona marina de Teacapán. El número indica la ID de la especie.	118
Figura 57.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en zona marina de Huizache-Caimanero. El número indica la ID de la especie.	119
Figura 58.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en las diferentes zonas de estudio.	124
Figura 59.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona estuarina de Teacapán obtenidos mediante AIE.	126

Figura 60.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona estuarina de Huizache-Caimanero obtenidos mediante AIE.....	127
Figura 61.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona marina de Teacapán obtenidos mediante AIE.....	128
Figura 62.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona marina de Huizache-Caimanero obtenidos mediante AIE.....	129
Figura 63.-Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies capturadas en los diferentes sistemas. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presenta más del 50% de los datos.....	131
Figura 64.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Teacapán-manglar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presenta más del 50% de los datos.	133
Figura 65.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Huizache-sin manglar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.....	134
Figura 66.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Teacapán-mar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.....	135
Figura 67.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Huizache-mar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presenta más del 50% de los datos.	136
Figura 68.- Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador para Teacapán (manglar).	138
Figura 69.- Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador para Huizache (sin manglar).	139
Figura 70.-Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador en la zona marina de Teacapán.....	140
Figura 71.-Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador en la zona marina de Huizache-Caimanero.	141

ÍNDICE DE TABLAS.

Tabla 1.-Propiedades topológicas de las redes tróficas	35
Tabla 2.- Abundancia y biomasa relativa de las especies de peces colectadas en la zona estuarina de Teacapán y Huizache-Caimanero durante las diferentes épocas del año: Los números se representan de la manera siguiente “a(b)”, donde a=abundancia (organismos/ha).....	50
Tabla 3.-Abundancia y biomasa relativa de las especies de peces colectadas en la zona marina de Teacapán y Huizache-Caimanero durante las diferentes épocas del año: Los números se representan de la manera siguiente “a(b)”, donde a=abundancia (organismos/ha) y b=biomasa (gramos/ha).....	55
Tabla 4.-Resultados de la prueba de análisis multifactorial de similitudes (ANOSIM) por zona.....	92
Tabla 5.-Resultados de PERMANOVA de 5 vías, probando los efectos en los sistemas (H-C laguna, H-C manglar, H-C mar, Teacapán estuario y Teacapán mar), ecosistema (con manglar y sin manglar), ambiente (marino y estuarino), época (primavera, verano, otoño e invierno y Estación (lluvias y secas) sobre la abundancia por hectárea (P<0.005).....	93
Tabla 6.-Listado de la ictiofauna capturada y una breve descripción de sus hábitos alimenticios y los niveles tróficos calculados mediante el ACE.	105
Tabla 7.-Propiedades topológicas de las redes tróficas en cada zona de estudio.....	112
Tabla 8.-Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los peces capturados en las diferentes zonas de estudio y los niveles tróficos calculados mediante el AIE.....	120
Tabla 9.-Valores isotópicos generales de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los productores primarios y macroinvertebrados colectados en las diferentes zonas de estudio y los niveles tróficos calculados mediante el AIE.....	122
Tabla 10.- Valores cuantitativos de amplitud de nicho isotópico para cada zona, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza, considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos en el paquete estadístico R.	131
Tabla 11.- Comparación del nicho y traslape isotópicos para cada zona, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza, considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos en el paquete estadístico R.....	132

GLOSARIO

Amplitud trófica: Selección de un grupo de presas, con respecto a un número potencial de éstas (Gerking, 1994).

Conectancia.- Es la proporción de los flujos existentes respecto a los flujos posibles en el sistema.

Depredador especialista: Depredadores que seleccionan presas para su consumo (Calow y Tytler, 1985; Gerking, 1994).

Depredador generalista: Especies que no presentan selectividad por una presa en particular (Calow y Tytler, 1985).

Enriquecimiento isotópico: Diferencia entre la razón isotópica de un organismo y su dieta. Cuando los isótopos pesados de un elemento se incrementan en abundancia en relación a los isótopos ligeros debido a los procesos de discriminación isotópica (Fry, 1984).

Espectro trófico: Total de componentes alimentarios de la dieta de un organismo (Day et. al., 1989).

Fraccionamiento trófico: Cambio en los valores isotópicos (valores δ) entre la presa y el depredador.

Grupo funcional.- Conjunto de especies que tienen funciones tróficas similares en el ecosistema.

Isótopo: Átomos con el mismo número de protones y electrones pero diferente número de neutrones lo que hace variar la masa. (Jardine et al., 2003).

Isótopo estable: Un isótopo no radiactivo el cual no se degrada espontáneamente. Los isótopos estables no tienen riesgo fisiológico.

Isotopo ligero: Son isótopos un mismo elemento que tienen menor número de neutrones o masa atómica que otros isótopos que lo conforman. Generalmente son abundantes en los compuestos y en la naturaleza.

Isotopo pesado: Son isótopos del mismo elemento que tienen un mayor número de neutrones o masa atómica que los otros isótopos que lo conforman. Generalmente son los más escasos en la naturaleza.

Nicho ecológico: Posición estructural de un organismo dentro de un ecosistema, incluyendo su posición trófica, hábitat y su relación con el medio ambiente físico y biótico circundante.

Nicho isotópico:-Espacio multidimensional, donde los ejes que lo conforman están representados por $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, el primero representa los aspectos biológicos del animal y el segundo nos indica el hábitat en el que se encuentra (Newsome et al., 2007)

Nivel trófico: Posición o categoría en la que se clasifica un determinado organismo dentro de la cadena trófica; dicha posición está dada de acuerdo a la manera en la cual obtiene su materia y energía (Lindeman, 1942; Gerking, 1994).

Propiedades topológicas: son diversos índices que describen las principales características de una red trófica. La mayoría de estos índices aportan información acerca de la complejidad de las redes tróficas; como complejidad se entiende que es el grado de interconexiones alimentarias que existen entre las especies en un ecosistema.

Tasa de recambio isotópico: Es el tiempo que tardan los organismos en reflejar una señal isotópica de una dieta particular (Rau et al., 1990).

Trama trófica.- Se refiere a la dependencia alimenticia de unos organismos hacia otros en una serie de conexiones que comienza con los productores primarios y detritus y termina consumidores superiores.

Traslape trófico: Uso compartido de recursos por dos especies, o grupos de una misma especie o poblaciones (Wootton, 1990).

$\delta^{13}\text{C}$: Diferencia expresada en partes por mil entre la razón de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de una muestra y la razón $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del estándar (Pee Dee Belemnite) (Rau et al., 1990).

$\delta^{15}\text{N}$: Diferencia expresada en partes por mil entre la razón de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ de una muestra y la razón $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ del estándar (nitrógeno atmosférico en el caso del nitrógeno) (Rau et al., 1990).

δ (delta): Es la diferencia en partes por mil (‰) entre la razón absoluta (R) de la muestra de interés y un estándar de referencia.



RESUMEN.

Existen muchos estudios que señalan a los ecosistemas estuarinos con presencia de manglar como sitios con alta productividad biológica de peces y otros macroinvertebrados, sin embargo otros autores mencionan que las playas y las lagunas costeras sin manglar proporcionan servicios similares a pesar de presentar una menor complejidad estructural. Para discernir esta controversia se caracterizaron las variaciones espaciales y temporales en la estructura comunitaria y la ecología trófica de ecosistemas estuarinos y marinos en presencia (Teacapán) y ausencia de bosques de manglar (Huizache-Caimanero) por medio de índices ecológicos (riqueza, diversidad, dominancia) e índices de diversidad taxonómica, índices topológicos de las redes tróficas (conectancia, omnivoría, vulnerabilidad, entre otros). Además se evaluó el origen y la composición de la materia orgánica utilizada por los consumidores primarios, las contribuciones relativas depredador-presa, la estructura de las tramas tróficas y los niveles tróficos de las diferentes especies de peces mediante análisis de contenido estomacal y la técnica de isótopos estables de carbono y nitrógeno. La abundancia en número y biomasa fue más alta en los ecosistemas asociados a manglares en comparación con los que su presencia es menor o inexistente. En la zona estuarina de Teacapán se registraron 3,032 ind/ha y 100,150 g/ha en comparación a la zona estuarina de Huizache-Caimanero que registró 689 ind/ha y 35,559 g/ha. Respecto a la zona marina adedaña, en Teacapán se obtuvo una abundancia en número de 1,059 ind/ha y una biomasa de 34,893 g/ha y en Huizache-Caimanero se registraron 762 ind/ha y 24,515 g/ha. El elenco taxonómico de la zona estuarina de Teacapán está constituido por 24 familias que engloban 72 especies y en la zona marina adedaña se registraron 36 familias con 88 especies. En Huizache-Caimanero se registraron 19 familias distribuidas en 56 especies en la zona estuarina y en la zona marina se capturaron 68 especies distribuidas en 23 familias. Los valores más altos de los índices ecológicos (riqueza de especies, diversidad, equidad) y diversidad taxonómica se registraron en las zonas con influencia de manglar, en Teacapán la riqueza fue $S=22.7$, la diversidad de Shannon–Wiener $H'=2.26$ bits y la equidad $J'=0.76$. En Huizache-Caimanero la riqueza fue $S=10.7$ diversidad de Shannon–Wiener $H'=1.69$ bits y la equidad $J'=0.73$. En ambos sistemas no existieron diferencias significativas de los índices ecológicos en las diversas épocas (Tukey, $P > 0.05$). La abundancia de organismos de longitudes pequeñas y el bajo nivel trófico de la comunidad de peces en las áreas estuarinas de ambos sistemas indican que son sitios muy importantes que proporcionan alimento y refugio para una gran cantidad de juveniles de diferentes especies de peces y macroinvertebrados. La red trófica en la zona estuarina de Teacapán se conformó por 90 nodos, representados por depredadores, presas y productores primarios con un promedio de 6.61 interacciones tróficas por especie, para la zona marina el número de nodos fue de 108 con 7.71 interacciones por especie. En Huizache-Caimanero la red trófica de la zona lagunar estuvo compuesta por 78 nodos y un promedio de 5.84 interacciones tróficas por especie y para la zona marina 89 nodos con un promedio 7.07 interacciones tróficas. En la base de las tramas tróficas los grupos tróficos inferiores (detritus, fitoplancton, zooplancton) e

invertebrados bentónicos (cangrejos y camarones) fueron los grupos de mayor importancia estructural en la red por la gran cantidad de interacciones en las diferentes tramas tróficas. Los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ de la comunidad íctica en las áreas influenciadas por los manglares presentan valores más negativos en comparación a las áreas donde la influencia del manglar es menor, por lo que la principal función no sólo es la protección contra depredadores, sino también como una fuente de alimento directo o indirecto principalmente en especies detritívoras. En las diferentes zonas estuarinas, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ mostraron que la mayoría de las especies poseen un amplio nicho isotópico y existe una alta sobreposición de especies que explotan un conjunto común de recursos alimenticios. Los resultados de los ACE y AIE indican que los diferentes sistemas estudiados presentan una estructura trófica similar en las diferentes zonas, aunque los ecosistemas influenciados por manglares presentan una mayor disponibilidad de recursos en comparación con ambientes menos influenciados por ellos.

ABSTRACT

Several studies mention that estuarine ecosystems with the presence of mangroves as sites have high biological productivity of fish and other macroinvertebrates, while other authors mention that beaches and coastal lagoons without mangroves provide similar services despite having lower structural complexity. To discern this controversy, spatial and temporal variations in the community structure and trophic ecology of estuarine and marine ecosystems in the presence (Teacapán) and absence of mangrove forests (Huizache-Caimanero) were characterized by ecological indices (richness, diversity, dominance) and indices of taxonomic diversity, topological indices of trophic networks (connectivity, omnivory, vulnerability, among others). In addition, the origin and composition of the organic matter used by the primary consumers, the relative predator-prey contributions, the structure of food webs, and the trophic levels of different fish species were evaluated by means of stomach content analysis and the technique of carbon and nitrogen stable isotopes. The abundance in number and biomass was higher in the ecosystems associated with mangroves compared to those whose presence of mangroves is smaller or nonexistent. In the estuarine zone of Teacapán, 3,032 ind/ha and 100,150 g/ha were recorded compared to the Huizache-Caimanero estuarine area, which recorded 689 ind/ha and 35,559 g/ha. Regarding the surrounding marine area, an abundance of 1,059 ind/ha and a biomass of 34,893 g/ha were obtained in Teacapán and 762 ind/ha and 24,515 g/ha were recorded in Huizache-Caimanero. The taxonomic list of the estuarine zone of Teacapán is constituted by 24 families comprising 72 species compared to the surrounding marine area which registered 36 families with 88 species. In Huizache-Caimanero, 19 families were registered from 56 species in the estuarine zone. In the marine area, 68 species were captured and distributed in 23 families. The highest values of ecological indices (species richness, diversity, evenness) and taxonomic diversity were recorded in areas with mangrove influence, in Teacapán the richness was $S=22.7$, Shannon-Wiener diversity $H'=2.26$ bits and evenness was $J'=0.76$. In Huizache-Caimanero the richness was $S=10.7$, Shannon-Wiener diversity was $H'=1.69$ bits and evenness was $J'=0.73$. In both systems there were no significant differences in ecological indices at different times (Tukey, $P > 0.05$). The abundance of (all) small-bodied organisms and the low trophic level of the fish community in the estuarine areas of both systems indicate that they are very important sites which provide food and shelter for a large number of juveniles of various fish species and macroinvertebrates. The trophic network in the estuarine zone of Teacapán consisted of 90 nodes, represented by predators and prey, primary producers with an average of 6.61 trophic interactions per species. In the marine area the number of nodes was 108 with 7.71 interactions per species. In Huizache-Caimanero the trophic network of the lagoon area was composed of 78 nodes with an average of 5.84 trophic interactions per species. The marine zone had 89 nodes with an average of 7.07 trophic interactions. The lower trophic groups (detritus, phytoplankton, zooplankton) and benthic invertebrates (crabs and shrimp) at the base of the food webs were the groups of major structural importance in the network because they represented a large number of trophic interactions. The $\delta^{13}\text{C}$ isotopic

values of the fish community in areas influenced by mangroves were more negative compared to areas where mangrove influence is weaker. Therefore the main function of estuaries may not only be protection against predators, but also a direct or indirect source of food mainly for detritivorous species. In the different estuarine zones, the values of $\delta^{15}\text{N}$ showed that most of the species had a broad isotopic niche and there is a large overlap of species that exploit a common set of food resources. The results of the Stomach Content Analysis (SCA) and Isotopes Estables Analysis (IEA) indicate that the two ecosystems studied present a similar trophic structure within the marine and estuarine zones. However, the ecosystems more strongly influenced by mangroves present a greater availability of resources compared to the environments less influenced by them.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Ecosistemas costeros

En general los ecosistemas costeros son altamente productivos, proporcionan un punto focal alrededor del cual muchas comunidades crecen y se desarrollan. La pesca, la agricultura y otras industrias prosperan dentro y alrededor de estos ecosistemas, por lo que forman un gran recurso económico de la región, colocándolos bajo una creciente presión a diversas perturbaciones humanas. Estos ecosistemas desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de la productividad y la diversidad biológica, al ser hábitats esenciales para una gran variedad especies de peces que viven en estos ambientes durante un periodo o la totalidad de su ciclo de vida (Blaber, 2000; Larson et al., 2013).

Existen una gran variedad de estudios que señalan a los ecosistemas costeros dominados por manglares entre los más productivos del mundo (Cowley y Whitfield, 2002; Akin et al., 2003; Franco-Gordo et al., 2003; Huxham et al., 2004). Estos proporcionan una miríada de servicios ambientales importantes para el hombre, como por ejemplo, actúan como sistemas naturales de control de inundaciones en la zona costera, así como barreras contra huracanes e intrusión salina, controlan la erosión y protegen las costas, mejoran la calidad del agua al funcionar como filtro biológico removiendo nutrientes y tóxicos, contribuyen en el mantenimiento de sistemas y procesos naturales tales como respuestas a cambios en el nivel del mar, mantienen procesos de sedimentación y funcionan como trampas de carbono (Day et al., 1989; Flores-Verdugo, 1989; Osborne, 2000). Diferentes estudios han resaltado la importancia y los papeles funcionales de estos ecosistemas en el ciclo de vida de diferentes especies de peces e invertebrados, al ser señalados como sitios de crecimiento, refugio, crianza, alimentación, reclutamiento, además de ser fuentes de energía para el hombre y poseen un alto valor estético y recreativo (Baran y Hambrey, 1998, Blaber y Blaber, 1980; Lenanton, 1982; Lasiak, 1984, 1986; Potter et al., 1990; Dulcic et al., 1997; Aburto-Oropeza et al., 2008).

Sin embargo, a pesar de su importancia ecológica, económica y social, la extensión de los manglares a nivel global se ha reducido aproximadamente en un 35% durante las últimas dos décadas; gran parte de esta deforestación se ha asociado con el impacto directo de actividades económicas como camaronicultura y el desarrollo turístico (Valiela et al., 2001).

De acuerdo a algunos autores, lo anterior tiene efecto en las pesquerías, ya que para el caso particular de los peces, los biotipo de manglar poseen cuatro funciones principales: son zonas de desove, crecimiento, alimentación y transición durante las migraciones de las especies (Pihl et al., 2002). En teoría, larvas de peces colonizan este tipo de hábitats, y crecen de juveniles a subadultos o adultos que dejan estos sistemas mediante migraciones sobretodo en el caso de especies pelágicas (Blaber, 2000). Sin embargo el número de estudios que comparan el valor que tienen este tipo de hábitats como zonas de crianza y crecimiento de juveniles, con el valor de otros posibles hábitats someros, como las zonas costeras son muy limitados (Dorenbosch et al., 2006).

Existen otros estudios que han demostrado que también las playas y la zona costera cumplen funciones similares a las que siempre se le han otorgado a los ecosistemas de manglar, al funcionar también como zonas de crecimiento, crianza, refugio, reclutamiento, reproducción y desove a pesar de ser lugares con una complejidad de biotopo baja (Ayvazian y Hyndes, 1995). En las zonas de manglar los biotipos son heterogéneos, mientras que en ambientes costeros sin manglar el biotopo es más homogéneo, sin embargo los estudios que cuantifiquen el uso diferencial de estos hábitats por parte de los peces y macroinvertebrados son escasos. Aunque en las zonas costeras y playas sin mangle habitan una gran cantidad de especies que utilizan el alimento disponible y que además se ven favorecidas por la turbidez del área que las protege de los depredadores (Lasiak, 1986), se plantea la hipótesis que en las zonas de manglar es en donde se encontrará una mayor productividad, diversidad y abundancia de organismos.

El determinar la importancia de los diferentes ambientes para la productividad biológica de peces es crítico, debido a la intensa presión antropogénica ejercida sobre los ecosistemas costeros. Para entender el funcionamiento de los ecosistemas marinos y costeros, es necesario conocer las interacciones entre los diferentes organismos componentes de los diversos sistemas (Pasquaud et al., 2008). En este contexto, el presente estudio pretende demostrar el papel ecológico de los ecosistemas de manglar en cuanto a su función como hábitat crítico que proporciona alimento, refugio y protección a diversas especies de peces de importancia ecológica y comercial. Mediante datos cuantificables se compara con otros ecosistemas tales como estuarios, lagunas costeras y playas con ausencia de manglar a los que se les han atribuido funciones similares a las que realizan los ecosistemas de manglar, en la misma región geográfica, y con esto discernir esta controversia.

1.2. Asociaciones y variación de las especies de peces.

La pérdida de la biodiversidad a diferentes escalas (local, regional y global) es un problema cada vez más frecuente y de gran importancia desde el punto de vista ecológico y económico. Por lo tanto, la conservación de la biodiversidad debe ser un objetivo primordial en el manejo de los recursos naturales, siendo imprescindible para ello desarrollar un conocimiento detallado de la identidad de las especies (Worm et al., 2006; Butchart et al., 2010).

Entender las variaciones de las poblaciones de peces es fundamental para el conocimiento de los ecosistemas costeros y marinos. Los cambios espaciales y temporales en la distribución y abundancia de los peces pueden estar determinados por cambios ambientales (físicos, químicos y biológicos), periodos de tiempo (diario, estacional, interanual, etc.) y por las diferentes zonas (Burnette et al., 1950). De esta forma, el análisis de la interacción entre el ambiente y los organismos vivos se hace sumamente complejo, particularmente en la zona tropical y subtropical, así como en las zonas de transición de diferentes ecosistemas (estuarino-marino), en donde la

diversidad y las relaciones entre especies se incrementan de manera significativa (Hubbs, 1960).

Los ecosistemas costeros marinos son utilizados como zonas de crianza, refugio y reclutamiento de diversas especies de peces (Beck et al., 2001; Calliari et al., 2003; Jaureguizar et al., 2006; Elliott et al., 2007). Por lo tanto, es indispensable el estudio de su variación espacio-temporal, ya que, tanto en las zonas costeras como en los estuarios la abundancia, composición y diversidad de asociaciones de peces sufren cambios estacionales que pueden influir en las pesquerías (Potter et al. 1986; Hyndes et al., 1999; Sousa et al., 2005; Jaureguizar et al., 2006).

1.3. Ecología trófica.

El conocimiento de las tramas tróficas es una herramienta fundamental en ecología, ya que permite evaluar la magnitud e importancia de las interacciones tróficas en diferentes tipos de ecosistemas. Estas interacciones integran factores tales como productividad, estabilidad, diversidad y heterogeneidad espacial del sistema (Link et al., 2005). En el caso de los peces, mediante este tipo de estudios es posible comprender la dinámica de las relaciones ecológicas que existen entre especies, además de proporcionar algunas bases para poder establecer métodos adecuados que contribuyan a una correcta administración de los recursos pesqueros.

El papel ecológico que los diferentes sistemas tienen en el ciclo de vida de los peces está relacionado con el conocimiento sus hábitos alimenticios y niveles tróficos, ya que aportan información básica necesaria para comprender su función biológica y ecológica que desempeñan dentro de los diferentes ecosistemas. El alimento constituye uno de los factores intrínsecos más importantes porque regula o afecta el crecimiento y la reproducción, así como la forma en que se desarrolla el ciclo de vida de las diferentes especies. No obstante, es indispensable generar este tipo de conocimientos no sólo para las especies de importancia comercial, sino también de aquellas con las que se relacionan ecológicamente ya que una alteración en su

dinámica podría afectar directamente o indirectamente la supervivencia de cualquier especie asociada.

El conocimiento de la biología trófica de los peces en los diferentes ecosistemas permite comprender la dinámica de las relaciones ecológicas que existen entre especies, así como la complejidad de las interacciones tróficas en los diferentes ecosistemas y por tanto determinar si en los sistemas con manglar las relaciones tróficas son más complejas que en ambientes donde el manglar está ausente.

1.4. Uso de isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en estudios tróficos.

A pesar de la importancia del estudio de tramas tróficas para describir la estructura de un ecosistema aún existen problemas metodológicos y teóricos para su análisis en ambientes acuáticos. Tradicionalmente la mayoría de los estudios alimenticios se han basado en la técnica de análisis de contenidos estomacales, donde se incluye un conteo, determinación del peso y la frecuencia de aparición de cada presa que permiten establecer de cierta forma los hábitos alimentarios de un depredador. Sin embargo, recientemente se conoce que este tipo de resultados son cuestionables, debido a las limitaciones inherentes propias del análisis; por un lado, la dificultad de realizar análisis de contenido estomacal en organismos pequeños (larvas de peces, zooplancton) o muy frágiles (organismos gelatinosos) hace que muchos grupos sean poco estudiados o directamente no incluidos en la descripción de las tramas tróficas (Link et al., 2005). Por otra parte, no todo el material ingerido por un organismo es asimilado, la retención selectiva de algunas estructuras de las presas difíciles de digerir, tales como otolitos de peces y los aparatos mandibulares de cefalópodos, es considerado como un proceso que genera la sobre-estimación de su dieta (Santos et al., 2006). Una restricción más de esta técnica es que las estructuras presentes en los contenidos gástricos sólo reflejan lo que el organismo consumió en su último evento alimenticio. Por ello para entender las variaciones de alimentación a mediano y largo plazo, es necesario extender el tiempo de muestreo lo cual traería consigo un mayor esfuerzo. Además, la coexistencia de diferentes

vías para la transferencia de energía (planctófago, herbívoro o detritívoro), la alta frecuencia de omnivoría en los sistemas marinos y la gran cantidad de fuentes de alimentación en ambientes costeros tropicales, complican aún más la interpretación de las tramas tróficas marinas.

El análisis de isótopos estables es una de las mejores herramientas para evaluar paradigmas de la ecología trófica, tanto los referidos a la posición o rol trófico de un organismo en la estructura de tramas tróficas (Eggers y Jones, 2000; Post, 2002; Pasquaud et al., 2010; Carreon-Martinez y Health, 2010). El análisis de isótopos estables está basado en las diferencias de la abundancia natural en los isótopos estables de un elemento, principalmente Carbono, Nitrógeno y Azufre (Lajtha y Michener, 1994). El uso de los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) y carbono ($\delta^{13}\text{C}$) se ha convertido en una de las técnicas ampliamente utilizadas en estudios de la ecología trófica (MacNeil et al., 2005, Martínez del Río et al., 2009, Newsome et al., 2010). Esta herramienta bioquímica permite realizar análisis cuantitativos de la dieta y estimar patrones alimenticios en diferentes escalas temporales y espaciales, proporcionando una visión más amplia sobre la dinámica de las redes tróficas y el flujo de energía en ecosistemas acuáticos (Vander Zanden y Rasmussen, 2001; Michener y Kaufman, 2007). Las relaciones isotópicas de las diferentes fuentes alimenticias que se consumen se reflejan en los tejidos del consumidor, en proporción a la cantidad asimilada por cada fuente de alimento, después de considerar la discriminación contra los isótopos más pesados en la digestión y el proceso de asimilación (De Niro y Epstein, 1981). Por lo tanto, los isótopos estables se utilizan a menudo para cuantificar las contribuciones de diferentes fuentes de alimentos a la dieta de un organismo (Phillips y Gregg, 2003). Además pueden ser utilizados para indicar cambios en la dieta, ya que muchos organismos en algún momento de su ciclo de vida experimentan un rápido cambio en las firmas isotópicas del alimento que consumen, ya sea a causa de un cambio en la dieta o por migrar a otro ambiente con una firma isotópica diferente. Después de un cambio de ritmo en la composición isotópica de sus dietas, los tejidos de los organismos con el tiempo llegan a un equilibrio isotópico con su nueva dieta, como

resultado tanto del crecimiento de nuevo tejido y el movimiento metabólico del tejido existente (Fry y Arnold, 1982).

El $\delta^{13}\text{C}$ es utilizado para medir el origen de las fuentes de energía relacionado a los distintos ambientes (marino vs dulceacuícola, costero vs oceánico, pelágico vs bentónico, altas latitudes vs bajas latitudes), donde los consumidores se alimentan (Hobson et al., 1997, Newsome et al., 2010). Las diferencias en el $\delta^{13}\text{C}$ entre los diferentes ambientes están determinadas por factores como: 1) la composición isotópica y la concentración de CO_2 disuelto que varía latitudinalmente en función de la temperatura superficial del mar (Rau et al., 1992, Hinga et al., 1994), 2) la composición de las presas y la tasa de crecimiento del fitoplancton (Fry y Wainright 1991, Pancost et al., 1997), y 3) la entrada de carbono al sistema por medio de macrófitas bentónicas en las zonas costeras, las cuales se encuentran enriquecidas (Newsome et al., 2010). De esta manera el uso de isótopos estables permite identificar la fuente de materia orgánica y seguir el flujo de la misma, ya que la señal de carbono del alimento ($\delta^{13}\text{C}$) se refleja en los tejidos de los consumidores con sólo un pequeño cambio entre niveles tróficos sucesivos (fraccionamiento isotópico) menor al 1.5 ‰.

La estructura de la cadena trófica y el nivel trófico de los organismos que la integran puede ser deducida a partir de la relación de isótopos de nitrógeno $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$), ya que existe un incremento en los tejidos de los consumidores con respecto a su presa del 3-4‰ en $\delta^{15}\text{N}$, a medida que aumenta el nivel trófico (Peterson y Fry, 1987; Vander Zanden et al., 1997; Post, 2002). Sin embargo, se ha encontrado que este enriquecimiento o factor de discriminación puede verse afectado por diferencias fisiológicas y de la dieta, las cuales a su vez dependen de los procesos bioquímicos en el metabolismo e incorporación de nutrientes (Gannes et al., 1997, Martínez del Río et al., 2009). Por lo tanto, el uso simultáneo de isótopos de C y N provee información tanto de las fuentes de materia orgánica como del nivel de un organismo en la trama trófica.

El uso combinado de isótopos estables de carbono y nitrógeno en organismos acuáticos, aunado a los estudios convencionales de contenido estomacal, permiten la modelación de la estructura de una comunidad trófica, el posicionamiento preciso de cada especie o grupo funcional dentro de dicha estructura, sus interacciones tróficas y el flujo de la energía (Jara-Marini et al., 2009).

En años recientes el uso de las razones de isótopos estables sumados a la utilización de modelos de mezcla basados en ecuaciones de balance de masas, han tomado una gran importancia, ya que permiten identificar cuáles son las presas más importantes de los depredadores y dan un valor de la proporción de las presas en la dieta del depredador. De esta forma la razón isotópica es transformada en valores de dieta, los cuales pueden ser utilizados para determinar varios aspectos acerca del nicho que las especies ocupan en el ecosistema (Newsome et al., 2007).

Los modelos de mezcla isotópica permiten inferir la contribución relativa de las fuentes alimenticias, principalmente cuando se estudian organismos que tienen dos o más fuentes de alimento (Jardine et al., 2003). Estos suponen que todas las presas pueden ser potencialmente ingeridas y asimiladas en la biomasa del depredador y evalúan la proporción de presas con diferente señal isotópica en la dieta total con la condición de que la señal isotópica promedio del consumidor representa la sumatoria de las señales de todas las presas consumidas.

La contribución de cada una de las presas está inversamente relacionada a la distancia entre la señal de la presa y la señal del depredador. Entre más corta es la distancia, mayor es la contribución (Phillips y Gregg, 2003). El modelo de mezcla se basa en la suposición de que todas las presas consumidas son asimiladas por el depredador. Esto no se puede verificar cuando no se hacen estudios alternativos de contenido estomacal. Por ello, los resultados obtenidos mediante el modelo de mezcla, se interpretan como un índice de asimilación potencial de alimento (Ben-David y Schell, 2001) y no como un indicador de presas consumidas.

2. ANTECEDENTES

Los organismos que habitan lagunas costeras y estuarios son fundamentalmente peces (McHugh, 1967) que desarrollan funciones importantes en el balance de estos sistemas costeros (Day et al., 1973; Castro-Aguirre et al., 1994). Así que, el estudio de estos organismos tiene un marcado interés económico y ecológico, pues un gran número de especies de peces sujetos a explotación comercial habitan estos ecosistemas (Yáñez-Arancibia et al., 1985; Torres-Orozco, 1994). Particularmente en el caso del Golfo de California estos ecosistemas costeros están sujetos a una intensa presión antropogénica. Sin embargo, para esta región los estudios que abordan aspectos ecológicos a nivel comunitario son escasos (Balart et al., 1997).

Las investigaciones sobre comunidades de peces asociadas a ambientes de manglar en el Pacífico mexicano son pocas, a pesar de que la dominancia de peces juveniles y subadultos en los muestreos de estos estudios indican que estos ecosistemas desempeñan un papel ecológico importante en el reclutamiento (Warburton, 1978; Álvarez-Rubio et al., 1986; Flores-Verdugo et al., 1990; Raz-Guzmán y Huidobro, 2002). En la región del Golfo de California, Maeda-Martínez (1981) evaluó las especies de peces asociadas a tres manglares de la Bahía de La Paz (Balandra, Zacatecas y Enfermería), determinando la abundancia y diversidad, además de hacer una categorización trófica en la que destacaron los consumidores primarios; López-Rasgado et al. (2012) evaluaron la estructura de las comunidades de peces en este mismo sistema 30 años después y encontraron que en Enfermería que es donde el impacto antropogénico es mayor y presenta cambios sustanciales en los índices ecológicos; De la Cruz- Sosa (2004) estudió la estructura íctica en cuatro manglares cercanos a las Bahía de La Paz, encontró una sucesión en la abundancia y diversidad especies, reportando a las familias Mugilidae, Gerreidae y Lutjanidae como las más dominantes; González-Acosta et al. (2005) evaluaron los cambios estacionales en la estructura de las asociaciones de peces del manglar en El Conchalito, encontrando una alternancia estacional en la abundancia y biomasa de las especies dominantes. En la laguna Las Guásimas en Sonora Yépiz-

Velázquez (1990) reporta 31 especies de peces; Calderón-Aguilera y Campoy-Favela (1993) señalan que esta laguna es utilizada como sitio de alimentación, crianza, reproducción y protección de la lisa (*Mugil sp.*) y mojarra (*Eucinostomus sp.* y *Eugerres sp.*); Rodríguez-Félix (2010) caracterizó la comunidad íctica reportando 79 especies en un estudio que comprende cuatro ciclos anuales y Ontiveros-Granillo (2011) evaluó la variación diurna y estacional de peces reportando 74 especies de peces en este mismo sistema.

En otros tipos de ecosistemas de diferentes regiones del Pacífico mexicano se reportan diferentes valores de riqueza. Raz-Guzmán y Huidobro (2002) mencionan que la diversidad de especies para lagunas costeras del Pacífico mexicano varía entre 3 y 73 especies, con un promedio de 30 especies por sitio. En Michoacán en el estuario Santa Ana, Madrigal (2006) reportó 24 especies, Mendoza et al. (2009) documentaron 33 especies en una laguna costera de Oaxaca; Díaz-Ruiz et al. (2006) reportaron 34 especies en 2 sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas; Sandoval-Huerta et al. (2014) reportaron 31 especies en cuatro sistemas lagunares en la región central del Pacífico mexicano.

Estudios hechos en el Caribe, han demostrado que la diversidad y la densidad de especies de peces, es mayor en arrecifes coralinos cercanos a zonas de manglar, en donde los peces las utilizan como zonas de crianza, crecimiento y alimentación, en comparación a los arrecifes más alejados de este tipo de sistemas, o en donde éstos no se encuentran (Austin, 1971; Louis y Guyard, 1982; Nagelkerken et al., 2000; Cocheret de la Moriniere et al., 2002; Adams y Ebersole, 2002; Nagelkerken y Van der Velde, 2002).

De acuerdo a los estudios ictiofaunísticos realizados en los diferentes ecosistemas a estudiar (Huizache-Caimanero y Estero de Teacapán) existe una gran diversidad de especies de peces. Amezcua-Linares y Carranza (1977) mencionan que la diversidad ictiofaunística del Huizache-Caimanero está compuesta por 27 familias, 46 géneros y 60 especies. Warburton (1978) identificó un total de 44 especies de

peces, que representan a 19 familias. En Teacapán, Amezcua-Linares y Carranza (1977) determinaron que la diversidad está integrada por 71 especies; Álvarez-Rubio (1988) reportó 28 familias, 51 géneros y 75 especies; Flores-Verdugo et al., (1990) cuantificaron un total de 75 especies en su estudio; Briones (1995) efectuó muestreos en la captura proveniente de la flora artesanal comercial y obtuvo un listado taxonómico con 22 especies en este mismo sistema.

Estudios relacionados a las tramas tróficas en ecosistemas costeros de México son escasos, Godínez-Domínguez et al. (2005) realizaron un estudio preliminar de redes tróficas en los peces dentro del ecosistema costero de Bahía de Navidad, Jalisco, a través de valores isotópicos de Carbono y Nitrógeno encontraron que este sistema es utilizado como área de crianza y alimentación, con dos niveles tróficos, el primero formado por peces juveniles que se alimentan en base a materia orgánica particulada en suspensión y zooplancton, y el otro formado por depredadores que se alimentan de peces pequeños y crustáceos.

Abarca-Arenas et al., (2007) analizaron la red trófica y sus variaciones espacio-temporales en la costa de Alvarado, Veracruz, encontraron que el detritus es la principal fuente primaria, además que en la época de lluvias la red trófica es más homogénea y concluyen que los camarones peneidos son muy importantes para la cohesión estructural de la red trófica; Molina-Hernández (2011) analizó la estructura trófica y sus variaciones temporales en este mismo sistema reportando una gran homogeneidad como resultado de la estabilidad de las interacciones y concluye que el detritus es relevante por la gran cantidad conexiones que mantiene en la estructura y como eslabón en la cadena alimenticia para enlazar los niveles tróficos.

López-Razgado et al. (2016) evaluaron la estructura de las comunidades de peces en tres sistemas de manglar del sur de Baja California con diferentes grados de modificación antropogénica por medio de isótopos estables de carbono y nitrógeno y encontraron que los sistemas más prístinos exhiben mayor diversidad, un rango más limitado de valores isotópicos, y las medidas más pequeñas de nicho espacio

isotópico, indicativo de una mayor redundancia trófica mencionan que la modificación del hábitat en los manglares tiene una marcada influencia en la diversidad trófica funcional, así como la estructura de la comunidad de peces.

En los ecosistemas a estudiar sólo existe un antecedente de la estructura trófica en Huizache-Caimanero. Zetija-Rejón et al. (2002) determinaron la estructura trófica y los flujos de energía en este sistema utilizando ECOPATH, incluyeron 26 grupos funcionales que consistían en 15 grupos de peces, siete grupos de invertebrados, macrófitos, fitoplancton y un grupo de detritus, encontraron que la fuente principal de energía estaba sustentada por el detritus y los mayores flujos de energía se daban en los niveles menores de la cadena trófica. Jara-Marini (2009) llevó a cabo la reestructuración de la trama trófica del Estero de Urias, una laguna costera altamente antropogenizada y mediante el uso de herramientas isotópicas observó una gran complejidad de la trama trófica por sus múltiples conexiones verticales y horizontales y una variabilidad espacio-temporal relacionada con la disponibilidad de recursos y como resultado de los ciclos biológicos de las especies.

Faye et al. (2011) estudiaron la estructura y variabilidad estacional de las redes alimentarias de peces en una zona estuarina en Senegal a partir del análisis de isótopos estables y encontraron tres grupos principales, consumidores primarios (copépodos pelágicos, ostras mejillones y otros invertebrados), que se alimentaban principalmente de partículas de materia orgánica, consumidores secundarios incluyendo piscívoros y alimentadores invertebrados bentónicos y pelágicos que conformaban la mayor parte de la trama trófica y consumidores terciarios que dominaban la parte superior de la cadena alimenticia. Recomiendan tener en cuenta la dinámica estacional de la red alimentaria, tanto en términos de composición y estructura para evaluar flujos de carbono en estuarios tropicales.



3. JUSTIFICACIÓN

A pesar de estar documentada la gran cantidad de servicios ambientales que proporcionan, la deforestación de manglares es alta a nivel mundial. Se ha subestimado en gran medida la pérdida de estos hábitats debido a la escasa vinculación de los procesos ecológicos que se llevan a cabo dentro de estos ecosistemas y los beneficios que proporcionan a la sociedad. Su destrucción acelerada está ocasionando daños ecológicos que a su vez pueden tener efectos sobre las actividades humanas, como es el caso de las pesquerías. En este sentido, la justificación de este proyecto radica en demostrar cómo las zonas de manglar repercuten directamente en la productividad, abundancia y diversidad de especies de peces, de tal manera que éstas serán mayores en las zonas de manglar que en las zonas donde está ausente; éste es un argumento esencial para la conservación de este tipo de hábitats puesto que, de comprobar lo anterior, implica que muchas especies necesitan de estas zonas para completar sus ciclos de vida. La zona Sureste del Golfo de California se caracteriza por tener varios sistemas lagunar-estuarinos con y sin bosque de manglar, en donde se lleva a cabo una actividad pesquera importante. Este trabajo pretende probar la hipótesis de que las zonas de manglar tienen un efecto directo sobre la diversidad, abundancia y productividad de peces. Si se comprueba esta hipótesis se establecería la importancia ecológica y pesquera de estos sistemas y por lo tanto se darían las bases para un manejo y conservación de los mismos.

4. HIPÓTESIS

Los ecosistemas de manglar son determinantes en la producción biológica de peces, por lo que la abundancia, diversidad y complejidad en las redes tróficas de estos organismos serán mayores en las zonas de manglar que donde éste se encuentre ausente, además de ser sitios esenciales para que algunas especies puedan completar sus ciclos de vida al ser sitios de crianza y crecimiento debido a los recursos y estructuras disponibles.



5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Determinar si la productividad biológica de peces y la complejidad de la trama trófica es mayor en hábitats asociados a zonas de manglar en comparación con hábitats en donde el manglar esté ausente, así como determinar si este tipo de zonas favorecen la supervivencia de peces juveniles en contraposición con hábitats donde no exista manglar.

5.2. Objetivos específicos

- Determinar los patrones estacionales de la composición de especies, productividad, diversidad, riqueza, abundancia, biomasa y distribución de longitudes de peces en sistemas lagunar-estuarinos con manglar, sin manglar, y en el área costera aledaña.
- Determinar si la composición de la fauna de peces tiene cambios cíclicos estacionales, y de acuerdo a los factores ambientales de temperatura, salinidad, profundidad, y oxígeno disuelto (O₂).
- Establecer el nivel trófico y los hábitos alimenticios de las especies de peces más representativas en las lagunas costeras con manglar, y sin manglar, así como en la costa somera (hasta 20 m).
- Evaluar las redes tróficas mediante el análisis de contenido estomacal y el uso de las señales isotópicas de Carbono y Nitrógeno entre los distintos ambientes estudiados.

6. ÁREA DE ESTUDIO.

El área de estudio comprende la plataforma continental de la parte sureste del Golfo de California, la cual presenta un gran número de cuerpos costeros de gran

extensión e importancia ecológica y económica (De la Lanza-Espino y Cáceres-Martínez, 1994). En esta zona costera existen ríos que afectan los procesos litorales aportando sedimentos, materia orgánica y nutrientes. Las aguas del Golfo de California proveen una rica mezcla de nutrientes que a su vez soporta una inmensa concentración de plancton y, como consecuencia, una cadena alimenticia representada por numerosas poblaciones de peces, ballenas, delfines y aves marinas, además de una gran cantidad de invertebrados. Esta riqueza biológica hace de este mar la principal zona pesquera de México (WWF, 2001; Lluch-Cota et al., 2006).

Sinaloa ocupa el tercer lugar a nivel nacional en superficie lagunar, superado solamente por Tamaulipas y Baja California Sur, cuenta al menos con 10 sistemas o complejos lagunares que corresponde a aproximadamente 221,600 ha de área total y 169,190 ha de espejo de agua. En el sur de Sinaloa, por su tamaño e importancia sobresalen el Huizache-Caimanero y Teacapán, tales sistemas lagunares son importantes comercial y ecológicamente, debido a que ellos soportan las principales pesquerías, además de ser refugio y hábitats clave para mamíferos y miles de aves acuáticas (Carrera y De la Fuente, 2003). Muchos de sus ecosistemas son también áreas de crianza fundamentales para numerosas especies de peces y crustáceos tanto de importancia ecológica como comercial. Las aguas estuarinas y lagunares asimilan y diluyen enormes cantidades de desechos y contaminantes, y por otro lado la productividad de esta aguas es la que sostiene la trama trófica de los diversos organismos, incluidos desde luego, los de importancia comercial que sostienen a las pesquerías. Los manglares que rodean las márgenes de las lagunas costeras juegan un papel ecológico importante que cada vez ha sido más reconocido y que en términos prácticos incluye servicios ambientales como el de sostener también pesquerías muy importantes y darle una mayor estabilidad a la línea de costa, que resulta de especial valor cuando estas regiones son azotadas por los huracanes y tormentas (Contreras-Espinosa, 1988 y 1993).

6.1. Sistema lagunar Huizache-Caimanero.

Este complejo lagunar se ubica en la parte sur de la planicie costera de Sinaloa entre los ríos Presidio y Baluarte. El sistema posee dos cuencas, la noroccidental Huizache, que mide aproximadamente 12 km de largo y 5 km de ancho y la cuenca suroccidental, Caimanero, que tiene 20 km de longitud y 10 km de anchura. Están parcialmente separadas entre sí por un angostamiento de casi 250 m de amplitud, ambas son muy someras, de relieve llano y no tienen sistemas naturales de canales. Durante el estiaje, solamente Caimanero y una pequeña área de Huizache tienen agua, por lo que este complejo lagunar tiene una existencia efímera a lo largo del año, la cual parece cada vez más evidente en los últimos años. Durante la estación lluviosa, la mayor parte de la laguna se cubre de agua, alcanzando profundidades de 0.8 m en Huizache y 1.2 m en Caimanero. Por sus características ecológicas, la laguna corresponde con un ambiente de marisma cuyos sedimentos son arcillas limosas; en algunas zonas del piso lagunar de Caimanero hay arena arcillosa.

Según Lankford (1977) la laguna está clasificada como III-A; de dimensiones reducidas con aproximadamente 6,000 ha en espejo de agua pero en época de seca desde primavera y parte del verano ocasionan una reducción en aproximadamente a 1400 ha y una profundidad somera media entre 0.50 y 1.5 metros (Aquino-Guzmán et al., 1983), limitada en su parte noroeste por el Río Presidio, donde tiene comunicación con el mar por el Tapo Botadero. Existe una comunicación-aislamiento con Caimanero en el Tapo Pozo de Hacienda que es cerrado durante la temporada pesquera de camarón, el Ostial se encuentra asentado en la parte más cerrada al norte de la laguna y donde comienza propiamente la zona de manglares y canales con una longitud aproximada de 10 km y bordeados de manglar (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*) (Amezcu-Linares 1977; Warburton 1978; Contreras-Espinosa, 1993; Contreras-Espinosa y Castañeda, 2004).

Entre los sistemas lagunares de Teacapán y de Huizache-Caimanero se localiza el área de descarga del río Baluarte cuya subcuenca se caracteriza por ser una de las más pequeñas y donde el área de esteros y lagunas apenas alcanzan 239 ha, la de acuacultura 165 ha y la población es de 28,992 habitantes.

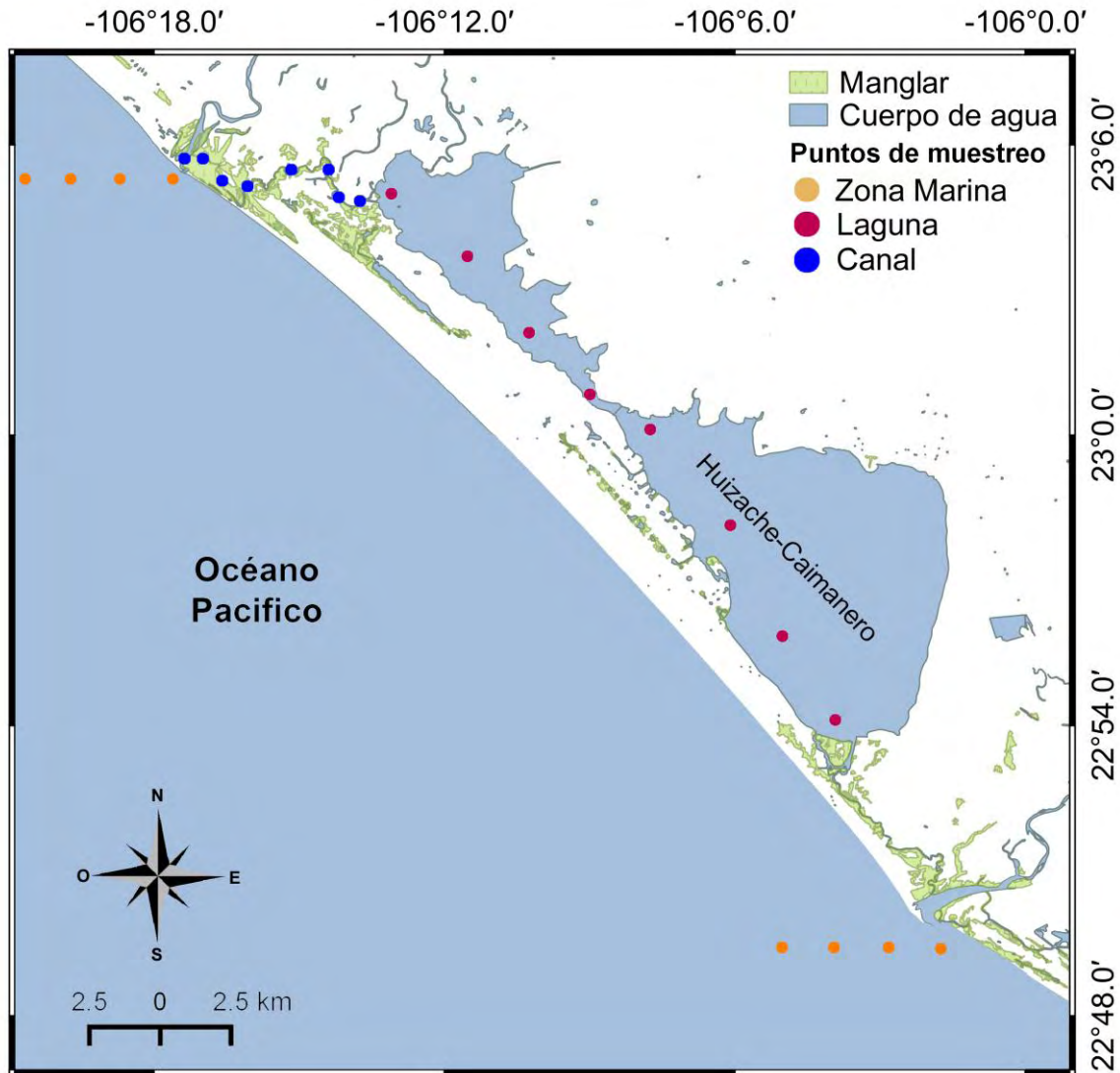


Figura 1.-Huizache-Caimanero con los puntos de muestreo y áreas de manglar

6.2. Sistema lagunar Teacapán.

Se localiza en el extremo sur de la costa de Sinaloa y norte de Nayarit. Sobresale sobre el resto de los cuerpos lagunares porque en ella se desarrolla el bosque de

manglar más extenso del Pacífico mexicano conformado por cuatro especies de mangle: mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle rojo o candelón (*Rhizophora mangle*), mangle negro o puyequé (*Avicennia germinans*) y mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*), con una extensión de 83,000 ha (De la Lanza et al., 1994), representando entre 15 y 20% del total de manglares a nivel nacional. Ha sido elegido como parte de una región prioritaria para la conservación de México por la CONABIO, además de estar en la lista de humedales de importancia internacional de RAMSAR.

De acuerdo a su origen geológico, este sistema lagunar es tipo III-A (III-C) (Lankford, 1977). La subcuenca de drenaje asociada a este complejo lagunar tiene una extensión de 300,692 ha donde hay una población predominantemente rural de 96,758 habitantes dedicados en su mayoría a la agricultura, ganadería y la pesca. Estas actividades han desencadenado la alteración en el balance hídrico por los cambios en uso de suelo, riesgo por contaminación de suelo y agua por uso de agroquímicos (DOF, 2004). La zona agrícola solamente cubre una extensión de 717 y 88,117 ha de riego y de temporal, respectivamente. La región comprendida en Sinaloa incluye un complejo de esteros y lagunas menores cuya área es de 5,500 ha, mientras que el área de manglares es de 17,659 ha. Las granjas de cultivo de camarón asociadas a Teacapán y en la parte de Sinaloa cubren un área de estanquerías de 2,089 ha.

El sistema lagunar posee dos bocas: Teacapán, sobre el poblado del mismo nombre, cuya anchura es del orden de 1 km y profundidad de 3 a 9 m, y Cuautla, cuya anchura es del orden de los 2 km y una profundidad de 30 m. Descargan numerosos ríos y arroyos, pero solamente dos ríos descargan sus aguas todo el año, con un flujo anual de $3,000 \times 10^6$ m³/año para el río Acajoneta y $2,456 \times 10^6$ m³/año para el río San Pedro. La precipitación anual media es de 1,459 mm y la tasa de evaporación es de 1,991 mm/año (DOF, 2004).

A lo largo del sistema lagunar existen cuatro especies de mangle *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avecennia germinans* (mangle negro) y *Conocarpus erectus* (mangle bontoncillo). Este sistema sustenta importantes sectores económicos entre los que destacan la pesca ribereña y de altura, además del sector turístico (Flores-Verdugo et al., 1990).

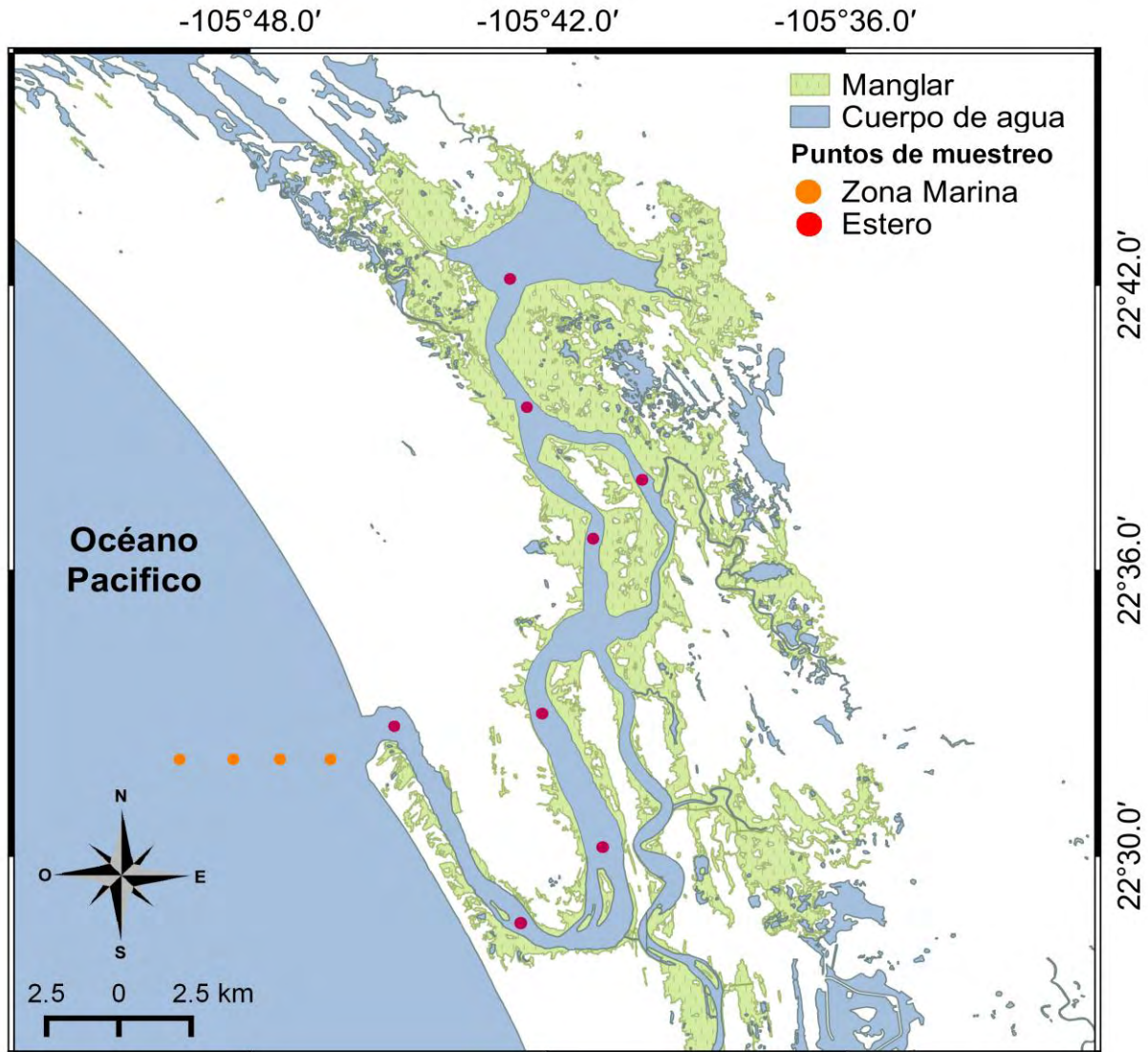


Figura 2.-Teacapán con los puntos de muestreos y áreas de manglar

7. MATERIAL Y MÉTODOS.

7.1. Muestreos

Cada sistema se muestreó bimensualmente en la zona interior así como la zona costera aledaña, desde la línea de costa y hasta los 20 metros de profundidad cada 6 metros de profundidad aproximadamente, de tal manera que se tuvieron 3 ó 4 estaciones por fuera de cada sistema. Los muestreos se llevaron a cabo a bordo de lanchas tipo pangas de 7.5 m de largo, equipadas con motores fuera de borda de 25 a 120 caballos de fuerza.

Para estos muestreos se utilizaron diferentes artes de pesca (red de enmalle, atarraya y red de arrastre), ya que su efecto combinado permite obtener una muestra representativa de todas las longitudes y especies presentes en estos sistemas (Amezcuca et al., 2006).

Red de enmalle (agallera, chinchorro): se emplea generalmente en lagunas costeras, esteros y aguas ribereñas. Por su diseño este arte sólo puede utilizarse dentro de los sistemas, en las bocas y zonas de poco oleaje. Generalmente se deja a la deriva y posteriormente se recoge con la lancha. La abertura de luz de malla utilizada generalmente es de 2.5 pulgadas y 600 pies de largo, aunque la luz de malla utilizada puede ser de hasta 4.5 pulgadas. Esta red se dejó operar por 20 minutos en cada estación de los diferentes sistemas.

Red de arrastre (chango): consiste en una red en forma de cono amarrada a dos puertas de fibra de vidrio o de madera que a su vez están sujetas a la embarcación. La luz de malla de la red es de 2 pulgadas y relinga de 79 pies. El tiempo de operación es de 15 a 30 minutos a una velocidad de 2 a 3 nudos. Una variante de esta red, es la que se utilizó para capturar organismos demersales y bentónicos en la zona marina adyacente.

Atarraya: es el arte de pesca tradicionalmente utilizado por los pescadores artesanales en los sistemas lagunares, estuarinos y bahías. Está constituida por el cuerpo de la red, que generalmente forma el bolso o copo donde se concentra la captura y tiene el mismo tamaño de malla en toda la sección, una línea de plomos en la parte inferior y que entra en contacto inmediatamente con el fondo cuando la red está en operación y un cabo de recuperación). Este arte de pesca fue utilizado para capturar juveniles en las zonas estuarinas de ambos sistemas.

En cada estación se midió la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con un sensor multiparametro modelo YSI 550A. Después de cada muestreo los organismos se guardaron en bolsas de plástico etiquetadas con los datos de cada estación, se colocaron en hieleras y se transportaron al laboratorio para su análisis.

7.2. Descripción de la Actividad

En el laboratorio, todos los organismos capturados se identificaron a nivel de especie, se midieron (longitud total) al milímetro más cercano y se pesaron en una balanza digital (01-6000 g) al 0.1 g más cercano. Posteriormente los organismos se disectaron y se obtuvo el peso eviscerado (PE). El sexo de los organismos se determinó macroscópicamente y las gónadas se extrajeron y se pesaron. De igual manera se extrajo el músculo, hígado y el estómago separándolo del esófago e intestino, y posteriormente fueron pesados.

7.3. Estandarización de los datos

Con el fin de poder hacer comparaciones de los organismos capturados con diferentes artes de pesca, se lleva a cabo una estandarización de los datos para transformarlos en captura por unidad de área (CPUA), que se estima dividiendo el número total de organismos capturados en cada operación pesquera por el área barrida (Las unidades son entonces g/ha o número de organismos/ha).

Para estimar el área barrida, el ancho de cada arte de pesca se multiplica por la distancia barrida, estimada en millas náuticas usando la ecuación de Sparre y Venema (1998) con la ayuda de un sistema de posicionamiento global (GPS). Se almacena la latitud y longitud total al inicio y al final de cada operación.

$$D = 60 \sqrt{\left((Lat_s - Lat_e)^2 + (Lon_s - Lon_e)^2 + \cos^2(0.5(Lat_s - Lat_e)) \right)}$$

Donde D = distancia, Lat_s = latitud inicial, Lat_e = latitud final, Lon_s = longitud inicial, y Lon_e = longitud final.

Para la red de arrastre la estimación de la densidad y biomasa se estableció mediante la ecuación: $Ab = D * Rs * X2 * Ce$, donde D = es la distancia arrastrada, calculada a partir de la duración del lance y la velocidad de la embarcación durante los arrastres, Rs = longitud de la relinga superior y $X2$ = coeficiente de abertura de la red ($\mu = 0.6$) y Ce = coeficiente teórico de capturabilidad ($Ce = 1$). Este procedimiento se repitió para cada operación pesquera con las distintas redes utilizadas, de tal manera que se forma una base de datos que contiene todas las áreas barridas por cada arte. Las estimaciones de biomasa y abundancia se realizaron para toda el área, así como para las diferentes zonas y sistemas lagunar-estuarinos por separado para determinar posibles diferencias entre ellas. La abundancia relativa es un índice empleado para identificar las especies más importantes dentro de la comunidad, ya sea en su aportación en número o peso. Mediante estos índices, se denotó la importancia en número y en biomasa de cada especie y los cambios espaciales y temporales que presentaron los organismos (Horn y Allen, 1985).

7.4. Análisis de longitudes.

Se utilizaron los datos de las longitudes totales de los organismos de las especies más representativas en las diferentes zonas, para obtener la estructura de cada

especie los datos se agruparon en intervalos de dos centímetros y se elaboraron histogramas de frecuencia de longitudes. Se observaron diferentes cohortes o modas por especie por lo tanto se realizó un análisis multimodal, el cual sugiere un ancho de intervalo resultante en un determinado número de modas estadísticamente significativo. En cada moda se obtuvo una media, una desviación estándar y un valor ponderado que fue ajustado por mínimos cuadrados (Haddon, 2001). Con este análisis se determinaron diferencias entre la longitud y abundancia de la especies con respecto a cada sistema.

7.5. Frecuencia de especies.

Para identificar a las especies más comunes presentes en los muestreos, se calcularon los porcentajes de aparición, sumando del total de número de lances, y determinando en cuántos de éstos se capturó a cada una de las especies. De la matriz general, se construye una matriz de ausencia-presencia de todas las especies por lance. Para estimar el número máximo de especies que habitan dentro de la zona de muestreo, se realizó una gráfica acumulativa de especies. Por medio del modelo de Michaelis-Menten se estimó el número asintótico de especies por extrapolación, y así el incremento en el número de especies sobre una serie de muestras S_a , es calculado por:

$$S_a = S_T - \sum_{i=1}^{i=S_T} (1-\alpha)^{ni}$$

donde: S_T es el total de especies observadas, ni es el número total de individuos pertenecientes a cada especie y α es el número de muestreo. Para estos modelos, se grafica el número de especies nuevas capturadas en cada lance, de tal manera que queda una curva que alcanzará una asíntota cuando se colecten el número total de especies para cada zona. Es una de las medidas más simple usualmente utilizada para describir comunidades con base en el número de especies en una unidad de muestreo definida, sin considerar la estructura numérica (Magurran, 1988; Warwick y Clarke 1998; Moreno, 2001; Smith y Smith, 2006).

7.6. Diversidad.

Se utilizaron los índices de diversidad de Simpson y Shannon-Weiner, así como el índice de equitatividad de Pielou para definir la estructura de las comunidades, debido a que son los más recomendados para el tipo de muestreo que se desarrolló en el presente estudio (Magurran, 2004).

7.6.1. Índice de diversidad de Simpson (D).

El índice de Simpson presenta la probabilidad de que dos individuos cualesquiera extraídos al azar de una comunidad pertenezcan a diferentes especies. A medida que se incrementa el índice de Simpson la diversidad decrece, es decir, sobrevalora las especies más abundantes en detrimento de la riqueza total de especies (Magurran, 2004).

$$D = 1 - \sum (p_i)^2$$

Donde: D es el índice de Simpson y p_i es la proporción de la especie i en la comunidad.

7.6.2. Índice de diversidad de Shannon-Weiner (H').

El índice de Shannon-Weiner es comúnmente utilizado para medir la diversidad de la comunidad. Considera que los individuos se muestrean al azar a partir de una población indefinidamente grande, asumiendo también que todas las especies están representadas en la muestra, este índice se ve influenciado por las especies raras, es decir aquellas especies que no son tan abundantes debido a la transformación logarítmica de p_i en la segunda parte de la ecuación (Magurran, 1988, 2004; Moreno, 2001):

$$H' = - \sum (p_i) \log_2 (p_i)$$

donde: H' es el índice de diversidad de especies y p_i es la proporción de los individuos de la especie i en el ecosistema, las unidades se expresan como bits/ind.

7.6.3. Índice de equidad de Pielou (J').

Es la proporción de la diversidad observada con respecto a la máxima esperada; expresa la uniformidad de la disposición de abundancia entre las especies. Su valor se ubica entre 0 y 1, de tal manera que el valor máximo indica que la repartición de las abundancias entre las especies es homogénea. Este índice es susceptible al tamaño de la muestra (Pielou, 1975; Magurran, 1988, 2004).

$$J' = \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\text{Log } S}$$

Donde: H' es la diversidad estimada con el índice Shannon-Weiner, H_{max} , es la diversidad máxima esperada, la cual se alcanzaría, si todas las especies fueran igualmente abundantes. La base del logaritmo de la riqueza de especies (S) se utiliza en el cálculo de la diversidad. Estos índices se estimaron con el paquete PRIMER 6.0.

Para hacer comparaciones espacio-temporales entre los valores de diversidad, se utilizó un ANOVA factorial, con localidad y época como factores, y los valores de diversidad como variable dependiente, ya que el tipo de distribución de estos índices permite hacer comparaciones entre ellos usando este análisis estadístico (Magurran, 1988).

7.6.4. Diversidad taxonómica.

Diversos autores han propuesto índices de diversidad que consideran las diferencias taxonómicas entre especies y señalan que la estructura taxonómica de una comunidad representa un aspecto importante de la biodiversidad. El número de especies entre dos áreas pudiera ser similar, pero poseer una mayor o menor diferencia filogenética entre sí, la necesidad de incluir estas diferencias taxonómicas o filogenéticas son determinantes para evaluar de una mejor manera la diversidad de las especies (Shimatani, 2001). Los modelos de análisis de diversidad taxonómica propuestos por Warwick y Clarke (1995) y Clarke y Warwick (1998, 1999, 2001) son indicadores del nivel de relación taxonómica en un grupo de especies, puesto que dos muestras con el mismo número de especies y diversidad ecológica pueden tener diferente arreglo taxonómico.

La diversidad taxonómica, determina la separación taxonómica promedio que existe entre especies agrupadas en un árbol taxonómico, construido con los criterios de la clasificación Linneana. Es una generalización del índice de diversidad de Simpson, con información de las relaciones entre los arreglos taxonómicos (Clarke y Warwick, 1998; Mouillot et al., 2005; Ramos-Miranda et al., 2005). No obstante, para reducir el efecto de la abundancia de las especies dominantes, la diversidad taxonómica, se divide entre la probabilidad de que dos organismos sean de la misma muestra al realizar un muestreo aleatorio (diversidad de Simpson), y da como resultado la distinción taxonómica (Δ^*); la cual determina el promedio de la distancia taxonómica entre dos individuos de diferentes especies, con base en la abundancia y las relaciones taxonómicas (Clarke y Warwick, 1998, 2001).

$$\Delta^* = \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij} x_i x_j}{\sum \sum_{i < j} x_i x_j}$$

Donde x_i es la abundancia de la especie i , w_{ij} es la distancia taxonómica entre las especies i y j , en términos de la diferencia taxonómica ponderada ($dw = \frac{100}{T}$) que representa la fracción de la distancia que existe entre el taxón de mayor jerarquía y la especie. T representa el total de jerarquías taxonómicas en un árbol y el 100 la distancia máxima entre las especies y la máxima jerarquía taxonómica.

$$w_{ij} = dw_{n1} + dw_{n2} + \dots + dw_{nd}$$

Cuando sólo se cuenta con datos de presencia/ausencia de las especies se obtiene la distinción taxonómica promedio ($\Delta+$), que a diferencia de la distinción taxonómica (Δ^*) no utiliza las abundancias de las especies (Warwick y Clarke, 1995; Clarke y Warwick, 1998). Este índice es sensible a perturbaciones antropogénicas, fácil de determinar, no depende del tamaño de la muestra ni del esfuerzo de muestreo. Estas propiedades dan ventaja sobre las mediciones clásicas de biodiversidad. Además es útil para comparar localidades o periodos diferentes (Warwick y Clarke, 1998).

$$\Delta+ = \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij}}{\left[\frac{s(s-1)}{2} \right]}$$

Por otro lado, la variación promedio en la distinción taxonómica ($\Lambda+$) se obtiene con la ecuación:

$$\Lambda+ = \frac{\sum \sum_{i < j} (w_{ij} - \bar{w})^2}{\left[\frac{s(s-1)}{2} \right]}$$

donde S es la riqueza especies en la muestra, para ambas ecuaciones y \bar{w} es el promedio de la distinción taxonómica que se obtiene con la siguiente expresión.

$$\bar{w} = 2 \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij}}{s(s-1)}$$

Para calcular estos índices en el programa Primer 6.0, es necesario construir la matriz madre con la agregación taxonómica de especies a comparar de ambos

sistemas. La matriz madre considera, en orden de izquierda a derecha, los taxones en columnas de menor a mayor jerarquía (especie a phylum). Los diferentes niveles de jerarquía taxonómica fueron definidos conforme a la clasificación de peces propuesta por Nelson (2006).

7.7. Caracterización de las comunidades mediante Análisis Multivariados

Los métodos multivariados, a diferencia de los univariados permiten comparar zonas que las especies comparten, y se consideran los métodos que mejor pueden identificar cambios en una comunidad (Clarke y Warwick, 1994). Existe una gran variedad de métodos multivariados para analizar los efectos de múltiples factores ambientales y ecológicos: el método de análisis de correspondencia sin tendencia (DCA), el análisis de correspondencias (CA), el análisis de componentes principales (ACP), análisis de correlación canónica (CCA) y el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS) por mencionar los más utilizados. Las técnicas de análisis multivariados pueden dividirse en dos grupos principales: clasificación y ordenación. La clasificación es la colocación de especies y/o unidades de la muestra en grupos, y la ordenación es la disposición o “pedido” de las especies y/o unidades de muestreo. Se utilizaron métodos multivariados de ordenación y clasificación para encontrar relaciones entre diferentes grupos definidos a priori (sistema estuarino; época del año, profundidad, factores abióticos como el nitrógeno, oxígeno disuelto, salinidad etc.). Posteriormente se seleccionó el que mejor se ajustó para la realización de estos análisis.

7.7.1. Análisis MDS.

El propósito del MDS es construir un mapa en un número especificado de dimensiones, las cuales satisfacen tentativamente las condiciones impuestas por el intervalo de la matriz de similitud, por ejemplo, si la muestra 1 tiene más alta similitud con la muestra 2 que con la muestra 3, entonces la muestra 1 estará en un lugar más cercano en el mapa a la muestra 2 que a la muestra 3 (Clarke y Warwick, 1994).

El MDS proporciona un sitio tentativo a las muestras en una ordenación gráfíada en dos dimensiones, de tal manera que el orden y las distancias en la colocación de las muestras sobre la gráfíca hacen juego con las (dis)similitudes tomadas de la matriz triangular. Esta ordenación proporciona una representación visual de la composición de las especies (Clarke y Warwick, 1994). La gráfíca final del MDS tiene dos características: primero, los gráfícos pueden presentar escalas adimensionales, es decir, que pueden ser interpretados por la distancia relativa que los separa y, segundo, el algoritmo MDS muestra una configuración de puntos que minimizan los grados de estrés, siendo el estrés la desviación que existe entre los intervalos de similitud y de distancia en la ordenación del gráfíco; en otras palabras se tienen las mejores dos dimensiones del gráfíco. Esta desviación o estrés se incrementa reduciendo las dimensiones de la ordenación o incrementando la cantidad de datos. El software PRIMER 6 proporciona este valor de estrés al final del análisis MDS, así que es posible observar si el resultado del gráfíco es una buena representación de los datos, es decir si es significativo, o si puede ser engañoso y no es estadísticamente significativo. Una guía de cómo utilizar este valor es: si dicho valor de estrés es menor a 0.05, el gráfíco obtenido representa de manera excelente el arreglo de los datos en las dimensiones que hayan sido elegidas, sin problemas de interpretación; los valores de estrés < 0.1 corresponden a una buena ordenación en el gráfíco de los datos, los valores de estrés < 0.2 todavía puede mostrar una representación adecuada en la gráfíca, aunque no se debe mostrar mucha confianza en la interpretación de resultados para los valores más altos de este valor, y finalmente valores de estrés > 0.3 indican que los puntos colocados cercanamente son arbitrarios (son colocados al azar) y los resultados son engañosos (Clarke y Warwick, 1994).

7.7.2. Análisis de Similitud.

Para el análisis de agrupamiento jerárquico de los muestreos (CLUSTER en PRIMER 6), previa transformación de la abundancia de peces con Log (AB+1), se calculó el índice de Bray Curtis (Sjk) para obtener la matriz de similitud y con ella

hacer el análisis de grupos con el algoritmo de agrupación por promedios (Clarke y Warwick, 2001).

$$S_{jk} = 100 \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p |y_{ij} + y_{ik}|} \right)$$

Donde y_{ij} y y_{ik} corresponden a la abundancia numérica transformada de la i^{th} especie en la k^{th} muestra.

Para determinar las especies que caracterizan los sistemas, se utilizó la rutina de porcentaje de similitud SIMPER descrita por Clarke (1993) para analizar cambios en la comunidad. Esta rutina considera la matriz de similitud, para identificar las especies responsables del patrón de agrupamiento con base en la similitud promedio al interior de cada grupo. La diferencia promedio entre los grupos de las muestras a comparar se determinó con el índice de disimilitud de Bray Curtis para dos muestras j y k (Clarke y Warwick, 2001).

$$S_{jk} = 100 - S_{jk}$$

Para verificar la diferencia en la composición de especies entre los sistemas en el análisis de similitud, se realizó la prueba de análisis multifactorial de similitudes de una vía (ANOSIM) (Clarke y Green, 1988), a partir de la matriz de similitud. Este análisis estadístico no paramétrico, es análogo al análisis de varianza (ANDEVA) utilizada en el análisis para la estadística unifactorial; permite verificar hipótesis nula (H_0) de no diferencia entre grupos con el valor del estadístico R, el cual es obtenido a partir de un muestreo aleatorio mediante el método de simulación Monte Carlo, con todas las combinaciones posibles de los sitios de muestreo. De esta manera se construye la distribución de frecuencias y se hace el contraste del estadístico R observado (Clarke y Warwick, 2001; Clarke y Gorley, 2006). El valor de la significación (p) se calcula con base en 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).

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

Donde \bar{r}_w es el promedio de todos los intervalos de similitud obtenido entre las réplicas dentro de los sitios, \bar{r}_b el promedio del intervalo de similitud derivado de los pares de réplicas entre diferentes sitios y n es el total de muestras a comparar.

Los valores de R oscilan entre -1 y 1, pero usualmente van de 0 a 1; a medida que su 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, indica que en promedio la similitud entre grupos es idéntica, de esta manera no se acepta H_0 . Pero si R es negativa puede ser debido a la baja riqueza de especies en la comunidad, a la variabilidad extrema en una muestra o simplemente al acomodo incorrecto de las muestras a comparar.

Para determinar la existencia de diferencias estadísticas significativas en la abundancia de peces entre las diferentes zonas y temporadas se realizó un análisis de varianza permutacional (PERMANOVA; Anderson et al., 2008), usando distancia euclidiana y aplicando 999 permutaciones para generar la distribución en el muestreo. Los factores incluidos fueron sistemas (H-C laguna, H-C manglar, H-C mar, Teacapán estuario y Teacapán mar), ecosistema (con manglar y sin manglar), ambiente (marino y estuarino), época (primavera, verano, otoño e invierno) y estación (lluvias y secas) sobre la abundancia por hectárea.

7.8. Determinación del nivel y estructura trófica

La determinación del nivel trófico se hizo para las especies más representativas de cada sistema lagunar. La estructura trófica se determinó por dos métodos, mediante

el análisis de contenido estomacal (ACE), y mediante el análisis de isótopos estables (AIE).

7.8.1. Nivel trófico mediante ACE

Se analizaron los contenidos de estomacales de 1323 organismos de diferentes especies, longitudes, temporadas y zonas. Durante la disección se extrajo el estómago y se congeló para su análisis posterior. Al momento del análisis se realizó un corte al tejido del estómago para vaciar su contenido en una caja de petri, y separar las presas consumidas bajo una lupa estereoscópica.

Siempre que fue posible, las presas se identificaron a nivel de especie; sin embargo, su identificación fue hecha típicamente a familia, debido a que en muchas ocasiones se encontraron parcialmente digeridas. Cuando las presas presentaban un alto grado de digestión como para ser contados, pero todavía reconocibles como perteneciente a un grupo taxonómico grande, fueron descritos como "restos" de este grupo (Ellis, 2003).

La determinación taxonómica para los crustáceos fue por medio de las claves de Brusca (1980) y Fischer et al. (1995). Para el análisis, las presas se agruparon en grupos funcionales similares a los utilizados por Langton y Watling (1990).

En el análisis cuantitativo de los contenidos gástricos se utilizaron los siguientes métodos de acuerdo a Pinkas et al. (1971) y Hyslop (1980):

- ✓ Método de frecuencia de aparición (FA). Se registró el número de estómagos en los cuales apareció un determinado tipo de presa. En este método, los resultados se expresan como porcentaje de una especie con respecto al número total de estómagos con alimento.

$$FA = \frac{n}{NE} * 100$$

Donde: n = número de estómagos en el cual apareció un determinado tipo de presa,
 NE = número total de estómagos.

- ✓ Método numérico (N). Se cuentan las especies encontradas en un estómago, identificándolas a nivel taxonómico más cercano y se obtiene el número total de organismos de cada categoría expresado en porcentaje.

$$N = \frac{n}{NT} * 100$$

Donde: n = número total de presas de una determinada especie, NT = número total de presas de todas las especies.

- ✓ Método gravimétrico (P). Se obtiene la información de la biomasa de cada una las presas consumidas por separado en cada estomago analizado y se divide entre la totalidad de presas encontradas en los estómagos y se expresa en porcentaje.

$$P = \frac{p}{PT} * 100$$

Donde: p = peso de un determinado tipo de alimento (especies), PT = peso total de las presas de todas las especies.

- ✓ Índice de importancia relativa (IIR). Este índice incorpora los métodos anteriores por medio de la siguiente fórmula y se expresa en porcentaje.

$$IIR = (\%N + \%P) * \%FA$$

Donde: P = peso, N = número de organismos, FA = frecuencia de aparición. Este método combinado se utiliza con la finalidad de valorar de una manera integral la importancia de cada tipo de alimento en la dieta de las especies (Hyslop, 1980).

Posteriormente se obtuvo el nivel trófico o valor de TROPH, el cual indica la posición del organismo dentro de la red alimenticia. Para estimar el TROPH de la especie, se debe considerar tanto la composición de su dieta, así como el valor TROPH de cada una de las presas. El valor TROPH se estima con la ecuación:

$$TROPH_i = 1 + \sum_{j=1}^G DC_{ij} \times TROPH_j$$

donde DC_{ij} representa la fracción de la presa j en la dieta de i , $TROPH_j$ es el nivel trófico de la presa j , G es el número total de presas en la dieta de i . El error estándar (SE) del valor TROPH se estimó utilizando el peso y el nivel trófico de cada presa. Si no se conocen los valores TROPH de las presas consumidas, el programa Troph Lab utiliza valores TROPH por omisión para diversas presas (basado en datos de Fish Base; Froese y Pauly, 2009).

Adicionalmente, se construyó una matriz con la información de las presas y los diferentes depredadores en cada uno de los ambientes muestreados en las diferentes temporadas. Esta matriz se utilizó para llevar a cabo análisis multivariados con el fin de buscar grupos de depredadores de acuerdo a las especies, zonas y temporadas.

7.8.2. Determinación de la estructura trófica mediante ACE

El análisis de la estructura trófica se construyó con base en los contenidos estomacales en la mayoría de las especies de peces y en los casos donde no se contó con la información de contenidos estomacales, se utilizó la dieta de la misma especie en otro de los ecosistemas estudiados, o bien de otra especie similar, asumiendo que no existen cambios importantes, se complementó y para las especies basales se utilizó lo reportado en la bibliografía.

Las especies de invertebrados que comparten todos sus recursos y todos los consumidores fueron considerados tróficamente similares, y por lo tanto se agregaron en el mismo nodo (Briand y Cohen, 1984) esto ayuda a reducir los sesgos metodológicos de resolución desigual entre las redes alimentarias (Briand y Cohen, 1984, Williams y Martínez, 2000).

Para cada trama trófica, se calcularon diversas propiedades topológicas de las redes como el número de especies en la cadena trófica (S), enlaces por especie (L/S), la conectancia (C), entre otras propiedades que se calculan habitualmente en los análisis de las redes alimentarias (Tabla 1) (Williams y Martínez, 2000; Williams et al., 2002; Camacho et al., 2002; Dunne et al., 2002; Dunne et al., 2004). Para el diseño y el cálculo las propiedades de cada red se utilizó el Software Network 3D (Yoon et al. 2004, Williams, 2010).

Tabla 1.-Propiedades topológicas de las redes tróficas

Propiedades	Descripción
S	Número de especies
L/S	Número de enlaces por especies
L/S²	Conectancia
T	Fracción de especies que no tienen depredadores (Especies topes)
I	Fracción de especies que tienen depredadores y presas (Especies intermedias)
B	Fracción de especies que no tienen presas (Especies basales)
H	Fracción de especies que sólo consumen especies basales
GenSD	Desviación estándar media de generalidad (del número de ítems que tiene una especie)
VulSD	Desviación estándar media de vulnerabilidad (del número de depredadores que tiene una especie)
LinkSD	Desviación estándar de los enlaces
FracOmniv	Fracción de especies omnívoras
FracCannibal	Fracción de especies caníbales
CharPathLen	Media más corta entre un par de especie
Cluster	Coeficiente de agrupamiento: la fracción media de pares conectados a las mismas especies
MeanSWTL	Media ponderada del nivel trófico
Entropía	Información de entropía de la distribución de la conectividad
Recursos	Todas las especies que sirven como recursos en la red trófica
Consumidores	Todas las especies que son consumidores en la red trófica

7.8.3. Nivel trófico por isótopos estables.

Otro método complementario que ayuda a determinar el nivel trófico de una manera más precisa es mediante el uso de isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ (De Niro y Epstein, 1981; Peterson y Fry, 1987; Pauly et al., 1998). Mediante el uso de las técnicas isotópicas es posible obtener un conocimiento más preciso sobre los hábitos alimentarios y relaciones tróficas de los peces, en combinación con la técnica tradicional de contenido estomacal. Los estudios con isótopos estables ofrecen ventajas, porque registran el alimento asimilado y no sólo el que se ha ingerido recientemente (Walker y Macko, 1999; Lesage et al., 2001).

Los isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ permiten estudiar las dietas de las especies en diferentes escalas de tiempo mediante el análisis de diferentes órganos y tejidos de un organismo. Es posible obtener información de pocos días (hígado), semanas (piel), meses (músculo), años (en tejido inerte como esqueleto) ó de toda la historia de vida del animal (otolitos) (Walker y Macko, 1999 y Unkovich et al., 2001).

El fraccionamiento isotópico de nitrógeno durante la transferencia trófica presenta un incremento de 2 a 4‰ por nivel trófico (De Niro y Epstein, 1981, Minagawa y Wada, 1984). Elevados valores de $\delta^{15}\text{N}$ son característicos de depredadores de un alto nivel trófico y con hábitos costeros (Macko et al., 1998).

La composición isotópica del carbono de los organismos depende de la ingesta. En general, existe un ligero incremento (0.5 a 1 ‰) en el animal respecto a su dieta. Algunos de los procesos que contribuyen a este enriquecimiento son: (i) pérdida preferencial de $^{12}\text{CO}_2$ en la respiración, (ii) captación selectiva de compuestos ^{13}C durante la digestión, (iii) fraccionamiento metabólico durante la formación de distintos tipos de tejidos. Si las diferentes fuentes de C son isotópicamente distintas, la composición isotópica del $\delta^{13}\text{C}$ entre diferentes especies puede ser usada para

determinar la potencial fuente de alimento de los organismos y trazar el flujo de la energía a través de las cadenas tróficas (Macko et al., 1998).

Para el análisis de isótopos se tomaron muestras de tejido de las diferentes especies (músculo), y éstas fueron liofilizadas (-49°C y 133×10^{-3} mbar), para posteriormente molerse en un mortero de ágata manualmente, y después fueron expuestas a vapor de HCl por 4 horas a temperatura ambiente para quitar carbonatos. Alícuotas de 1 mg de tejido se empacan cuidadosamente en viales de aluminio de 6x4 mm y se colocan en charolas rotuladas, para el auto-muestreo del analizador elemental. Estas muestras se analizan para isótopos de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$. El empacado de los viales se lleva a cabo empleando espátulas, pinzas y platos de acuerdo a lo recomendado por la Universidad de California, Campus Davis.

Para determinar el valor isotópico de las presas se tomaron muestras directamente del contenido estomacal del depredador, además de que se analizaron las muestras de invertebrados que se capturaron en cada muestreo. También se determinó el valor isotópico del detritus (sedimentos superficiales), hojas de mangle, fitoplancton, zooplancton y adicionalmente del contenido estomacal de los peces de los niveles tróficos más bajos con la finalidad de obtener la base de la señal isotópica de cada ecosistema.

De acuerdo a la cantidad de especies registradas en cada ecosistema se enviaron muestras de organismos de diferentes longitudes (juvenil, preadulto y adulto) al Laboratorio de Isotopía Estable de la Universidad de California en Davis, California para su análisis isotópico. El contenido de Carbono y Nitrógeno se analizó en un analizador elemental Carlo Erba y las proporciones isotópicas se determinaron en el analizador de isótopos estables Europea Scientific ANCA-NT 20-20 con un módulo de preparación Sólido/Líquido (PDZ Europa, Crewz, UK).

En este estudio, el seston (mezcla de fitoplancton y materia orgánica suspendida), detritus, macroalgas y hojarasca de manglar fueron considerados como las fuentes

de nutrientes de las tramas tróficas. Considerando las proporciones relativas del seston y detritus, se calculó el valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de la trama de las diferentes redes tróficas ($\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ de cada sistema y $\lambda=1$). Varios autores sugieren que la fraccionación trófica varía entre 2.5 y 3.5 ‰ (Minagawa y Wada 1984; Vander Zanden y Rasmussen 1996; Post, 2002; Vanderklift y Ponsard, 2003). En este estudio se utilizó un fraccionamiento de 3.4 ‰ (Minagawa y Wada, 1984).

La posición trófica fue estimada utilizando ambos valores isotópicos de N y C a través de la siguiente ecuación (modificada de Amezcua et al., 2015):

$$TP_{SIANC} = \lambda + \left(\delta^{15}N_{CS} - \delta^{15}N_{base} \times \alpha + \delta^{15}N_{base2} \times (1 - \alpha) \right) / \delta^{15}N$$

donde λ es el nivel trófico de la base de la trama trófica, $\delta^{15}\text{N}_{\text{pez}}$ es la señal de isotópica de nitrógeno en el consumidor secundario, $\delta^{15}N_{base1}$ y $\delta^{15}N_{base2}$ son las señales isotópicas promedio de las bases de las tramas tróficas 1 (pelágica) y 2 (bentónica) respectivamente. Finalmente la constante α fue estimada mediante la diferenciación de las dos fuentes de carbono (Post, 2002):

$$\alpha = \frac{\delta^{13}C_{SC} - \delta^{13}C_{base2}}{\delta^{13}C_{Base1} - \delta^{13}C_{Base2}}$$

7.8.4. Contribución de las presas a la dieta del depredador (Modelo de mezcla).

Se aplicaron modelos de mezcla isotópica en diferentes grupos (tipo de alimentación, talla y época) de las diversas especies para estimar la contribución isotópica porcentual de cada presa con respecto al depredador y establecer cuál de ellas son las de mayor asimilación. Al modelo se introducen hasta un máximo de seis de las presas con los índices de porcentaje relativos en los análisis de contenido estomacal. Los modelos de mezcla asumen que todas las presas pueden ser potencialmente ingeridas y subsecuentemente asimiladas por un depredador. El

procedimiento consiste en evaluar la proporción de las presas con diferentes valores isotópicos en la dieta total combinada. Para estimar la contribución de cada presa en la dieta del consumidor se utilizó el software SIAR (en el programa estadístico R, www.r-project.org), el cual se basa en la estadística bayesiana proponiendo algoritmos que permiten mostrar diversas combinaciones de contribuciones posteriores de las presas mediante distintas mezclas (Parnell et al., 2010). Este modelo incorpora la incertidumbre en el factor de discriminación del tejido que se utilice y en los valores isotópicos de las presas. Sus resultados son las distribuciones posteriores de la contribución de cada presa a la dieta del depredador. Cada contribución generada dentro del modelo debe sumar un 100% (Moore y Semmens, 2008). Estos modelos de mezcla fueron realizados teniendo en cuenta los valores de discriminación trófica propuestos (para el $\delta^{13}\text{C} = 1.5$ y para el $\delta^{15}\text{N} = 3.4$). Los valores isotópicos de las presas utilizadas en el modelo de mezcla, fueron obtenidos de algunos contenidos estomacales de depredadores y otros organismos capturados en el sistema.

SIAR presenta una rutina o función denominada SIBER, el cual se utiliza para estimar el grado de amplitud trófica y traslape entre organismos de una misma especie y entre especies, mediante datos isotópicos. Esta rutina calcula las probabilidades posteriores estimando cuantitativamente la amplitud del nicho (área de la elipse corregida) de cada individuo, teniendo en cuenta el tamaño de la muestra y la estructura de los datos a partir de una matriz de covarianza seleccionada de forma aleatoria (Jackson et al., 2011).

8. RESULTADOS.

8.1. Parámetros ambientales

En ambos sistemas la temperatura se comportó de manera similar, pero mostró variaciones a lo largo del ciclo anual; los valores mínimos registraron en los meses de enero y febrero (23°C) y el valor máximo se registró en el mes de agosto (32°C) en ambos sistemas. La salinidad mostró un comportamiento de acuerdo a la

temporada con máximos valores en época de secas principalmente los meses de diciembre a mayo (en Teacapán máximos de 36‰ y Huizache-Caimanero 37‰) y en época de lluvias la salinidad disminuyó con registros mínimos principalmente de agosto a noviembre en ambos sistemas (mínimos en Teacapán de 25 ‰ y Huizache-Caimanero 5‰). El oxígeno disuelto tuvo fluctuaciones a lo largo del año en ambos sistemas con promedios de 3 - 7 mg/l en Teacapán y de 2-7ml/l en Huizache-Caimanero respectivamente (Figuras 3 y 4).

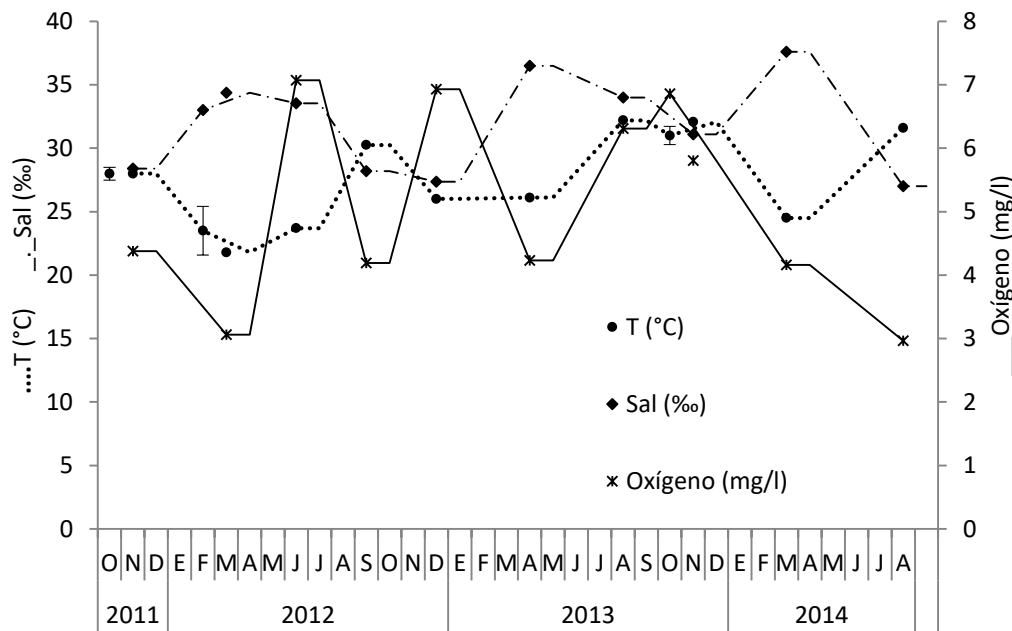


Figura 3.-Promedios de los parámetros físico-químicos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en el estero de Teacapán.

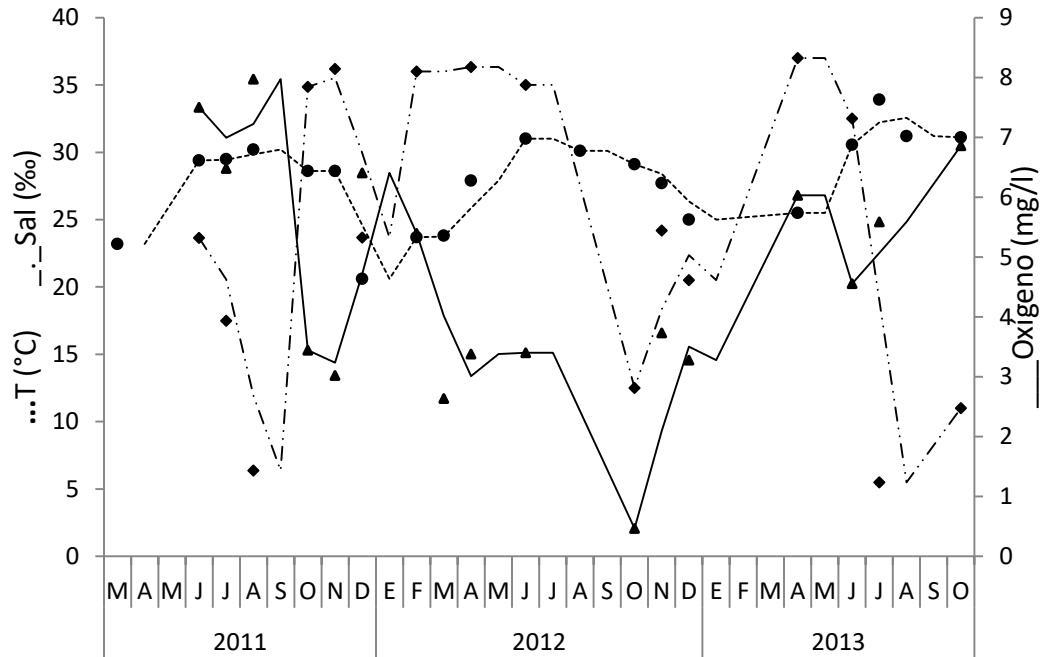


Figura 4.-Promedios de los parámetros físico-químicos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto sistema Huizache-Caimanero.

En relación a la época del año, el comportamiento de la temperatura del agua en ambos sistemas tuvo un comportamiento similar: con temperaturas más bajas en invierno y las más altas en otoño y verano; con respecto a la salinidad, los promedios más altos se registraron en invierno y primavera y los más bajos en verano y otoño. La media del oxígeno disuelto en Teacapán no presentó grandes diferencias de acuerdo a la época del año, mientras que en Huizache-Caimanero los promedios más bajos se registraron en la época de otoño y los más altos en invierno (Figura 5).

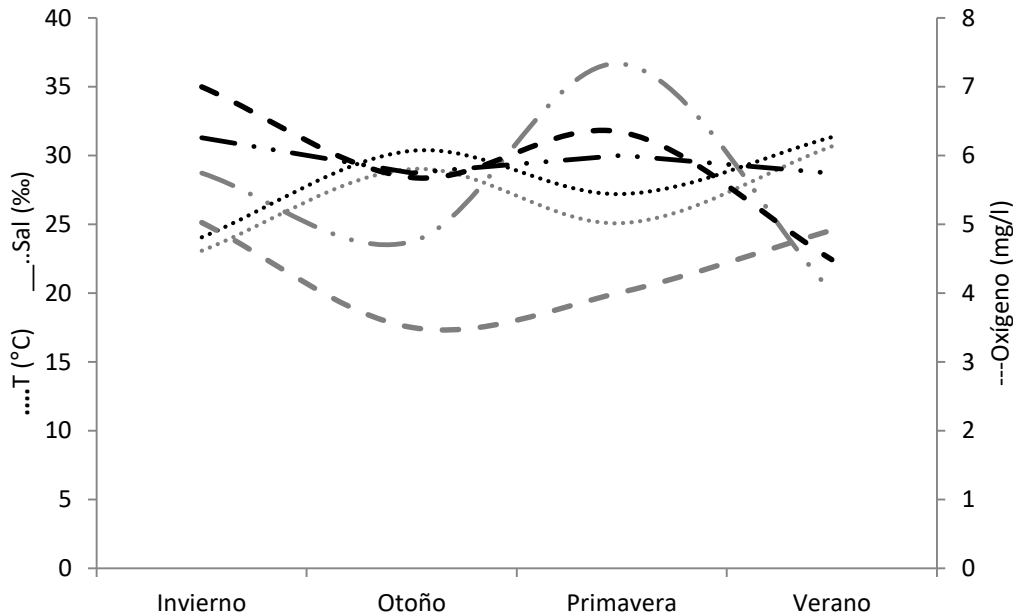


Figura 5.-Promedios de los parámetros físico-químicos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto de acuerdo a la época del año en ambos sistemas (Teacapán en color negro y Huizache-Caimanero en gris).

8.2. Lista sistemática de las especies.

Se analizaron un total de 12,188 organismos, de los cuales se identificaron 144 especies de peces representadas en 47 familias en general para toda la zona de estudio. Las familias más representativas en cuanto a número de especies en las diferentes zonas son: la familia Scianidae (16 especies), Carangidae (14 especies), Haemulidae (8 especies), Gerreidae (8 especies), Engraulidae (6 especies) y la Ariidae (6 especies).

La clasificación de los peces capturados en la zona de estudio se presenta de acuerdo a su jerarquía de grupo, tomando en cuenta las modificaciones recientes de acuerdo a los especialistas en cada grupo. Se utilizó la clasificación que propone Nelson (2016), ya que se considera la más adecuada tanto en peces teleósteos como para elasmobranquios.

- Familia **Albulidae**
 - Género *Albula* Gronow, 1763
 - Albula nemoptera* (Fowler, 1911)
 - Albula vulpes* (Linnaeus, 1758)
- Orden Anguiliformes
 - Familia **Ophichthidae**
 - Género *Ophichthus*
 - Ophichthus zophochir* Jordan y Gilbert 1882
 - Familia **Congridae**
 - Género *Ariosoma* Swainson, 1838
 - Ariosoma gilberti* (Ogilby, 1889)
- Superorden Clupeomorpha
 - Orden Clupeiformes
 - Familia **Pristigasteridae**
 - Género *Pliosteostoma* Norman, 1923
 - Pliosteostoma lutipinnis* Jordan y Gilbert, 1882
 - Familia **Engraulidae**
 - Género *Anchoa* Jordan y Evermann, 1927
 - Anchoa lucida* (Jordan y Gilbert, 1882)
 - Anchoa mundeola* (Gilbert y Pierson, 1898)
 - Anchoa nasus* (Kner y Steindachner, 1866)
 - Anchoa walkeri* Baldwin y Chang, 1970
 - Género *Anchovia* Jordan y Evermann, 1896
 - Anchovia macrolepidota* (Kner y Steindachner, 1865)
 - Género *Cetengraulis* Günther, 1868
 - Cetengraulis mysticetus* Günther, 1867
 - Familia **Cupleidae**
 - Género *Lile*
 - Lile stolifera* (Jordan y Gilbert, 1882)
 - Género *Dorosoma*
 - Dorosoma smithi* Hubbs y Miller, 1941
 - Género *Ophistonema* (Gill, 1863)
 - Ophistonema libertate* (Günther, 1867)
 - Ophistonema medirastre* Berry y Barret, 1964
- Superorden Ostariophysi
 - Orden Gonorynchiformes
 - Familia **Chanidae**
 - Género *Chanos* Lacépède, 1803
 - Chanos chanos* Forsskal, 1775
 - Orden Cyprinodontiformes
 - Familia **Cyprinodontidae**
 - Género *Adinia*
 - Adinia xenica*
- Orden Siluriformes
 - Familia **Ariidae**
 - Género *Bagre* Oken, 1817
 - Bagre panamensis* (Gill, 1863)
 - Bagre pinnimaculatus* (Steindachner, 1877)

Género *Cathorops* Jordan y Gilbert, 1882

Cathorops fuerthii Steindachner, 1827

Género *Sciades* Müller y Troschel, 1849

Sciades guatemalensis (Günther, 1864)

Sciades platypogon (Günther, 1864)

Sciades seemanni (Günther, 1864)

Orden Gobiiformes

Familia **Eleotridae**

Género *Dormitator* Gill, 1862

Dormitator latifrons (Richardson, 1844)

Género *Gobiomorus* Lacépède, 1802

Gobiomorus maculatus (Günther, 1859)

Género *Eleotris*

Eleotris picta Kner, 1863

Familia Gobiidae

Género *Gobionellus* Girard, 1858

Gobionellus microdon (Gilbert, 1892)

Género *Microgobius* Poey, 1876

Microgobius sp

Orden Mugiliformes

Familia **Mugilidae**

Género *Mugil* Linnaeus, 1758

Mugil curema Cuvier y Valenciennes, 1836

Mugil cephalus Linnaeus, 1758

Orden Cichliformes

Familia **Cichlidae**

Género *Oreochromis*

Oreochromis sp

Género *Tilapia*

Tilapia mossambicus

Orden Atheriniformes

Familia **Atherionidae**

Género *Atherinella*

Atherinella crystallina (Jordan y Culver, 1895)

Orden Carangiformes

Familia **Nematistidae**

Género *Nematistius* Gill, 1862

Nematistius pectoralis Gill, 1862

Familia **Carangidae**

Género *Alectis*

Alectis ciliaris (Bloch, 1787)

Género *Caranx* Lacépède, 1802

Caranx caballus Günther, 1868

Caranx caninus Günther, 1867

Carangoides otrynter (Jordan & Gilbert, 1883)

Carangoides vinctus (Jordan y Gilbert, 1882)

Género *Chloroscombrus* Girard, 1859

Chloroscombrus orqueta

- Género *Heimicaranx* Bleeker, 1862
Hemicaranx leucurus
Hemicaranx zelotes Gilbert, 1898
- Género *Oligoplites* Gill, 1863
Oligoplites altus (Günther, 1868)
Oligoplites saurus (Bloch y Schneider, 1801)
Oligoplites refulgens Gilbert y Starks, 1904
- Género *Selene* Lacépède, 1803
Selene brevoortii (Gill, 1863)
Selene peruviana (Guichenot, 1866)
Selene orstedii Lütken, 1880
- Género *Selar* Bleeker, 1851
Selar crumenophthalmus
- Género *Trachinotus* Lacépède, 1851
Trachinotus kennedyi Cuvier, 1832
Trachinotus paitensis Steindachner, 1876
Trachinotus rhodopus Gill, 1863
- Orden Istiophoriformes
- Familia **Sphyraenidae**
Género *Sphyraena* Klein, 1778
Sphyraena ensis Jordan y Gilbert, 1882
- Orden Beloniformes
- Familia **Hemiramphidae**
Género *Hyporhamphus*
Hyporhamphus unifasciatus (Ranzani, 1841)
- Familia **Synodontidae**
Género *Synodus* Gronow, 1777
Synodus scituliceps Jordan y Gilbert, 1882
- Orden Pleuronectiformes
- Familia **Paralichthyidae**
Género *Cyclopsetta* Gill, 1888
Cyclopsetta querna (Jordan y Bollman, 1890)
Cyclopsetta panamensis (Steindachner, 1876)
- Género *Etropus* Jordan y Gilbert, 1881
Etropus crossotus *Etropus* Jordan y Gilbert, 1882
- Género *Paralichthys* Girard, 1859
Paralichthys woolmani Jordan y Williams, 1897
- Género *Syacium* Ranzani, 1840
Syacium ovale Günther, 1864
- Familia **Achiridae**
Género *Achirus* Lacépède, 1803
Achirus mazatlanus (Steindachner, 1869)
- Género *Trinectes*
Trinectes fonsecensis (Günther, 1862)
- Familia **Cynoglossidae**
Género *Symphurus* Rafinesque, 1810
Symphurus elongatus (Günther, 1868)
- Orden Scombriformes

Familia **Trichiuridae**

Género *Trichiurus* Linnaeus, 1758

Trichiurus lepturus Linnaeus, 1758

Familia **Scombridae**

Género *Scomber* Linnaeus, 1758

Scomber japonicus Houttuyn, 1782

Género *Scomberomorus* Lacépède, 1802

Scomberomorus sierra Jordan y Starks, 1904

Género *Katsuwonus* Linnaeus, 1758

Katsuwonus pelamis

Familia **Stromateidae**

Género *Prepilus* (Cuvier, 1828)

Prepilus snyderi Gilbert y Starks, 1904

Prepilus medius (Peters, 1869)

Orden Labriformes

Familia **Labridae**

Género *Bodianus* Bloch, 1790

Bodianus diplotaenia (Gill, 1862)

Orden Perciformes

Familia **Centropomidae**

Género *Centropomus* Lacépède, 1802

Centropomus armatus Gill, 1863

Centropomus medius Günther, 1864

Centropomus nigrescens Günther, 1864

Centropomus robalito Jordan y Gilbert, 1882

Centropomus viridis Lockington, 1877

Familia **Gerreidae**

Género *Diapterus* Ranzani, 1840

Deckertichthys aureolus (Jordan y Gilbert 1882)

Diapterus peruvianus (Cuvier, 1830)

Género *Eucinostomus* Baird y Girard, 1854

Eucinostomus argenteus Baird y Girard, 1855

Eucinostomus currani (Gill, 1863)

Eucinostomus entomelas Zahuranec, 1980

Eucinostomus gracilis Zahuranec, 1980

Género *Eugerres* Jordan y Evermann, 1927

Eugerres axillaris (Regan, 1907)

Género *Gerres* Cuvier, 1824

Gerres simillimus (Walbaum, 1972)

Familia **Mullidae**

Género *Pseudupeneus* Bleeker, 1862

Pseudupeneus grandisquamis (Gill, 1863)

Familia **Chaetodontidae**

Género *Chaetodon* (Linnaeus, 1758)

Chaetodon humeralis (Günther, 1860)

Familia **Haemulidae**

Género *Haemulopsis* Steindachner, 1869

Haemulopsis axillaris (Steindachner, 1869)

Haemulopsis leuciscus (Günther, 1864)

Haemulopsis nitidus (Steindachner, 1869)

Género *Orthopristis* Girard, 1859

Orthopristis chalceus (Günther, 1864)

Género *Pomadasys* Lacépède, 1803

Pomadasys branickii (Steindachner, 1879)

Pomadasys macracanthus (Günther, 1864)

Pomadasys panamensis (Steindachner, 1876)

Género *Haemulon* Gill, 1863

Haemulon californiensis (Steindachner, 1869)

Familia **Lutjanidae**

Género *Hoplopagrus* (Gill, 1861)

Hoplopagrus guentherii Gill, 1862

Género *Lutjanus* Bloch, 1970

Lutjanus argentiventris (Peters, 1869)

Lutjanus guttatus (Steindachner, 1869)

Lutjanus novemfasciatus Gill, 18

Orden Acanthuriformes

Familia **Ephippididae**

Género *Chaetodipterus* Lacépède, 1802

Chaetodipterus zonatus (Girard, 1858)

Familia **Sciaenidae**

Género *Bairdiella* Gill, 1861

Bairdiella icistia (Jordan y Gilbert, 1882)

Género *Cynoscion* Gill, 1854

Cynoscion othonopterus (Jordan y Gilbert, 1882)

Cynoscion reticulatus (Günther, 1864)

Cynoscion squamipinnis (Günther, 1867)

Cynoscion stolzmanni (Steindachner, 1879)

Cynoscion xanthulus Jordan y Gilbert, 1882

Género *Larimus* Cuvier y Valenciennes, 1830

Larimus acclivis (Jordan & Bristol, 1898)

Larimus effulgens Gillbert, 1898

Género *Isopisthus* Gill, 1862

Isopisthus remifer Jordan y Gilbert, 1882

Género *Menticirrhus* Gill, 1862

Menticirrhus nasus (Günther, 1868)

Menticirrhus elongatus (Günther, 1864)

Género *Micropogonias* Bonaparte, 1831

Micropogonias altipinnis (Günther, 1864)

Micropogonias ectenes (Jordan y Gilbert, 1882)

Micropogonias megalops (Gilbert, 1890)

Género *Paralonchurus* Bocourt, 1869

Paralonchurus goodei Gillbert, 1898

Género *Stellifer* (Cuvier) Oken, 1817

Stellifer illecebrosus Gillbert, 1898

Stellifer furthii (Steindachner, 1879)

Orden Tetradontiformes

Suborden Balistoidei

Familia **Balistidae**

Género *Balistes* Linnaeus, 1758

Balistes polylepis Steindachner, 1876

Familia **Tetraodontidae**

Género *Sphoeroides* Duméril, 1806

Sphoeroides annulatus (Jenyns, 1842)

Sphoeroides lobatus (Steindachner, 1870)

8.3. Abundancias y Pesos relativos.

Se determinó la densidad de organismos por hectárea en cada sistema de acuerdo a las diferentes épocas del año y se encontró que Teacapán (zona de manglar) fue el sistema que registró las mayores abundancias en cuanto a número de organismos y biomasa en general con 3,032 ind/ha y 10,0150 g/ha en comparación a la zona estuarina de Huizache-Caimanero que registró 689 ind/ha y 35,559 g/ha (Tabla 2). Respecto a la zona marina aledaña en Teacapán se obtuvo una abundancia en número de 1,059 ind/ha y una biomasa de 34,893 g/ha y en Huizache Caimanero se registraron 762 ind/ha y 24,515 g/ha (Tabla 3). En relación a la época del año en invierno es donde se obtuvieron las menores abundancias en las zonas estuarinas de ambos sistemas, en Teacapán 12 ind/ha y 1,660 g/ha y en Huizache-Caimanero 14 ind/ha y 1,422 g/ha, las mayores abundancias se registraron en otoño con 1,834 ind/ha y 63,296 g/ha en Teacapán y en Huizache-Caimanero 271 ind/ha y 17,484 g/ha (Tabla 2). En la zona marina las abundancias más bajas se registraron en la época de verano en Teacapán con 14 ind/ha y 3,324 g/ha y en Huizache-Caimanero con 12 ind/ha y 1896 g/ha, en época de otoño se registraron las mayores abundancias, 513 ind/ha y 15,252 g/ha en Teacapán y en Huizache-Caimanero 696 ind/ha y 15,796 g/ha (Tabla 3).

Tabla 2.- Abundancia y biomasa relativa de las especies de peces colectadas en la zona estuarina de Teacapán y Huizache-Caimanero durante las diferentes épocas del año: Los números se representan de la manera siguiente “a(b)”, donde a=abundancia (organismos/ha) y b=biomasa (biomasa/ha)

Species	Teacapán					Huizache-Caimanero				
	Invierno	Otoño	Primavera	Verano	Total	Invierno	Otoño	Primavera	Verano	Total
Achiridae		3.72(47.2)			3.72(47.2)	0.13(26.1)	21.04(50.9)		1.58(131)	22.76(208.5)
<i>A. mazatlanus</i>		3.72(47.2)			3.72(47.2)	0.13(26.1)	21.04(50.9)		1.58(131)	22.76(208.5)
Albulidae		9.34(1921)			9.34(1921)					
<i>A. nemoptera</i>		0.24(34.2)			0.24(34.2)					
<i>A. vulpes</i>		9.10(1886.8)			9.10(1886.85)					
Ariidae	1.37(289.4)	21.97(1634.2)	27.31(1652.7)	3.13(782.6)	53.78(4358.9)	5.52(302)	28.41(1872)	3.885(406.9)	3.966(850.3)	41.78(3431.2)
<i>B. panamensis</i>		0.08(41)			0.08(41)					
<i>C. fuerthii</i>	0.88(79.2)	0.80(68.9)	4.52(155.9)	1.21(110.5)	7.42(414.4)	0.40(45.4)	0.56(72.2)	2.465(288.2)	0.777(77)	4.21(482.9)
<i>O. platypogon</i>									1.125(447.3)	1.12(447.3)
<i>S. guatemalensis</i>		0.80(367.3)	0.16(74)	0.32(128.4)	1.29(569.7)		1.286(162.2)			1.29(162.2)
<i>S. seemanni</i>	0.48(210.2)	20.28(1197.1)	22.63(1422.8)	1.61(543.8)	45.00(3373.9)	5.12(256.6)	26.56(1637.6)	1.42(118.6)	2.063(326)	35.16(2338.8)
Carangidae	0.88(79.1)	43.21(1457.3)	44.78(1129.9)	74.20(859.1)	163.08(3525.4)	0.16(32)	5.68(437.7)	0.27(16.7)	2.52(201.6)	8.63(691.9)
<i>C. caballus</i>	0.080(5.1)	0.32(29.9)		0.080(19.7)	0.48(54.8)					
<i>C. caninus</i>	0.32(24.8)	30.23(227.3)	32.90(466.6)	59.09(581.4)	122.54(1300)	0.16(38)	2.84(276.7)	0.27(16.6)	2.36(187)	5.63(480.3)
<i>C. vinctus</i>			0.16(35.3)		0.16(35.3)					
<i>C. orqueta</i>	0.08(5.1)	3.88(168.3)	0.08(4)		4.04(177.3)					
<i>H. leucurus</i>		0.40(24.9)			0.40(24.9)					
<i>O. altus</i>	0.08(19.1)	7.50(931.4)	11.31(590.7)	11.23(165.9)	30.13(1707)		2.68(179.1)			2.68(179.1)
<i>O. refulgens</i>	0.16(17.4)				0.16(17.4)					
<i>O. saurus</i>	0.08(2.7)	0.08(5.1)			0.16(7.7)					
<i>S. brevoortii</i>		0.48(27.5)	0.08(5.9)	3.72(52.8)	4.28(86.1)					
<i>S. orstedii</i>	0.08(5.1)				0.08(5.1)					
<i>S. peruviana</i>	0.08(5.1)				0.08(5.1)				0.16(14.6)	0.16(14.6)

<i>T. kennedyi</i>		0.24(24.7)			0.24(24.7)		0.16(17.8)			0.16(17.8)
<i>T. paitensis</i>		0.08(18.4)	0.24(27.5)	0.08(39.3)	0.40(85.2)					
Centropomidae	0.16(19.9)	193.61(4087.7)	87.39(1663.6)	3.71(83.1)	284.87(5854.4)	0.64(42)	2.49(345.8)		8.44(853.4)	11.58(1199.2)
<i>C. armatus</i>		3.80(119.2)	21.82(320.1)	0.08(21.3)	25.71(460.6)				0.16(14.1)	0.16(14.1)
<i>C. medius</i>			36.38(818.5)		36.38(818.5)		0.161(15.6)			0.16(15.6)
<i>C. nigrescens</i>		3.64(167.4)			3.64(167.4)				0.482(122)	0.48(122)
<i>C. robalito</i>	0.16(19.9)	124.33(612.1)	29.18(525)	3.64(61.8)	157.31(1218.9)	0.64(17.4)	1.79(222.5)		7.79(750.4)	10.23(972.9)
<i>C. viridis</i>		61.84(3189.1)			61.84(3189.1)		0.53(107.7)			0.54(107.7)
Chaetodontidae	0.16(11.7)	0.08(6.3)	0.322(15.5)	0.88(76)	1.44(109.5)				0.16(24.3)	0.16(24.3)
<i>C. zonatus</i>	0.08(5)	0.08(6.3)	0.322(15.5)	0.88(76)	1.37(102.7)				0.16(24.3)	0.16(24.3)
<i>C. humeralis</i>	0.08(6.8)				0.08(6.8)					
Chanidae	0.08(22)	105.09(7913)	0.48(129)	1.69(810)	107.34(8874)		1.77(397.3)		0.46(178.6)	2.22(575.9)
<i>C. chanos</i>	0.08(22)	104.93(78805)	0.48(129)	1.69(810)	107.18(8841.6)		1.77(397.3)		0.46(178.6)	2.22(575.9)
Cichilidae	0.16(20.9)	59.65(5153.2)	4.04(315.4)	0.08(19)	63.93(5508.4)	0.67(92.6)	44.96(3085.9)	0.40(18.3)	0.53(43.1)	46.57(3240)
<i>Oreochromis sp</i>	0.16(20.9)	59.65(5153.2)	4.04(315.4)	0.08(19)	63.93(5508.4)	0.54(66.1)	44.96(3085.9)	0.40(18.3)	0.53(43.1)	46.44(3213.5)
<i>T. mossambicus</i>						0.13(26.5)				0.13(26.5)
Clupeidae	1.69(111.3)	26.47(957.2)	14.03(603.5)	12.76(215.4)	54.94(1887.3)		3.75(321.7)	30.56(164)	20.37(44.9)	54.68(530.6)
<i>C. orqueta</i>			0.24(8.8)	0.08(3.3)	0.32(12.1)					
<i>D. smithi</i>	1.29(69.4)				1.29(69.4)					
<i>L. Stolifera</i>		18.19(189.2)	7.28(32.7)	10.91(49.8)	36.38(271.7)		0.54(2.5)	30.55(164)	20.37(44.9)	51.46(211.4)
<i>O. libertate</i>	0.40(41.9)	8.28(768)	5.87(545.2)	1.77(162.3)	16.31(1517.4)		0.40(33.5)			0.40(33.5)
<i>O. medirastre</i>			0.16(12.6)		0.16(12.6)					
<i>P. lutipinnis</i>			0.48(4.1)		0.48(4.1)		2.81(285.6)			2.81(285.6)
Eleotridae		448.17(13446)			448.17(13446)			36.45(282.9)	10.77(1012.3)	47.23(1295.2)
<i>D. latifrons</i>		436.53(13266)			436.54(13266)				10.77(1012.3)	10.77(1012.3)
<i>E. picta</i>										
<i>G. maculatus</i>		11.63(180.1)			11.64(180.1)			36.45(282.9)		36.45(282.9)
Elopidae	0.08(10.4)	66.32(2657.7)	36.94(1834.6)	0.40(72.4)	103.75(4574.1)	0.40(59.9)	4.82(591.2)	3.67(143.6)	7.02(2759.9)	15.92(3554.6)
<i>E. affinis</i>	0.08(10.4)	66.32(2657.7)	36.94(1834.6)	0.40(72.4)	103.75(4574.1)	0.40(59.9)	4.82(591.2)	3.67(143.6)	7.02(2759.9)	15.92(3554.6)

Engraulidae	0.08(4.3)	0.80(28.7)	14.21(238.6)	10.53(403.6)	25.62(67.3)		12.36(91.2)	129.0(466.3)	56.93(240.8)	198.30(798.4)
<i>A. lucida</i>								0.32(3.1)		0.32(3.1)
<i>A. nasus</i>									0.16(4.8)	0.16(4.8)
<i>A. walkeri</i>		0.08(2.6)	10.99(25.9)		11.07(26.4)		10.45(36.6)	103.06(410.4)	56.29(214)	169.81(661)
<i>A. macrolepidota</i>	0.08(4.3)	0.56(17.7)			0.64(22)		1.74(49.3)	25.63(52.8)	0.48(22)	27.85(124.2)
<i>C. mysticetus</i>		0.16(10.4)	3.21(212.8)	10.53(403.6)	13.91(626.8)		0.16(5.3)			0.16(5.3)
Gerreidae	1.53(151.4)	385.20(4741.3)	209.51(4633.4)	92.99(2746.9)	689.23(12273)	0.64(33.2)	38.81(477)	32.46(128.43)	2.81(161.4)	74.7(766.8)
<i>D. aureolus</i>	0.08(2.9)				0.08(2.9)				0.48(30.7)	0.48(30.7)
<i>D. peruvianus</i>	1.21(127.3)	271.31(2634.4)	123.75(1863.7)	11.27(555.4)	407.53(5180.7)	0.64(33.2)	9.7(173.5)	27.37(120.6)	1.04(47.2)	38.78(341.3)
<i>E. argenteus</i>		21.83(70.6)			21.83(70.6)		0.13(4.9)			25.73(158.5)
<i>E. currani</i>		10.91(35)	3.88(15.7)	54.65(561.4)	69.44(612.1)		25.73(158.5)			25.73(158.5)
<i>E. entomelas</i>		25.46(78.1)	0.40(12.3)	11.56(264.3)	37.42(354.7)		0.13(2.4)		0.13(6.4)	0.27(8.8)
<i>E. gracilis</i>			3.638(25.5)		3.64(25.5)					
<i>E. axillaris</i>	0.24(21.2)	26.19(1069.9)	15.11(579.5)	11.23(493.2)	52.78(2163)		2.81(124.2)		0.75(43.6)	3.56(167.8)
<i>G. simillimus</i>		29.50(853.4)	62.73(2136.7)	4.28(872.7)	96.51(3862.8)		0.27(13.4)	5.09(7.8)	0.42(33.4)	5.76(54.7)
Gobiidae		10.99(149.4)			10.99(149.4)		5.09(59.9)	6.16(5.5)	0.48(20.9)	11.74(77.3)
<i>G. microdon</i>		7.36(65.8)			7.36(65.8)		5.09(59.9)	6.16(5.5)	0.48(20.9)	11.74(77.3)
<i>Microgobius sp</i>		3.64(83.7)			3.64(83.7)					
Haemulidae		11.94(1464.1)	19.07(317.8)	1.61(296.7)	32.62(2077.6)		5.09(348.7)	0.46(37.2)	0.32(90)	5.868(475.9)
<i>H. axillaris</i>										
<i>H. leuciscus</i>			0.16(47.5)		0.16(47.5)					
<i>H. nitidus</i>		0.16(27.9)		0.32(40.5)	0.48(68.4)					
<i>O. chalceus</i>									0.16(32.3)	0.16(32.3)
<i>P. branickii</i>								0.32(28.4)		0.32(28.4)
<i>P. macracanthus</i>		11.70(1417.5)	18.91(270.3)	1.21(246.4)	31.81(1934.2)		5.09(348.7)	0.13(8.7)		5.22(357.4)
<i>P. panamensis</i>		0.08(18.6)		0.08(8.8)	0.16(27.5)				0.16(54.8)	0.16(54.8)
Hemiramphidae										
<i>H. unifasciatus</i>										
Labridae										

<i>B. diploaenia</i>										
Lutjanidae	0.08(20.2)	14.55(775.6)	18.19(1622.5)	3.64(356.5)	36.46(2774.8)	0.16(42.2)		0.27(17.3)	0.32(43.4)	0.75(60.7)
<i>H. guentherii</i>	0.08(20.2)				0.08(20.2)					
<i>L. argentiventris</i>		10.91(579.1)	10.91(1204.1)	3.64(356.5)	25.46(2139.8)			0.27(17.3)		0.27(17.3)
<i>L. novemfasciatus</i>		3.63(196.4)	7.28(418.3)		10.91(614.1)	0.16(42.2)			0.32(43.4)	0.48(85.6)
Myliobatidae		0.16(146.1)			0.16(146.1)		5.09(1736.7)			5.09(1736.7)
<i>R. steindachneri</i>		0.16(146.1)			0.16(146.1)		5.09(1736.7)			5.09(1736.7)
Mugilidae	4.98(838.6)	418.37(15082.2)	228.04(9950)	275.65(4089.6)	927.04(29960.3)	4.72(616.6)	27.30(4830)	24.54(2904.7)	21.44(4112.9)	78.00(12464)
<i>M. cephalus</i>	1.93(349.9)	282.10(9775.7)	183.82(6678.9)	4.36(280.9)	472.21(17085.4)	1.88(330.4)	9.08(1766.9)	15.54(1922.3)	16.99(3363.8)	43.49(7383.4)
<i>M. curema</i>	3.05(488.7)	136.43(5338.9)	44.22(3271.1)	271.29(3808.7)	454.99(12907.4)	2.84(286.2)	18.22(3063.2)	9.00(982.4)	4.45(749.2)	34.51(5080.9)
Nematistiidae	0.16(44.8)1	3.05(1445.4)	0.32(82.6)	0.24(83.4)	3.78(1656.2)					
<i>N. pectoralis</i>	0.16(44.8)1	3.05(1445.4)	0.32(82.6)	0.24(83.4)	3.78(1656.2)					
Ophichthidae				0.08(3.7)	0.08(3.7)					
<i>M. aspetocheiros</i>				0.08(3.7)	0.08(3.7)					
Paralichthyidae		10.91(39.4)	0.08(0.3)		10.99(39.5)				0.13(2.3)	0.13(2.3)
<i>C. gilberti</i>									0.13(2.3)	0.13(2.3)
<i>C. panamensis</i>			0.08(0.3)		0.08(0.3)					
<i>C. querna</i>		10.91(39.4)			10.91(39.4)					
<i>E. crossotus</i>										
<i>P. woolmani</i>										
Poeciliidae										
<i>P. latidens</i>										
Polynemidae		0.08(3.8)			0.08(3.8)					
<i>P. approximans</i>		0.08(3.8)			0.08(3.8)					
Rhinobatidae									0.16(106.6)	0.16(106.6)
<i>R. steindachneri</i>									0.16(106.6)	0.16(106.6)
Sciaenidae	0.16(36.2)	0.40(139.9)	0.08(12.3)		0.64(188.4)	1.34(325)	51.65(28108)	2.57(316.9)	7.31(866.7)	62.87(4319.4)
<i>B. incistia</i>							0.16(12.2)			0.16(12.2)
<i>C. reticulatus</i>									1.27(83.8)	1.29(83.8)

<i>C. squamipinnis</i>						0.32(55.8)	0.80(112.2)	0.16(14.9)	1.29(181.9)	
<i>C. stolzmanni</i>		0.16(53.5)			0.16(53.5)	0.13(28.7)	1.45(173)		1.58(201.7)	
<i>C. xanthulus</i>	0.16(36.2)	0.16(51.8)			0.32(88.1)	1.34(325)	51.03(2714.1)	1.37(359.3)	53.74(3398.5)	
<i>I. remifer</i>							0.32(32.6)		0.32(32.6)	
<i>M. altipinnis</i>								4.34(358.2)	4.34(358.2)	
<i>M. ectenes</i>		0.08(34.5)			0.08(34.5)			0.16(50.5)	0.16(50.5)	
Scombridae			0.08(93.7)		0.08(93.7)					
<i>S. sierra</i>			0.08(93.7)		0.08(93.7)					
Sphyrnidae										
<i>S. ensis</i>										
Tetraodontidae			0.16(0.8)		0.16(0.8)					
<i>S. annulatus</i>			0.16(0.8)		0.16(0.8)					
Abundancia (ind/ha)	11.58	1834.12	705.03	481.62	3032.34	14.39	258.33	270.71	145.74	689.18
Biomasa (g/ha)	1,660.28	63,296.63	24,296.22	10,897.03	100,150.18	1,422.15	17,484.03	4,908.57	11,744.61	35,559.36
Riqueza (S)	7.8	12.33	10.50	12.01	10.71	22.5	22.66	24.12	23.5	22.72
Diversidad (H')	1.61	1.61	1.62	1.91	1.69	2.18	2.32	2.43	2.03	2.76
Equitatividad (J')	0.83	0.68	0.75	0.80	0.76	0.72	0.77	0.77	0.64	0.73

Tabla 3.-Abundancia y biomasa relativa de las especies de peces colectadas en la zona marina de Teacapán y Huizache-Caimanero durante las diferentes épocas del año: Los números se representan de la manera siguiente “a(b)”, donde a=abundancia (organismos/ha) y b=biomasa (gramos/ha)

Species	Teacapám zona marina					Huizache-Caimanero zona marina				
	Invierno	Otoño	Primavera	Verano	Total	Invierno	Otoño	Primavera	Verano	Total
Achiridae	7.37(109.82)	103.27(1249.9)			110.64(1,359.7)		43.44(1244.2)			43.44(1244.2)
<i>A. mazatlanus</i>	7.37(109.82)	100.81(1162.1)			108.19(1,271.9)		40.16(1156.4)			40.16(1156.4)
<i>T. fonsecensis</i>		2.46(89.9)			2.46(89.9)		3.28(87.7)			3.28(87.7)
Albulidae		4.1(222.9)			4.1(222.9)			0.10(27)	0.10(10.4)	0.20(37.5)
<i>A. nemoptera</i>		3.28(164.7)			3.28(164.7)				0.10(10.4)	0.10(10.4)
<i>A. vulpes</i>		0.82(58.2)			0.82(58.2)			0.10(27)		0.10(27)
Ariidae	350.79(6524.9)	93.43(2155.8)	4.82(914.2)	4.42(1514.9)	453.47(11109.8)	4.52(1732.5)	45.08(2498.2)	4.52(1126.6)	4.72(783.3)	58.84(6140.5)
<i>B. panamensis</i>		4.1(115.6)	2.11(320.2)	1.51(665.9)	7.71(1101.7)	1.71(463)	2.46(118)	2.11(284.3)	1.41(332.5)	7.68(1197.8)
<i>B. pinnimaculatus</i>		0.82(3.1)	0.1(19.4)	0.1(19.5)	1.02(42)			0.50(73.4)		0.50(73.4)
<i>C. fuerthii</i>	350.79(6524.9)	84.42(1788.7)	0.30(48.5)	1.41(147.8)	436.92(8509.9)		38.52(1473.6)	0.30(30.9)	2.21(319.1)	41.03(1823.7)
<i>O. platypogon</i>		2.46(49.9)	2.11(473.9)	0.40(211.6)	4.97(734.8)	2.61(1249.7)		1.10(271.6)	0.20(14.5)	3.92(1535.8)
<i>S. guatemalensis</i>				0.90(432.9)	0.90(432.9)					
<i>S. seemanni</i>		1.64(198.3)	0.20(52.8)	0.10(38.2)	1.94(289.4)	0.20(19.8)	4.1(906.5)	0.50(466.4)	0.90(117.1)	5.71(1509.9)
Balistidae	0.82(660.6)	1.64(29.4)			2.46(690.1)		0.82(2.5)			0.82(2.5)
<i>B. polylepis</i>	0.82(660.6)	1.64(29.4)			2.46(690.1)		0.82(2.5)			0.82(2.5)
Belonidae										
<i>T. crocodilus</i>				0.10	0.10					
Carangidae	10.65(154.9)	12.29(338.1)	7.54(1146.8)	3.52(341.8)	34.00(1981.7)	6.43(478.2)	40.98(1532.1)	7.33(588.5)	1.41(126.32)	56.15(2725)
<i>A. ciliaris</i>				0.10(1.5)	0.10(15.5)					
<i>C. caballus</i>			3.62(565.2)	0.30(44.7)	3.92(609.9)	1.41(175.8)		0.20(29.7)	0.10(19.2)	1.71(224.8)
<i>C. caninus</i>			1.10(338.3)	0.30(57.9)	1.41(396.2)	0.30(66)		0.30(32.8)	0.20(12.5)	0.80(111.2)
<i>C. otrynter</i>			0.10(7.9)	0.10(6.4)	0.20(14.3)					

<i>C. vinctus</i>		0.82(62.3)			0.82(62.3)				0.10(13.5)	0.10(13.5)
<i>C. orqueta</i>		2.46(68.8)	0.10(7.6)	0.10(5.4)	2.66(81.9)	4.12(206.9)	26.23(1274.5)	6.13(454.1)	0.20(10.6)	36.68(1946.1)
<i>H. leucurus</i>		0.82(29.5)	0.70(70.7)	0.20(16.9)	1.72(117.1)			0.40(42.3)		0.40(42.3)
<i>H. zelotes</i>			0.20(15.8)	0.41(58.1)	0.60(73.7)					
<i>O. altus</i>				0.10(28)	0.10(28)					
<i>O. refulgens</i>			0.10(9.8)		0.10(9.8)	0.10(8.4)			0.40(17.2)	0.50(25.6)
<i>S. crumenophthalmus</i>				0.10(13.4)	0.10(13.4)	0.20(16.7)	1.64(108.2)	0.30(29.6)		2.14(154.5)
<i>S. brevoortii</i>						0.10(3.1)				0.10(3.1)
<i>S. peruviana</i>	9.83(95.1)	7.38(103.7)	1.51(111.5)	1.81(95.5)	20.53(405.8)	0.20(1.2)	13.11(149.5)		0.20(8.9)	13.52(159.6)
<i>T. paitensis</i>	0.82(59.8)	0.82(73.8)	0.10(19.8)		1.74(153.4)				0.20(44.4)	0.20(44.4)
<i>T. rhodopus</i>										
Centropomidae		6.56(537.7)			6.56(537.7)		0.82(17.2)	0.30(37.9)		1.12(55.1)
<i>C. robalito</i>		6.56(537.7)			6.56(537.7)		0.82(17.2)	0.82(37.9)		1.12(55.1)
Chaetodontidae		4.92(191.8)			4.92(191.8)				0.30(27.9)	0.30(27.9)
<i>C. zonatus</i>		4.92(191.8)			4.92(191.8)				0.30(27.9)	0.30(27.9)
Chanidae	4.1(1768.8)				4.1(1768.8)					
<i>C. chanos</i>	4.1(1768.8)				4.1(1768.8)					
Cichilidae	0.82(63.3)				0.82(63.3)					
<i>Oreochromis sp</i>	0.82(53.3)				0.82(53.3)					
Clupeidae		14.75(260.5)	7.44(516.9)	2.51(194.1)	24.70(971.6)	1.31(56.1)	36.06(417.2)	4.12(236.2)	0.20(9.4)	41.69(718.9)
<i>C. orqueta</i>			6.83(409.8)	2.01(126.1)	8.84(535.9)	1.10(42.3)		2.31(97.1)		3.42(139.4)
<i>O. libertate</i>			0.60(107.2)	0.50(68)	1.10(175.2)	0.10(8.6)		0.80(106.9)	0.20(9.4)	1.10(125)
<i>O. dovii</i>							0.82(31.9)			0.82(31.9)
<i>P. lutipinnis</i>		14.75(260.5)			14.75(260.5)	0.10(5.1)	35.24(385.2)	1.00(32.2)		36.35(422.6)
Congridae	0.82(62.3)				0.82(62.3)					
<i>A. gilberti</i>	0.82(62.3)				0.82(62.3)					
Cynoglossidae	0.82(15.6)	2.46(54.9)			3.28(70.5)		76.22(957.1)			76.22(957.1)
<i>S. elongatus</i>	0.820(15.6)	2.46(54.9)			3.28(70.5)		76.22(957.1)			76.22(957.1)
Dasyatidae		0.82(25.9)			0.82(25.9)					

<i>U. halleri</i>		0.82(25.9)			0.82(25.9)					
Diodontidae										
<i>D. hystrix l.</i>										
Engraulidae		20.49(836.2)			20.49(836.2)	0.100(1.8)	75.40(1793.8)	0.40(5.9)	0.10(1)	76.01(1802.5)
<i>A. lucida</i>		0.82(19.6)			0.82(19.6)	0.100(1.8)	45.9(459)	0.40(5.9)		46.4(466.7)
<i>A. mundeola</i>		1.64(10)			1.64(10)		12.29(471.9)		0.10(1)	12.39(472.9)
<i>A. walkeri</i>										
<i>A. macrolepidota</i>		9.02((351.6)			9.02((351.6)					
<i>C. mysticetus</i>		9.02(454.9)			9.02(454.9)		16.39(847.5)			16.39(847.5)
<i>M. nasus</i>							0.82(15.4)			0.82(15.4)
Gerreidae	52.45(1934.3)	42.62(939.3)	0.40(33.8)		95.48(2907.4)	2.11(136.5)	5.74(154.9)	3.01(263.2)	1.71(59.6)	12.57(614)
<i>D. peruvianus</i>	40.16(1374.5)	17.21(401.9)	0.30(27.2)		57.67(18.8)	1.00(45.1)	5.74(154.9)	0.10(5.6)	0.10(7.1)	6.94(212.8)
<i>E. argenteus</i>	0.82(18.8)				0.82(18.8)					
<i>E. currani</i>		24.59(517.8)	0.10(6.5)		24.69(524.3)				0.70(19.1)	0.70(19.2)
<i>E. entomelas</i>		0.82(19.7)			0.82(19.7)	1.00(83.9)		2.91(257.5)	0.80(20.1)	4.72(361.5)
<i>E. gracilis</i>	9.83(460.6)				9.83(460.6)					
<i>G. simillimus</i>	1.64(80.2)				1.64(80.2)	0.10(7.3)			0.10(13.1)	0.20(20.4)
Gymnuridae	1.64(395.9)				1.64(395.9)					
<i>G. marmorata</i>	1.64(395.9)				1.64(395.9)					
Haemulidae	47.54(1741.7)	4.1(154.1)	2.81(120.9)	0.10(9.1)	54.55(2025.8)	2.91(318.1)	6.56(832.7)	5.02(505.9)	0.50(73.3)	15(1730.1)
<i>C. serrifer</i>								1.61(107.1)		1.61(107.1)
<i>H. axillaris</i>								2.91(360.5)		2.91(360.5)
<i>H. leuciscus</i>	0.82(23.2)		0.20(30.5)		1.02(54.3)	0.60(93.8)		0.10(10)		0.70(103.9)
<i>H. nitidus</i>	29.51(581.9)	1.64(27.87)	0.40(63)	0.10(9.1)	31.65(681.9)	0.90(99.4)	0.82(8.1)	0.20(12.8)		1.92(120.3)
<i>O. chalceus</i>	0.82(189.3)				0.82(189.3)					
<i>P. macracanthus</i>	3.28(351.6)				3.28(351.6)	0.10(16.5)	0.82(83.6)		0.20(11.5)	1.12(111.6)
<i>P. panamensis</i>	13.11(595)	1.64(14.8)	2.21(27.2)		16.96(637.1)	1.31(108.5)	4.92(740.9)	0.20(15.4)	0.30(61.7)	6.73(926.6)
<i>H. californiensis</i>		0.82(111.4)			0.82(111.4)					
Hemiramphidae										

<i>H. unifasciatus</i>								
Lutjanidae	9.02(287.7)			9.02(287.7)				
<i>L. argentiventris</i>			1.00(287.7)	1.00(287.7)				
<i>L. guttatus</i>	9.02(287.7)			9.02(287.7)				
Mugilidae	4.92(861.4)	0.82(67.2)		5.74(928.6)	1.64(100)	0.10(25.1)	1.00(121.7)	2.74(246.9)
<i>M. cephalus</i>	3.28(611.4)	0.82(67.2)		4.1(678.6)	1.64(100)		0.80(92.7)	2.44(192.7)
<i>M. curema</i>	1.64(249.9)			1.64(249.9)		0.10(25.2)	0.20(28.9)	0.30(54.1)
Mullidae	4.1(101.2)			4.1(101.2)				
<i>P. grandisquamis</i>	4.1(101.2)			4.1(101.2)				
Myliobatidae			0.20(164.6)	0.20(164.6)	0.82(1097.4)			0.82(1097.4)
<i>A. narinari</i>								
<i>R. steindachneri</i>			0.20(164.6)	0.20(164.6)	0.82(197.4)			0.82(1097.4)
Narcinidae	0.82(78.7)	3.28(226.2)		4.1(304.9)				
<i>N. vermiculatus</i>	0.82(78.7)	3.28(226.2)		4.1(304.9)				
Nematistiidae	0.82(104.9)			0.82(104.9)	0.10(5.5)			0.10(5.5)
<i>N. pectoralis</i>	0.82(104.9)			0.82(104.9)	0.10(5.5)			0.10(5.5)
Ophichthidae					0.10(8.4)			0.10(8.4)
<i>O. zoehochir</i>					0.10(8.4)			0.10(8.4)
Paralichthyidae	5.74(154.9)		0.60(15.1)	6.34(170)	4.1(120.4)		0.50(27.7)	4.6(148.2)
<i>C. panamensis</i>			0.60(15.1)	0.60(15.1)				
<i>C. querna</i>	0.82(19.7)			0.82(19.7)	0.82(36.1)		0.40(23.7)	1.22(59.8)
<i>E. crossotus</i>					2.46(72.9)		0.10(4)	2.56(77)
<i>S. ovale</i>	4.92(135.2)			4.92(135.2)	0.82(11.5)			0.82(11.5)
Polynemidae		2.46(50)	0.30(45.3)	2.76(95.3)	0.10(18.3)		0.10(5.8)	0.20(24.1)
<i>P. approximans</i>		2.46(50)	0.30(45.3)	2.76(95.3)	0.10(18.3)			0.10(18.3)
<i>P. opercularis</i>							0.10(5.8)	0.10(5.8)
Pomacentridae	0.82(33.6)			0.82(33.6)				
<i>A. trochelli</i>	0.82(33.6)			0.82(33.6)				
Rhinobatidae		0.82(29.5)		0.82(29.5)				

<i>P. glucostigma</i>		0.82(29.5)			0.82(29.5)					
Sciaenidae	1.64(60.7)	159.00(5258.2)	0.50(54.4)	0.20(39.9)	161.35(5423.2)	0.60(76.6)	339.32(4131.5)	4.82(485.7)	0.40(92.3)	345.14(4786.2)
<i>C. othonaterus</i>								0.10(19.3)		0.10(19.3)
<i>C. reticulatus</i>		8.19(793.4)		0.10(33.5)	8.30(826.8)	0.10(20.9)	4.1(281.1)			4.2(302)
<i>C. stolzmanni</i>		0.82(108.2)			0.82(108.2)		8.2(32.3)			8.2(32.3)
<i>C. xanthulus</i>		3.28(77)			3.28(77)	0.10(11.2)	18.85(431.9)	0.30(35)	0.20(69.5)	19.45(547.5)
<i>I. remifer</i>		57.37(1629.1)			57.37(1629.1)		3.28(13.4)	0.10(15.9)		3.38(29.2)
<i>L. acclivis</i>							1.64(45.9)			1.64(45.9)
<i>L. effulgens</i>	0.82(7.38)	4.92(308.2)	0.50(64.4)	0.10(6.4)	6.34(386.4)	0.10(8.7)	88.52(681.8)	2.31(188.4)		90.93(879)
<i>M. elongatus</i>	0.82(53.3)				0.820(53.3)	0.10(7.6)		0.40(63.9)		0.50(71.5)
<i>M. nasus</i>								0.20(25)	0.10(17.6)	0.30(42.6)
<i>M. ectenes</i>		3.28(431.1)			3.28(431.1)			0.40(41.6)		0.40(41.6)
<i>M. megalops</i>		4.92(254.9)			4.92(254.9)		30.32(944.6)	0.30(30.4)		30.63(975)
<i>P. goodei</i>		9.83(452.6)			9.83(452.6)		117.20(1287.6)	0.30(22.1)		117.50(1309.7)
<i>S. furthii</i>		63.93(867.7)			63.93(867.7)		67.21(413)	0.30(26.7)	0.10(5.2)	67.61(445)
<i>S. illecebrosus</i>		2.46(336)			2.46(336)	0.20(28.1)		0.10(17.4)		0.30(45.5)
<i>Stellifer sp</i>										
<i>U. xanti</i>										
Scombridae			0.60(308.1)		0.60(308.1)	1.00(216.4)	0.82(71.3)	1.10(299.1)		2.93(586.9)
<i>K. pelamis</i>			0.30(308.1)		0.30(308.1)					
<i>S. japonicus</i>			0.30(308.2)		0.30(308.2)	0.40(101)				0.40(101)
<i>S. sierra</i>						0.60(11.4)	0.82(71.3)	1.10(299.1)		2.53(485.9)
Serranidae						0.10(4.9)		0.10(4.3)		0.20(9.2)
<i>E. labriformis</i>						0.10(4.9)		0.10(4.3)		0.20(9.2)
Sphyrnidae				0.70(555.9)	0.70(555.9)				0.80(498.3)	0.80(498.3)
<i>S. lewini</i>				0.70(555.9)	0.70(555.9)				0.80(498.3)	0.80(498.3)
Stromateidae		2.46(188.5)	0.50(74.2)	2.61(504.1)	5.57(766.8)	0.70(72.4)		1.61(07.2)	0.70(59)	3.01(228.6)
<i>P. medius</i>		2.46(188.5)	0.50(74.2)	0.20(24.8)	3.16(287.5)	0.60(50.4)		0.70(44.4)	0.70(59)	2.01(153.8)

<i>P. snyderi</i>			2.41(479.3)	2.41(479.3)	0.10(22)		0.90(52.8)		1.00(74.8)	
Synodontidae	0.82(22.1)		1.21(82.7)	2.02(104.8)						
<i>S. scituliiceps</i>	0.82(22.1)		1.21(82.7)	2.02(104.8)						
Tetraodontidae	3.28(68)			3.28(68)						
<i>S. annulatus</i>	3.28(68)			3.28(68)						
<i>S. lobatus</i>										
Trichiuridae		1.64(13.1)	0.20(13.2)	1.84(26.3)		1.64(36.1)			1.64(36.1)	
<i>T. lepturus</i>		1.64(13.1)	0.20(13.2)	1.84(26.3)		1.64(36.1)			1.64(36.1)	
Triglidae										
<i>P. ruscarius</i>										
Urolophidae	3.28(47.5)	22.13(150.1)		25.41(197.6)		17.21(784.5)			17.21(784.5)	
<i>U. chilensis</i>		22.13(150.1)		22.13(150.1)		1.64(40.3)			1.64(40.3)	
<i>U. munda</i>						15.57(744.2)			15.57(744.2)	
<i>U. nana</i>	3.28(47.5)			3.28(47.5)						
Abundancia (ind/ha)	513.07	504.05	27.93	14.27	1059.33	20.1	696.66	32.56	12.56	761.88
Biomasa (g/ha)	15,253.65	12,979.45	3,335.51	3,324.55	34,893.18	3,125.81	1,5791.16	3,702.87	1,896.01	24,515.85
riqueza (S)	7.8	12.33	10.5	12.01	10.71	22.5	22.66	24.12	23.5	22.72
Diversidad (H')	1.61	1.61	1.62	1.91	1.69	2.18	2.32	2.43	2.03	2.76
Equitatividad(J')	0.83	0.68	0.75	0.80	0.76	0.72	0.77	0.77	0.64	0.73

8.4. Clasificación de las especies

En general, en el sistema lagunar de Huizache-Caimanero como en su zona costera aledaña se capturaron 105 especies pertenecientes a 36 familias de las cuales las de mayor importancia en cuanto a número de especies son la familia Sciaenidae (8 especies), Gerreidae (7 especies), Carangidae (7 especies) y Haemulidae (5 especies). En la zona estuarina la mayor superficie de este sistema está formado por una extensa laguna con ausencia de manglar donde se registraron 19 familias distribuidas en 56 especies de peces de las cuales dos especies fueron clasificadas como abundantes, 15 especies se ubicaron dentro de la categoría de frecuentes, 22 como especies comunes y 17 como raras (Figura 6). Las especies mejor representadas y más importantes en cuanto a su abundancia relativa son *Anchoa walkeri* (24.5 %), *Cynoscion xanthulus* (7.7 %), *Lile stolifera* (7.4 %) y *Oreochromis sp.* (6.7 %), *Mugil cephalus* (18.35%) y *Dormitator latifrons* (5.09%) las especies más importantes (Figura 7).

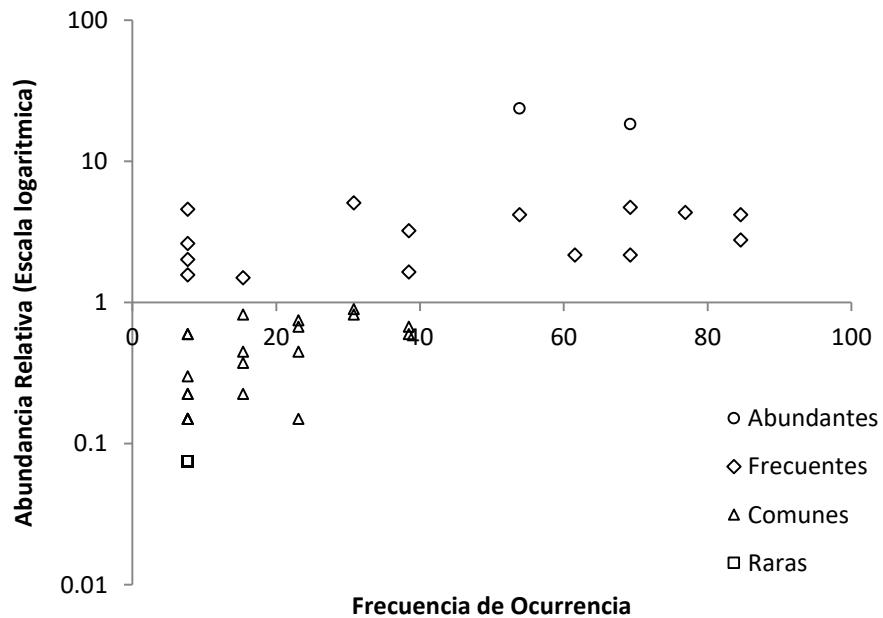


Figura 6.- Clasificación de Olstead Tukey de las especies de Huizache-Caimanero (laguna) de acuerdo a su frecuencia y abundancia, especies abundantes (círculo), especies frecuentes (rombo), especies comunes (triángulo), especies raras (cuadro).

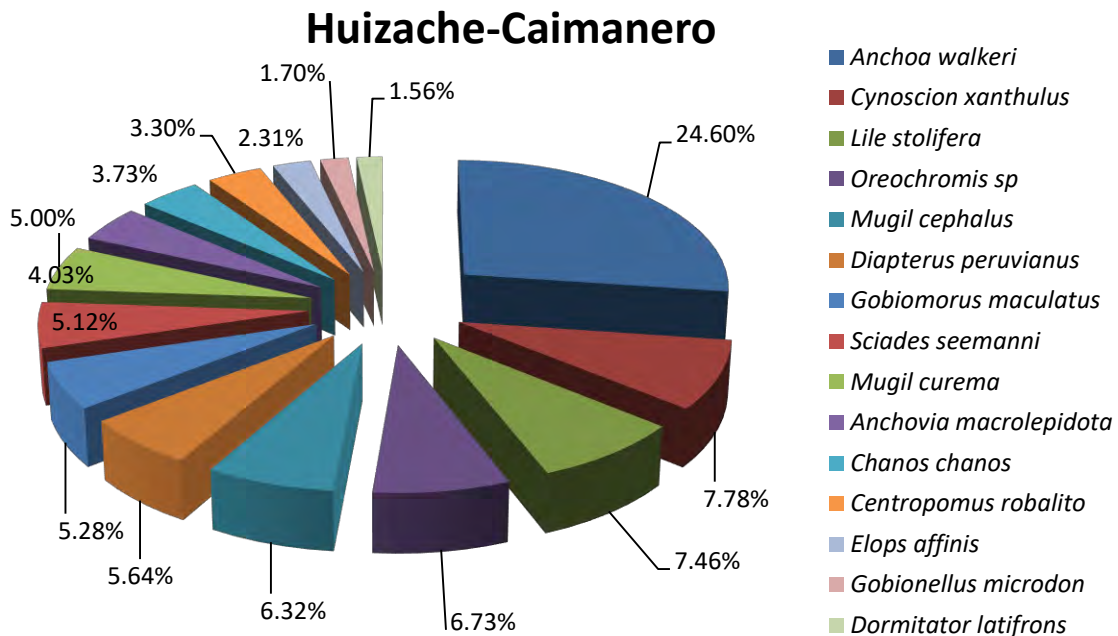


Figura 7.- Abundancia relativa de las especies más representativas de la zona sin manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.

De acuerdo a la época del año, se presentaron cambios en mayor o menor grado en todas las especies, sobresaliendo el caso de *Anchoa walkeri* debido a su abundancia en la época cálida (primavera y verano), mientras que para la época de otoño la especie más abundante fue *Cynoscion xanthulus* y *Sciades seemanni* fue la especie de mayor abundancia para la época de invierno (Figura 8).

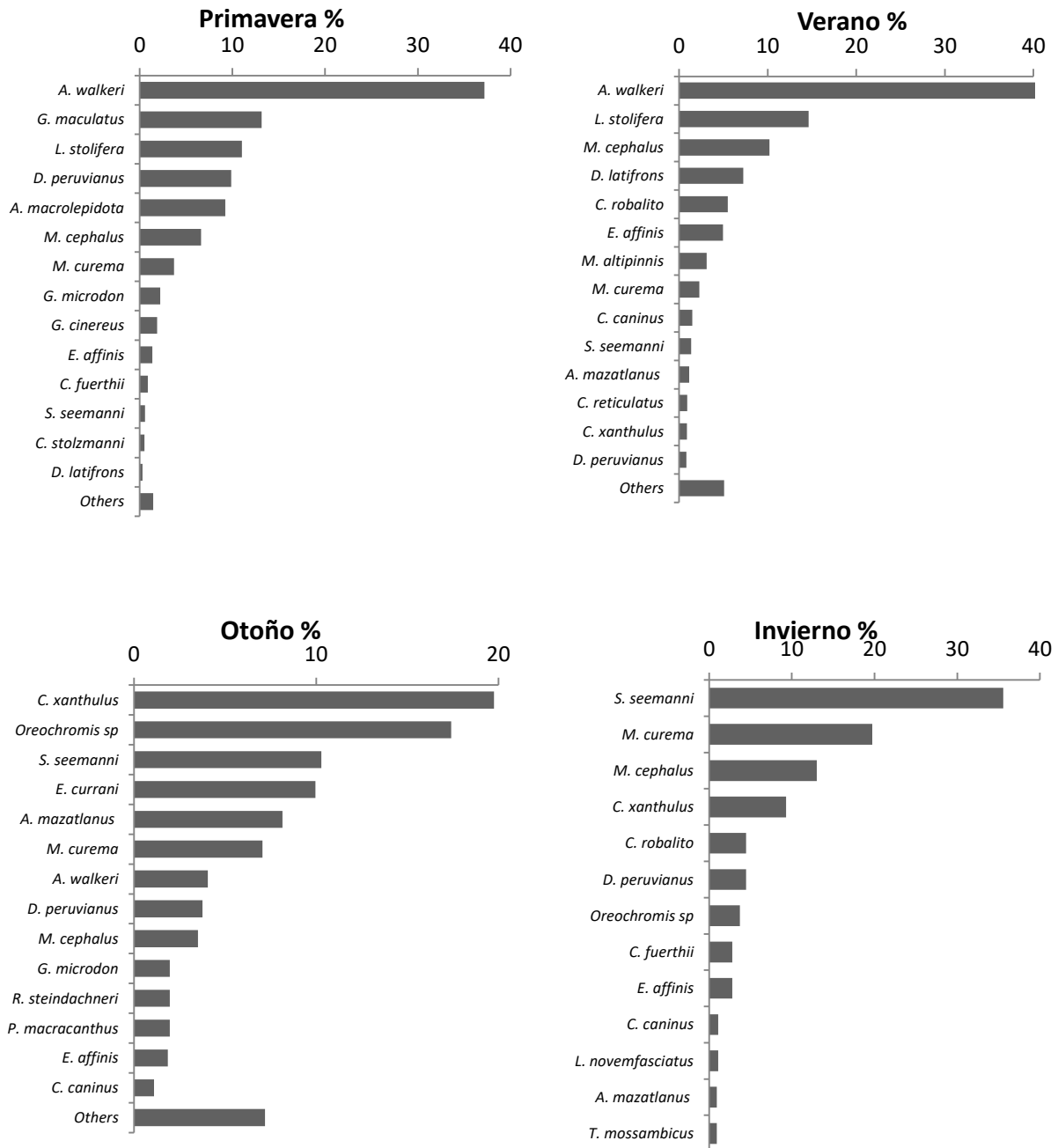


Figura 8.- Especies con mayor abundancia relativa en Huizache-Caimanero (Laguna) de acuerdo a la época del año.

En lo que respecta al peso relativo las especies más importantes en esta zona fueron *Mugil cephalus* (20.78%), *M. curema* (14.23%), *Elops affinis* (9.96 %), *Cynoscion xanthulus* (9.25 %) y *Oreochromis sp.* (9 %) (Figura 9).

Huizache-Caimanero

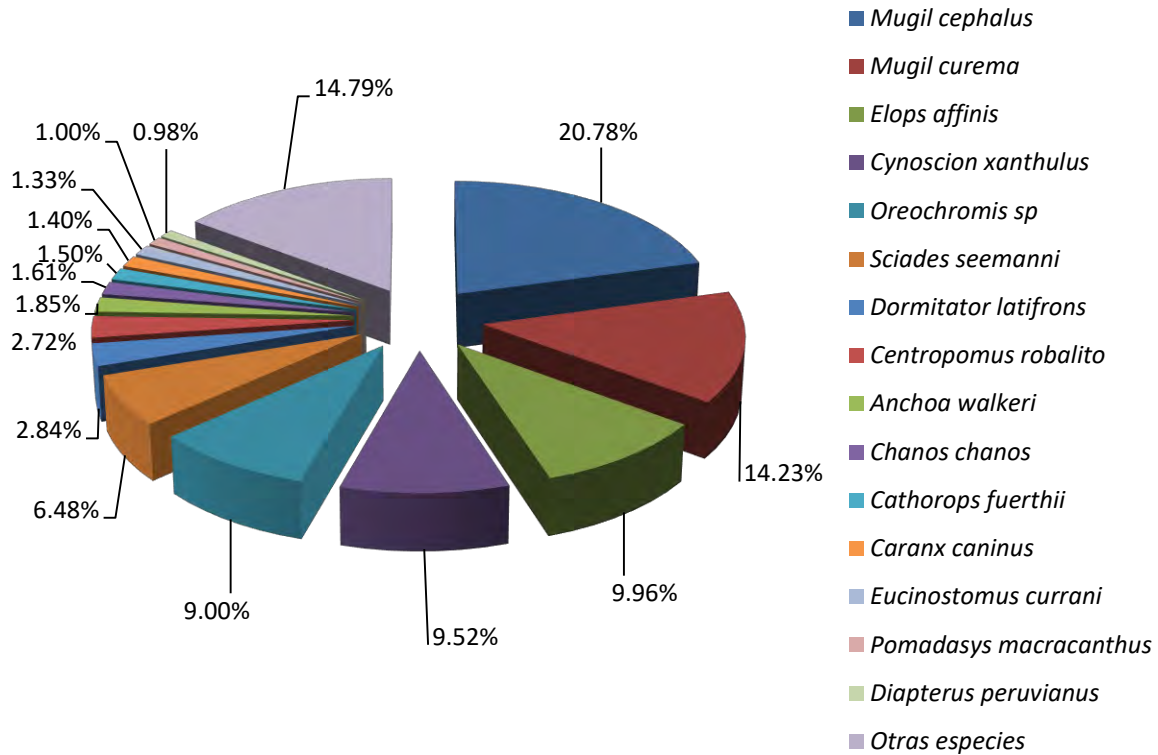


Figura 9.-Peso relativo de las especies más representativas de la zona sin manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.

Las especies presentaron diversas variaciones en importancia conforme al peso relativo por época del año, resaltando el caso de *Mugil cephalus* ya que registró el mayor peso en primavera y verano, mientras que en la época de otoño la especie más abundante fue *Cynoscion xanthulus*, y *Achirus mazatlanus* fue la especies de mayor abundancia para la época de invierno (Figura 10).

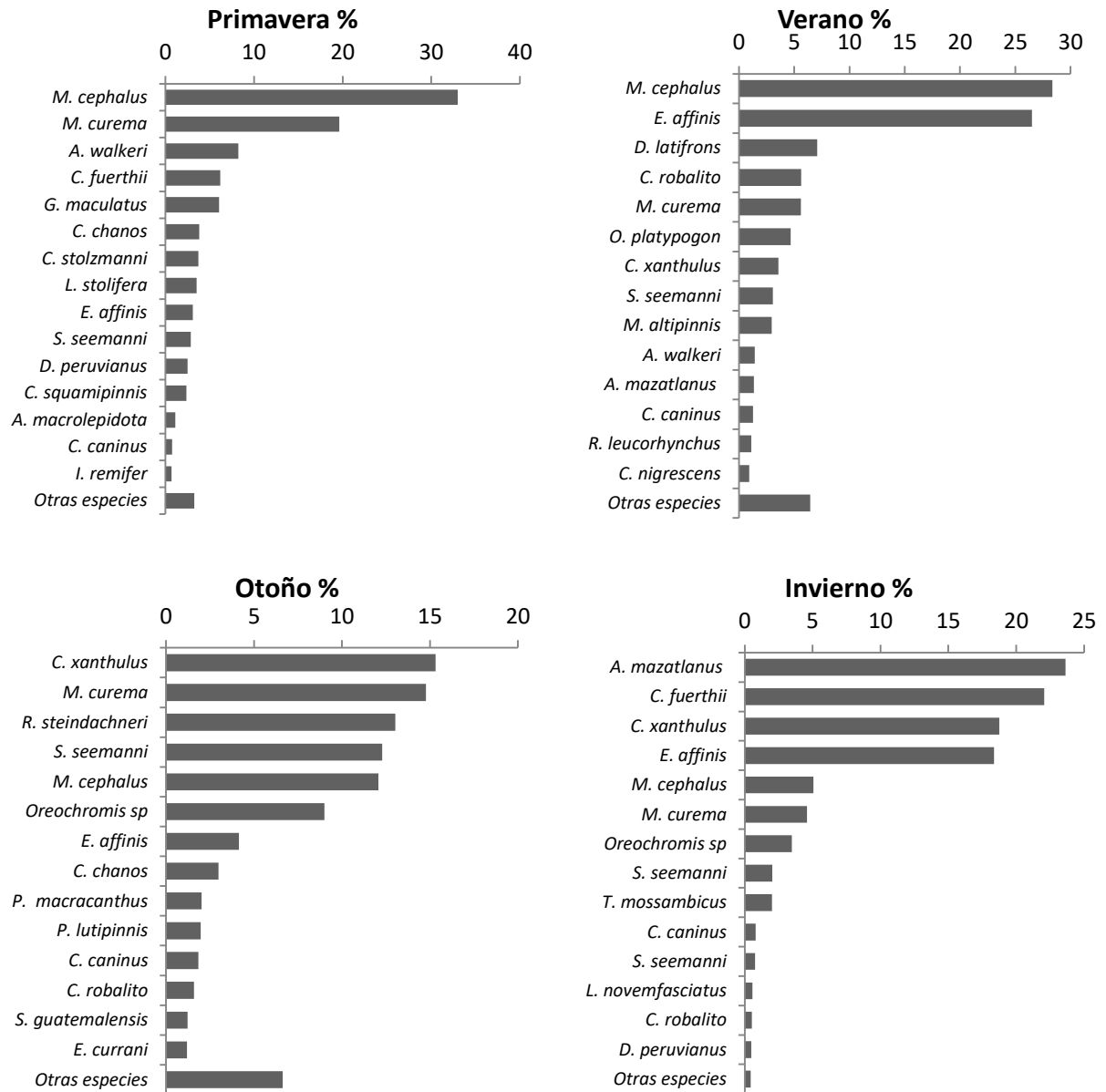


Figura 10.- Especies con mayor peso relativo en Huizache-Caimanero (Laguna) de acuerdo a la época del año.

En la zona de canal en Huizache-Caimanero se encontraron 55 especies de peces agrupados en 24 familias, de las cuales una especie fue clasificada como abundante, 12 especies se ubicaron dentro de la categoría de frecuentes, 18 como especies comunes y 24 como raras (Figura 11). De acuerdo a su abundancia

relativa la especie *Lile stolifera* representó 32.48 %, le siguen en orden de importancia *Anchoa walkeri* (13.15 %), *Pliosteostoma lutipinnis* (10.87 %) y *Dormitator latifrons* (6.62 %) como las especies mejor representadas (Figura 12).

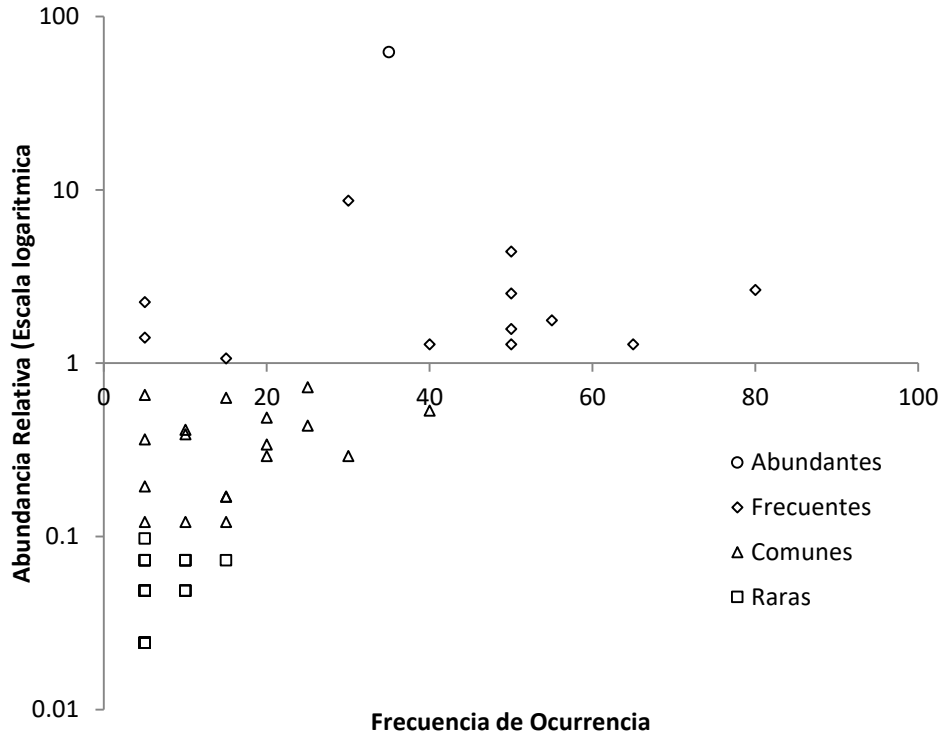


Figura 11.- Clasificación de las especies de Huizache-Caimanero (laguna) de acuerdo a su frecuencia y abundancia, especies abundantes (círculo), especies frecuentes (rombo), especies comunes (triángulo), especies raras (cuadro).

Huizache-Caimanero

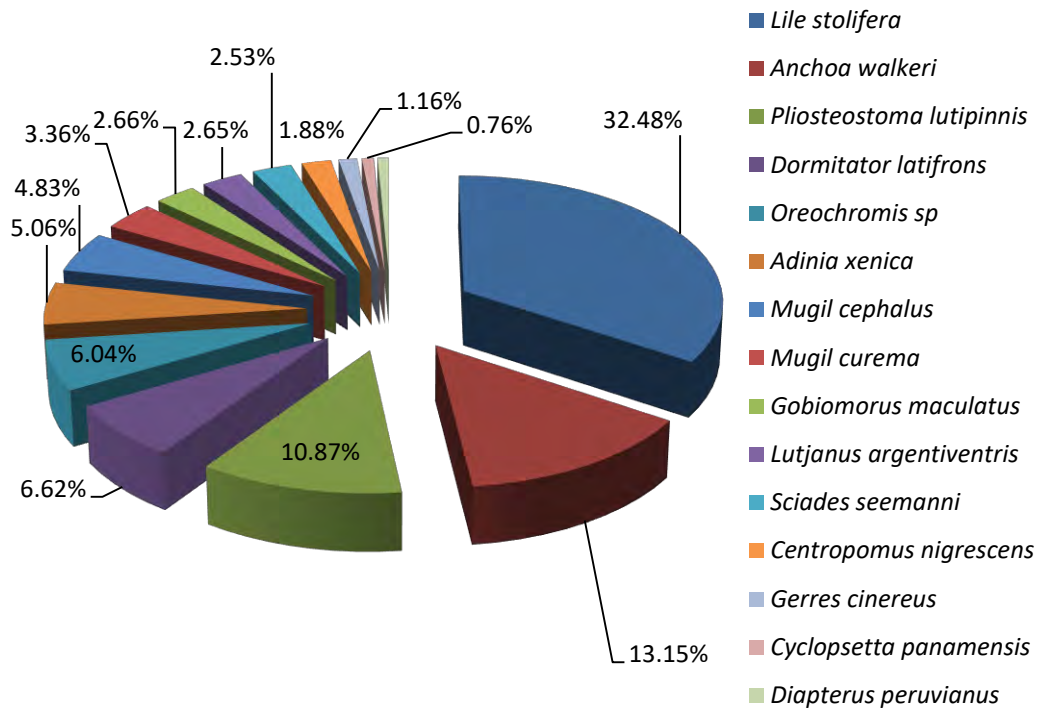


Figura 12.- Abundancia relativa de las especies más representativas de la zona con manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.

Se registraron diversas fluctuaciones de acuerdo a la abundancia relativa de las especies conforme a la época del año, destacando la especie *Lile stollifera* ya que registró los valores más altos en verano e invierno, en época de primavera la especie más abundante fue *Paralichthys woolmani*, mientras que *Mugil curema* fue la de mayor importancia en otoño (Figura 13).

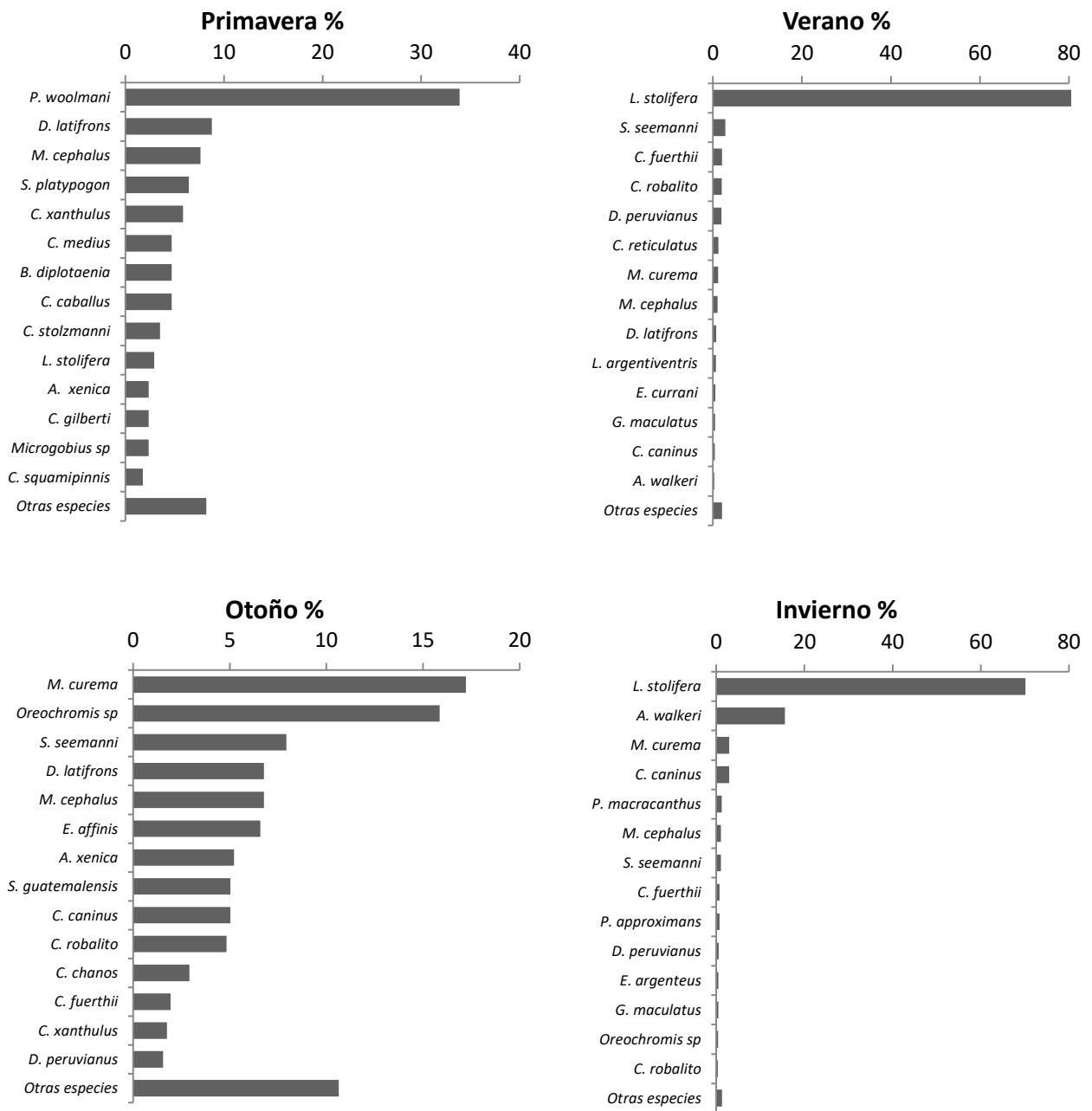


Figura 13.- Especies con mayor abundancia relativa en Huizache-Caimanero (canal) de acuerdo a la época del año.

Las especies más importantes en cuanto al peso relativo fueron *Mugil curema* que representó el mayor porcentaje (14.43 %), le siguen en orden de importancia *Oreochromis sp.* (13.73 %), *Mugil cephalus* (12.28 %) y *Sciades seemanni* (7.92%) (Figura 14).

Huizache-Caimanero Zona con manglar

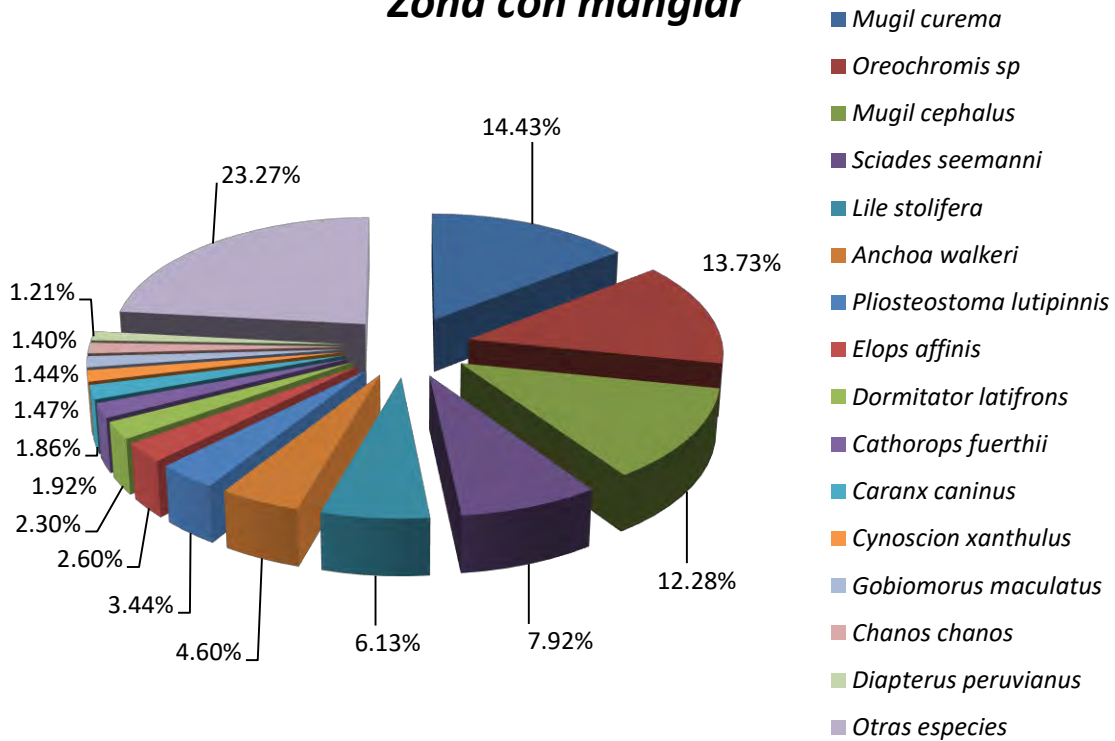


Figura 14.- Peso relativo de las especies más representativas de la zona con manglar en el sistema el Huizache-Caimanero.

De acuerdo a la época del año las especies presentaron diferentes cambios con respecto al peso relativo, resaltando a *Mugil cephalus* ya que registró el mayor peso en primavera, mientras que para la época de verano la especie más importante fue *Lutjanus argentiventris*, *Mobula japonica* en otoño y *Oreochromis sp.* en invierno (Figura 15).

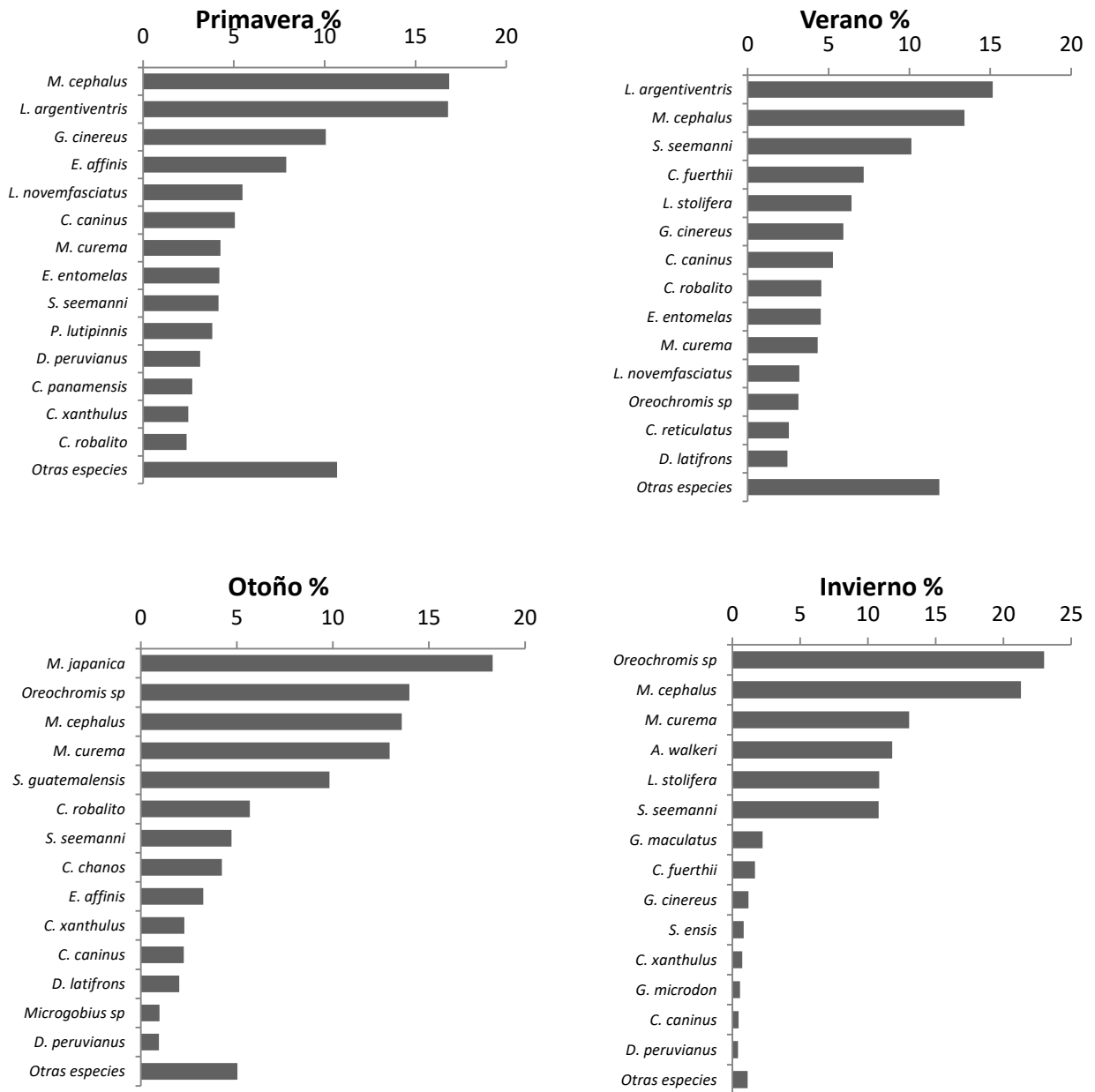


Figura 15.- Especies con mayor peso relativo en Huizache-Caimanero (canal) de acuerdo a la época del año.

En la zona costera aledaña del sistema Huizache-Caimanero se capturaron 68 especies de peces distribuidas en 23 familias de las cuales, las de mayor relevancia en base al número de especies son la familia Sciaenidae (10 especies), Carangidae (7 especies), Gerreidae (4 especies), y Ariidae (3 especies). Las especies más abundantes fueron *Stellifer furthii* (11.51 %), *Cetengraulis mysticetus* (10.87 %), le

siguen en orden de importancia *Larimus effulgens* (9.58%), y *Symphurus elongatus* (7.46 %) (Figura 16).

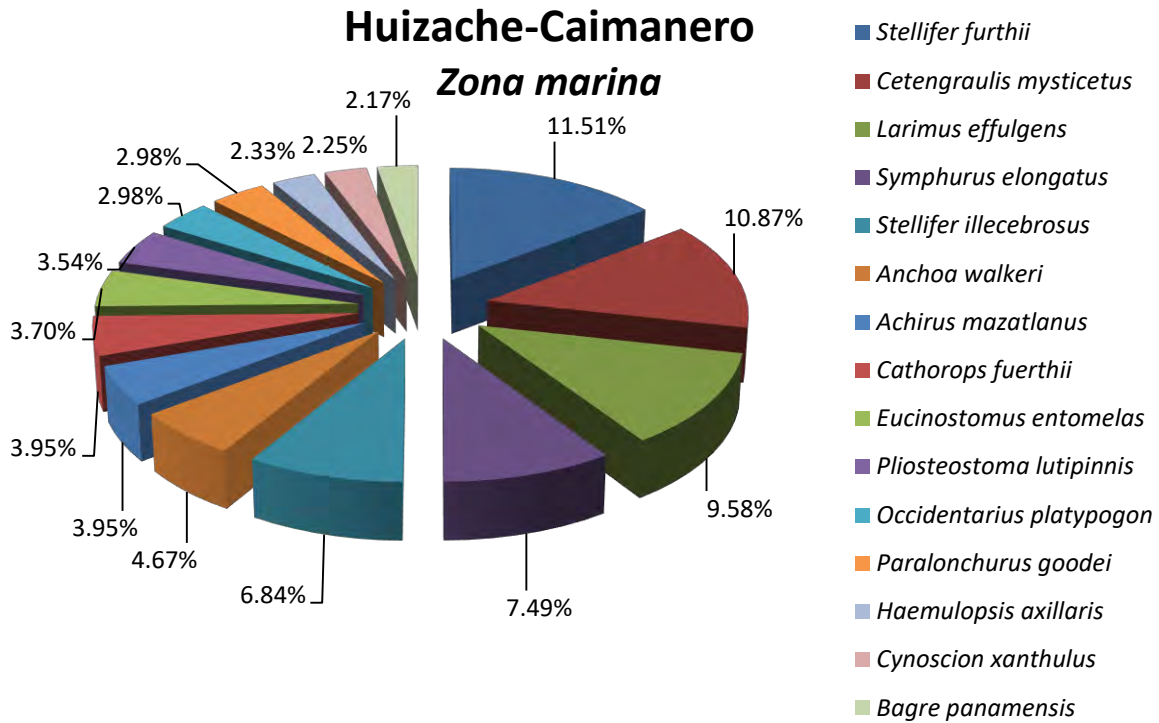


Figura 16.- Abundancia relativa de las especies más representativas de la zona marina aledaña del sistema el Huizache.

En cuanto al peso relativo las principales especies variaron en comparación a la abundancia en esta zona, siendo la más abundante *Sphyrna lewini* (11.71 %) a pesar de que se capturaron pocos organismos, *Sciades seemanni* (9.05%), *Haemulopsis axillaris* (8.47 %), *Chloroscombrus orqueta* (6.47 %) y *Occidentarius platypogon* (6.38 %) (Figura 17).

Huizache-Caimanero Zona marina

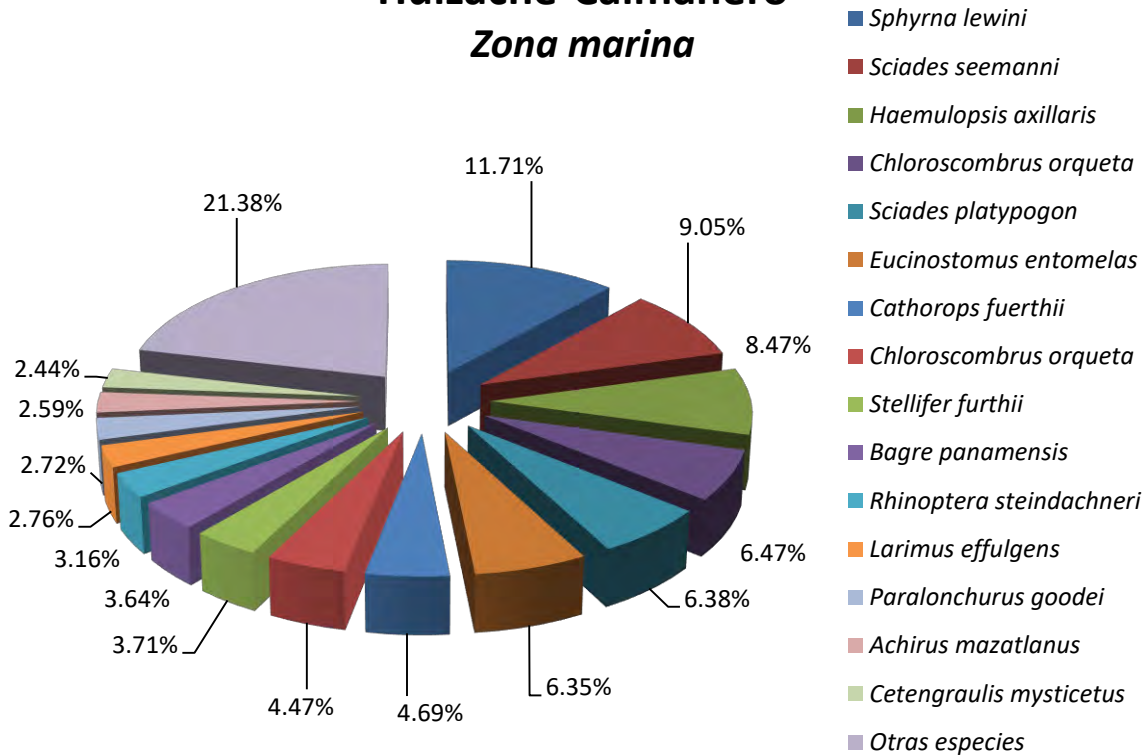


Figura 17.- Peso relativo de las especies más representativas de la zona marina adenaña del sistema el Huizache.

El estero de Teacapán es el sistema donde se registró el mayor número de especies en general con 115 que se distribuyen en 40 familias, siendo las mejor representadas las familias Sciaenidae (11 especies), Carangidae (9 especies), Gerreidae (7 especies), Engraulidae (6 especies) y Ariidae (5 especies). Al interior de este sistema existe una amplia vegetación de manglar que bordean los márgenes de todo el cuerpo de agua donde se han capturado 24 familias que engloban 72 especies de las cuales una especie fue clasificada como abundante, 19 especies se ubicaron dentro de la categoría de frecuentes, 28 como especies comunes y 23 como raras (Figura 18). Con respecto a su abundancia relativa general figuran como las más importantes *Dormitator latifrons* (16.61 %), *Mugil cephalus* (15.30%), *Diapterus peruvianus* (14.76 %), *Ophistonema libertate* (10.54), *Mugil curema* (13.37 %) y *Centropomus robalito* (5.71 %) (Figura 19).

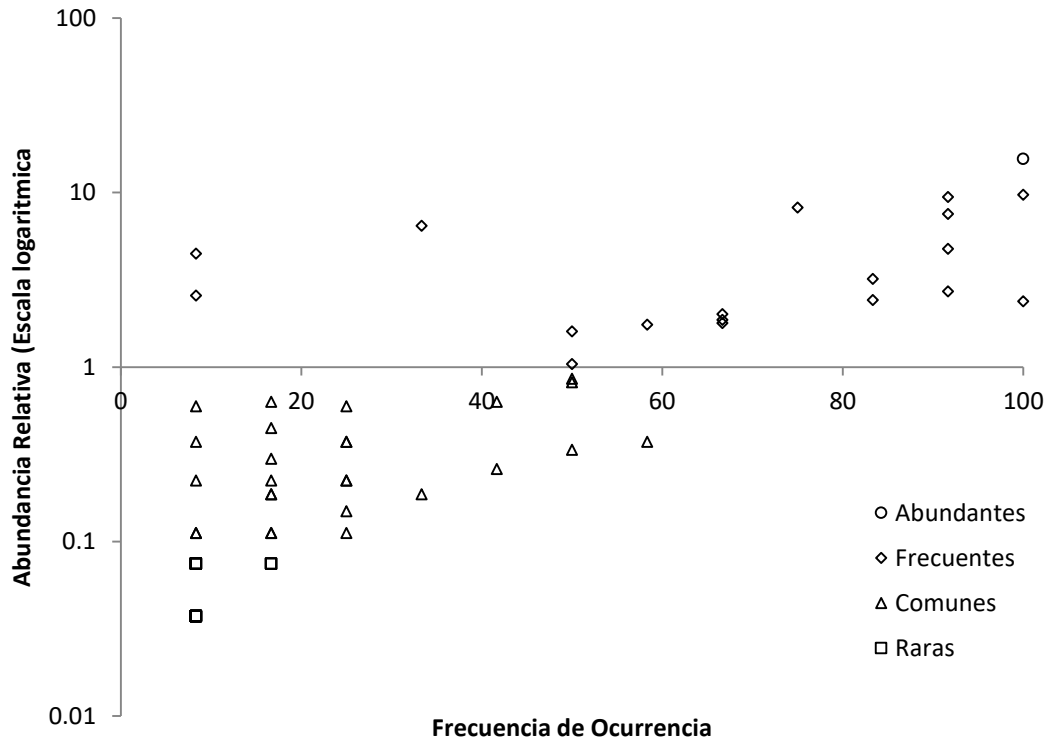


Figura 18.- Clasificación de las especies del Estero de Teacapán de acuerdo a su frecuencia y abundancia, especies abundantes (círculo), especies frecuentes (rombo), especies comunes (triángulo), especies raras (cuadro).

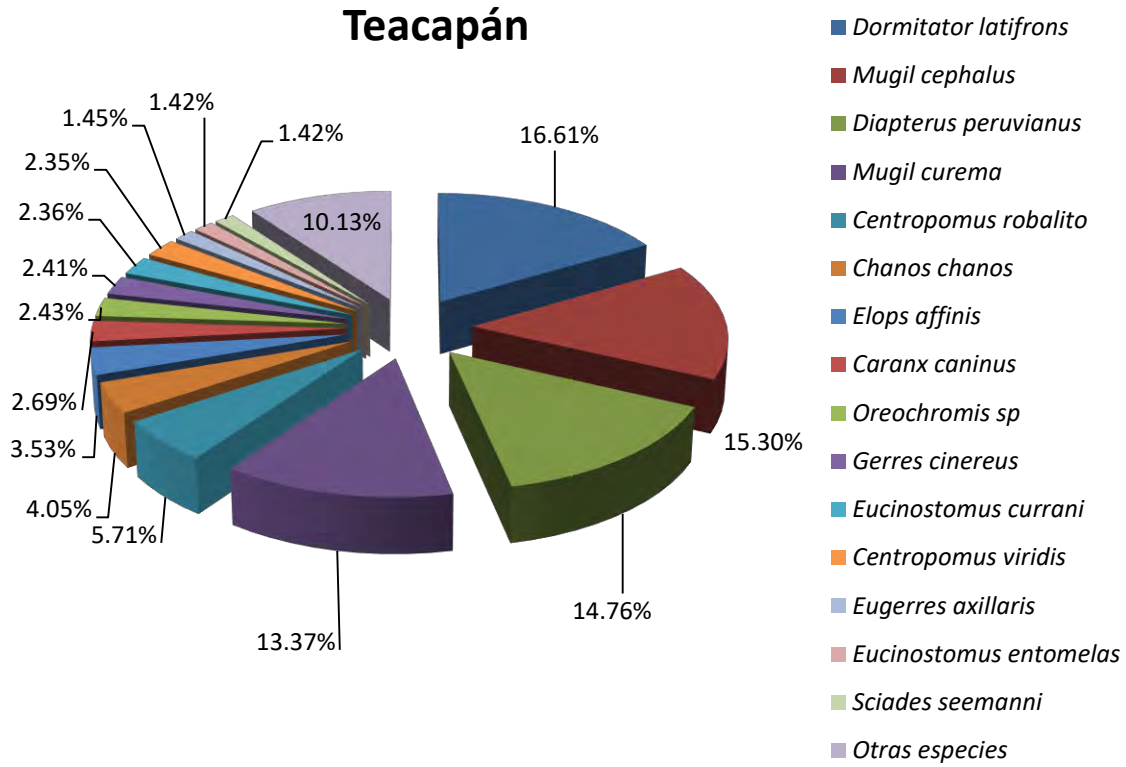


Figura 19.-Abundancia relativa de las especies más representativas en el estero de Teacapán.

Se presentaron cambios en la abundancia relativa de las especies por época del año. *Diapterus peruvianus* mostró la mayor abundancia en primavera y otoño, mientras que para la época de verano la especie más abundante fue *Cetengraulis mysticetus* y *Mugil curema* fue la especie de mayor abundancia para la época de invierno (Figura 20).

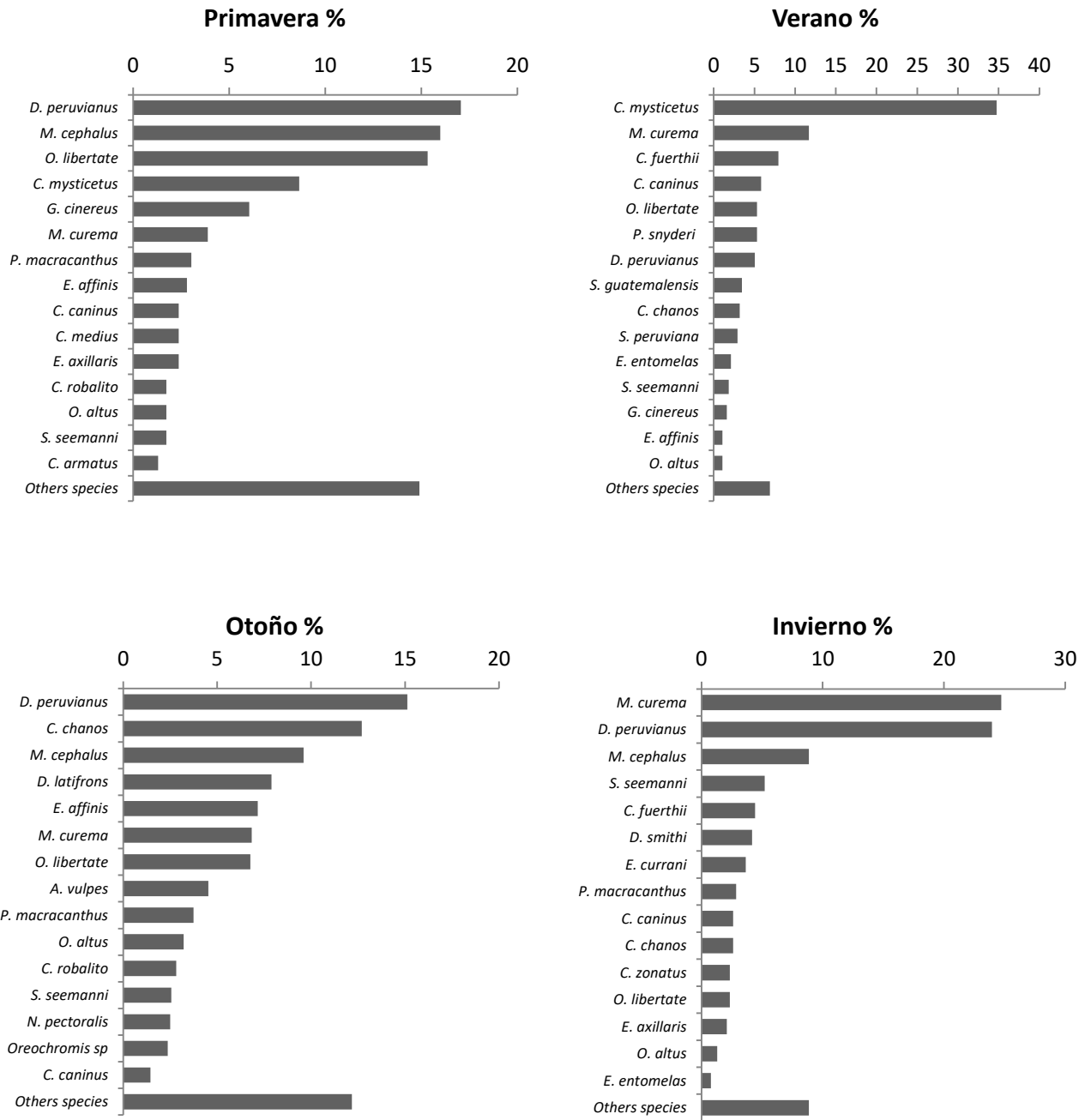


Figura 20.- Especies con mayor abundancia relativa del Estero de Teacapán de acuerdo a la época del año.

Aunque muchas de las especies dominantes en abundancia relativa aparecen entre las más importantes en cuanto al peso relativo, el orden varía, apareciendo como

las de mayor aporte *Mugil cephalus* (17.54 %), *Dormitator latifrons* (15.37 %), *Mugil curema* (10.45 %), *Chanos chanos* (10.02 %) y *Centropomus robalito* (8.28 %), respectivamente (Figura 21).

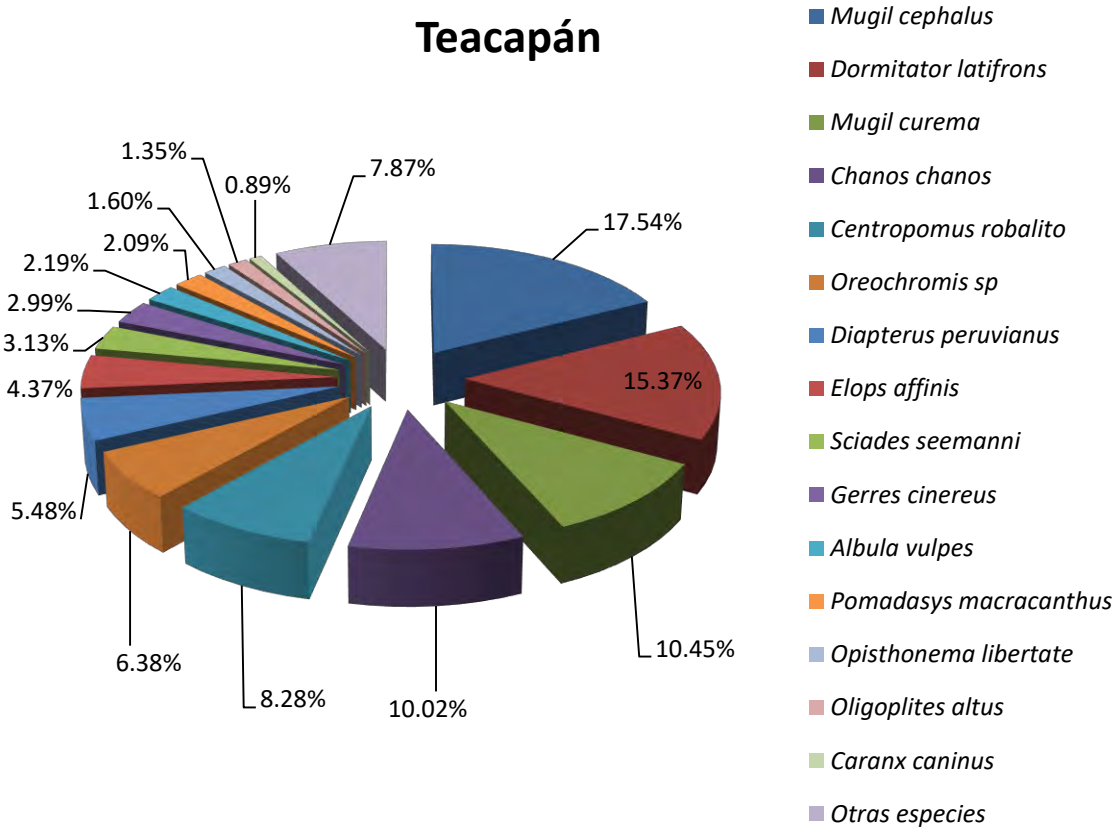


Figura 21.- Peso relativo de las especies más representativas en el estero de Teacapán.

Las especies presentaron diversas variaciones en importancia conforme al peso relativo por época del año, resaltando el caso de *Mugil curema*, ya que registró el mayor peso en verano e invierno, mientras que para la época de primavera, la especie más abundante fue *Mugil cephalus* y *Dormitator latifrons* fue la especie de mayor abundancia para la época de invierno (Figura 22).

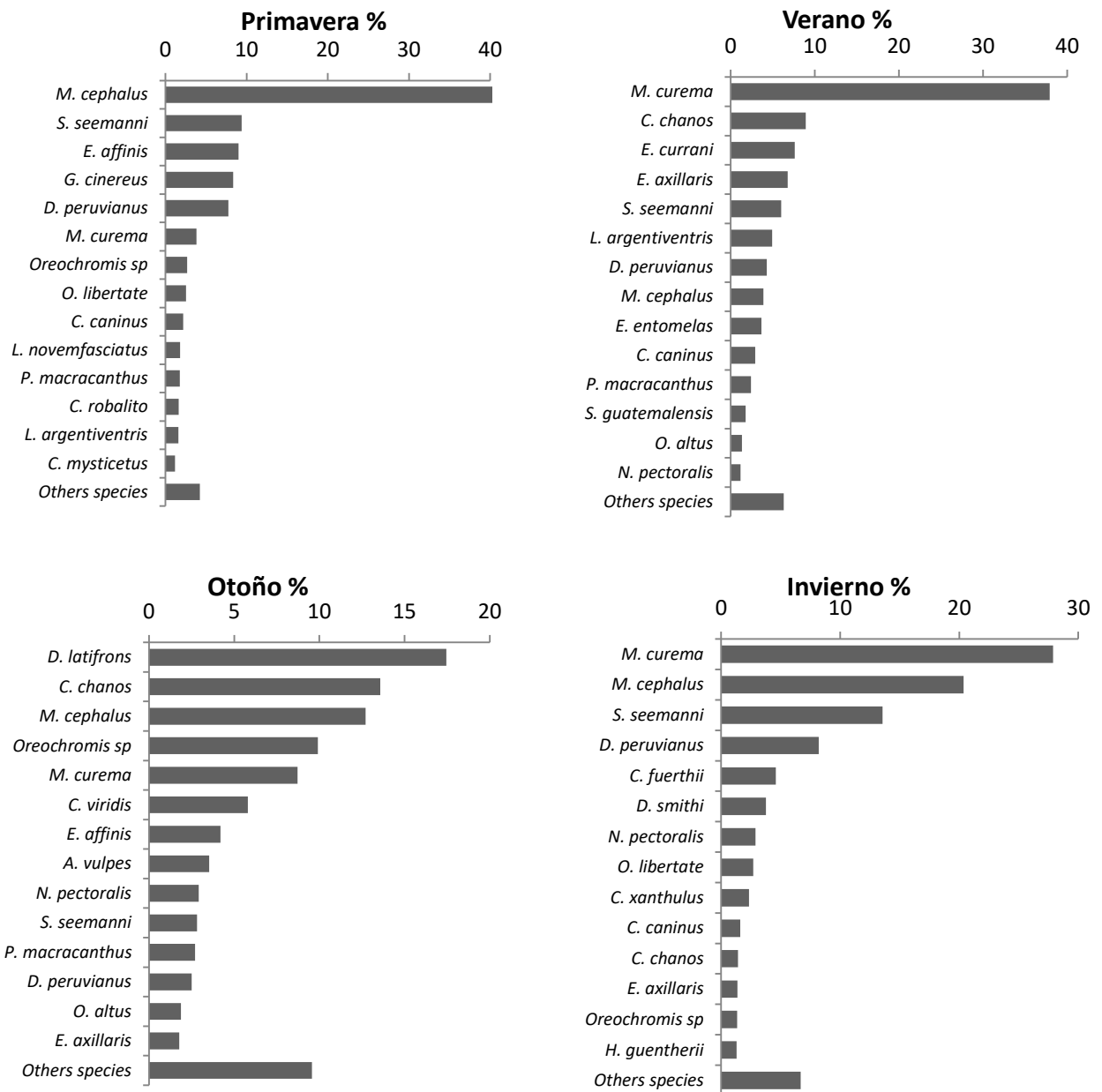


Figura 22.- Especies con mayor peso relativo del Estero de Teacapán de acuerdo a la época del año.

En la zona marina adyacente al estero de Teacapán se han registrado 36 familias con 88 diferentes especies de las cuales las más representativas en base a su abundancia son *Capthorops fuerthii* (33.19%), *Achirus mazatlanus* (8.02%), *Stellifer*

furthii (4.74 %), *Diapterus peruvianus* (4.5 %), y *Eucinostomus currani* (4.44 %) (Figura 23).

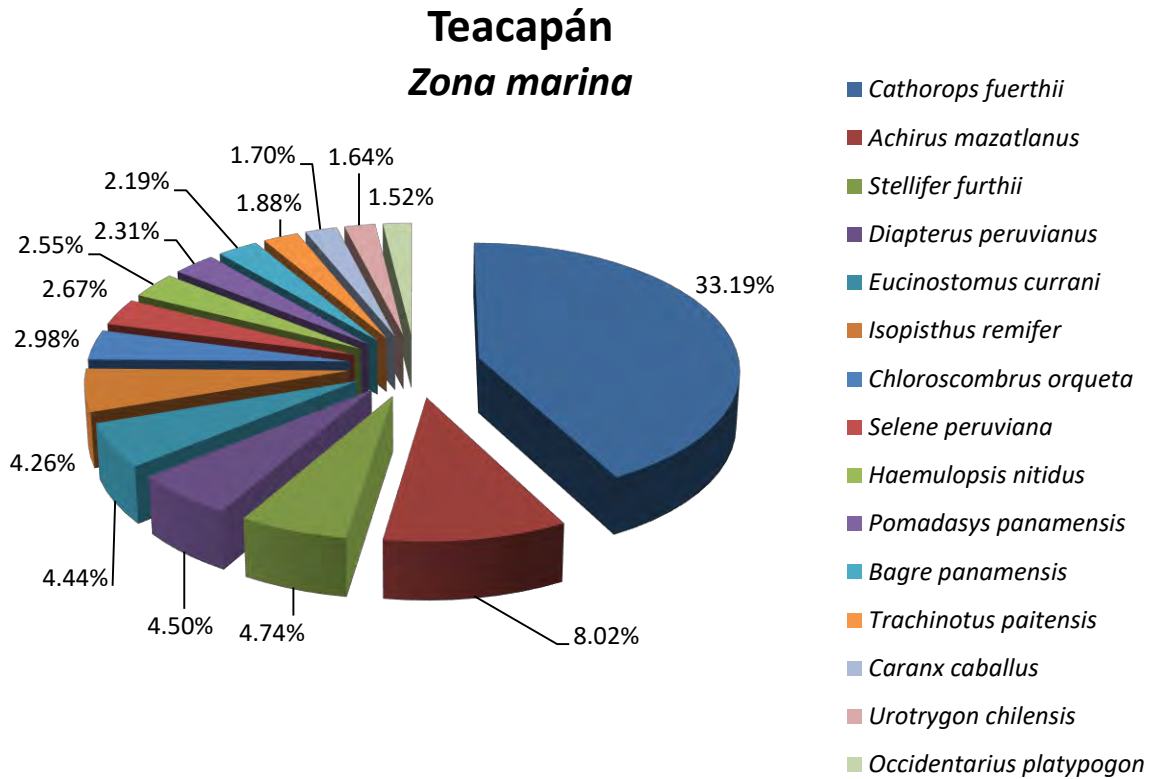


Figura 23.- Abundancia relativa de las especies más representativas en la zona marina aledaña de Teacapán.

Las especies más relevantes en relación al peso relativo varían en comparación a las especies más dominantes en cuanto a la abundancia relativa, siendo *Chanos chanos* (18.98 %), *Nematistius pectoralis* (9.26 %), *Sciades seemanni* (9.09 %), *Mugil curema* (6.35 %) y *Capthorops fuerthii* (6.08 %) las especies más importantes (Figura 24).

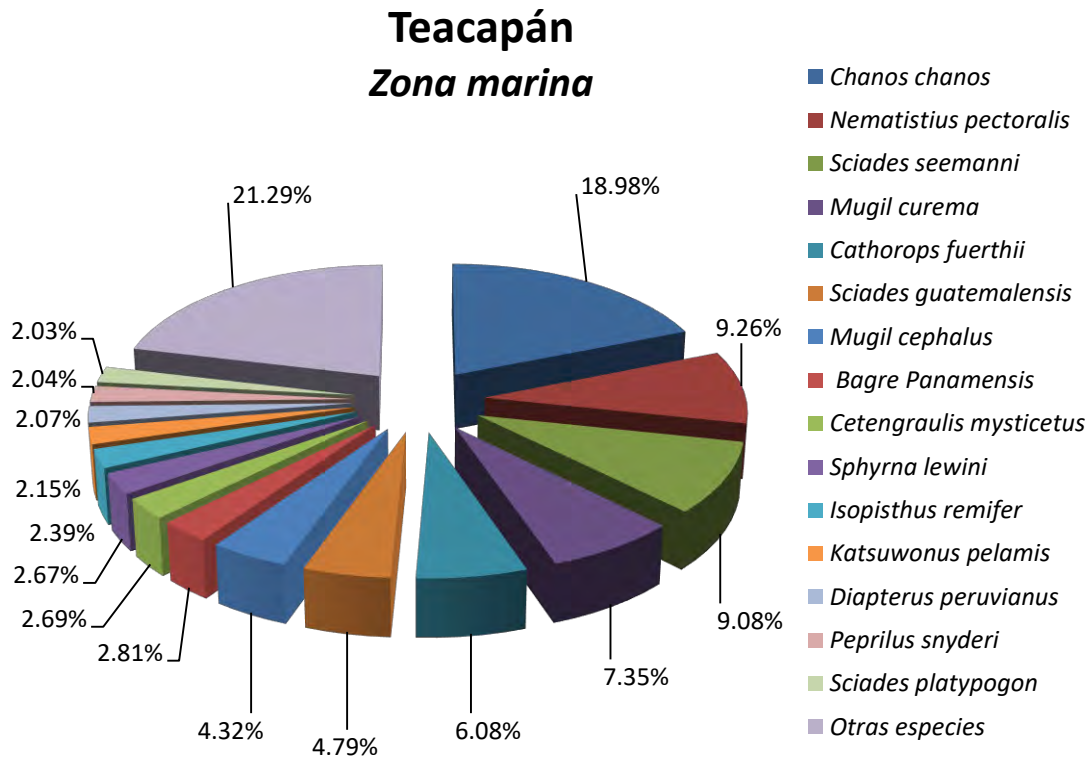


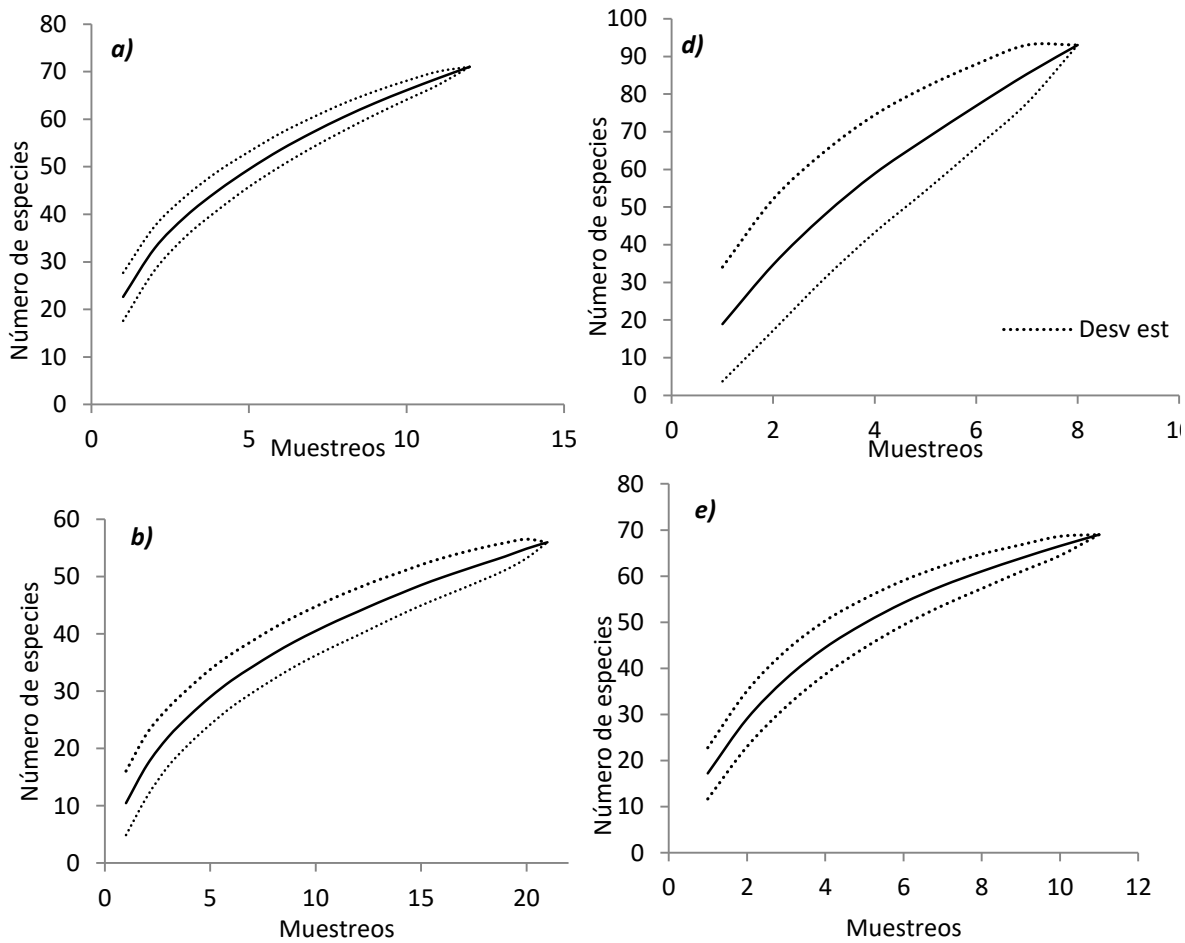
Figura 24.- Peso relativo de las especies más representativas en la zona marina aledaña de Teacapán.

8.5. Riqueza de especies.

Con la finalidad de obtener el número máximo de especies disponibles en las diversas zonas de estudio, se ajustaron los datos de los muestreos a un modelo de riqueza. Estos modelos forman una curva de acumulación de especies conforme a los muestreos realizados; al existir especies nuevas la pendiente de la curva aumenta hasta obtener un valor asintótico que se considera el número más alto de especies que se pueden capturar. El modelo de riqueza de Michaelis-Menten arroja un número asintótico de las especies conforme éstas alcanzan el límite disponible en el ambiente.

En el sistema Huizache-Caimanero sin manglar y con manglar, el estero de Teacapán, así como la zona costera aledaña al Huizache-Caimanero, la curva de

acumulación de especies tiende a una asíntota, lo que indica que se han registrado un número próximo de especies en relación a la cantidad de especies disponibles en estas zonas. Sin embargo en la zona costera aledaña a Teacapán la curva de acumulación de especies no alcanza aún una asíntota por lo que se puede inferir que faltaron una gran cantidad de especies por registrar que no fueron capturadas durante el periodo de tiempo de este estudio (Figura 25).



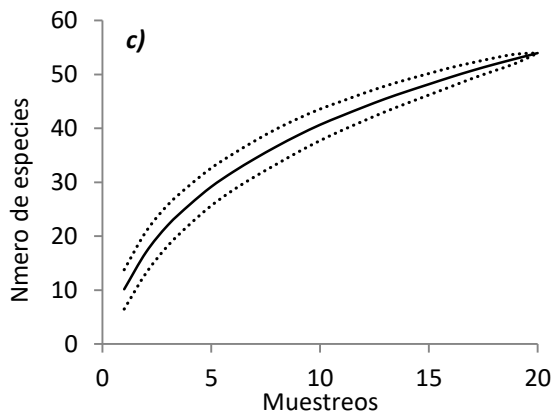


Figura 25.- Curva acumulada del número de especies nuevas identificadas por muestreo en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).

8.6. Diversidad

Para el análisis de la diversidad, se calcularon los valores de riqueza de especies (S), el índice de diversidad de Shannon (H') y el de equitatividad de Pielou (J') por época de año en cada sistema. En base a los se observado en las zonas lagunar-estuarinas, Teacapán presentó valores más altos de riqueza y diversidad de especies en comparación a los de Huizache-Caimanero (Tukey, $P < 0.05$). Sin embargo, en la zona marina aledaña no se econtraron diferencias marcadas en relación a estos índices (Figuras 26 y 27). El índice de equitatividad de Pielou muestra valores muy semejantes en todas las zonas de estudio sin diferencias significativas entre sistemas (Tukey, $P > 0.05$) (Figura 28). En relación a la época del año no se encontraron diferencias significativas en los diferentes índices en todas las zonas (Tukey, $P > 0.05$).

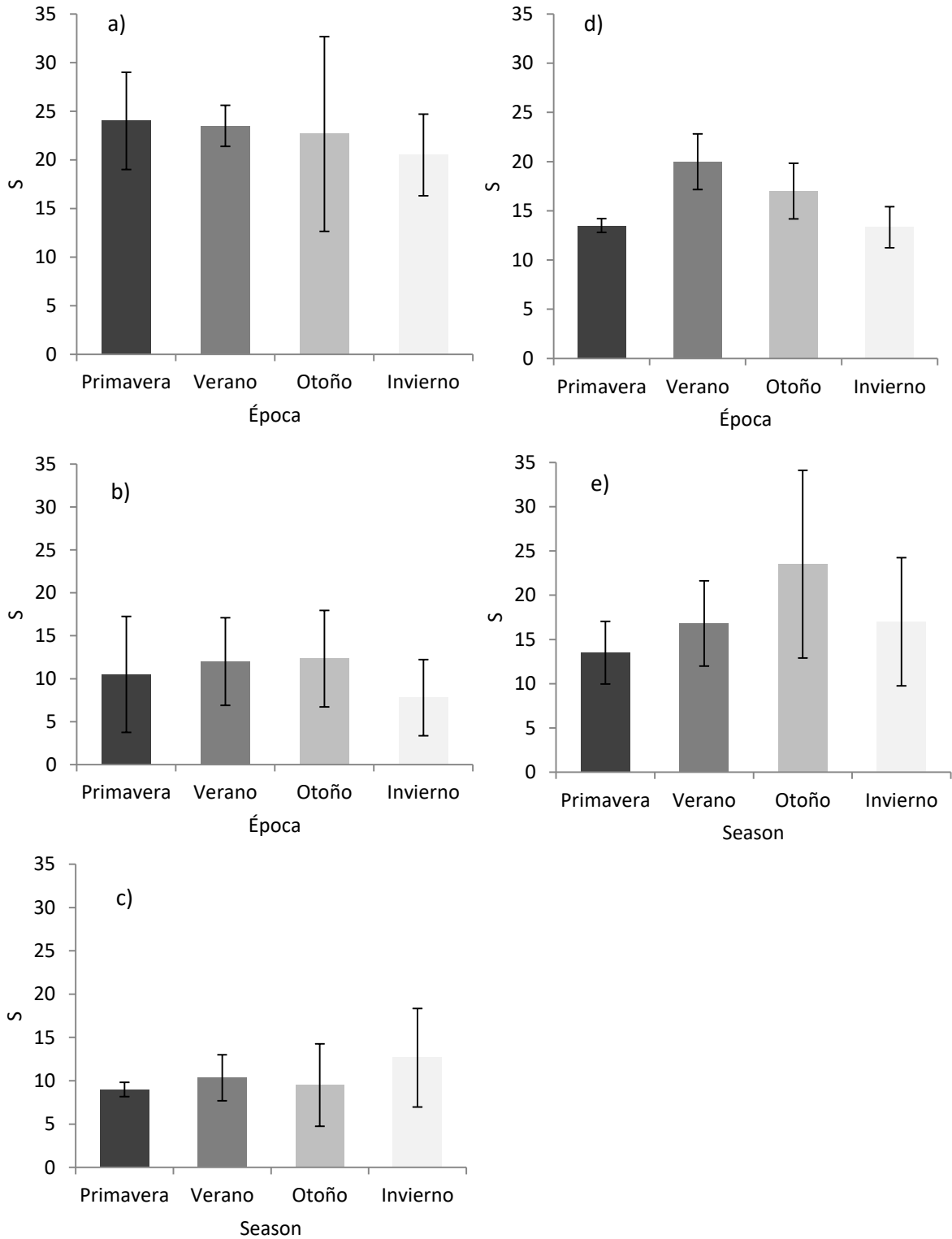


Figura 26.- Valores de riqueza de especies (S) en las diferentes zonas de estudio: Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).

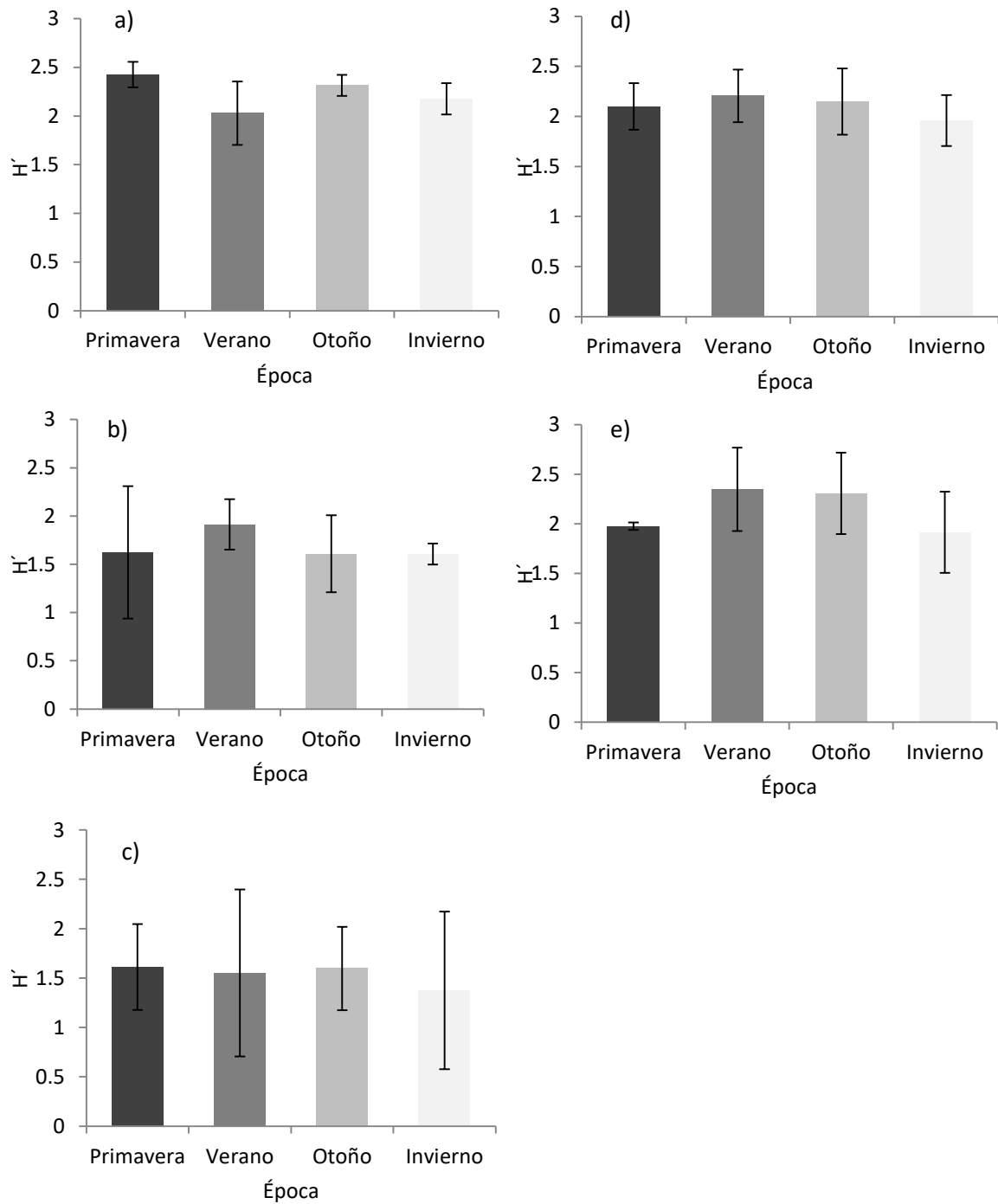


Figura 27.- Valores de los índices de diversidad de Shannon (H') para las diferentes zonas de muestreo: Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).

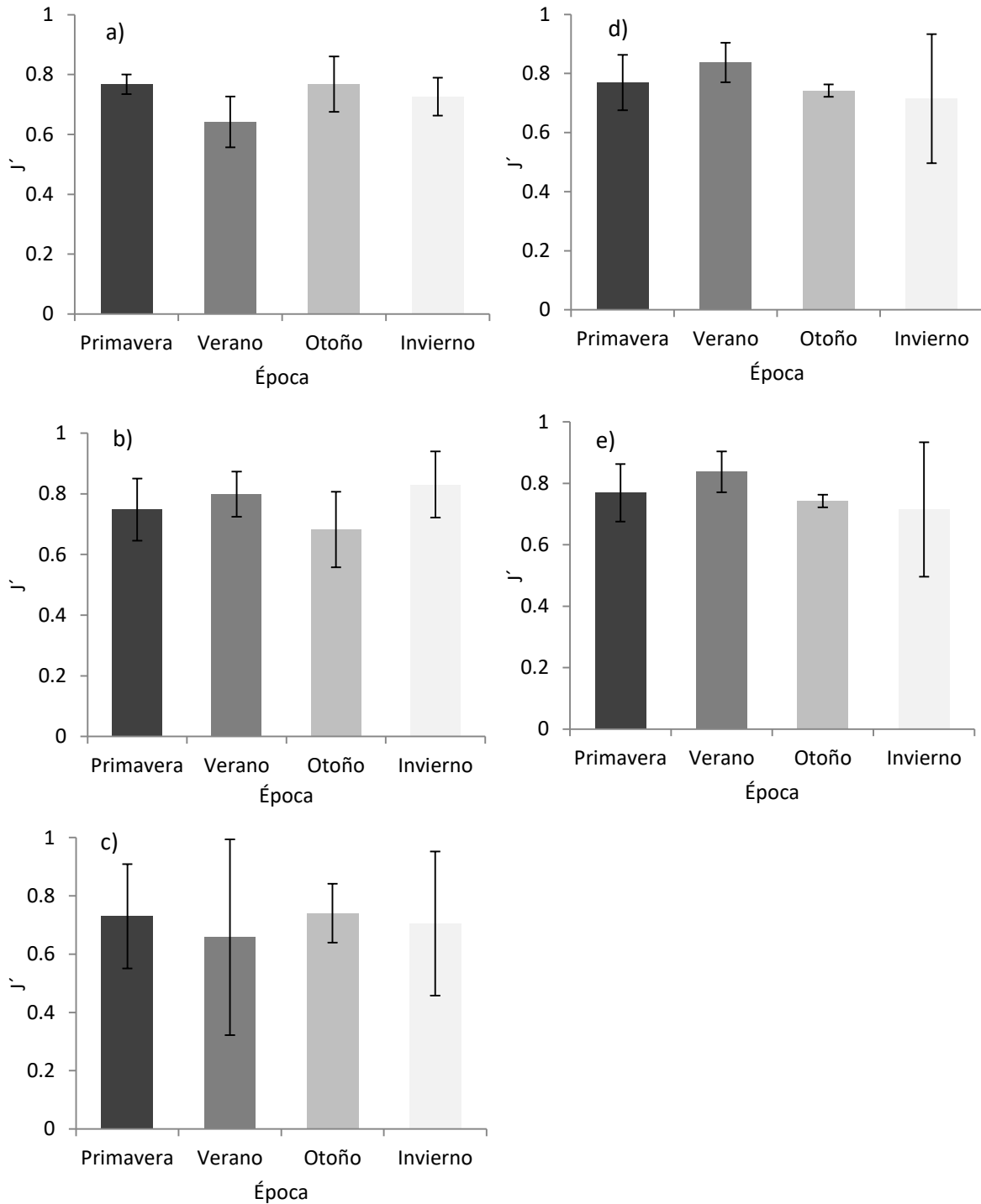


Figura 28.- Valores de los índices de equitatividad de Pielou (J') para las diferentes zonas de muestreo: Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).

Diversidad taxonómica

Se realizaron análisis de distinción taxonómica para ver el comportamiento por sistema y por época (lluvias y secas). En general, los valores de la distinción taxonómica promedio (Δ^+) se encuentran dentro de la distribución de probabilidad esperada. Las distribuciones de probabilidad van desde las más bajas que se encuentran próximos al límite como Teacapán ($p = 0.1$), a pesar de registrar el mayor número de especies y la zona lagunar de Huizache-Caimanero ($p = 0.1$). En tanto, el resto de valores fluctúa entre $p = 0.16$ para Huizache Laguna lluvias y $p = 0.83$ en Huizache Laguna en general. En época de lluvias se observa que los tres sistemas presentan una mayor complejidad taxonómica, ya que los valores de probabilidad se encontraban por encima de la media en contraste con la época de secas, ya que los valores de probabilidad de los tres sistemas se encontraron por debajo de la probabilidad media esperada (Figura 29).

Al graficar Δ^+ y Λ^+ , se observa que los tres sistemas en las diferentes épocas caen dentro de los contornos de probabilidad de 95% de confianza, por tener una variación significativa en la estructura taxonómica como consecuencia de la desigualdad en la distancia taxonómica entre las especies de peces (Figura 30).

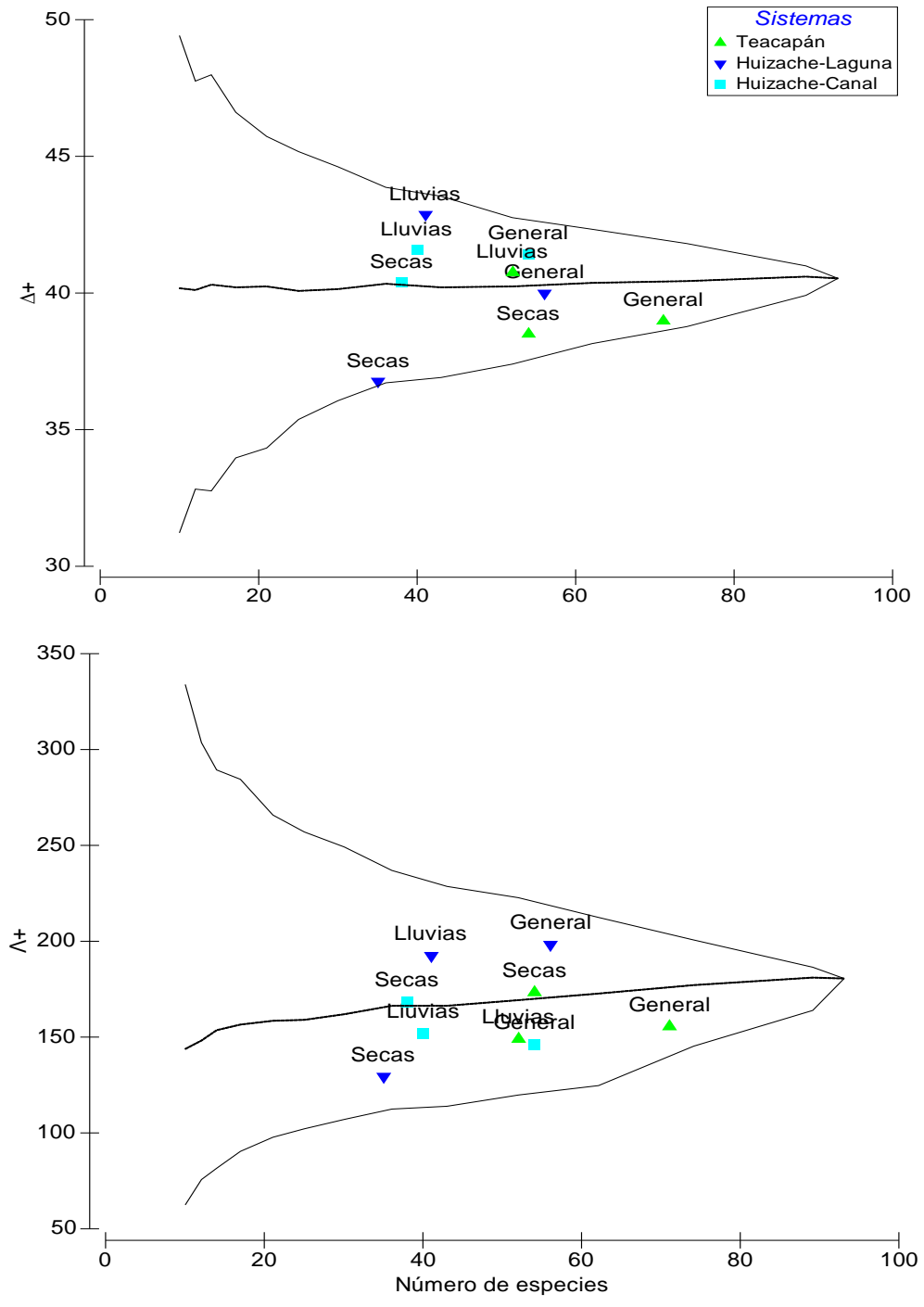


Figura 29.- Distribución de probabilidad obtenida con 1,000 sub-muestras aleatorias de n especies de la matriz madre y valores de $\Delta+$ y $\Lambda+$ por sistema, por épocas y en general.

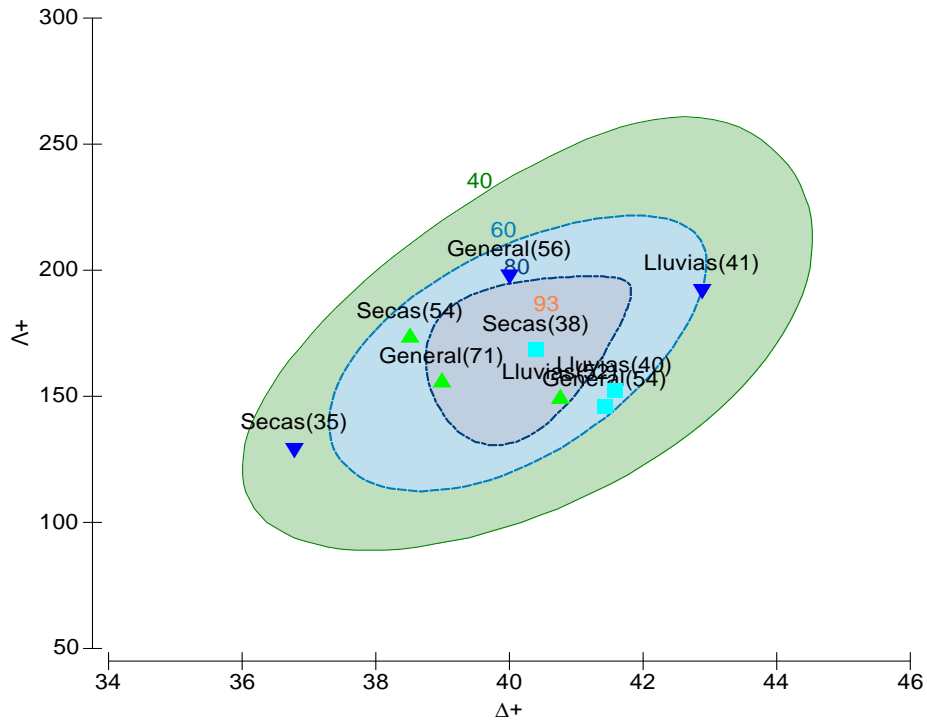


Figura 30.- Contornos de probabilidad a 95% de confianza, obtenidos con 1,000 simulaciones. El valor entre paréntesis representa el número de las especies encontradas en cada sistema y las líneas de color son los contornos de probabilidad de la riqueza de especies (S).

En la zona costera aledaña a los sistemas lagunar-estuarinos, comparando los valores obtenidos en ambos sistemas en general, Teacapán presenta distribución más alta $p = 0.38$ y Huizache-Caimanero una probabilidad menor $p = 0.14$. En relación a la época, las distribuciones de probabilidad Δ^+ varían de acuerdo al sistema. Durante lluvias en Teacapán la distinción taxonómica fue mayor ($p = 0.32$) que en secas ($p = 0.06$), mientras que en el sistema Huizache-Caimanero el valor más alto se registró en época de lluvias ($p = 0.42$) en comparación a la temporada de secas ($p = 0.16$). La variación de la distinción taxonómica promedio (Λ^+), mostró que todos los valores de la zona marina de Teacapán se encuentran por encima de la probabilidad media. Los valores registrados para Huizache-Caimanero se encuentran por debajo de la probabilidad media, por lo que se observa que la zona costera aledaña de Teacapán presenta una mayor complejidad taxonómica que Huizache-Caimanero (Figura 31).

En el gráfico de Δ^+ y Λ^+ , se observa que la zona costera aledaña de los dos sistemas en las diferentes épocas se encuentran dentro de los contornos de probabilidad de 95% de confianza, por tener una diversificación significativa en la estructura taxonómica, como consecuencia en la distancia taxonómica entre las especies de peces (Figura 32).

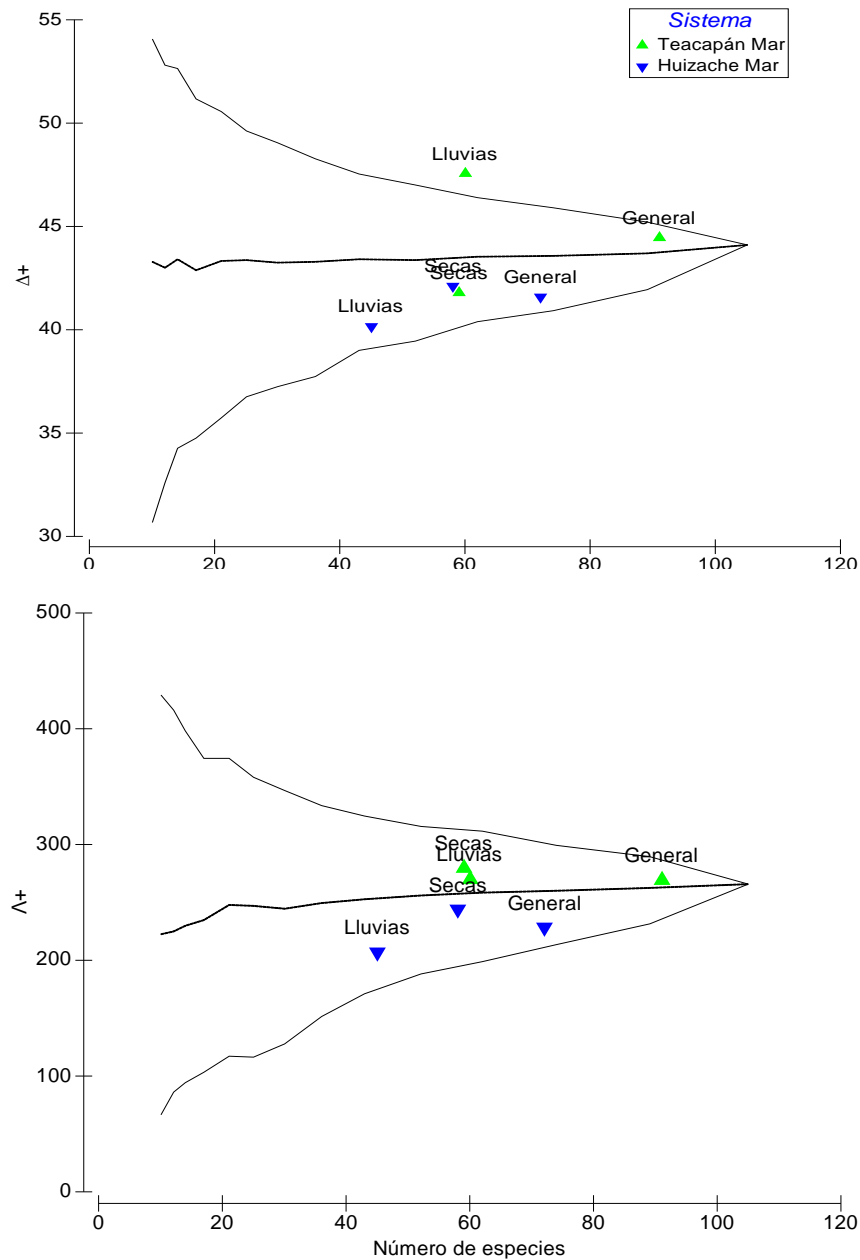


Figura 31.- Distribución de probabilidad obtenida con 1,000 sub-muestras aleatorias de n especies de la matriz madre y valores de Δ^+ y Λ^+ en la zona costera aledaña a los sistemas por épocas y en general.

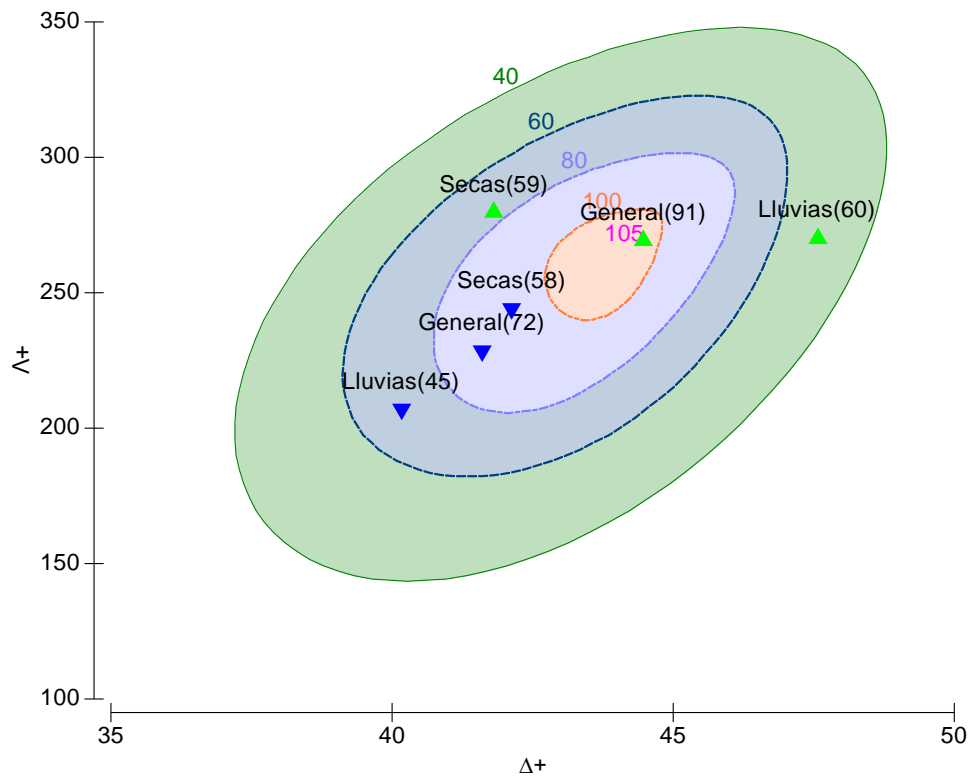


Figura 32.- Contornos de probabilidad a 95% de confianza, obtenidos con 1,000 simulaciones. El valor entre paréntesis representa las especies encontradas en cada sistema y las líneas de color son los contornos de probabilidad de la riqueza de especies (S).

En general para la zona lagunar-estuarina como el área marina, los valores obtenidos caen dentro de la probabilidad esperada, a excepción de la zona estuarina de Teacapán, con una probabilidad de $p=0.06$. En cambio la zona marina tanto de Teacapán como Huizache-Caimanero presentan la distribución de probabilidades más altas ($p=0.42$ y $p=0.49$). Este mismo comportamiento se observó en la variación de la distinción taxonómica promedio (Λ^+) (Figura 33).

En el gráfico de Δ^+ y Λ^+ , en general presentan una diversificación significativa en la estructura taxonómica como consecuencia en la distancia taxonómica entre las especies de peces en las diferentes zonas (Figura 34).

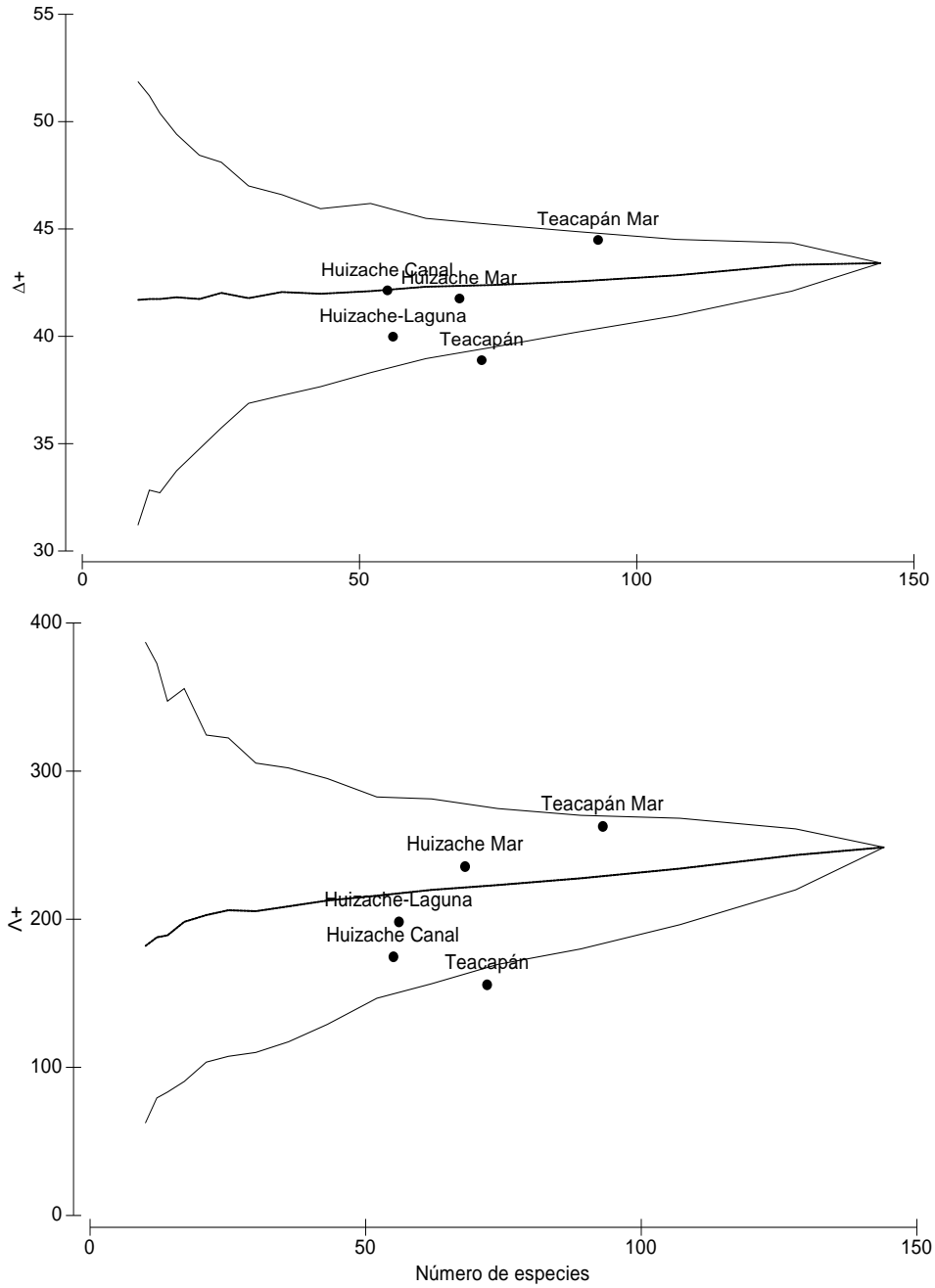


Figura 33.- Distribución de probabilidad obtenida con 1,000 sub-muestras aleatorias de n especies de la matriz madre y valores de Δ^+ y Λ^+ en general para las distintas zonas de estudio.

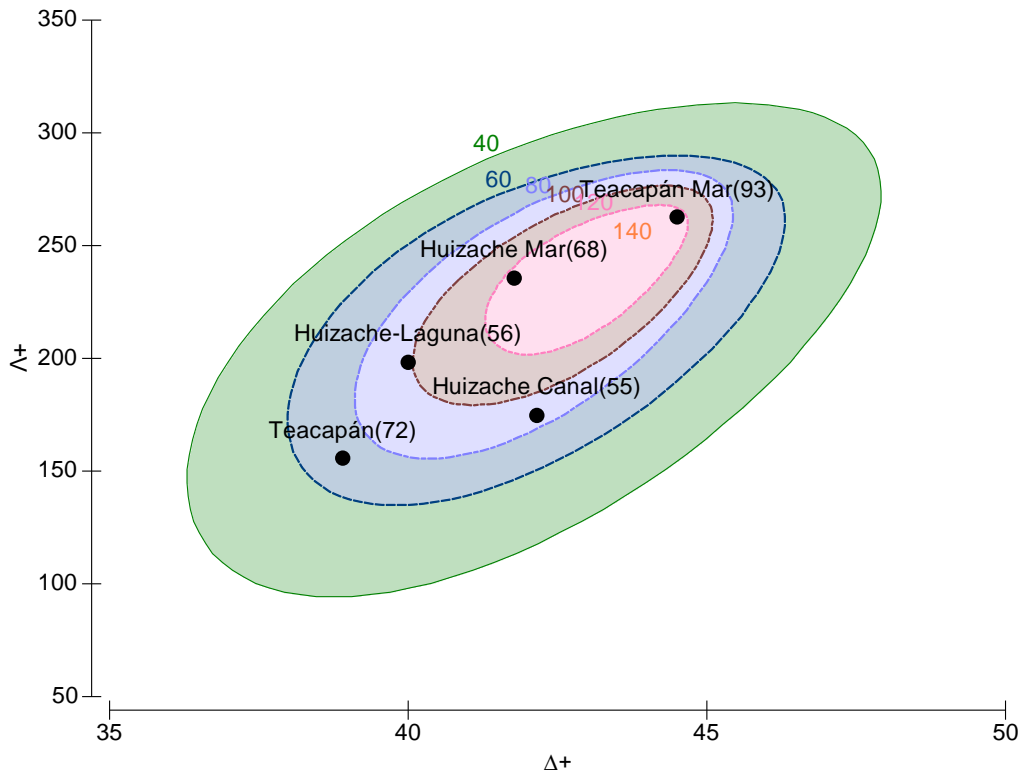


Figura 34.- Contornos de probabilidad a 95% de confianza, obtenidos con 1,000 simulaciones. El valor entre paréntesis representa el número de las especies encontradas en cada zona de estudio y las líneas de color son los contornos de probabilidad de la riqueza de especies (S).

8.7. Índices de Similitud.

En el análisis de escalamiento multidimensional se agruparon los muestreos por cada sistema, y se observó que aunque se forman grupos en cada zona, no existe una evidencia estadística de una agrupación de manera significativa en la zona lagunar-estuarina de ambos sistemas, sin embargo la zona costera aledaña presentó un agrupamiento diferente a la zona estuarina (Figura 35).

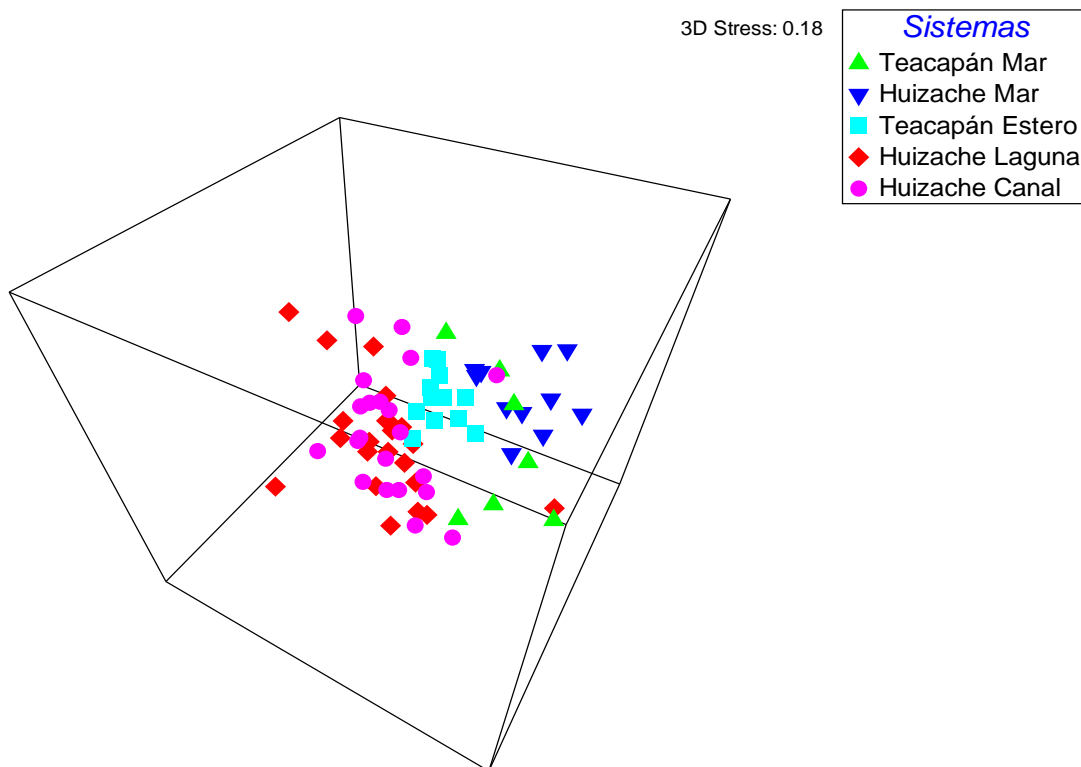


Figura 35.-Resultado del análisis de escalamiento multidimensional de los diferentes muestreos en cada sistema.

Para verificar la diferencia en la composición de especies entre los sistemas se realizó la prueba de análisis multifactorial de similitudes de una vía (ANOSIM) y se encontraron diferencias en las comunidad de peces en los diferentes sistemas tanto en la zona lagunar-estuarina como en la zona marina (Tabla 4).

Tabla 4.-Resultados de la prueba de análisis multifactorial de similitudes (ANOSIM) por zona.

Grupos	Estadístico R, P
Teacapán Mar vs Huizache Mar	R = 0.323, p = 0.009
Teacapán Mar vs Teacapán Estero	R = 0.654, p = 0.001
Teacapán Mar vs Huizache Laguna	R = 0.428, p = 0.002
Teacapán Mar vs Huizache Canal	R = 0.538, p = 0.001
Huizache Mar vs Teacapán Estero	R = 0.622, p = 0.001
Huizache Mar vs Huizache Laguna	R = 0.582, p = 0.001
Huizache Mar vs Huizache Canal	R = 0.564, p = 0.001
Teacapán Estero vs Huizache Laguna	R = 0.165, p = 0.024
Teacapán Estero vs Huizache Canal	R = 0.278, p = 0.001
Huizache Laguna vs Huizache Canal	R = 0.127, p = 0.001

Los análisis PERMANOVA mostraron diferencias significativas de acuerdo al sistema de estudio ($P_{perm} = 0.001$), en relación al tipo de ecosistema con manglar y sin manglar ($P_{perm} = 0.018$), al tipo de ambiente marino o estuarino ($P_{perm} = 0.001$), en relación a la época del año y a la estación lluvias o secas no se encontraron diferencias significativas en las abundancias por hectárea ($P_{perm} = 0.08$) y ($P_{perm} = 0.116$).

Tabla 5.-Resultados de PERMANOVA de 5 vías, probando los efectos en los sistemas (H-C laguna, H-C manglar, H-C mar, Teacapán estuario y Teacapán mar), ecosistema (con manglar y sin manglar), ambiente (marino y estuarino), época (primavera, verano, otoño e invierno y Estación (lluvias y secas) sobre la abundancia por hectárea ($P < 0.005$).

Abundancia/ha ²	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Perms	P(MC)
Sistemas	4	42322	10580	2.9386	0.001	996	0.001
Ecosistema	1	6568	6568	1.6139	0.018	997	0.047
Ambiente	1	22248	22248	5.9821	0.001	997	0.001
Época	3	14760	4919	1.2088	0.08	996	0.132
Estación	1	5119	5119	1.2532	0.116	996	0.0195
Sistema/Época	12	42092	3507	0.97421	0.638	997	0.603
Sistema/Estación	4	13406	3351	0.9243	0.736	996	0.682
Ecosistema/Época	3	11447	3815	0.93747	0.636	998	0.57
Ecosistema/Estación	1	3260	3260	0.7981	0.798	998	0.727
Ambiente/Época	3	14928	4976	1.338	0.02	998	0.031
Ambiente/Estación	1	6265	6265	1.6681	0.003	999	0.026
Residual	39	142340					
Total	62	255970					

El análisis de coordenadas principales (PCO) principales mostró que la relación que tienen los parámetros ambientales de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con la distribución de los organismos en las diferentes zonas es muy baja (Figura 36).

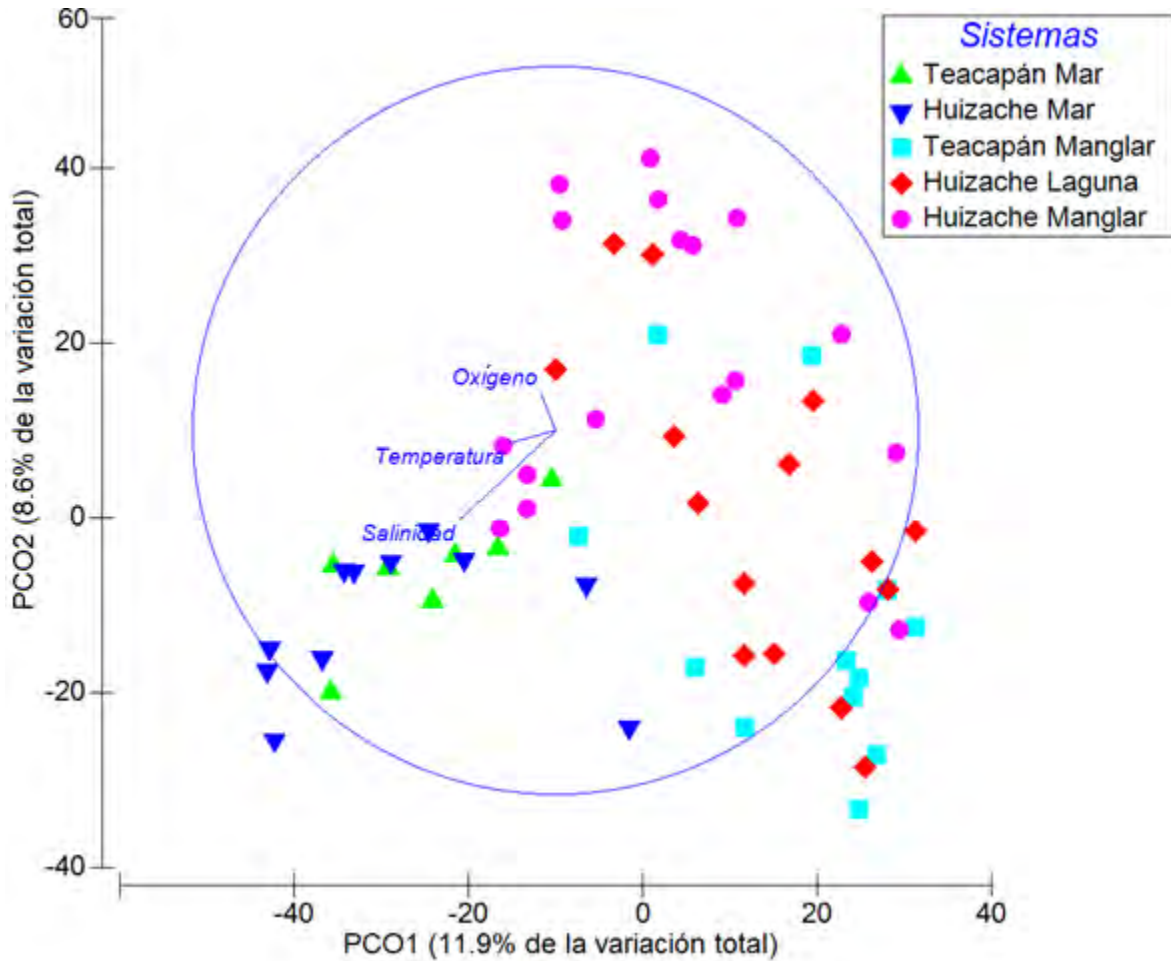


Figura 36.-Análisis de Coordenadas Principales (PCO) que muestra la relación de la distribución de los organismos con los factores ambientales en las diferentes zonas de estudio.

8.8. Estructura de longitudes.

Para las especies más representativas en relación a su abundancia y con presencia en las diferentes zonas, se realizaron análisis multimodales y se encontraron diferentes variaciones en cada sistema en mayor o menor grado, de acuerdo a la especie correspondiente. En general se observó que las zonas protegidas se encontraron organismos de longitudes diversas (chicos, medianos y grandes), y para la zona costera aledaña, se encontraron organismos de mayor tamaño aunque para algunas especies se registraron las diferentes longitudes (Figuras 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44 y 45). Aunque en ambos sistemas estuarinos se observan

longitudes pequeñas, en Teacapán se observa una mayor abundancia de organismos juveniles en comparación a Huizache-Caimanero.

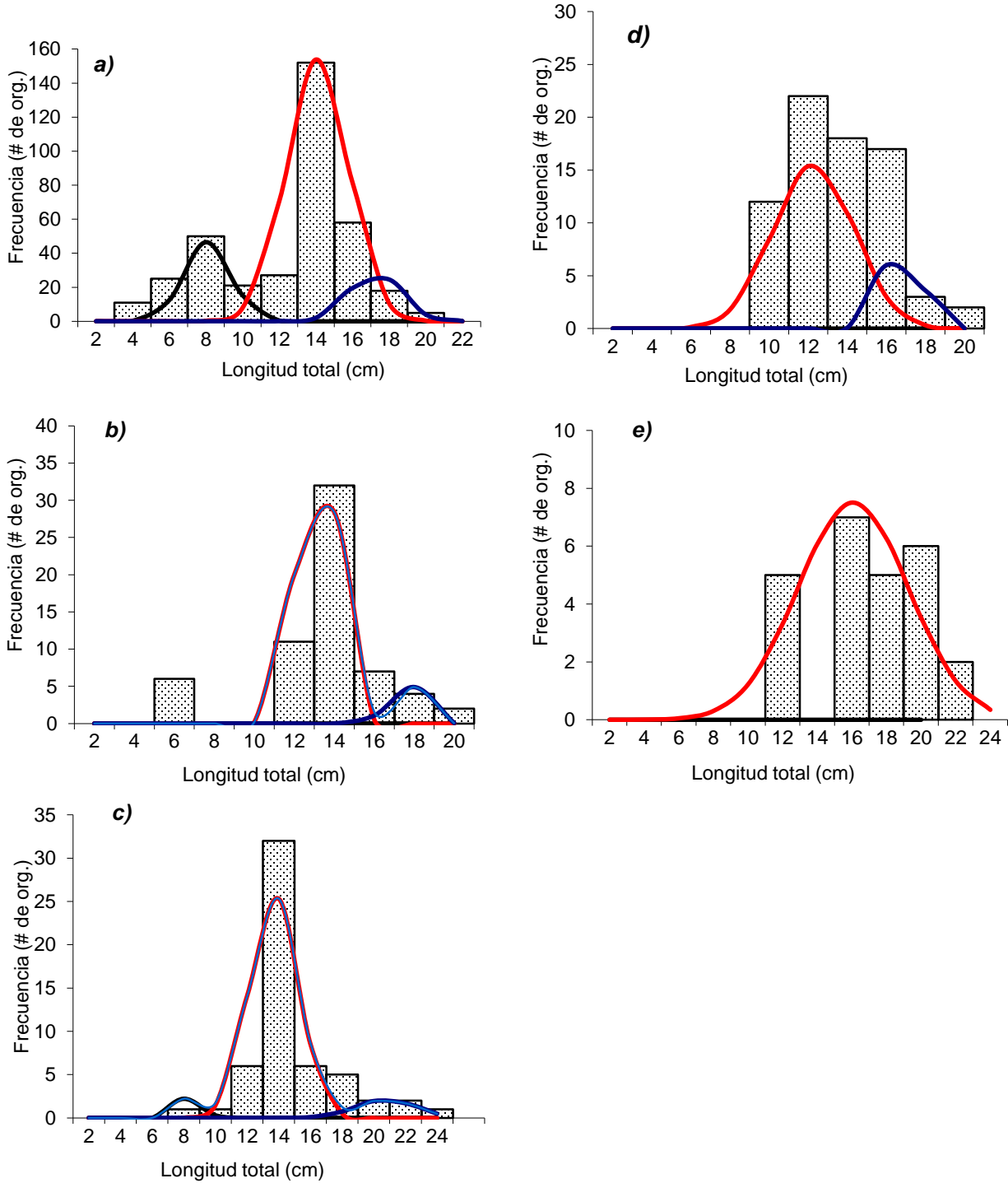


Figura 37.-Estructura de longitudes de la especie *Diapterus peruvianus* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).

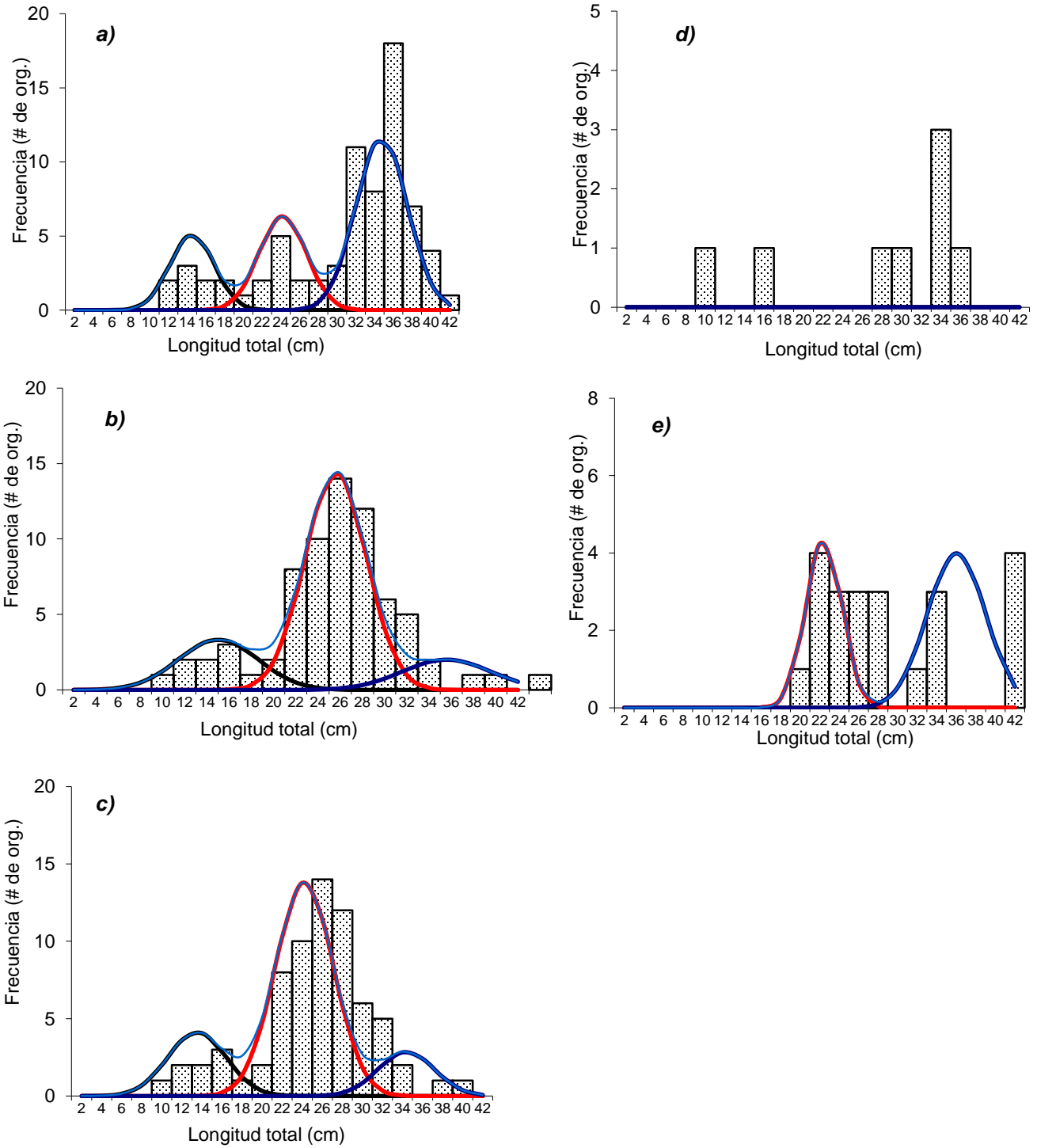


Figura 38.-Estructura de longitudes de la especie *Sciades seemanni* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).

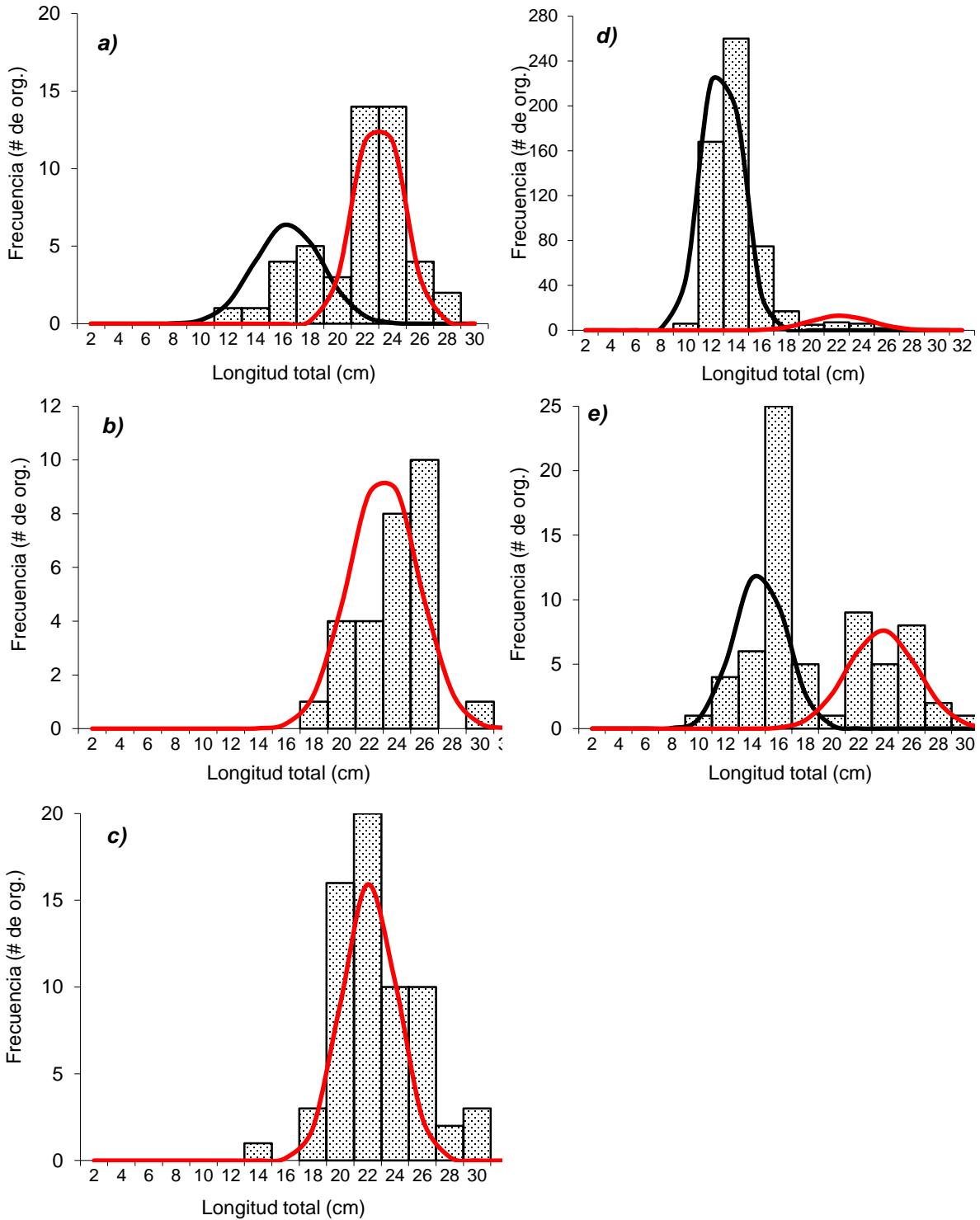


Figura 39.- Estructura de longitudes de la especie *Capthorops fuerthii* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).

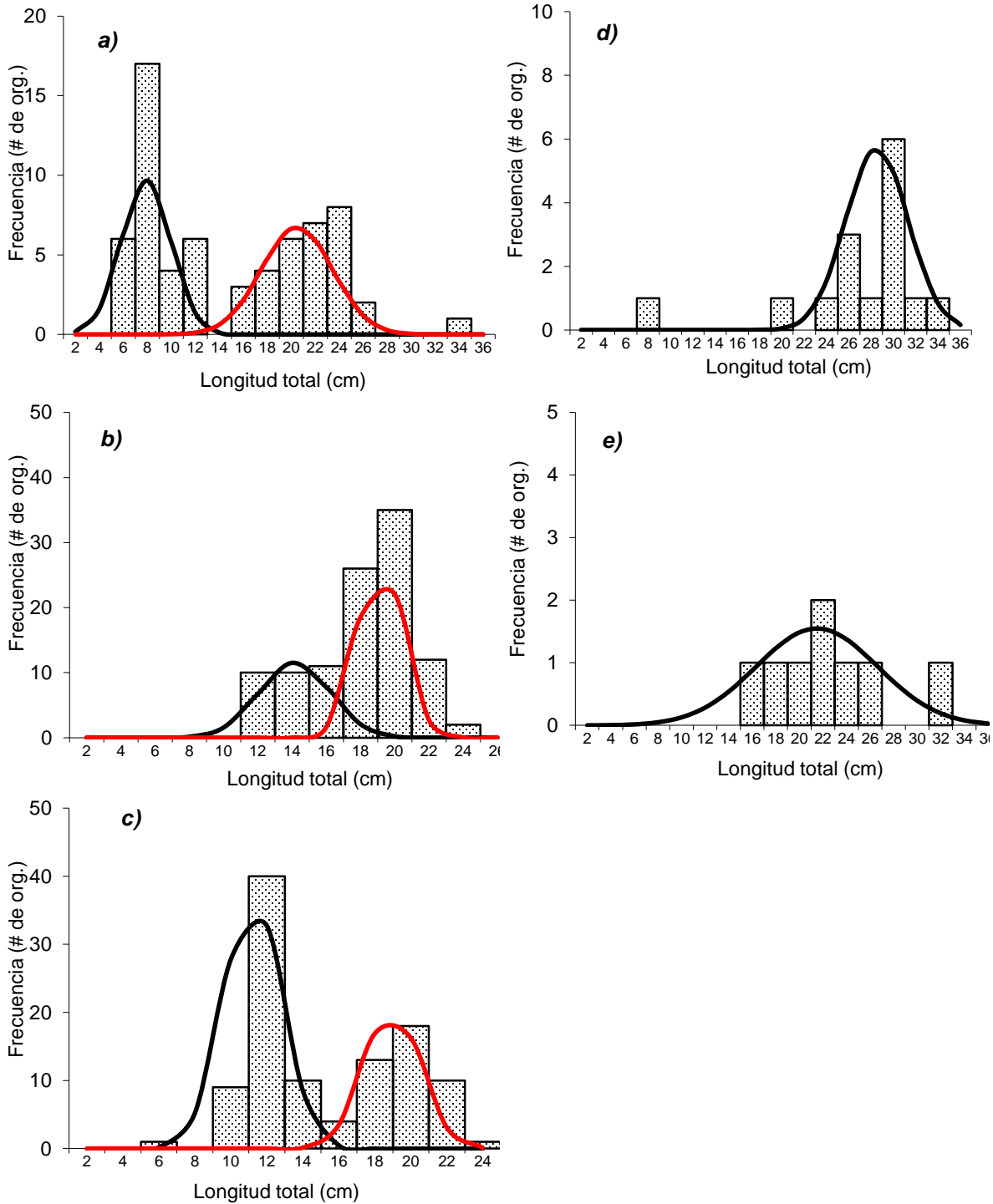


Figura 40.- Estructura de longitudes de la especie *Caranx caninus* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).

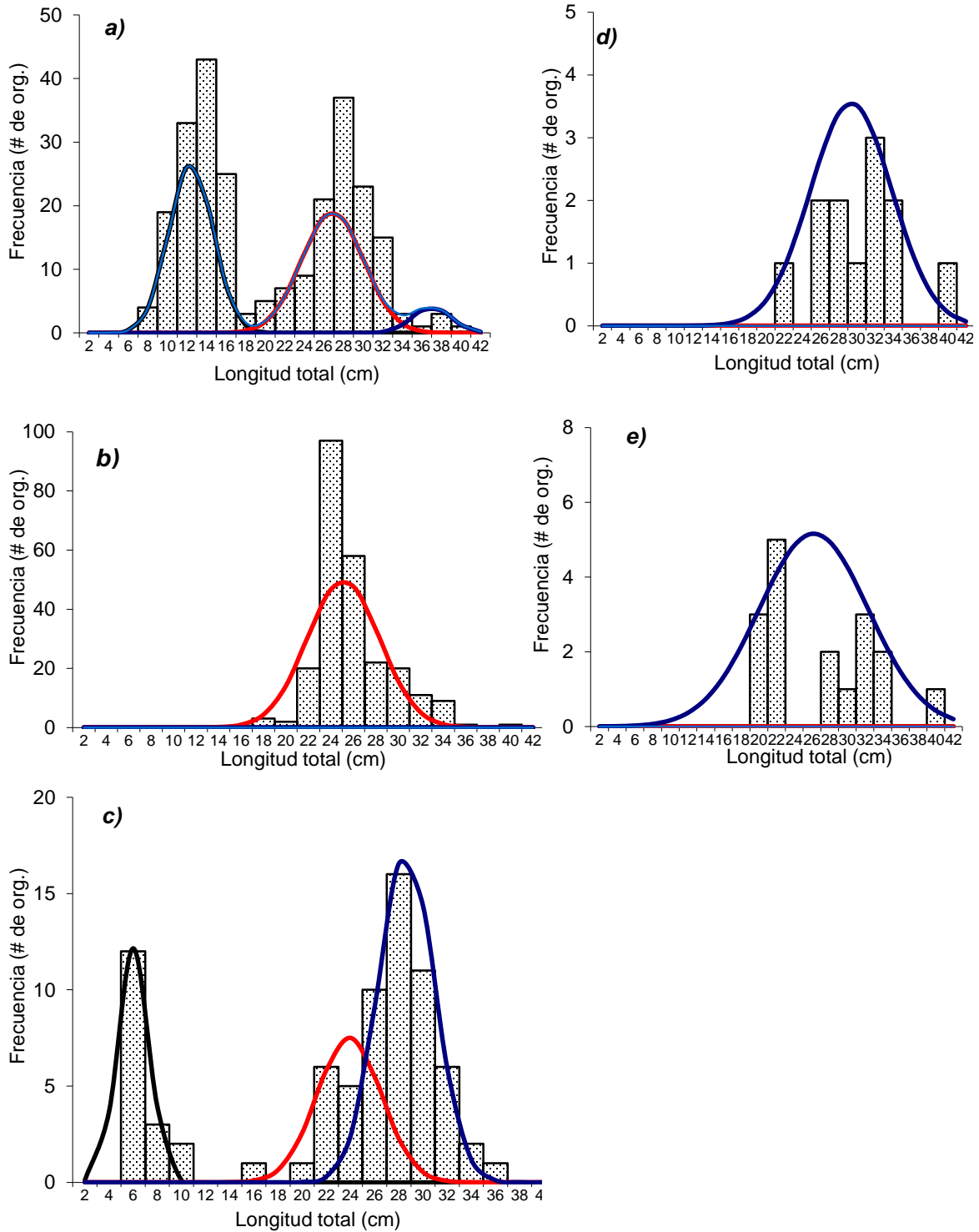


Figura 41.-. Estructura de longitudes de la especie *Mugil cephalus* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e).

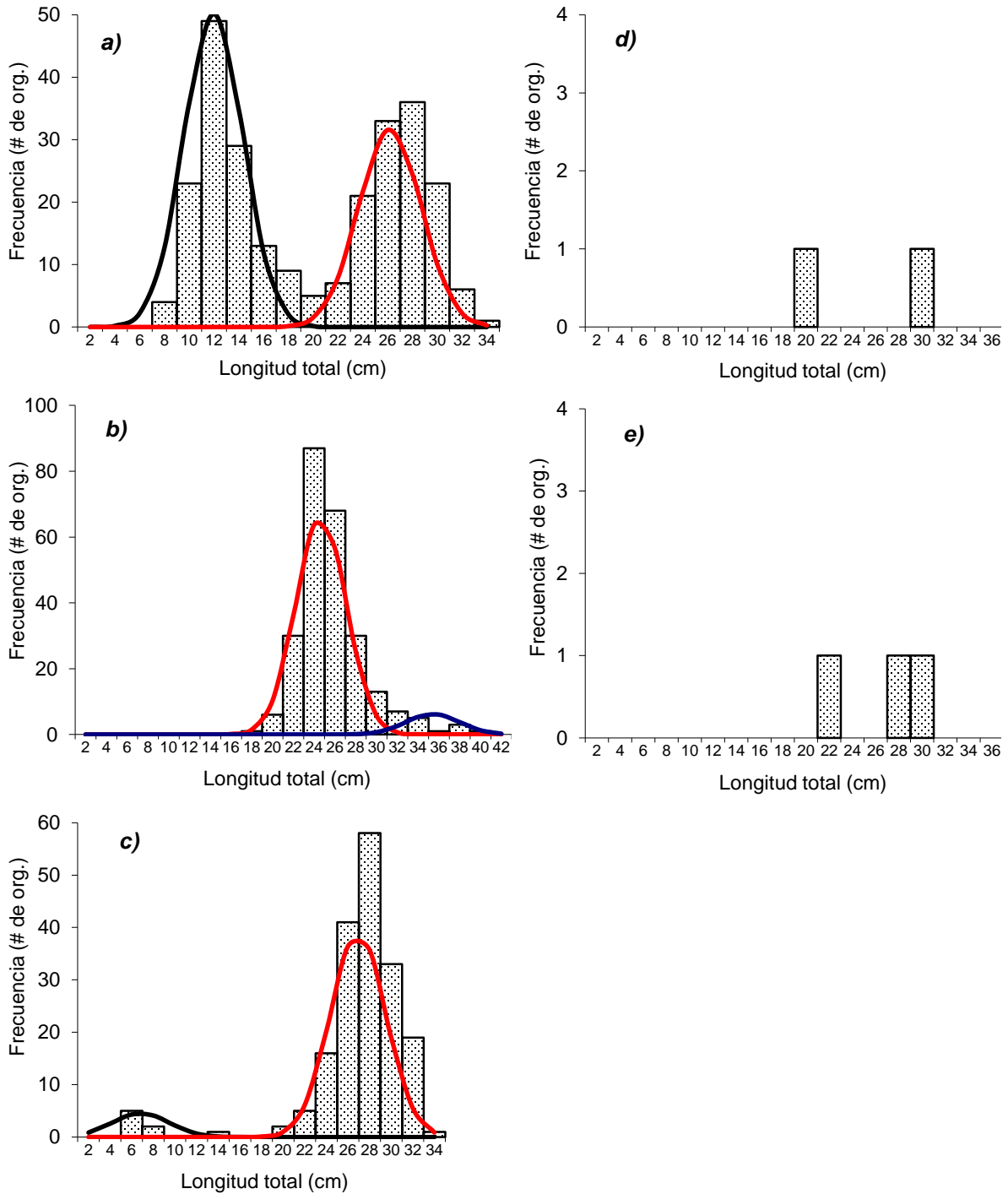


Figura 42.- Estructura de longitudes de la especie *Mugil curema* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).

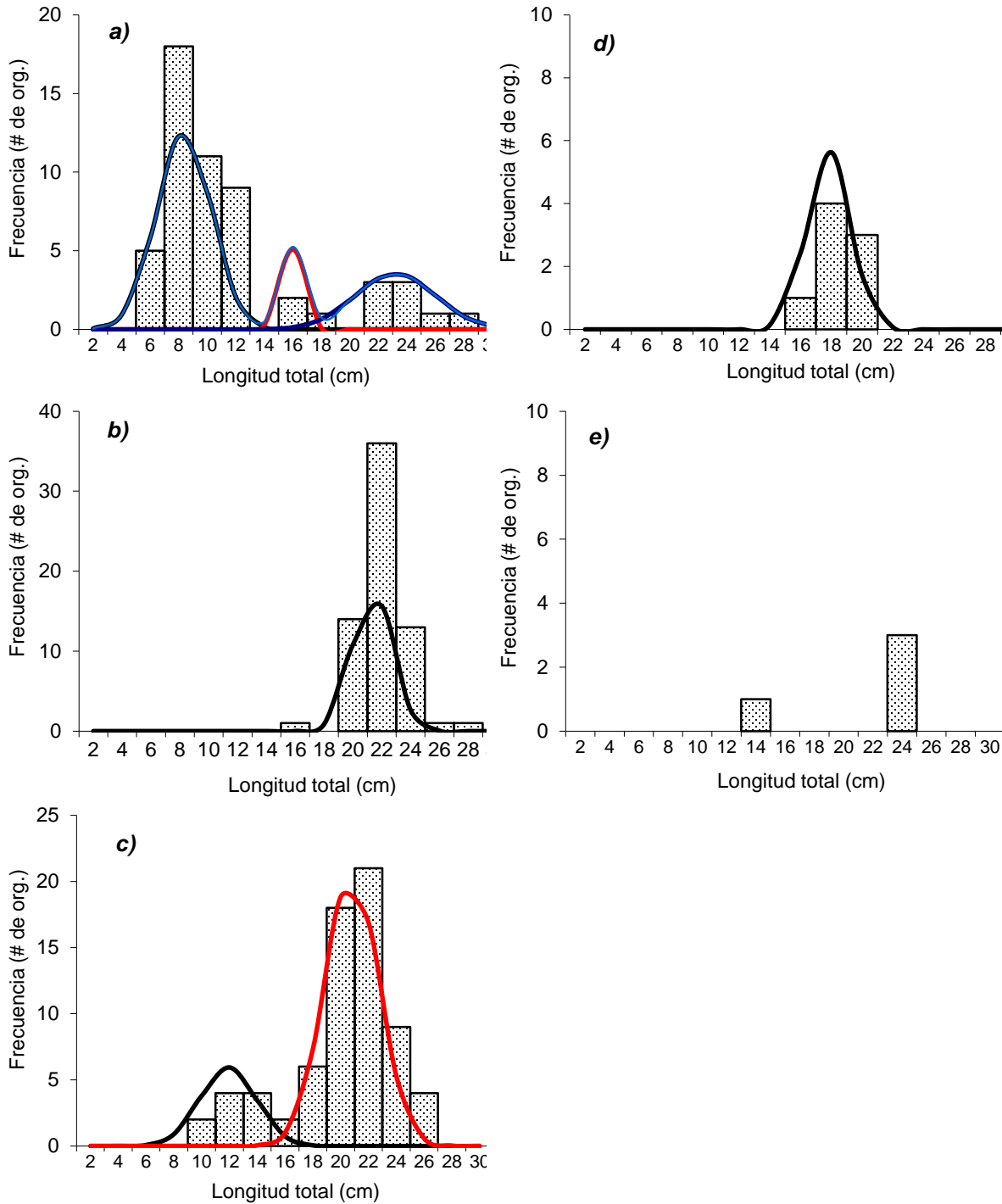


Figura 43.-. Estructura de longitudes de la especie *Centropomus robalito* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).

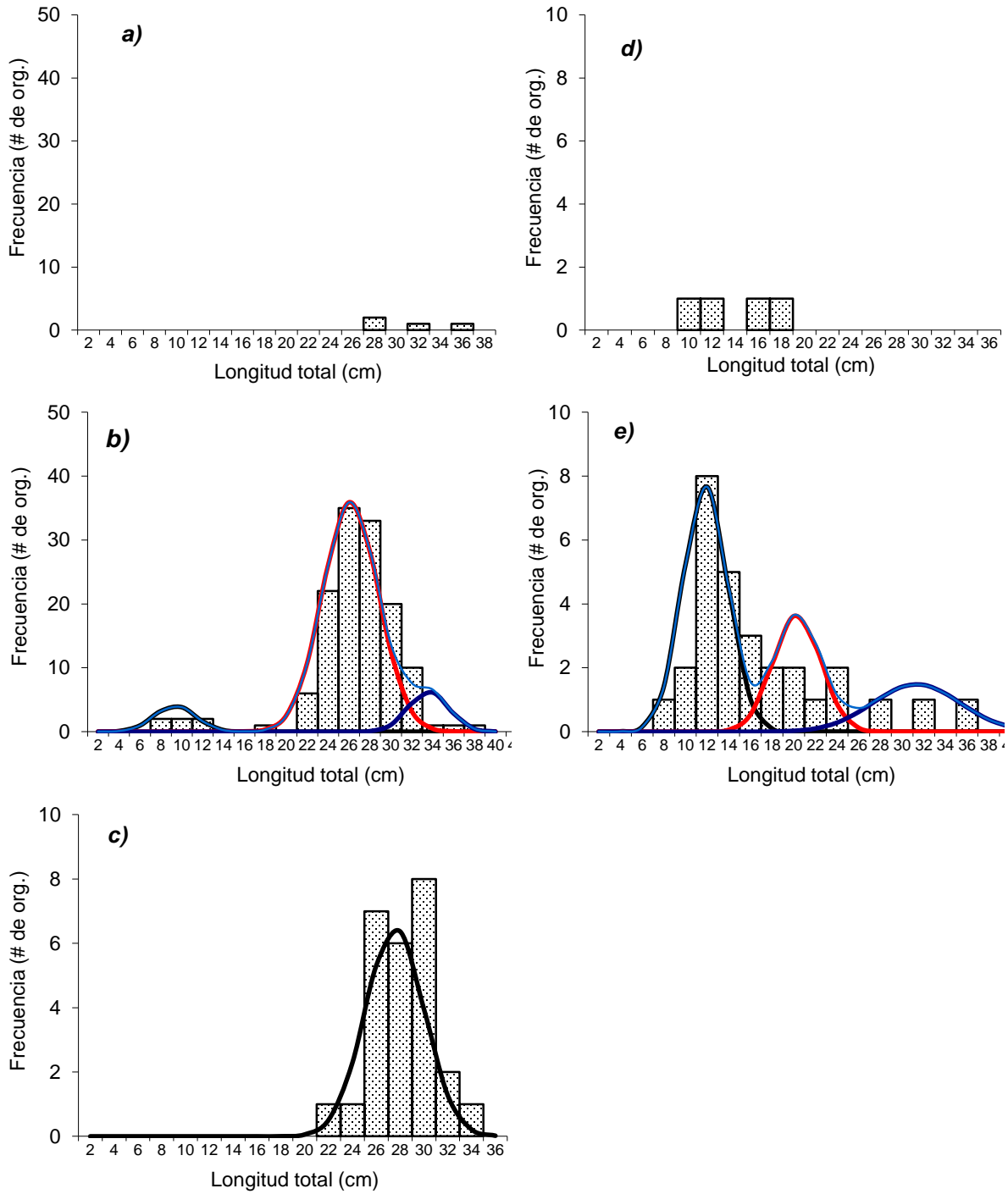


Figura 44.- Estructura de longitudes de la especie *Cynoscion xanthulus* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).

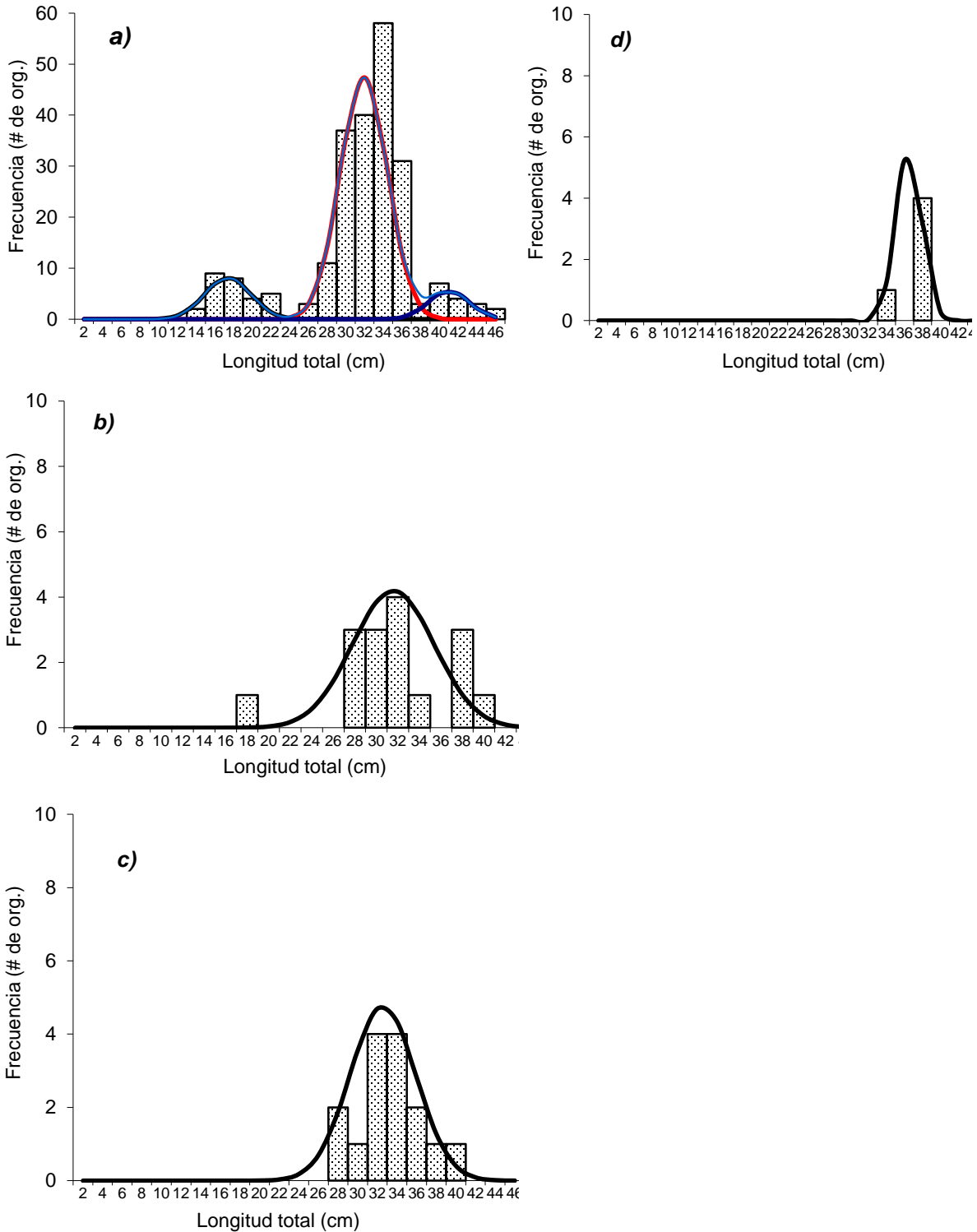


Figura 45.- Estructura de longitudes de la especie *Chanos chanos* en las diferentes zonas de estudios (Teacapán estero (a), Huizache-Caimanero laguna (b), Huizache-Caimanero canal (c), Teacapán zona marina (d) y Huizache-Caimanero zona marina (e)).

8.9. Análisis del nivel trófico

8.9.1. Análisis de contenido estomacal (ACE):

Se analizó el contenido estomacal de 1,324 organismos de las especies más frecuentes y abundantes en los muestreos de las diferentes zonas. Se calculó el índice de importancia relativa (IIR) de las especies más representativas y en general se observaron diferentes gremios alimenticios (planctívoros, detritívoros, omnívoros y carnívoros). Las especies planctívoras (anchoas, sardinas y sábalos) se alimentan principalmente de fitoplancton y zooplancton, algunas especies de mojarras, lisas y tilapias se alimentan de detritus, las especies omnívoras estaban compuestas por una gran variedad de consumidores secundarios y terciarios con un amplio espectro de alimentación, y las carnívoras formado por un grupo de especies predadoras de invertebrados bentónicos y peces (Figura 46).

De acuerdo a la composición de la dieta obtenida en el ACE y al nivel trófico de cada una de ellas, se calculó la posición trófica de las diversas especies capturadas y de las especies con las que no se cuentan con datos suficientes para determinar el nivel trófico, se realizó una revisión bibliográfica (Tabla 6).

Tabla 6.-Listado de la ictiofauna capturada y una breve descripción de sus hábitos alimenticios y los niveles tróficos calculados mediante el ACE.

<i>Especie</i>	<i>Alimentación</i>	<i>Nivel Trófico(±SD)</i>
<i>Achirus mazatlanus</i>	Los organismos de longitudes pequeñas prefieren poliquetos, anfípodos pequeños y algas, mientras que los de longitudes más grandes, los adultos incluyen además camarones, estomatópodos y peces.	3.56 ± 0.52
<i>Albula nemoptera</i>	Se alimentan de pequeños bivalvos, algunos poliquetos, y crustáceos.	4.00 ± 0.66
<i>Albula vulpes</i>	Se alimenta principalmente de camarones peneidos, peces (de la familia Gobiidae principalmente) y cangrejos portúnidos.	3.83 ± 0.65
<i>Anchoa walkeri</i>	Se alimentan de diatomeas bentónicas como <i>Melosira</i> , <i>Coscinodiscus</i> , y <i>Thalassionema</i> y algunos dinoflagelados, también se encontraron huevos y larvas pelágicas.	2.7± 0.66
<i>Anchovia macrolepidota</i>	Los estómagos de los peces adultos, diferentes a los de los juveniles, contenían por lo general considerables cantidades de fango. Las diatomeas bentónicas como <i>Melosira</i> , <i>Coscinodiscus</i> , y <i>Thalassionema</i> fueron los organismos más importantes encontrados en los estómagos de los adultos, también se encontraron huevos y larvas pelágicas.	2.9± 0.86
<i>Bagre panamensis</i>	Se alimenta de una gran diversidad de peces óseos, de crustáceos como camarones peneidos, cangrejos portúnidos y braquiuros, estomatópodos y moluscos bivalvos y gasterópodos y algunos poliquetos.	4.38 ± 0.78
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	Solo un organismo captura con materia orgánica en su estómago.	4.22 ± 0.74
<i>Balistes polylepis</i>	Se alimentan de moluscos gasterópodos y bivalvos e isópodos.	4.14 ± 0.35
<i>Caranx caballus</i>	Se alimentan principalmente de peces y de cangrejos portúnidos y camarones peneidos, mientras que los organismos de longitudes pequeñas aunque consumen pequeños peces y crustáceos también incluyen en su dieta poliquetos, siponcúlidos y larvas de peces.	4.05 ± 0.69
<i>Caranx caninus</i>	Se alimentan principalmente de peces y de cangrejos portúnidos y camarones peneidos, mientras que los organismos de longitudes pequeñas aunque consumen pequeños peces y crustáceos también incluyen en su dieta poliquetos, siponcúlidos y larvas de peces.	4.17 ± 0.73
<i>Caranx vinctus</i>	Sólo se han capturado organismos de longitudes grandes que se alimentan peces y camarones peneidos y cangrejos portúnidos.	3.99 ± 0.66
<i>Cathorops fuerthii</i>	Consume una gran variedad de peces, camarones peneidos y cangrejos portúnidos, moluscos bivalvos y gasterópodos, poliquetos y algas filamentosas.	3.48 ± 0.47
<i>Centropomus armatus</i>	Consumen principalmente peces, cangrejos y camarones peneidos.	3.9± 0.69
<i>Centropomus medius</i>	Se alimentan de peces, cangrejos y camarones peneidos.	4± 0.59
<i>Centropomus nigrescens</i>	Consumen principalmente peces, cangrejos y camarones peneidos sin importar la talla.	3.95 ± 0.68
<i>Centropomus robalito</i>	Consumen principalmente peces y camarones peneidos sin importar la talla.	3.86 ± 0.66
<i>Centropomus viridis</i>	Los organismos capturados se alimentan principalmente de peces (Gobiidae principalmente) y camarones peneidos.	4.2± 0.76
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	Se alimentan de fitoplancton y zooplancton donde las diatomeas han constituido el principal alimento de todas las longitudes de los peces examinados incluyen silicoflagelados, dinoflagelados, granos de polen, foraminíferos, conchas de rotíferos, y también se encuentran en pequeñas cantidades huevos, probablemente de crustáceos.	3.3± 0.53
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	Moluscos bivalvos y poliquetos (gusanos sésiles)	3.39± 0.66

<i>Chanos chanos</i>	Ingieren diatomeas bentónicas como <i>Melosira</i> , <i>Coscinodiscus</i> , y <i>Nitzchia</i> y algunos dinoflagelados (Principalmente <i>Gymnodinium</i>), copépodos y restos de algas.	2.3± 0.53
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	Peces pequeños y larvas de peces y crustáceos.	2.5± 0.77
<i>Citharichthys gilberti</i>	Consumen principalmente peces, cangrejos y camarones peneidos sin importar la talla.	4.1± 0.66
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	Se han encontrado principalmente peces óseos y cangrejos.	4.28 ± 0.75
<i>Cyclopsetta querna</i>	Se alimenta de diferentes peces, cangrejos y camarones peneidos	4.03± 0.79
<i>Cynoscion reticulatus</i>	Se alimenta de peces y crustáceos bentónicos (portúnidos y peneidos principalmente).	4.19 ± 0.74
<i>Cynoscion xanthulus</i>	Se alimenta de peces (clupeidos y góbidos principalmente) y crustáceos bentónicos como portúnidos y camarones peneidos.	4.07 ± 0.69
<i>Diapterus peruvianus</i>	Ingieren grandes cantidades de detritos y poliquetos y otros invertebrados bentónicos.	2.55± 0.74
<i>Dormitator latifrons</i>	Se alimenta de detritos y algunos restos vegetales	2.45± 0.67
<i>Elops affinis</i>	Se alimenta de peces óseos (Gobiidae principalmente) y camarones peneidos.	4.12 ± 0.72
<i>Etopus crossotus</i>	Los organismos de longitudes pequeñas prefieren poliquetos, anfípodos pequeños y algas, mientras que los de longitudes más grandes los adultos incluyen además camarones y peces.	3.13± 0.67
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Se alimenta de poliquetos, pequeños bivalvos y crustáceos como cangrejos y camarones	3.1± 0.82
<i>Eucinostomus currani</i>	Consume poliquetos, moluscos bivalvos y pequeños crustáceos.	2.7 ± 0.41
<i>Eucinostomus entomelas</i>	Consume poliquetos, moluscos bivalvos y pequeños crustáceos.	3.34 ± 0.56
<i>Eucinostomus gracilis</i>	Se alimenta de pequeños bivalvos y crustáceos como cangrejos y camarones	3.55 ± 0.57
<i>Eugerres axillaris</i>	Se alimenta de bivalvos, poliquetos y gasterópodos.	3.4± 0.67
<i>Gerres simillimus</i>	Se alimenta de cangrejos (<i>Calappa</i> y <i>Hepatella</i>) y algunos moluscos bivalvos.	3.55 ± 0.52
<i>Gobiomorus maculatus</i>	Ingieren peces de la familia Gobiidae principalmente, camarones peneidos, mysidaceos y moluscos bivalvos.	3.81 ± 0.65
<i>Gobionellus microdon</i>	Consume poliquetos, algas y restos vegetales y detritus.	3.4± 0.67
<i>Haemulopsis axillaris</i>	Consume peces, crustáceos como camarones y cangrejos, moluscos bivalvos y siponcúlidos.	3.42 ± 0.51
<i>Haemulopsis nitidus</i>	Se alimenta de peces, crustáceos como camarones y cangrejos, moluscos bivalvos y siponcúlidos.	3.25 ± 0.41
<i>Hemicaranx leucurus</i>	Se encontrado solamente moluscos bivalvos (almejas y mejillones).	3.20 ± 0.54
<i>Isopisthus remifer</i>	Consumen peces óseos, cangrejos y camarones peneidos y se han encontrado vestigios de algunos calamares.	4.36 ± 0.77
<i>Larimus effulgens</i>	Ingieren camarones peneidos y jaibas de la familia portuniidae principalmente, aunque también se han encontrado vestigio de algunos peces.	3.6 ± 0.59
<i>Lile stolifera</i>	Se alimentan diatomeas bentónicas como <i>Melosira</i> , <i>Coscinodiscus</i> , y <i>Nitzchia</i> y algunos dinoflagelados (Principalmente <i>Gymnodinium</i>), copépodos y restos de algas.	2.5± 0.67
<i>Lutjanus argentiventris</i>	Se encontraron como presas una gran variedad de peces (Gobidos, Clupeidos principalmente), crustáceos (Xanthidae, Portunidae y Calappidae) y moluscos bivalvos.	4.12 ± 0.72
<i>Lutjanus guttatus</i>	Solo se encontró contenido estomacal en peces de talla chicas que se, alimentan principalmente de camarones peneidos, estomatópodos y poliquetos	3.9± 0.67
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	Ingieren principalmente peces óseos, cangrejos y camarones peneidos.	3.97 ± 0.69
<i>Micropogonias ectenes</i>	Sólo se han capturado pocos organismos con materia orgánica imposible de identificar.	4.48 ± 0.62
<i>Mugil cephalus</i>	Se alimentan de detritos, restos de algas y material orgánico.	3.19± 0.78
<i>Mugil curema</i>	Se alimentan de detritos, restos de algas y material orgánico.	3.76± 0.63
<i>Narcine vermiculatus</i>	Consume poliquetos y moluscos bivalvos.	3.5± 0.56
<i>Nematistius pectoralis</i>	Consume principalmente peces óseos.	4.16 ± 0.62
<i>Occidentarius platypogon</i>	Se alimenta de una gran diversidad de peces óseos, de crustáceos como camarones peneidos, cangrejos portúnidos y	4.5 ± 0.80

	braquiuros, estomatópodos y moluscos bivalvos y gasterópodos y algunos poliquetos.	
<i>Oligoplites altus</i>	Se alimenta principalmente de pesos y camarones peneidos.	4.48 ± 0.62
<i>Oligoplites refulgens</i>	Ingieren principalmente peces óseos y crustáceos como camarones peneidos y cangrejos portúnidos.	4.17 ± 0.65
<i>Oligoplites saurus</i>	Se han capturado pocos organismos que solo se encontraron vestigios de peces en el estómago.	3.93 ± 0.68
<i>Opisthonema libertate</i>	Consumen principalmente fitoplancton y zooplancton (incluyen silicoflagelados, dinoflagelados, granos de polen, foraminíferos, conchas de rotíferos, crustáceos y huevos, probablemente de crustáceos, también se encuentran en pequeñas cantidades).	4.25 ± 0.74
<i>Oreochromis sp.</i>	Se alimenta de detritus, poliquetos y macrófitas.	2.2± 0.80
<i>Orthopristis chalceus</i>	Se alimenta de pequeños peces, cangrejos, camarones y poliquetos	2.1± 0.68
<i>Paralanchurus goodei</i>	Ingieren poliquetos y pequeños moluscos bivalvos, gasterópodos y crustáceos.	3.42 ± 0.51
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	Consume fitoplancton y zooplancton, larvas de peces, huevos de peces pelágicos, fitoplancton y zooplancton.	3.72 ± 0.58
<i>Polydactylus approximans</i>	Ingieren principalmente poliquetos, camarones y larvas de crustáceos.	3.57 ± 0.8
<i>Pomadasys macracanthus</i>	Consumen cangrejos portúnidos y camarones peneidos, también ingieren peces aunque en menor cantidad.	3.6 ± 0.59
<i>Pomadasys panamensis</i>	Se alimenta de estomatópodos, poliquetos, camarones y larvas de crustáceos principalmente.	3.18 ± 0.37
<i>Prionotus ruscarius</i>	Sólo se han encontrado isópodos y poliquetos en su contenido estomacal.	4.4 ± 0.4
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	Se han analizado pocos organismos en donde se ha encontrado que ingieren camarones y cangrejos principalmente de la familia Hippidae.	3.72 ± 0.58
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	Ingieren crustáceos y moluscos bivalvos.	3.62 ± 0.57
<i>Sciades seemanni</i>	Consume una gran diversidad de peces óseos, de crustáceos como camarones peneidos, cangrejos portúnidos y braquiuros, estomatópodos y moluscos bivalvos y gasterópodos, isópodos, algunos poliquetos y algas.	4.26 ± 0.75
<i>Scomber japonicus</i>	Se han capturado pocos organismos que consumen principalmente peces óseos.	4.14 ± 0.59
<i>Scomberomorus sierra</i>	Se han capturado pocos organismos que consumen principalmente peces óseos y decápodos.	4.28± 0.75
<i>Selar crumenophthalmus</i>	Se alimentan de pequeños peces y crustáceos bentónicos.	3.5 ± 0.5
<i>Selene brevoortii</i>	Se alimentan de pequeños peces y crustáceos bentónicos.	4.1 ± 0.70
<i>Sphoeroides lobatus</i>	Se alimenta de moluscos bivalvos y gasterópodos y cangrejos (Brachyura y Hippidae).	3.38 ± 0.3
<i>Sphyrna lewini</i>	Su dieta sólo estaba constituida por peces.	4.1 ± 0.70
<i>Stellifer furthii</i>	Consumen pequeños crustáceos, estomatópodos, poliquetos y en menor porcentaje pequeños moluscos gasterópodos.	3.59 ± 0.57
<i>Syacium ovale</i>	Se alimenta principalmente de peces y camarones peneidos y otros pequeños crustáceos.	3.5 ± 0.5
<i>Symphurus elongatus</i>	Se han analizado pocos organismos que consumen principalmente moluscos bivalvos y poliquetos.	3.59 ± 0.43
<i>Synodus scituliceps</i>	Se han revisado pocos estómagos donde solo se han encontrado como presas únicamente peces óseos.	3.84± 0.80
<i>Trachinotus paitensis</i>	Se alimentan principalmente de gasterópodos y moluscos bivalvos.	4.0 ± 0.6
<i>Trinectes fonsecensis</i>	Su dieta incluye además camarones, estomatópodos y peces.	3.48± 0.42
<i>Urotrygon chilensis</i>	Se han revisado estómagos de longitudes pequeñas donde se han encontrado como presas solamente peces y poliquetos.	3.7± 0.83
<i>Urotrygon munda</i>	Sólo se han analizado organismos de longitudes pequeñas donde el mayor porcentaje del alimento ha sido imposible de identificar sólo se han encontrado como presas poliquetos e isópodos.	3.49± 0.68

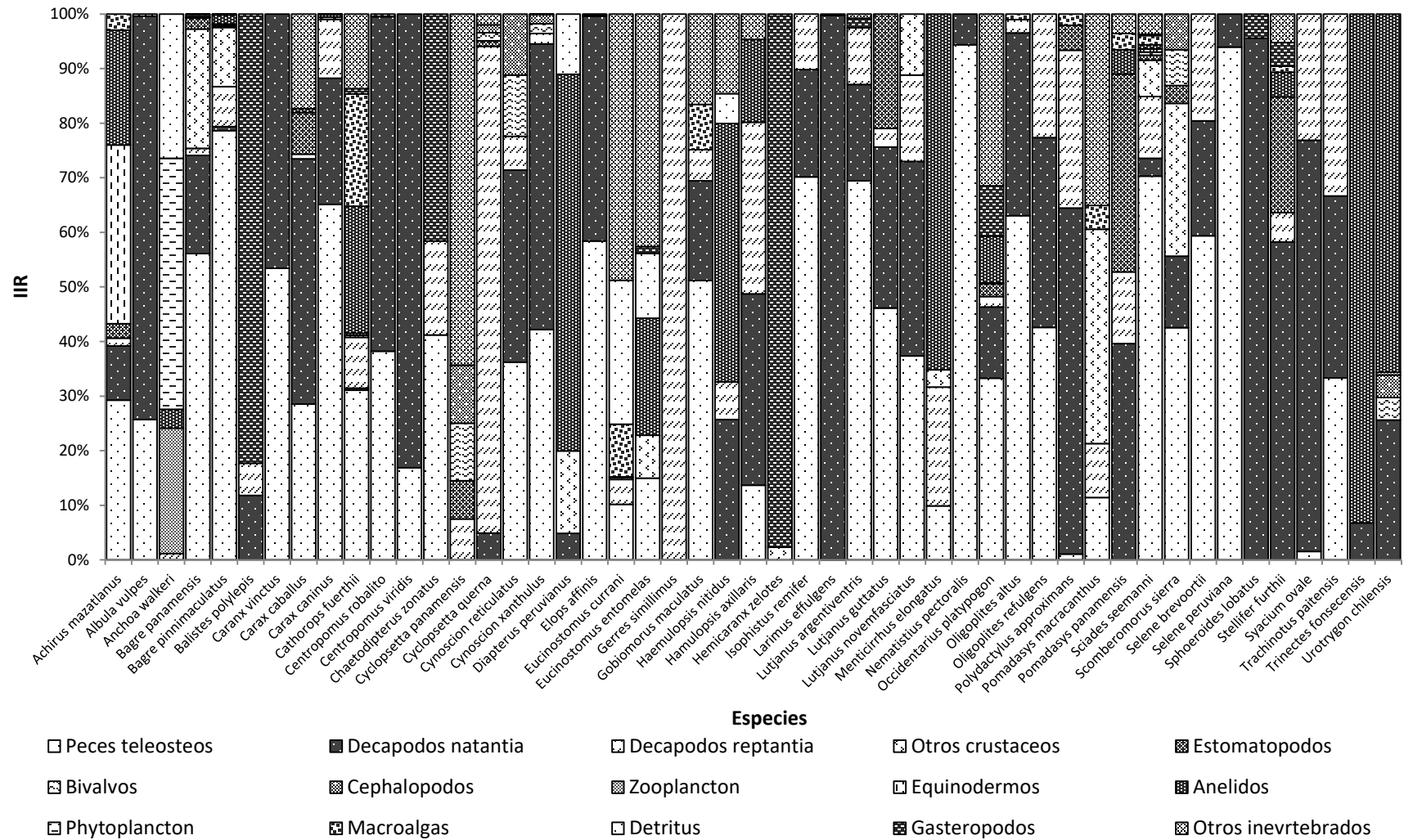


Figura 46.- Importancia relativa de las presas de las especies más representativas en los diferentes sistemas.

se ubican en la parte intermedia fue de 0.39, la fracción de especies basales fue de 0.1 y la fracción de productores primarios fue 0.06 (Figura 48).

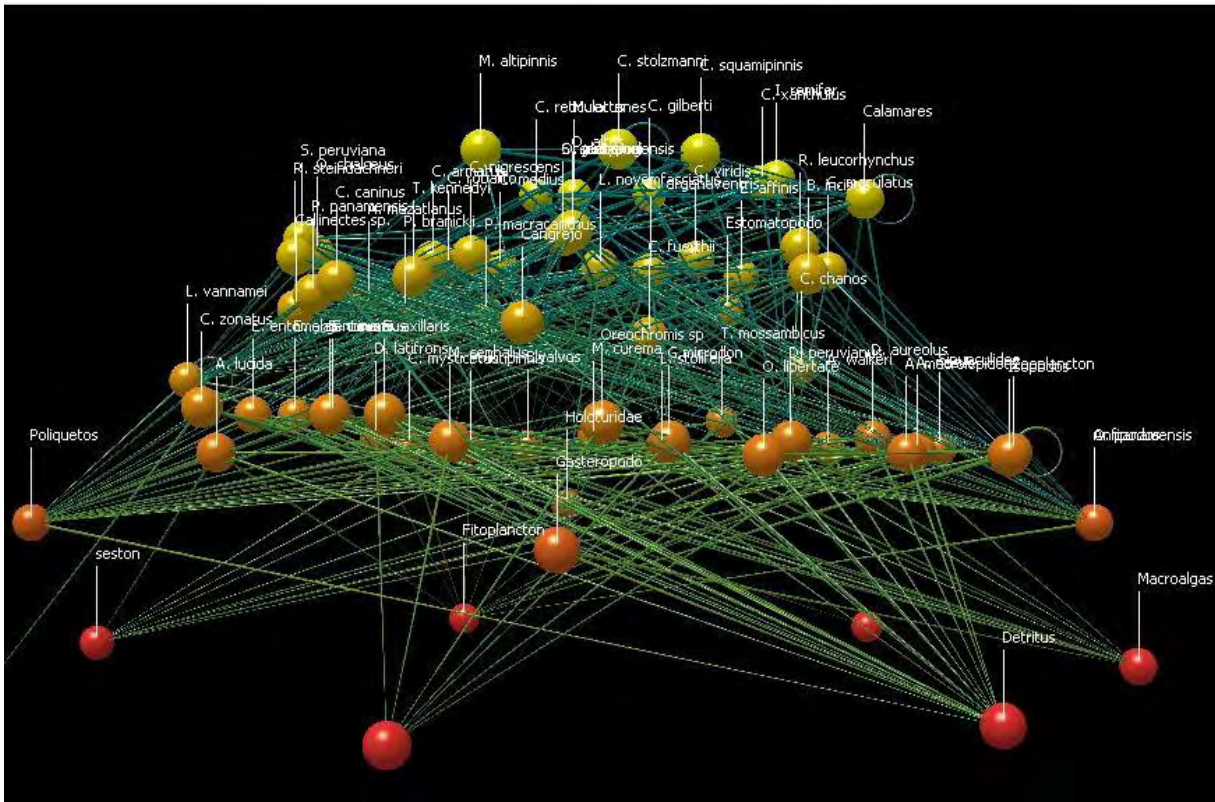


Figura 48.- Estructura de la trama trófica de la zona lagunar de Huizache-Caimanero.

En la zona marina de Teacapán se incluyeron 108 especies en la red trófica, con un número promedio de conexiones por especie de 7.71, una conectancia de 0.07, la fracción de especies tope fue 0.53, las especies que se encontraron en la parte intermedia de la red trófica tuvieron una fracción de 0.44, la especies basales una fracción de 0.03 y 0.05 fue la fracción de productores primarios (Figura 49).

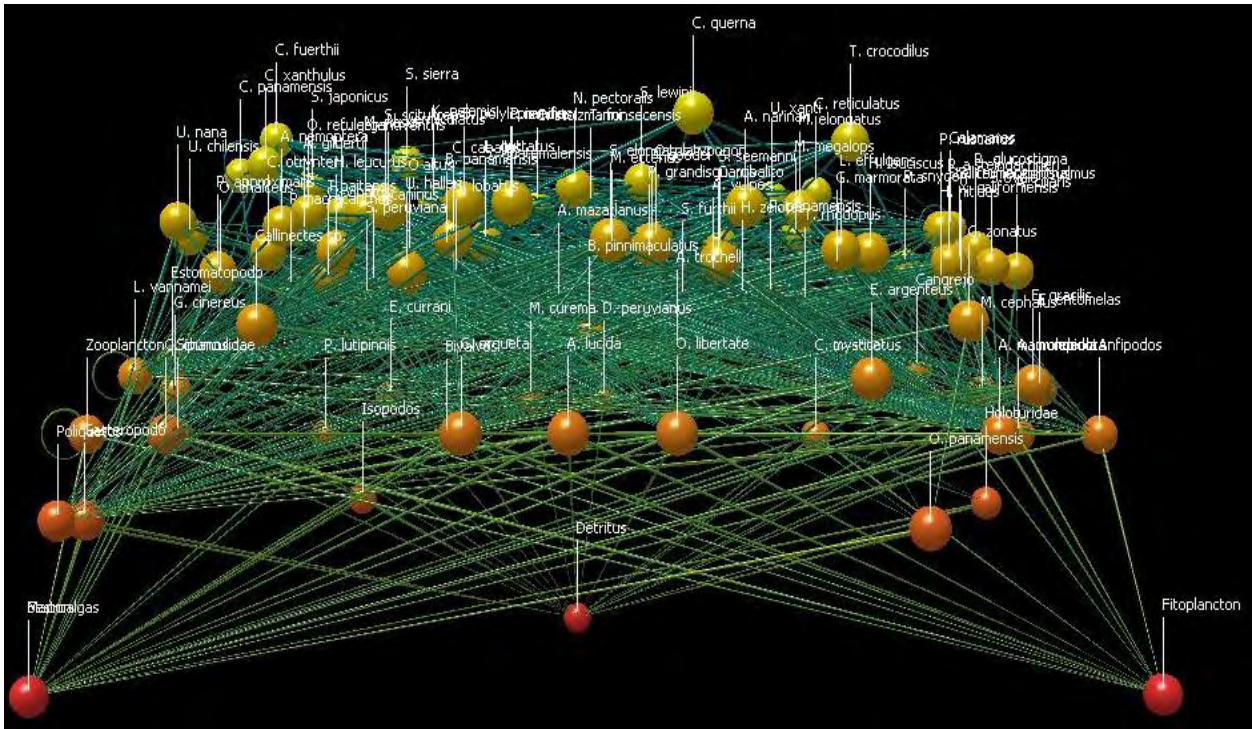


Figura 49.- Estructura de la trama trófica de la zona marina de Teacapán.

En la zona marina de Huizache-Caimanero se incluyeron 89 especies en la red trófica con un número promedio de conexiones por especies de 7.08, una conectancia de 0.08, la fracción de consumidores tope de 0.55, la fracción de especies intermedias fue de 0.38, la fracción de especies basales calculada fue 0.07 y 0.05 de productores primarios (Figura 50).

8.9.3. Análisis de isótopos estables (AIE):

Se analizó la señal isotópica de carbono y nitrógeno en tejido muscular de 937 organismos de diferentes especies en cada zona de estudio (peces, macroinvertebrados y productores primarios). Los valores isotópicos promedio de los peces en las diferentes zonas de estudio de acuerdo a la especie fueron muy diversos, sin embargo se observó que en las zonas lagunar-estuarinas con manglar se registran especies con valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos en comparación con la zona sin manglar (Tukey > 0.05) (Figura 51), lo cual indica que los manglares sirven de alimento de manera directa o indirecta a las especies que habitan estos ecosistemas. En relación a los valores promedios generales de $\delta^{15}\text{N}$ por zona se encontraron diferencias significativas entre las zonas marinas, que registraron los más altos promedios en comparación a las zonas lagunar-estuarinas con y sin manglar que tuvieron promedios bajos (Tukey > 0.05) (Figura 52), lo que indica que estas zonas son áreas de crianza para una gran cantidad de especies.

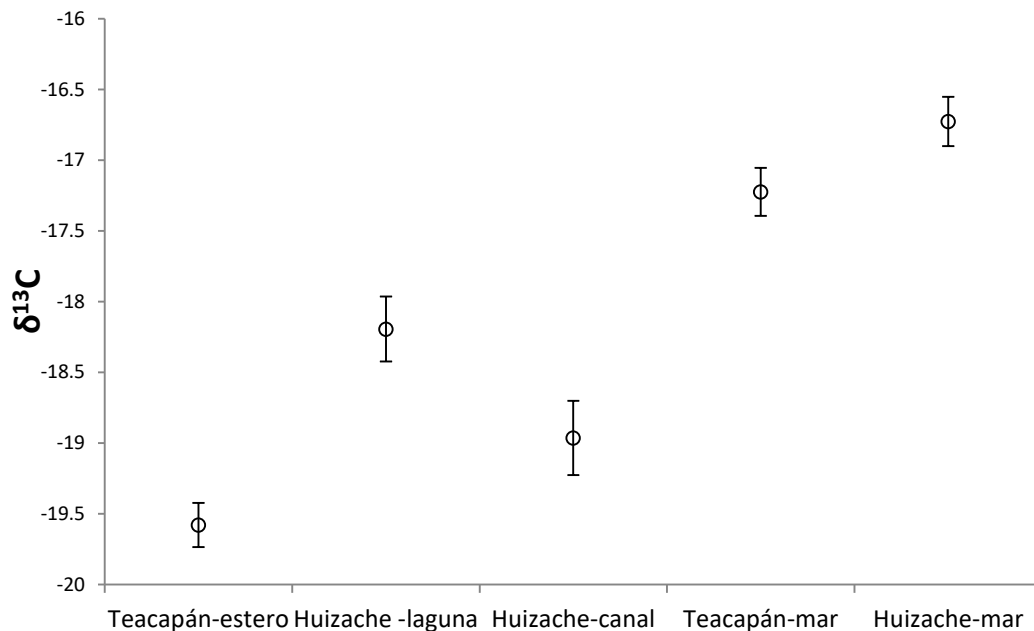


Figura 51.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ de las diferentes especies de peces en las diferentes zonas de estudio.

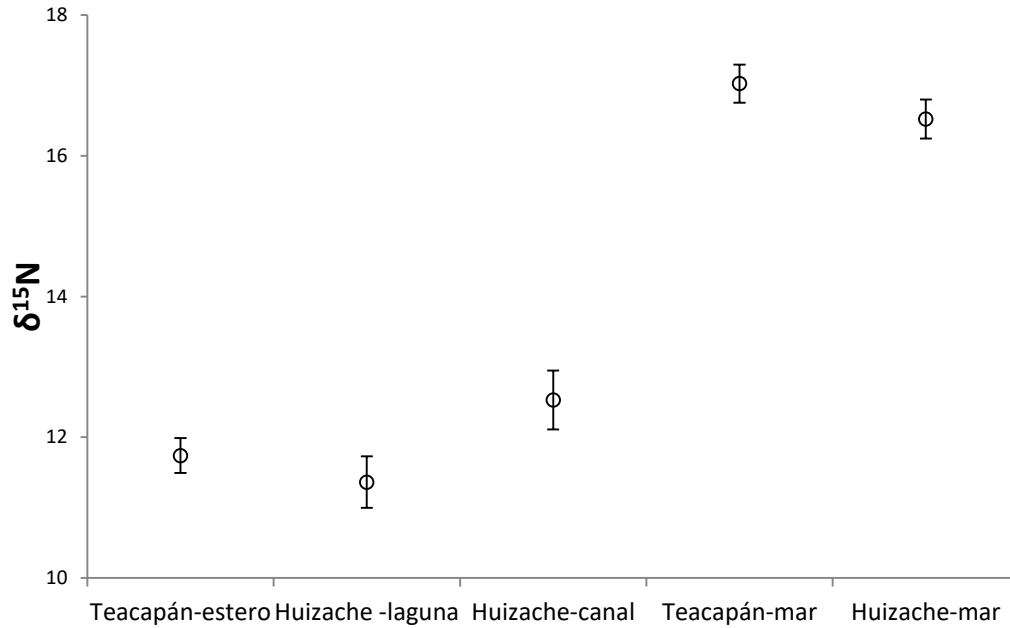


Figura 52.-Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en las diferentes zonas de estudio.

Los gráficos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ mostraron un amplio intervalo de valores isotópicos de los peces con un $\delta^{13}\text{C}$ entre -15‰ y -26‰ para la zona Teacapán y Huizache con manglar. Para la zona interior sin manglar los valores oscilaron entre -15‰ y -22‰ . En la zona marina los valores fueron de -15‰ y -23‰ para Teacapán y -15‰ y -22‰ para Huizache indicando varias fuentes potenciales de materia orgánica que sostienen a los consumidores en las diferentes zonas. Sin embargo, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ oscilaron entre los 4 y 24 ‰ en la zona estuarina de Teacapán y Huizache-Caimanero, mientras que en las zonas marinas los valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre 6 y 27 ‰ (Figuras 53, 54, 55, 56 y 57) (Tabla 8).

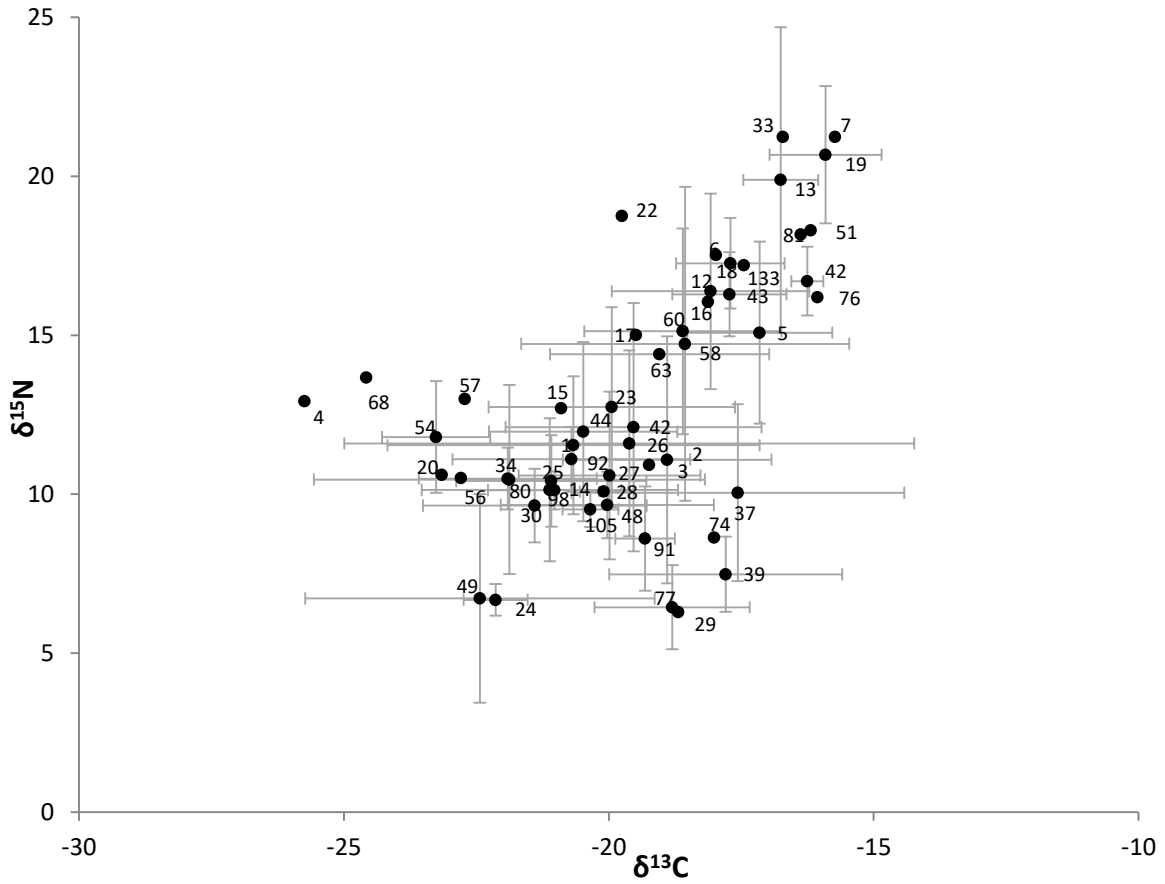


Figura 53.- Valores isotópicos promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en el estero de Teacapán. El número indica la ID de la especie.

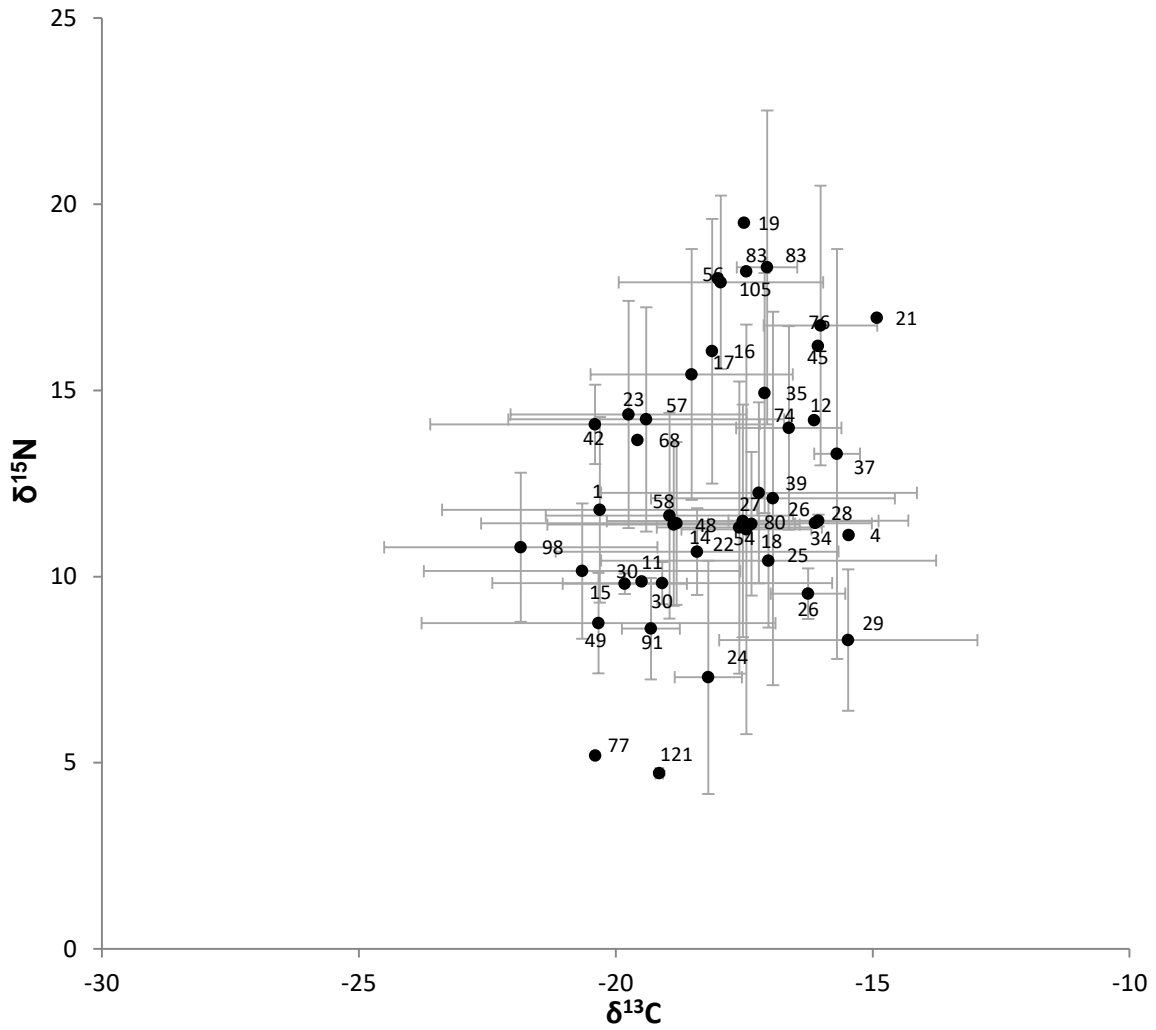


Figura 54.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en la zona lagunar de Huizache-Caimanero. El número indica la *ID* de la especie.

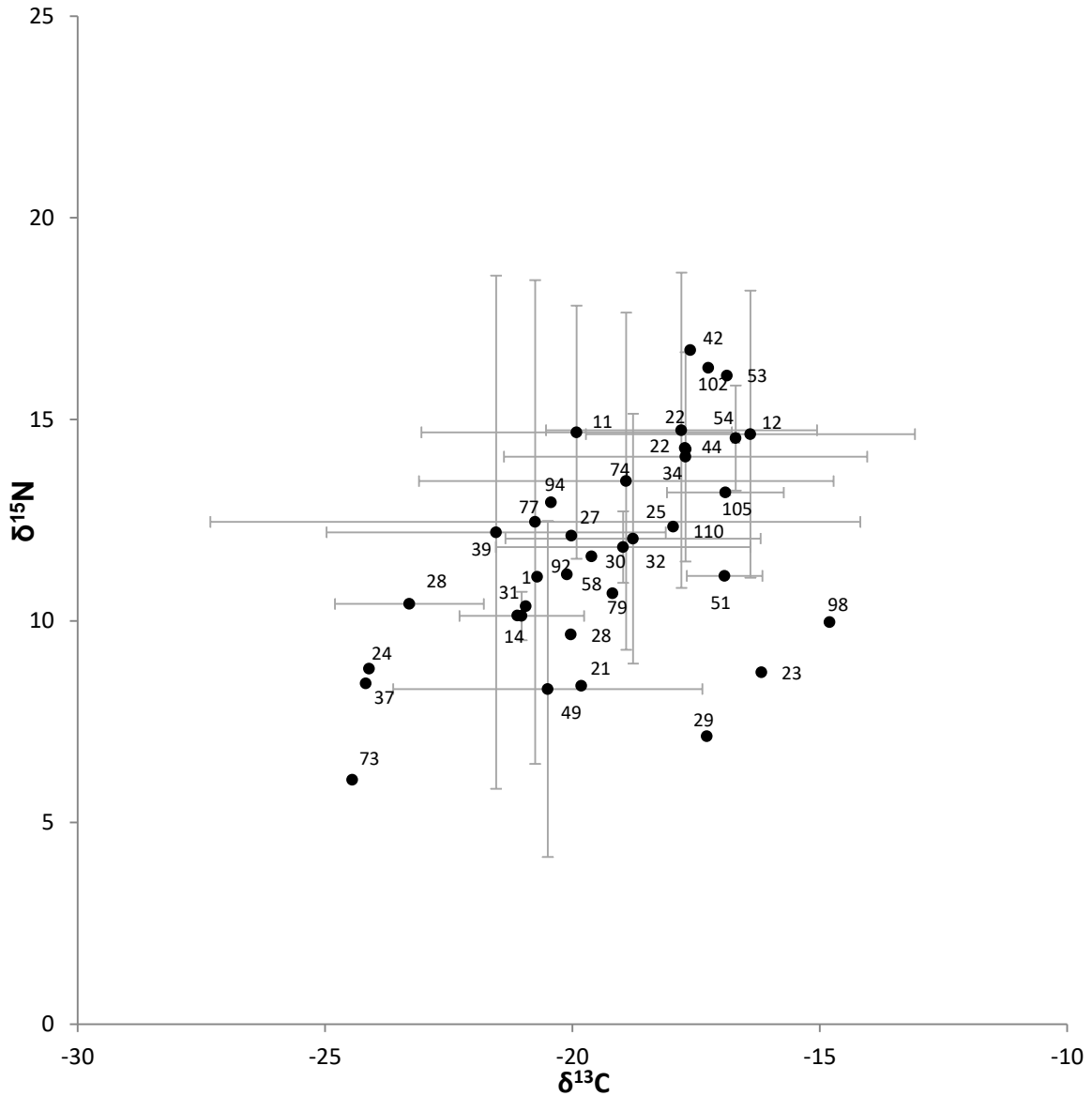


Figura 55.- Valores isotópicos promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en la zona de manglar de Huizache-Caimanero. El número indica la *ID* de la especie.

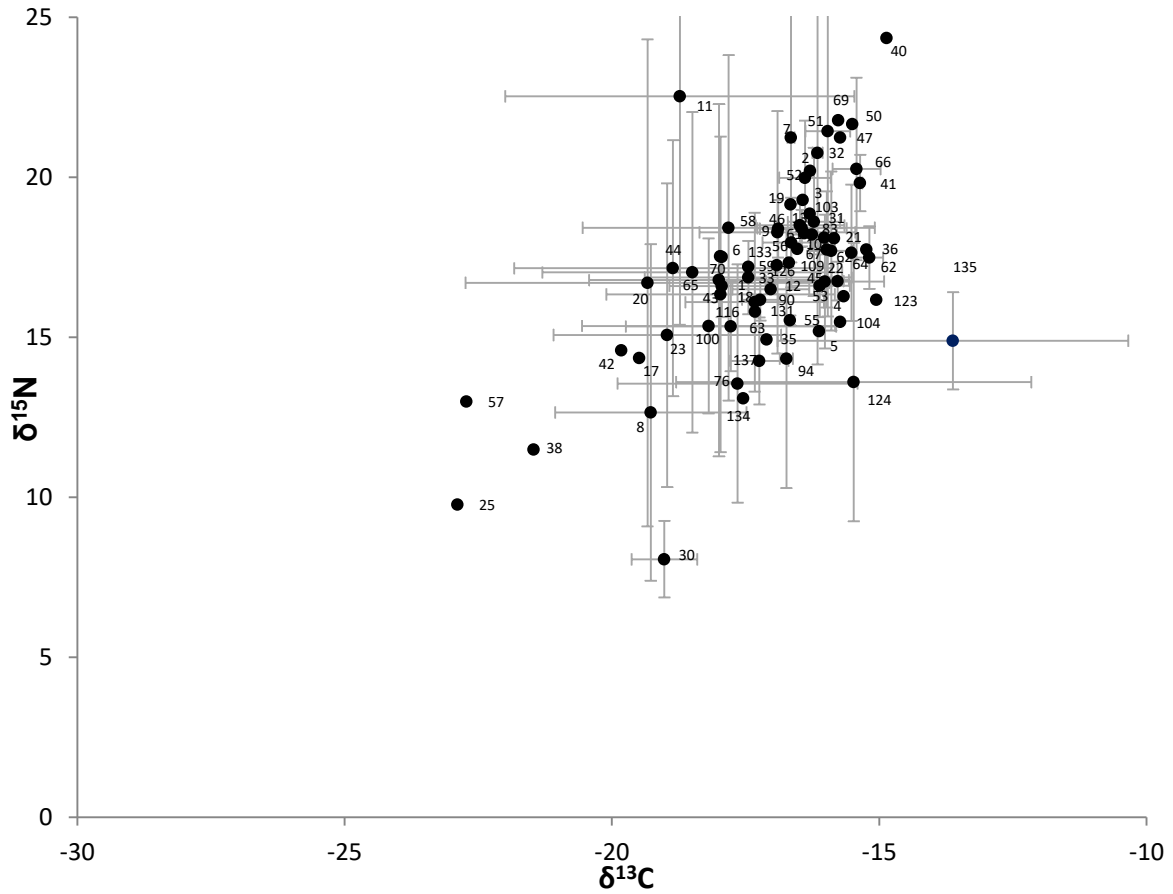


Figura 56.- Valores isotópicos promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en zona marina de Teacapán. El número indica la *ID* de la especie.

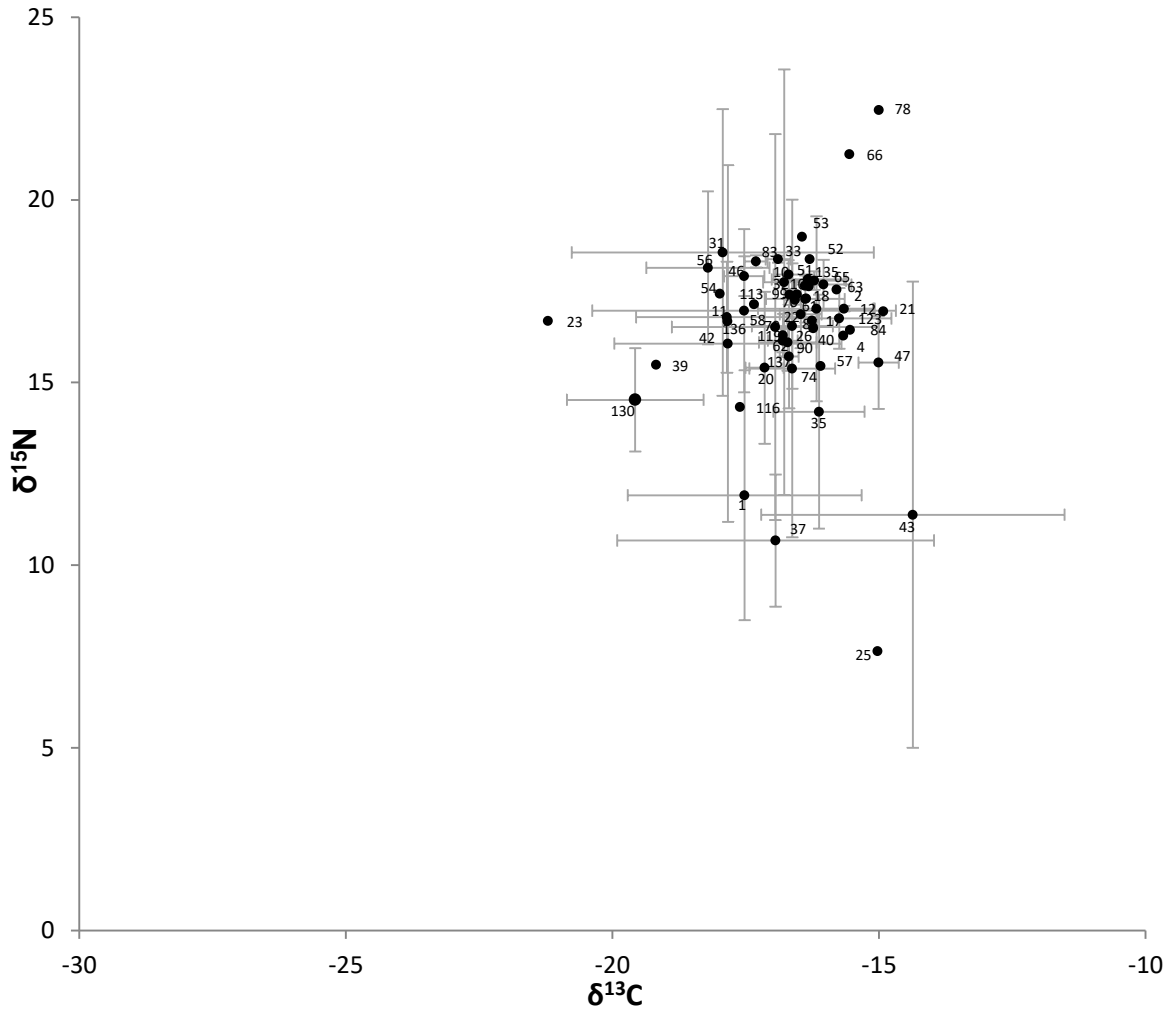


Figura 57.- Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en zona marina de Huizache-Caimanero. El número indica la *ID* de la especie.

Para todas las especies de peces y macroinvertebrados colectados, se determinó la posición trófica a partir de los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. La mayoría de las especies de peces se encuentran entre los niveles tróficos 3 y 4 (Tabla 7) y los macroinvertebrados se ubican en un nivel trófico <3 (Tabla 9)

Tabla 8.-Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los peces capturados en las diferentes zonas de estudio y los niveles tróficos calculados mediante el AIE.

Especies	n	ID	Nombre común	$\delta^{13}\text{C}(\pm\text{SD})$	$\delta^{15}\text{N}(\pm\text{SD})$	NT ($\pm\text{SD}$)
<i>Abudefduf troschelli</i>	2	6	Petaca banderita	-17.97	17.53	3.9 \pm 0.71
<i>Achirus mazatlanus</i>	24	1	Comalito	-19.84 \pm 4.01	13.79 \pm 4.88	3.56 \pm 0.52
<i>Adinia xenica</i>	1	73	Carpa diamante	-25.45	7.06	1.56 \pm 0.83
<i>Aetobatus narinari</i>	2	134	Raya jaspeada	-17.54552	13.090916	3.02 \pm 0.11
<i>Albula nemoptera</i>	4	5	Macabí	-17.15 \pm 1.37	15.08 \pm 2.86	3.92 \pm 0.16
<i>Albula vulpes</i>	6	2	Macabí	-17.76 \pm 2.10	14.20 \pm 6.03	3.83 \pm 0.65
<i>Alectis ciliaris</i>	1	133	Pámpano africano	-17.446913	13.2008227	3.45 \pm 0.11
<i>Anchoa lucida</i>	5	76	Anchoa ojitos	-19.84 \pm 4.01	13.09 \pm 3.73	3.22 \pm 0.33
<i>Anchoa mundeola</i>	4	3	Anchoa falsa	-16.46	12.29	2.90 \pm 0.76
<i>Anchoa nasus</i>			Anchoa			
<i>Anchoa walkeri</i>	20	74	Anchoa de Walker	-16.93 \pm 1.05	14.47 \pm 1.20	3.59 \pm 0.42
<i>Anchovia macrolepidota</i>	6	4	Anchoveta escamuda	-15.60 \pm 1.36	13.4 \pm 4.50	3.32 \pm 0.26
<i>Ariosoma gilberti</i>	1	7	Congrio narigón	-15.73	21.24	4.45 \pm 0.11
<i>Bagre panamensis</i>	17	10	Chihuil	-16.58 \pm 0.50	18.32 \pm 0.52	4.38 \pm 0.78
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	8	8	Bagre bandera	-17.35	20.01	4.22 \pm 0.74
<i>Bairdiella incistia</i>			Roncacho			
<i>Balistes polylepis</i>	4	9	Cochito	-16.91 \pm 1.46	18.28 \pm 3.79	3.93 \pm 0.35
<i>Bodianus diplotaenia</i>			Vieja			
<i>Caranx caballus</i>	7	90	Cocinero	-16.95 \pm 0.82	16.23 \pm 0.31	3.99 \pm 0.57
<i>Caranx caninus</i>	23	12	Toro	-17.13 \pm 2.54	15.55 \pm 3.26	3.77 \pm 0.73
<i>Caranx otrynter</i>			Pámpano			
<i>Caranx vinctus</i>	6	13	Cocinero	-16.62 \pm 0.65	19.19 \pm 3.47	4.02 \pm 0.66
<i>Cathorops fuérthii</i>	18	11	Bagre congo	-18.46 \pm 1.72	17.86 \pm 5.43	3.88 \pm 0.47
<i>Centropomus armatus</i>	2	91	Robalo espina larga	-19.32 \pm 0.56	18.60 \pm 1.64	4.18 \pm 0.35
<i>Centropomus medius</i>	4	92	Robalo prieto	-16.01 \pm 0.33	15.91 \pm 0.74	3.83 \pm 0.65
<i>Centropomus nigrescens</i>	1	16	Robalo negro	-23.4	16.52	3.95 \pm 0.68
<i>Centropomus robalito</i>	19	14	Robalito	-19.59 \pm 3.55	15.36 \pm 1.76	3.83 \pm 0.65
<i>Centropomus viridis</i>	3	15	Robalo plateado	-20.18 \pm 1.05	14.77 \pm 1.68	3.76 \pm 0.66
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	4	17	Anchoveta bocona	-18.52 \pm 1.97	14.43 \pm 1.11	3.6 \pm 0.53
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	6	19	Peluquero	-17.28 \pm 1.94	16.78 \pm 7.14	3.97 \pm 0.57
<i>Chaetodon humeralis</i>			Mripasa			
<i>Chanos chanos</i>	11	77	Sabalo	-18.5 \pm 4.72	7.38 \pm 4.28	1.96 \pm 0.52
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	19	18	Jurel orqueta	-17.59 \pm 1.61	17.31 \pm 3.71	3.88 \pm 0.87
<i>Citharichthys gilberti</i>			Lenguado			
<i>Conodon serrifer</i>	2	130	Roncador	-17.76 \pm 2.10	14.20 \pm 6.03	3.83 \pm 0.65
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	3	94	Lenguado panamico	-17.97 \pm 2.13	13.87 \pm 2.97	3.48 \pm 0.75
<i>Cyclopsetta querna</i>	8	20	Lenguado dientón	-19.16 \pm 3.47	15.54 \pm 5.91	3.92 \pm 0.68
<i>Cynoscion othonaterus</i>			Corvina golfina			
<i>Cynoscion reticulatus</i>	6	21	Corvina rayada	-17.84 \pm 4.13	24.2 \pm 11.60	4.69 \pm 0.74
<i>Cynoscion squamipinnis</i>			Corvina aguada			
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	1	78	Corvina cola amarilla	15	22.46	4.47 \pm 0.69
<i>Cynoscion xanthulus</i>	21	22	Corvina boca amarilla	-16.66 \pm 1.76	16.08 \pm 4.29	3.99 \pm 0.57
<i>Diapterus aureolus</i>		1	Mojarra	-16.08	14.7	3.62 \pm 0.33
<i>Diapterus peruvianus</i>	32	25	Mojarra peruviana	-18.92 \pm 3.53	10.85 \pm 2.35	2.52 \pm 0.13
<i>Diodon hystrix</i>			Puercoespín			
<i>Dormitator latifrons</i>	9	24	Puyequé	-20.96 \pm 2.68	7.35 \pm 1.81	1.62 \pm 0.17
<i>Dorosoma smithi</i>			Sardina norteña			
<i>Eleotris picta</i>			Guavina manchada			
<i>Elops affinis</i>	14	27	Machete	-17.96 \pm 2.35	17.22 \pm 3.11	4.12 \pm 0.72
<i>Epinephelus labriformis</i>			Cabrilla arenera			
<i>Etropus crossotus</i>	5	79	Lenguado	-15.83 \pm 0.08	19.44 \pm 2.19	4.02 \pm 0.66
<i>Eucinostomus argenteus</i>	2	48	Mojarra plateada	-18.87 \pm 2.46	11.39 \pm 3.09	2.7 \pm 0.41

<i>Eucinostomus currani</i>	13	23	Mojarra tricolor	-19.75± 2.30	14.35± 3.61	3.73 ± 0. 26
<i>Eucinostomus entomelas</i>	10	26	Mojarra	-17.21± 3.07	12.22± 3.32	3.34 ± 0. 56
<i>Eucinostomus gracilis</i>	4	45	Mojarra charrita	-16.01± 1.1	15.74± 2.09	3.85 ± 0. 57
<i>Eugerres axillaris</i>	6	98	Mojarra china	-21.85±2.66	10.76± 2.54	2.52 ± 0.13
<i>Gerres simillimus</i>	15	30	Mojarra plateada	-20.65± 3.08	10.15± 1.33	2.44 ± 0.16
<i>Gobiomorus maculatus</i>	4	28	Guavina	-19.82± 3.81	10.81± 0.65	2.88 ± 0.33
<i>Gobionellus microdon</i>	2	29	Gobio cola de palma	-15.76± 2.85	8.26± 1.96	1.76 ± 0.83
<i>Gymnura marmorata</i>	2	36	Raya mariposa	-15.24	17.74	4.26 ± 0. 72
<i>Haemulopsis axillaris</i>	2	99	Burro blanco	-17.21± 0.93	15.98± 2.49	3.75 ± 0. 57
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	5	70	Roncacho	-15.76	23.77	4.52 ± 0.69
<i>Haemulopsis nitidus</i>	5	100	Burrito	-16.15± 0.41	17.84± 0.54	4.28 ± 0. 72
<i>Hemicaranx leucurus</i>	8	33	Pámpano	-16.04± 0.95	19.04± 3.11	4.39 ± 0. 33
<i>Hemicaranx zelotes</i>	3	131	Jurelito cocho	-17.21± 0.93	16.97± 0.90	4.09 ± 0.57
<i>Hoplopagrus guentherii</i>			Pargo coconaco			
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	2	102	Pajarito	-17.25	16.28	3.89 ± 0. 62
<i>Isopisthus remifer</i>	4	32	Corvina ojona	-16.32± 0.29	19.58± 5.11	4.36 ± 0. 77
<i>Katsuwonus pelamis</i>	1	103	Barrilete	-16.3	18.85	4.29 ± 0.35
<i>Larimus acclivis</i>	1	136	Boquinete	-16.17± 0.48	15.99± 3.33	3.97 ± 0.36
<i>Larimus effulgens</i>	9	31	Corvina ñata brillante	-15.89± 0.31	19.81± 5.05	4.39 ± 0. 59
<i>Lile stolidifera</i>	6	80	Sardina rayada	-19.17± 2.83	10.59± 2.15	2.39 ± 0.13
<i>Lutjanus argentiventris</i>	16	34	Pargo amarillo	-18.61± 3.65	14.69± 2.55	3.73 ± 0. 26
<i>Lutjanus guttatus</i>	2	104	Pargo lunarejo	15.73	15.48	3.79 ± 0. 62
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	10	105	Pargo prieto	-17.95± 1.99	13.99± 2.22	3.47 ± 0. 69
<i>Menticirrhus elongatus</i>	3	40	Berrugata boca dulce	-14.859678	14.93	3.83 ± 0. 26
<i>Menticirrhus nasus</i>	3	135	Berrugata real	-17.10± 0.70	16.15±0.05	3.93 ± 0.18
<i>Microgobius sp</i>			Gobio payaso			
<i>Micropogonias altipinnis</i>			Berrugata			
<i>Micropogonias ectenes</i>	1	35	Berrugata	-17.1	14.93	3.83 ± 0. 26
<i>Micropogonias megalops</i>	1	38	Berrugata	-21.46	13.49	3.41 ± 0. 69
<i>Mobula japonica</i>			Mantaraya			
<i>Mugil cephalus</i>	18	37	Lisa macho	-17.78± 3.69	11.01± 3.40	2.45 ± 0. 41
<i>Mugil curema</i>	20	39	Liseta	-18.73± 2.85	11.62±5.00	2.76± 0. 33
<i>Myrichthys aspetocheiros</i>			Tieso aletón			
<i>Narcine vermiculatus</i>	2	41	Raya eléctrica rayada	-17.38± 0.04	19.82± 0.88	4.39 ± 0. 59
<i>Nematistius pectoralis</i>	4	44	Gallito	-16.82± 1.00	16.97± 0.90	4.09 ± 0.66
<i>Occidentarius platypogon</i>	9	83	Bagre cominate	-17.05± 0.59	18.30± 0.23	4.16 ± 0.35
<i>Oligoplites altus</i>	16	42	Piña bocona	-20.00± 2.78	13.21± 3.45	3.47 ± 0. 69
<i>Oligoplites refulgens</i>	4	109	Piña flaca	-16.17± 0.48	19.22± 0.88	4.29 ± 0. 53
<i>Oligoplites saurus</i>	1	110	Monda	-17.96	13.33	3.37 ± 0. 45
<i>Ophichthus zoehochir</i>			Tieso amarillo			
<i>Opisthonema libertate</i>	15	43	Sardina crinuda	-16.67± 2.39	13.68± 4.01	3.44 ± 0. 32
<i>Opisthonema medirastre</i>			Sardina crinuda			
<i>Opisthopterus dovii</i>			Sardina machete			
<i>Oreochromis sp</i>	10	49	Tilapia	-21.40± 2.84	7.79± 2.18	1.6 3± 0.83
<i>Orthopristis chalceus</i>	1	50	Burrito jorobado	-15.5	21.66	4.49 ± 0. 55
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	2		Cabrilla arenera	-16.01± 0.33	15.91± 0.74	3.92 ± 0.11
<i>Paralichthys woolmani</i>			Lenguado huarache			
<i>Paralichthys woolmani</i>	6	47	Corvina ángel	-15.55± 0.97	17.44± 4.19	3.92 ± 0. 60
<i>Peprilus medius</i>	8	46	Palometa común	-17.25± 0.96	19.18± 1.06	4.26 ± 0. 81
<i>Peprilus snyderi</i>	1	113	Palometa salema	-16.14± 1.46	16.54± 0.40	3.93 ± 0.18
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	11	51	Arenquilla amarilla	-17.03± 2.59	17.14± 5.14	4.11 ± 0.37
<i>Polydactylus approximans</i>	6	53	Barbudo azul	-16.23± 0.55	17.29± 1.32	4.13 ± 0.53
<i>Polydactylus opercularis</i>			Barbudo azul			
<i>Pomadasys branickii</i>			Roncacho arenero	-14.87± 0.70	18.78± 0.30	4.26 ± 0.11
<i>Pomadasys macracanthus</i>	9	54	Roncacho gordo	-19.93± 3.28	12.91± 3.11	3.21 ± 0. 14
<i>Pomadasys panamensis</i>	6	52	Ronco blanco	-16.39± 0.48	19.98± 1.78	4.46 ± 0. 53
<i>Prionotus ruscarius</i>	2	124	Vaquita	-15.89± 0.31	13.54± 2.16	3.40 ± 0. 32

<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	1	55	Salmonete rosado	-16.68	15.63	3.81 ± 0.19
<i>Rhinobatos glaucostigma</i>	1	126	Pez guitarra	-16.53	17.76	4.05 ± 0.60
<i>Rhinobatos leucorhynchus</i>			Pez guitarra			
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	4	57	Raya gavilán	-18.33± 3.14	14.22± 1.74	3.64 ± 0.12
<i>Sciades guatemalensis</i>			Bagre cuatete			
<i>Sciades seemanni</i>	20	58	Chihuil prieto	-18.31± 2.39	14.57± 5.11	3.71 ± 0.92
<i>Scomber japonicus</i>			Macarela			
<i>Scomberomorus sierra</i>	5	84	Sierra	-16.14± 1.46	16.54± 0.40	3.94 ± 0.18
<i>Selar crumenophthalmus</i>	3	116	Chicharro ojón	-16.14± 1.46	16.97± 0.90	4.09 ± 0.66
<i>Selene brevoortii</i>	4	60	Jorobado mexicano	-19.40± 1.19	14.43± 3.58	3.79 ± 0.70
<i>Selene orstedii</i>			Jorobado carite			
<i>Selene peruviana</i>	13	56	Jorobado blanco	-18.04± 0.67	19.20± 1.25	4.33 ± 0.22
<i>Spherooides annulatus</i>			Botete diana	-16.07± 0.86	15.80± 2.36	3.78 ± 0.3
<i>Spherooides lobatus</i>	1	59	Botete verrugoso	-16.92	17.25	4.02 ± 0.60
<i>Sphyrna ensis</i>	1		Barracuda mexicana	-15.4	15.99	3.91 ± 0.16
<i>Sphyrna lewini</i>	9	137	Cornuda común	-17.21± 0.93	16.27± 0.90	3.96 ± 0.57
<i>Stellifer furthii</i>	9	61	Corvineta blanca	-16.25± 0.22	17.56± 0.97	4.12 ± 0.89
<i>Stellifer illecebrosus</i>	7	119	Corvinilla plateada	-17.25± 0.96	17.62± 0.97	4.13 ± 0.80
<i>Strongylura exilis</i>			Agujón			
<i>Syacium ovale</i>	2	64	Lenguado ovalado	-15.98± 0.15	17.74± 1.82	4.21 ± 0.22
<i>Symphurus elongatus</i>	5	62	Lengua esbelta	-16.11± 0.38	17.36± 1.03	4.07 ± 0.85
<i>Synodus scitulipiceps</i>	4	65	Chile arpón	-18.86± 2.97	17.16± 4.00	4.01 ± 0.17
<i>Tilapia mossambicus</i>	1	121	Tilapia mosambica	-19.2	7.68	1.61 ± 0.92
<i>Trachinotus kennedyi</i>	1	63	Pámpano plateado	-24.58	13.67	3.44 ± 0.63
<i>Trachinotus paitensis</i>	8	68	Pámpano paloma	-18.40± 2.90	17.16± 1.05	3.94 ± 0.57
<i>Trachinotus rhodopus</i>			Pámpano			
<i>Trichiurus lepturus</i>	2	85	Sable del Pacífico	-15.65± 0.54	17.02± 0.08	3.91 ± 0.13
<i>Trinectes fonsecensis</i>	3	67	Suela rayada	-15.96± 0.61	18.40± 1.06	4.22 ± 0.88
<i>Tylosurus crocodilus</i>			Agujón cocodrilo			
<i>Umbrina xanti</i>	5	123	Berrugata roncadora	-16.23± 0.55	17.29± 1.32	4.04 ± 0.15
<i>Urophycis halleri</i>	1	69	Rara redonda común	-15.76	21.78	4.63 ± 0.33
<i>Urotrygon chilensis</i>	6	66	Raya pinta	-15.47± 0.33	20.59± 2.10	4.52 ± 0.58
<i>Urotrygon munda</i>			Raya redonda áspera			
<i>Urotrygon nana</i>	2	72	Raya redonda enana	-15.19± 0.26	17.49± 0.98	4.07 ± 0.89
<i>Xenistius californiensis</i>			Pajarillo			

Tabla 9.-Valores isotópicos generales de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los productores primarios y macroinvertebrados colectados en las diferentes zonas de estudio y los niveles tróficos calculados mediante el AIE.

Especies	Nombre común	$\delta^{13}\text{C}$ (±SD)	$\delta^{15}\text{N}$ (±SD)	PT(SD)
Fitoplancton (manglar)	Seston	-25.8±1.16	6.7±3.46	1.0
Fitoplancton (manglar)	Seston	-25.60±0.95	5.65±3.64	1.0
Detritus (manglar)	Detritus	-22.39±1.47	5.71±1.42	1.0
Fitoplancton (lagunar)	Fitoplancton	-15.89±1.41	5.02±2.79	1.0
Fitoplancton area (lagunar)	Fitoplancton	-19.89±2.11	6.36±2.81	1.0
Fitoplancton (marino)	Fitoplancton	-21.33±0.54	8.89 ±3.63	1.0
Detritus (lagunar)	Detritus	-21.33±1.68	7.75 ±0.63	1.0
Detritus (manglar)	Detritus	-22.99±1.48	6.03±1.15	1.0
<i>Rhizophora mangle</i>	Mangle rojo	-23.93±0.55	8.37±2.1	1.0
<i>Rhizophora mangle</i>	Mangle rojo	-26.13±3.05	8.8±2.95	1.0
<i>Laguncularia racemosa</i>	Mangle blanco	-23.83±2.31	6.50±1.76	1.0

<i>Caulerpa sertularoides</i>	Macroalga	19.17	9.41	1.0
<i>Ulva lactuca</i>	Macroalga	-20.16±3.37	6.74±1.34	1.0
Zooplancton (laguna)	Copepodos	-19.19±1.89	9.4±1.28	1.32 ± 0.32
Zooplancton (manglar)	Zooplancton	-19.18±2.95	9.09±1.03	1.23 ± 0.23
Zooplankton	Larvas de peces	-18.47	13.28	2.15 ± 0.92
<i>Nematodes</i>	Meiofauna	-23.08±1.10	8.81±1.4	2.11 ± 0.92
<i>Crassostrea corteziensis</i>	Ostion	-20.85±1.93	10.98±2.12	1.79 ± 0.57
<i>Mytella strigata</i>	Mejillon	-21.22±2.22	11.06±1.64	1.81 ± 0.41
<i>Hexaples nigritus</i>	Caracol	-20.14	11.54	1.95 ± 0.12
<i>Littoraria pintado</i>	Caracol	-23.55±0.57	9.45±3.86	2.34 ± 1.12
<i>Littoraria aberrans</i>	Caracol	-22.95±1.71	8.35±2.10	1.61 ± 0.92
<i>Muricidae</i>	Caracol	-12.46	14.17	2.01 ± 0.61
<i>Hexaples crythrostoma</i>	Caracol	-15.78	16.47	3.1 ± 0.11
<i>Bufo nana</i>	Caracol	-13.47	13.73	2.61 ± 0.12
<i>Terebridae</i>	Caracol	-15.59	16.33	1.61 ± 0.92
<i>Fistulobalanus dentivarians</i>	Barnacles	-21.12±1.35	9.26±0.54	3.16 ± 0.11
<i>Streblospio benedecti</i>	Poliqueto	-20.65±0.53	10.92±0.51	1.77 ± 0.05
<i>Callinectes arcuatus</i>	Jaiba azul	-16.03±1.14	11.04±2.16	1.81 ± 0.58
<i>Hepatus kossmanni</i>	Cangrejo	-15.93	15.62	3.15 ± 0.12
<i>Hepatus sp.</i>	Cangrejo	-15.86±0.09	15.48±0.20	2.72 ± 0.18
<i>Arenesius mexicanus</i>	Cangrejo	-12.85	12.57	1.81 ± 0.58
<i>Uca sp.</i>	Cangrejo	-15.30±0.40	12.21±0.20	2.25 ± 0.12
<i>Grapsus sp.</i>	Cangrejo de mangle	-24.30±0.30	12.31±0.10	2.18 ± 0.09
<i>Portunus asper</i>	Cangrejo	-18.32±0.32	12.30±1.21	2.17 ± 0.27
<i>Luidia columbia</i>	Star fish	-13.62±3.28	14.89±1.52	2.94 ± 0.36
<i>Macrobrachium sp.</i>	Langostino	-20.09	7.59	1.29 ± 0.58
<i>Octopus bimaculatus</i>	Pulpo	-17.16±0.05	14.01±0.60	3.13 ± 0.07
<i>Lolliguncula panamensi</i>	Calamar	-14.94	14.53	2.83 ± 0.12
<i>Squilla panamensis</i>	Mantis	-17.94±0.24	15.66±2.19	3.16 ± 0.57
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Camaron blanco	-18.95±0.89	14.41±1.44	2.80 ± 0.34
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Camaron blanco	-17.70±1.98	16.47±1.77	3.40 ± 0.43
<i>xiphopenaeus riveti</i>	Camaron	-16.35	14.4	2.79 ± 0.12
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Camaron café	-15.66±0.93	14.64±0.63	2.86 ± 0.08
<i>Sipunculido</i>	Gusano cacahuete	-15.56	13.98	1.81 ± 0.58
<i>Anelidos</i>	Poliquetos	-18.14±0.53	9.22±0.51	1.47 ± 0.05
<i>Isopodos</i>	Isopodos	-15.42	16.69	3.47 ± 0.11
<i>Physalia sp</i>	Medusas	-16.01±0.10	12.69	2.29 ± 0.04

Nivel trófico mediante el AIE.

En general la mayoría de las especies mostraron una buena correspondencia con la asignación *a priori* basada en los datos de contenido estomacal (Tabla 6). El nivel

trófico designado a partir de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, tomando como referencia las fuentes tanto plantónica como bentónica, fue posible delimitar cuatro niveles tróficos. Los valores promedios generales del nivel trófico por zona mostraron diferencias significativas entre las zonas marinas que registraron los más altos promedios en comparación a las zonas lagunar-esturinas con y sin manglar con menores promedios en los niveles tróficos (Tukey > 0.05) (Figura 58).

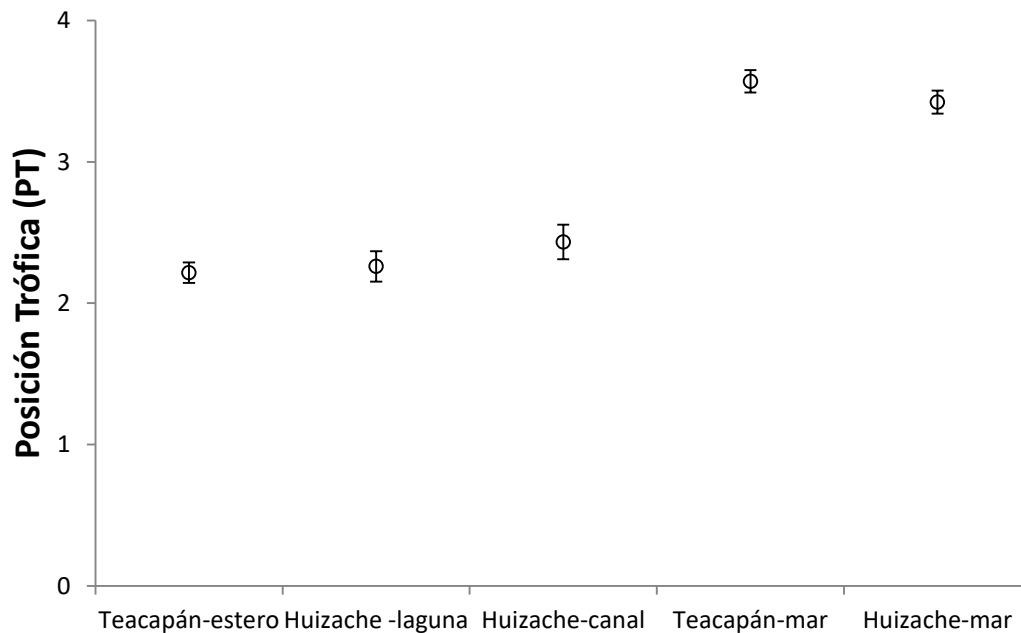


Figura 58.-Valores isotópicos promedios y desviación estándar de $\delta^{15}\text{N}$ de las diferentes especies de peces en las diferentes zonas de estudio.

Las especies se agruparon de acuerdo a su nivel trófico y se observó que la mayoría de las especies están ubicadas entre los niveles trófico 3 y 4, en menor cantidad especies con nivel trófico menor a 3 y mayor a 4 (Figuras 59, 60, 61 y 62). En la zona estuarina de Teacapán los organismos con niveles tróficos <3 representaron 44 % del total de las especies, el más alto porcentaje lo registraron las especies ubicadas entre los niveles 3 y 4 con 47 %, y el porcentaje de especies que registraron niveles >4 fue de 8 % (Figura 59). Para la zona lagunar de Huizache-Caimanero el porcentaje de especies entre los niveles tróficos de 1 y 2 fue de 11 %,

29 % para las especies ubicadas entre 2 y 3, las especies ubicadas entre los niveles 3 y 4 ocuparon 47 % y para especies que se ubicaron con niveles tróficos mayores a 4 ocupan un 13% del porcentaje total (Figura 60).

En relación a la zona costera marina correspondiente a Teacapán las especies ubicadas dentro de los niveles tróficos 3 y 4 presentaron el más alto porcentaje con 71 %, las especies con un nivel trófico <3 representan 13 % y 16 % las especies con un nivel trófico >4 (Figura 61). En el área marina de Huizache Caimanero las especies con un nivel trófico <3 corresponde a 14 %, 75 % para las especies con niveles entre 3 y 4, para las especies con niveles tróficos >4 representan 11% del total de especies (Figura 62).

En los diferentes sistemas, para algunas especies la variación encontrada en el cálculo de la posición trófica fue muy amplia, esto pudiera deberse a que en el análisis se incluyeron los datos generales de todas las especies sin clasificarlos por tamaño y que para algunas especies no se cuentan con datos suficientes para un análisis más robusto.

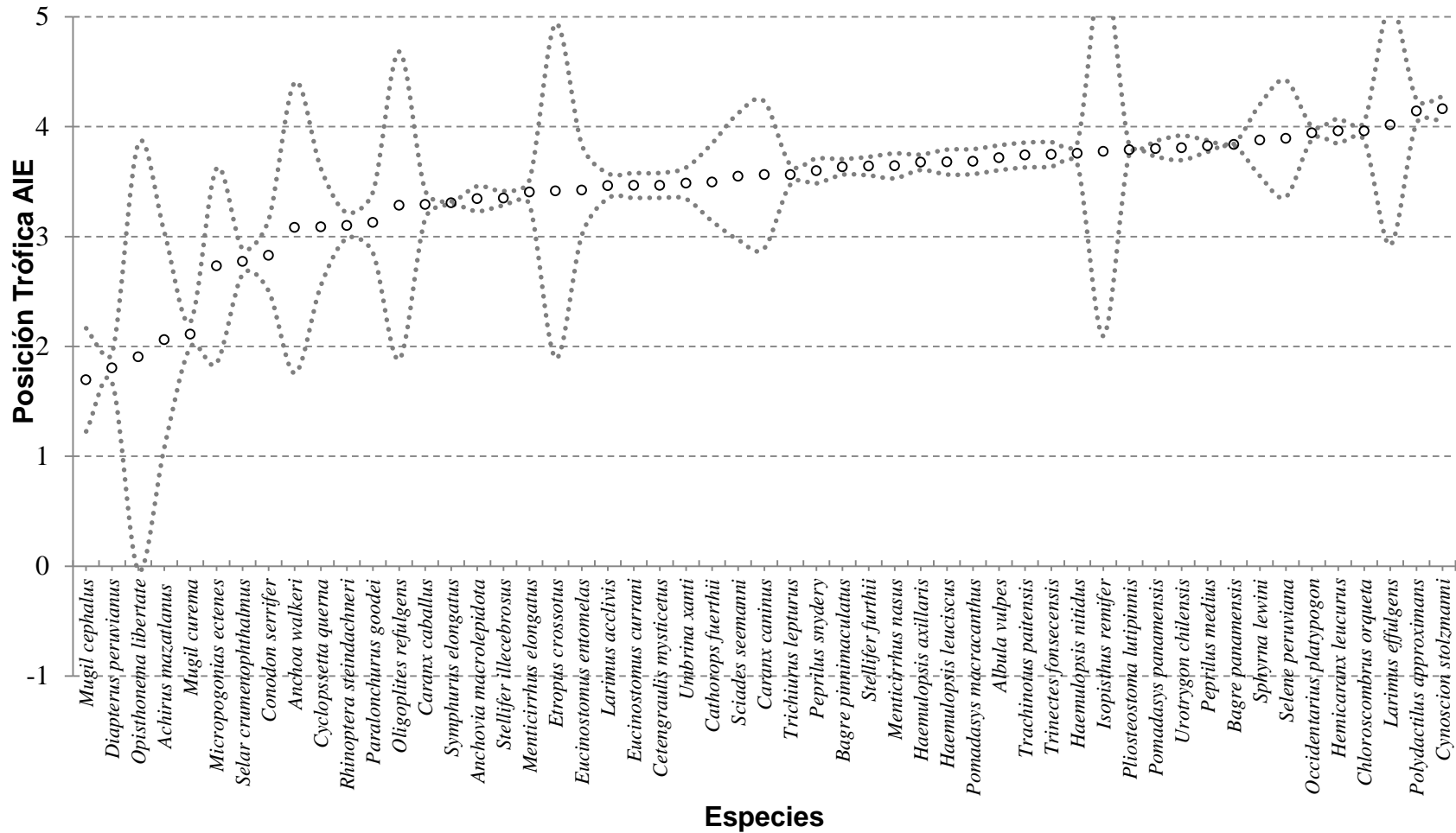


Figura 59.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona estuarina de Teacapán obtenidos mediante AIE.

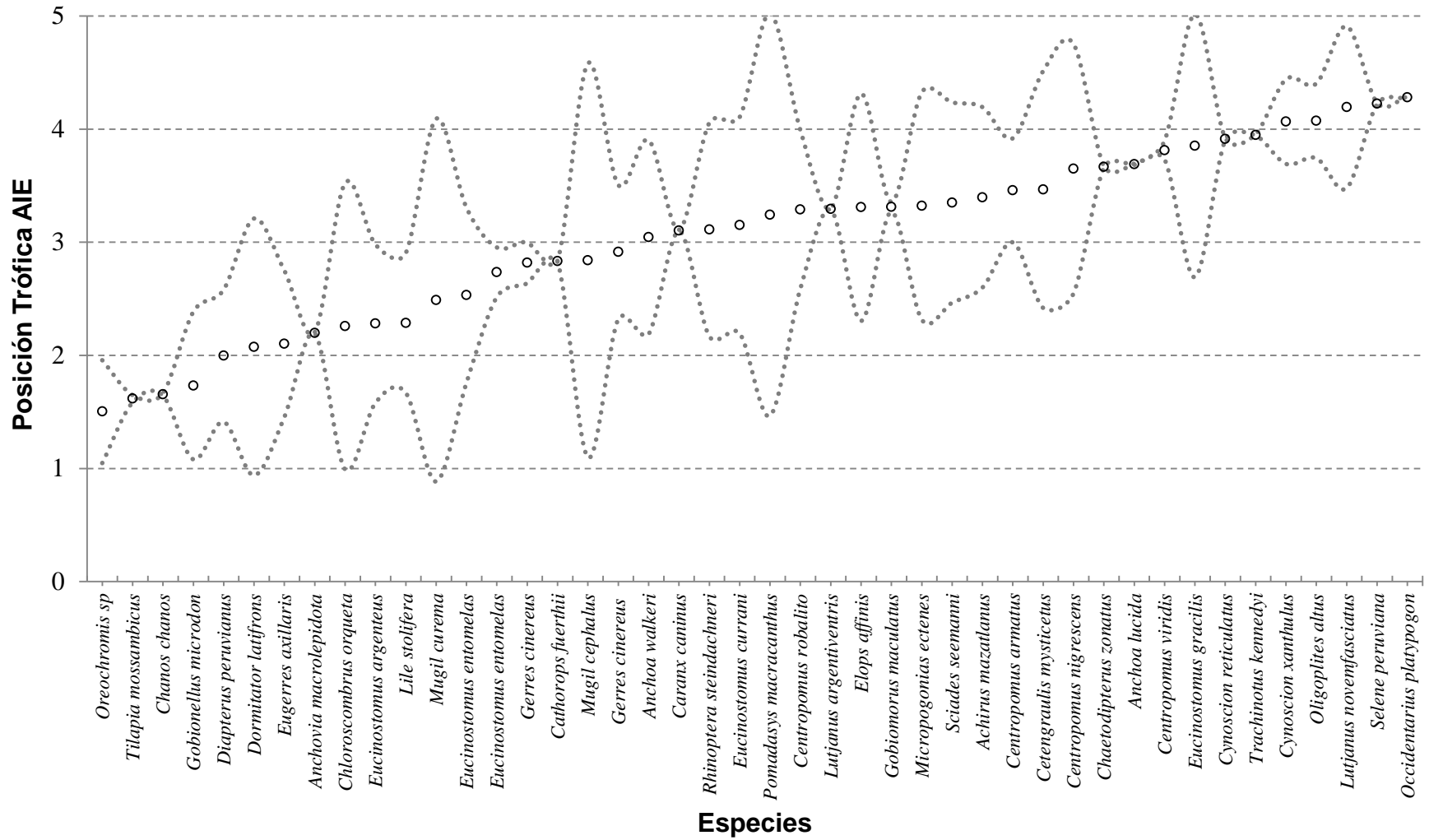


Figura 60.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona estuarina de Huizache-Caimanero obtenidos mediante AIE.

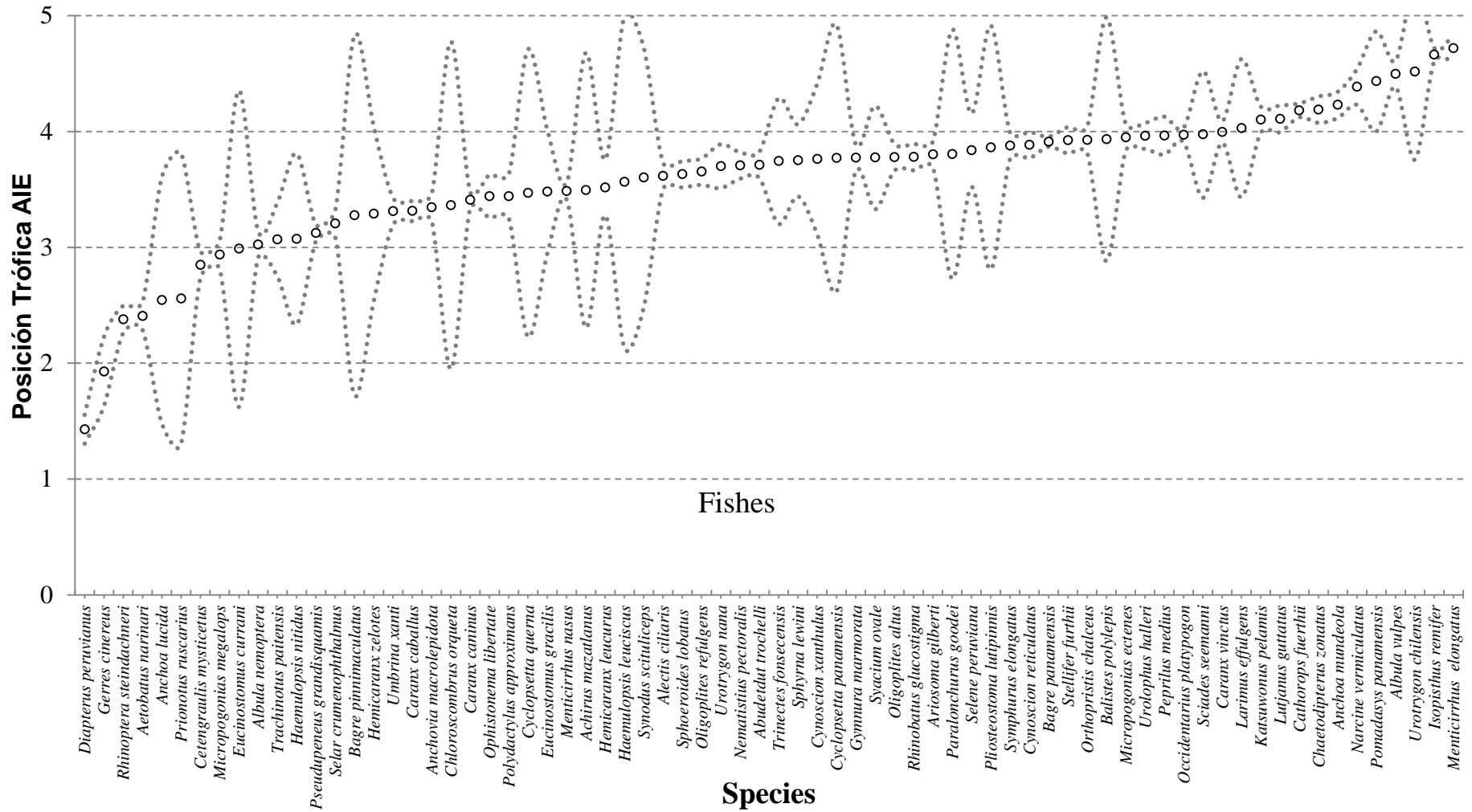


Figura 61.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona marina de Teacapán obtenidos mediante AIE.

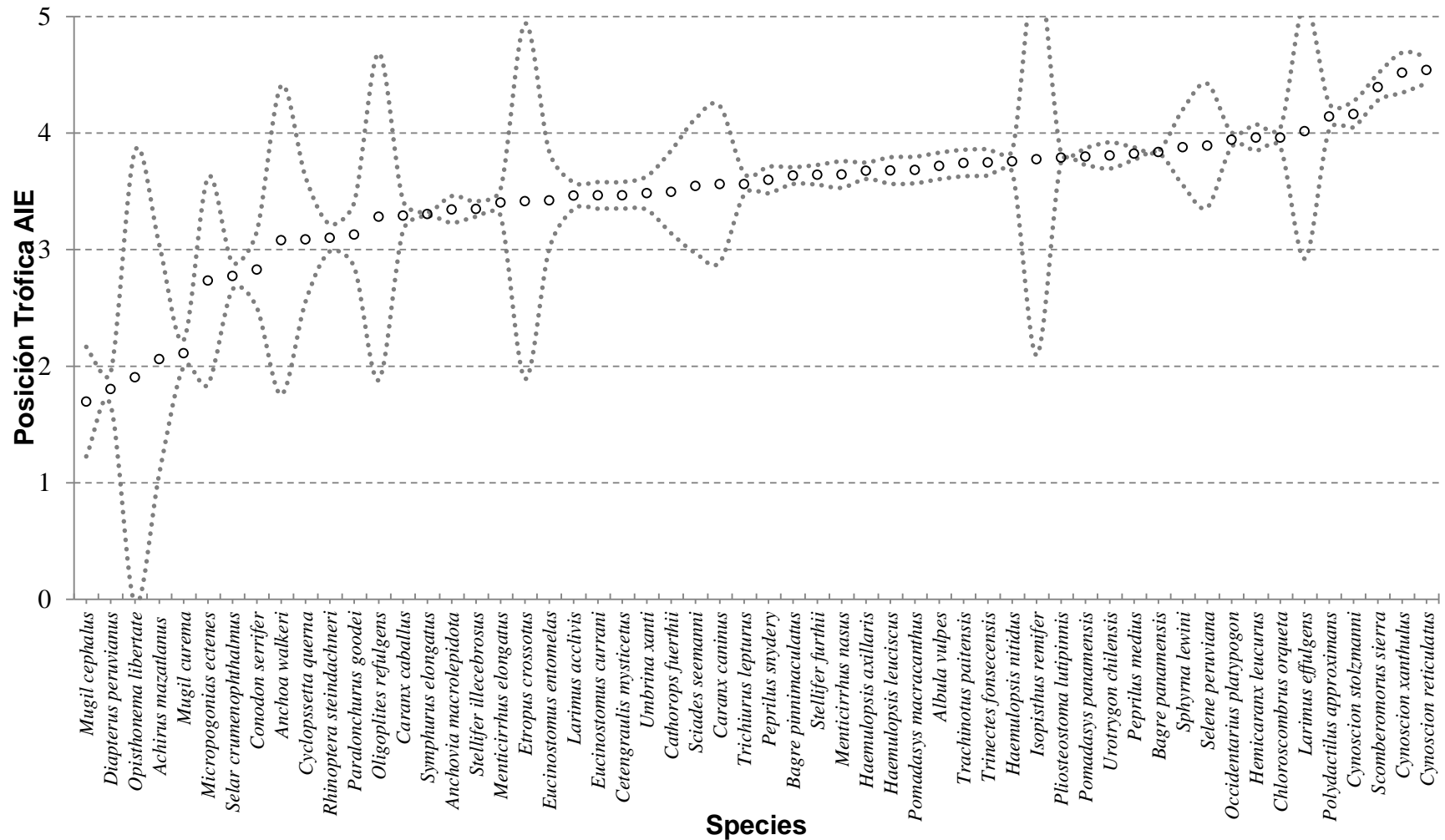


Figura 62.- Niveles tróficos de las especies de peces de la zona marina de Huizache-Caimanero obtenidos mediante AIE.

8.10. Nicho isotópico.

El concepto de nicho ecológico (Hutchinson, 1991) ha sido acogido en ecología isotópica como *nicho isotópico*, debido a que los isótopos estables varían con aspectos de la dieta y hábitat de los consumidores a través del tiempo (Newsome et al., 2007). La variación isotópica dentro y entre individuos de una misma especie o población refleja la amplitud del isotópico (Bearhop et al., 2004, Newsome et al., 2007, Newsome et al. 2009). Por lo que los datos de varios organismos pueden dar un estimado de la amplitud del nicho isotópico a nivel poblacional.

La distribución isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en los peces de las diversas zonas de estudio es muy amplia (Tabla 10), sin embargo se encontró que en las áreas correspondientes a manglar presentan una distribución más negativa en cuanto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en comparación con los sitios donde el manglar está ausente y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ no muestran grandes diferencias en cuanto a su distribución en las zonas interiores. Sin embargo, se observó que los peces correspondientes a las zonas marinas presentan valores más altos en comparación a las zonas interiores (Figura 63).

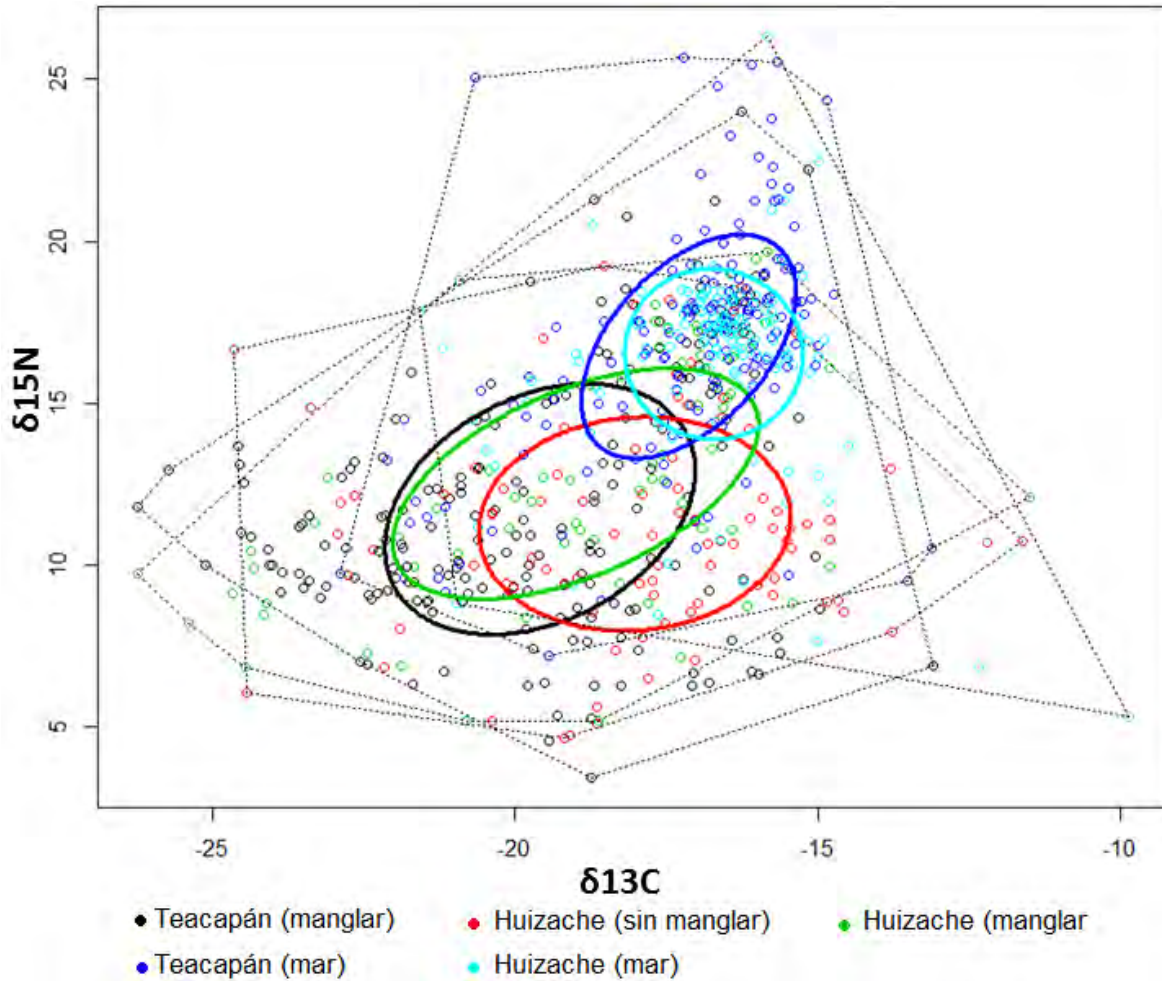


Figura 63.-Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies capturadas en los diferentes sistemas. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presenta más del 50% de los datos.

Tabla 10.- Valores cuantitativos de amplitud de nicho isotópico para cada zona, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza, considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos en el paquete estadístico R.

Zonas	Area de elipse (SEAc)	Poligono (TA)
Teacapan (manglar)	29.68	154.30
Huizache (sin manglar)	26.64	136.13
Huizache (manglar)	29.01	133.09
Teacapán (mar)	16.77	133.52
Huizache (mar)	12.16	134.78

A pesar de que los peces presentaron una amplia distribución isotópica al comparar los nichos isotópicos de las diferentes zonas, se observó que las zonas estuarinas con manglar y sin manglar presentan un traslape isotópico de 54.42%, el mayor traslape isotópico se encontró en las zonas de manglar con 80.56%, al comparar las zonas estuarinas con las zonas marinas, se observó un traslape isotópico menor al 12% (Tabla 11).

Tabla 11.- Comparación del nicho y traslape isotópicos para cada zona, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza, considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos en el paquete estadístico R.

Elipses (SEAc)		
ZONA	Área de traslape	Traslape (%)
Teacapán (manglar) vs Huizache (sin manglar)	16.15	54.42
Teacapán (manglar) vs Huizache (manglar)	23.91	80.56
Teacapán (manglar) vs Teacapán (mar)	2.94	9.89
Teacapán (manglar) vs Huizache (mar)	0.33	1.11
Huizache (sin manglar) vs Huizache (manglar)	16.30	61.17
Huizache (sin manglar) vs Teacapán (mar)	1.88	7.04
Huizache (sin manglar) vs Huizache (mar)	0.39	1.46
Huizache (manglar) vs Teacapán (mar)	5.66	19.51
Huizache (manglar) vs Huizache (mar)	3.40	11.73
Teacapán (mar) vs Huizache (mar)	10.22	60.98
Polígono (TA)		
Zonas	Área de traslape	Traslape (%)
Teacapán (manglar) vs Huizache (sin manglar)	119.77	77.62
Teacapán (manglar) vs Huizache (manglar)	117.12	75.90
Teacapán (manglar) vs Teacapán (mar)	103.41	67.02
Teacapán (manglar) vs Huizache (mar)	99.37	64.40
Huizache (sin manglar) vs Huizache (manglar)	118.95	87.38
Huizache (sin manglar) vs Teacapán (mar)	84.97	62.42
Huizache (sin manglar) vs Huizache (mar)	83.40	61.26
Huizache (manglar) vs Teacapán (mar)	90.44	67.96
Huizache (manglar) vs Huizache (mar)	85.80	64.47
Teacapán (mar) vs Huizache (mar)	104.91	78.57

Los organismos se agruparon de acuerdo al tipo de alimentación (planctívoros, omnívoros, detritívoros y carnívoros) para observar si existía una distribución isotópica de acuerdo a estos grupos alimenticios. Los datos indican que los peces en las diferentes zonas ocupan un amplio nicho isotópico, lo cual sugiere que las poblaciones son generalistas o tiende a consumir presas con intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ bastante amplio. Sin embargo, una detallada inspección permite notar algunas estrategias entre los individuos (planctívoro, omnívoro, detritívoro y carnívoro), permitiendo inferir que probablemente los organismos de las diversas zonas puedan tener dietas específicas y patrones de alimentación que les permita acceder a diverso recursos tróficos (Figuras 64, 65, 66, 67).

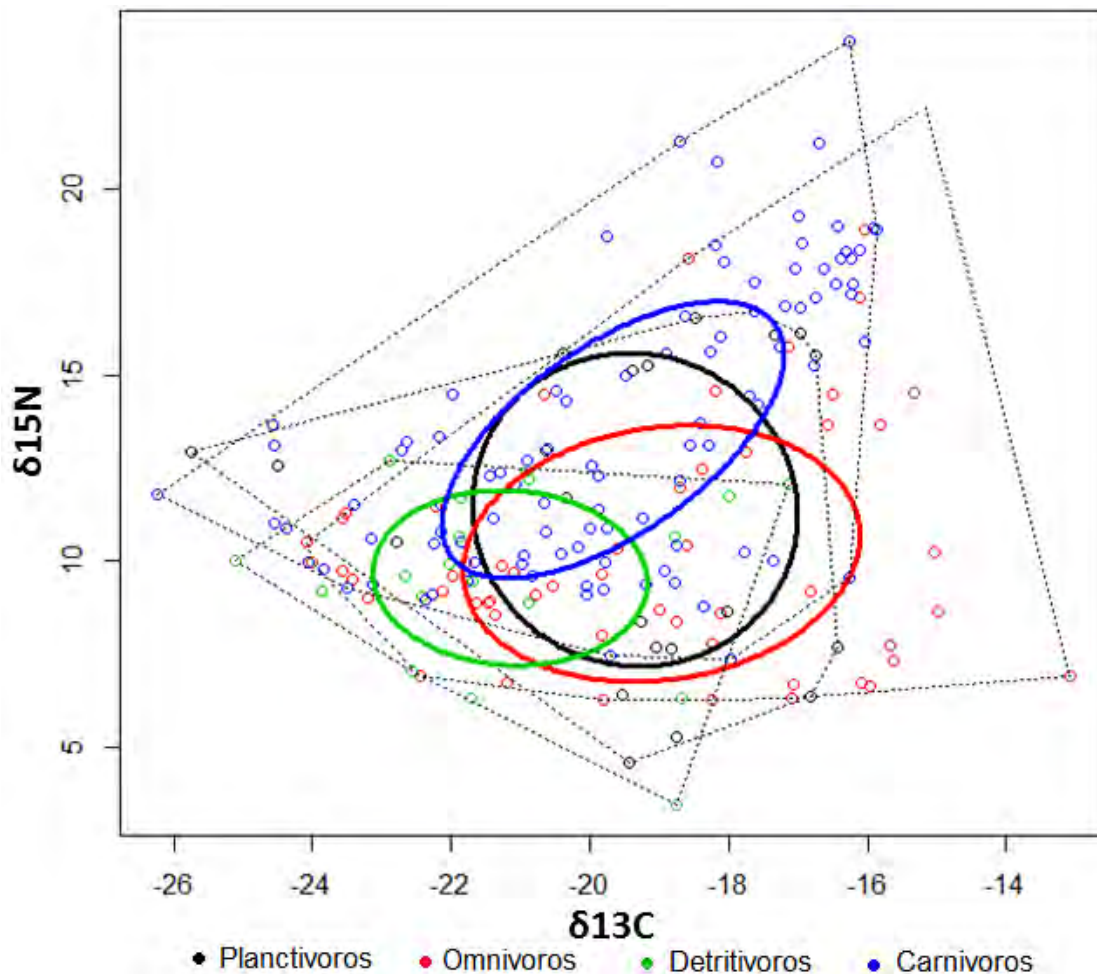


Figura 64.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Teacapán-manglar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presenta más del 50% de los datos.

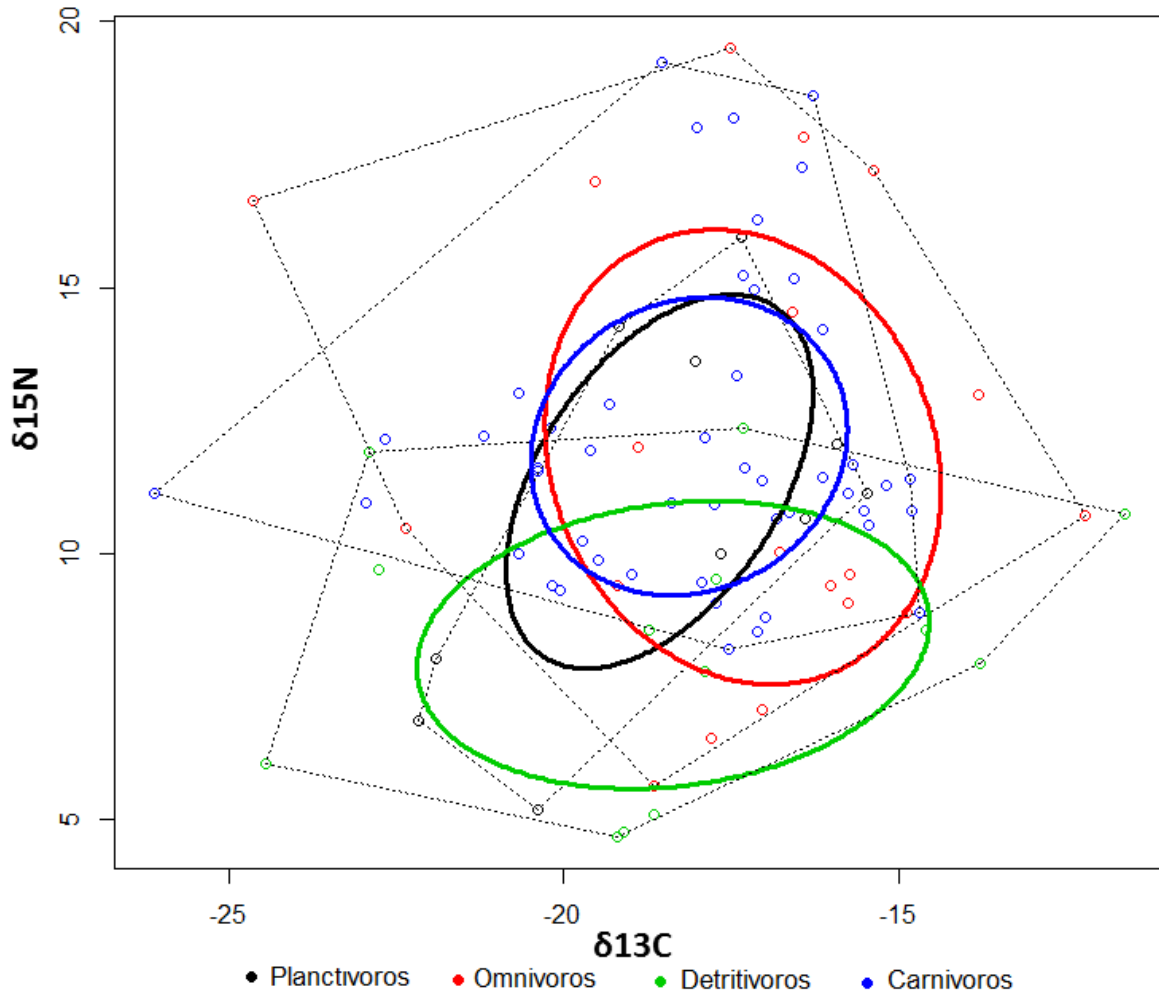


Figura 65.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Huizache-sin manglar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.

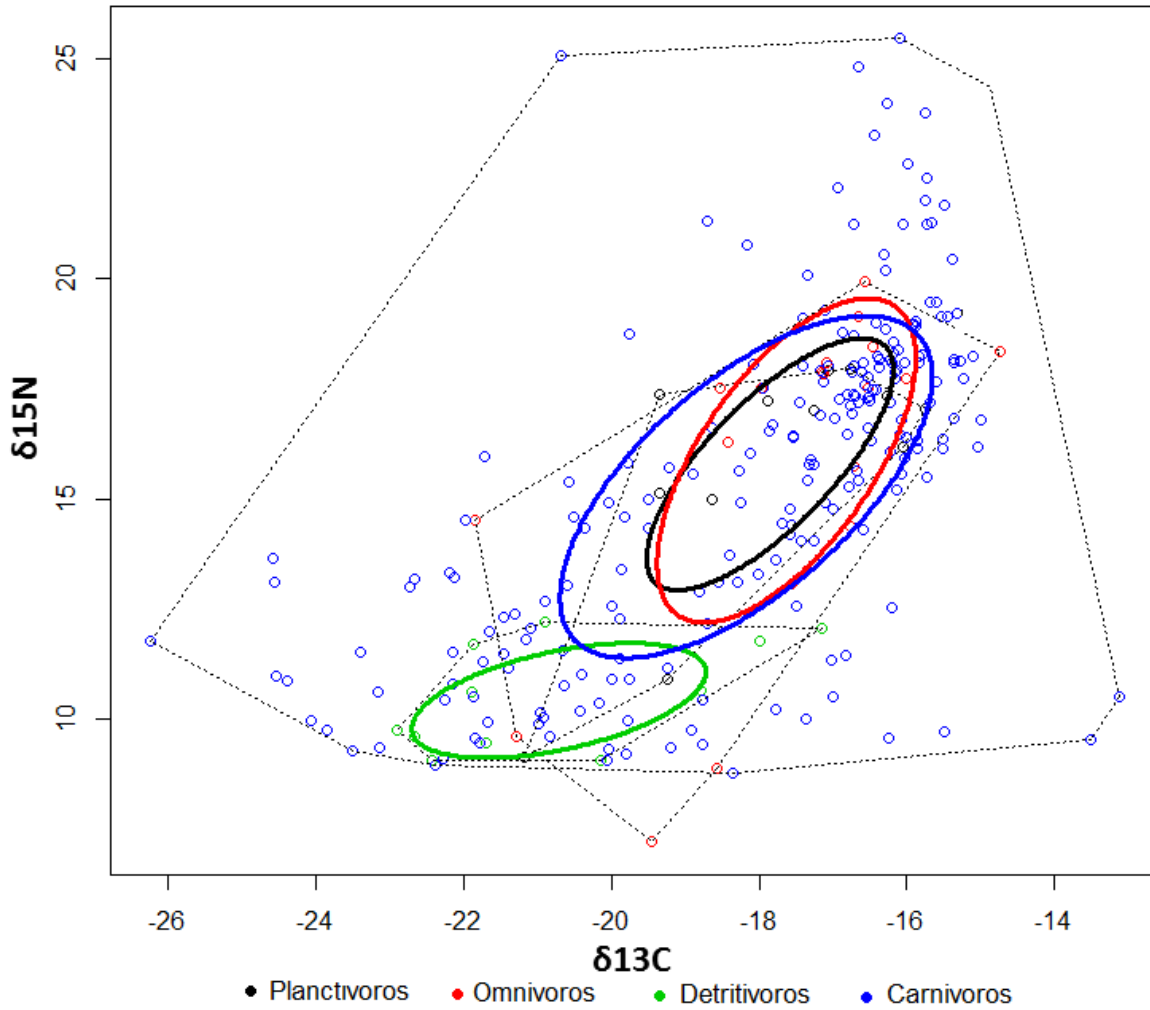


Figura 66.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Teacapán-mar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.

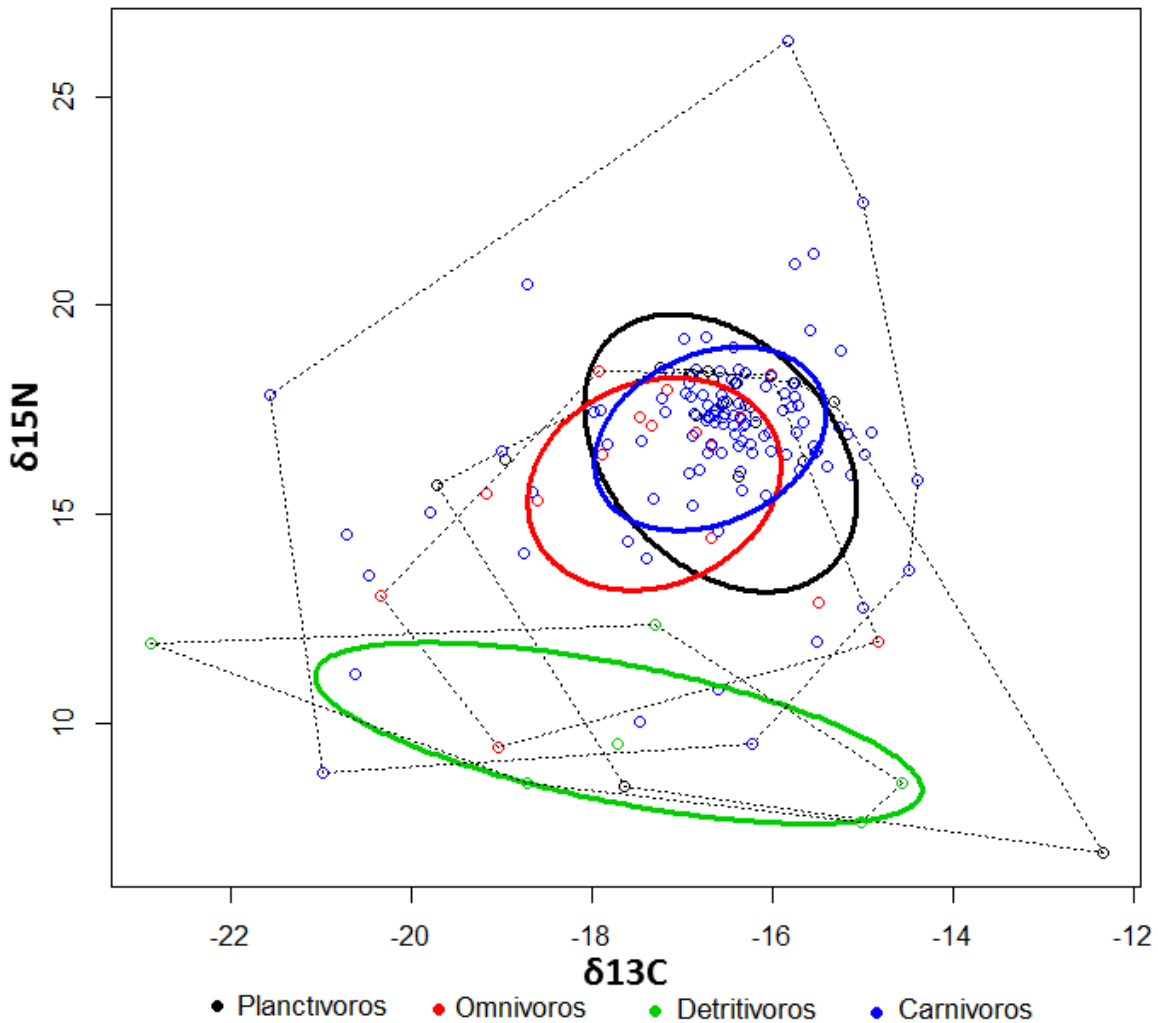


Figura 67.- Descripción cualitativa del traslape de las señales isotópicas de las especies más importantes de Huizache-mar de acuerdo al tipo de alimentación. Cada elipse determina los límites de distribución isotópica de cada sistema, siendo este espacio donde se presenta más del 50% de los datos.

8.11. Estructura de la trama trófica

De acuerdo a los resultados de los análisis de contenido estomacal y los valores isotópicos de presas y depredadores se construyó una trama trófica para el estero de Teacapán (manglar), Huizache (sin manglar) y Zona marina de ambos sistemas. Con los valores isotópicos obtenidos se utilizaron modelos de mezcla para calcular la contribución de las presas a la dieta del consumidor. Para ello primeramente se

realizaron agrupaciones de las presas potenciales de los diferentes predadores que fueron previamente identificadas en el análisis de contenido estomacal. Estas agrupaciones permiten obtener mejores resultados debido a que el software con el que se trabajaron (SIAR) encuentran soluciones factibles con una mayor precisión cuando se utiliza un número reducido de fuentes alimenticias.

La mayoría de las especies de peces e invertebrados en las diferentes zonas tuvieron valores de $\delta^{13}\text{C}$ coherentes con un origen de recursos, ya sea planctónico o detritus. Se observaron tres grupos principales en función de la posición trófica: el primero involucra consumidores primarios, el segundo es una miríada de consumidores secundarios y el tercero involucra los consumidores terciarios. El primer grupo representa los niveles inferiores de la tramas tanto pelágica y bentónica típicas de estos ecosistemas costeros. El segundo grupo presenta tres subgrupos: 1) compuestos por peces e invertebrados planctófagos, 2) peces bentocófagos, depredadores de mayor nivel trófico y 3) una mezcla de peces demersales con un amplio espectro de alimentación. El tercer grupo correspondió a las especies ubicadas en los niveles superiores de la trama que se alimentan principalmente de peces y decápodos. En general en ambos sistemas se observó que las tramas tróficas están soportadas por el detritus, fitoplancton y algas y la proporción mayor de la trama trófica está conformada por consumidores secundarios y terciarios (Figuras 68, 69, 70 y 71).

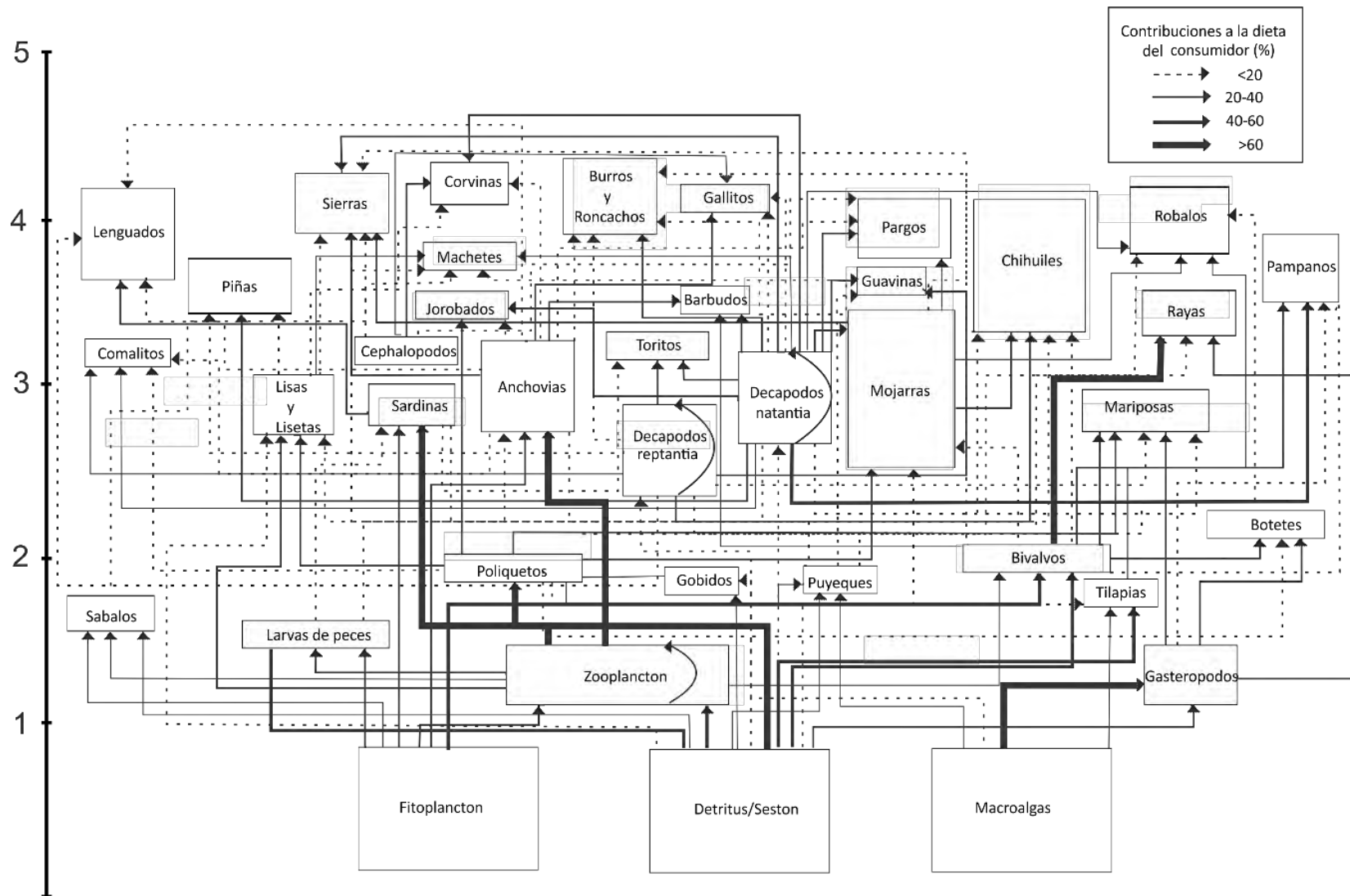


Figura 68.- Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador para Teacapán (manglar).

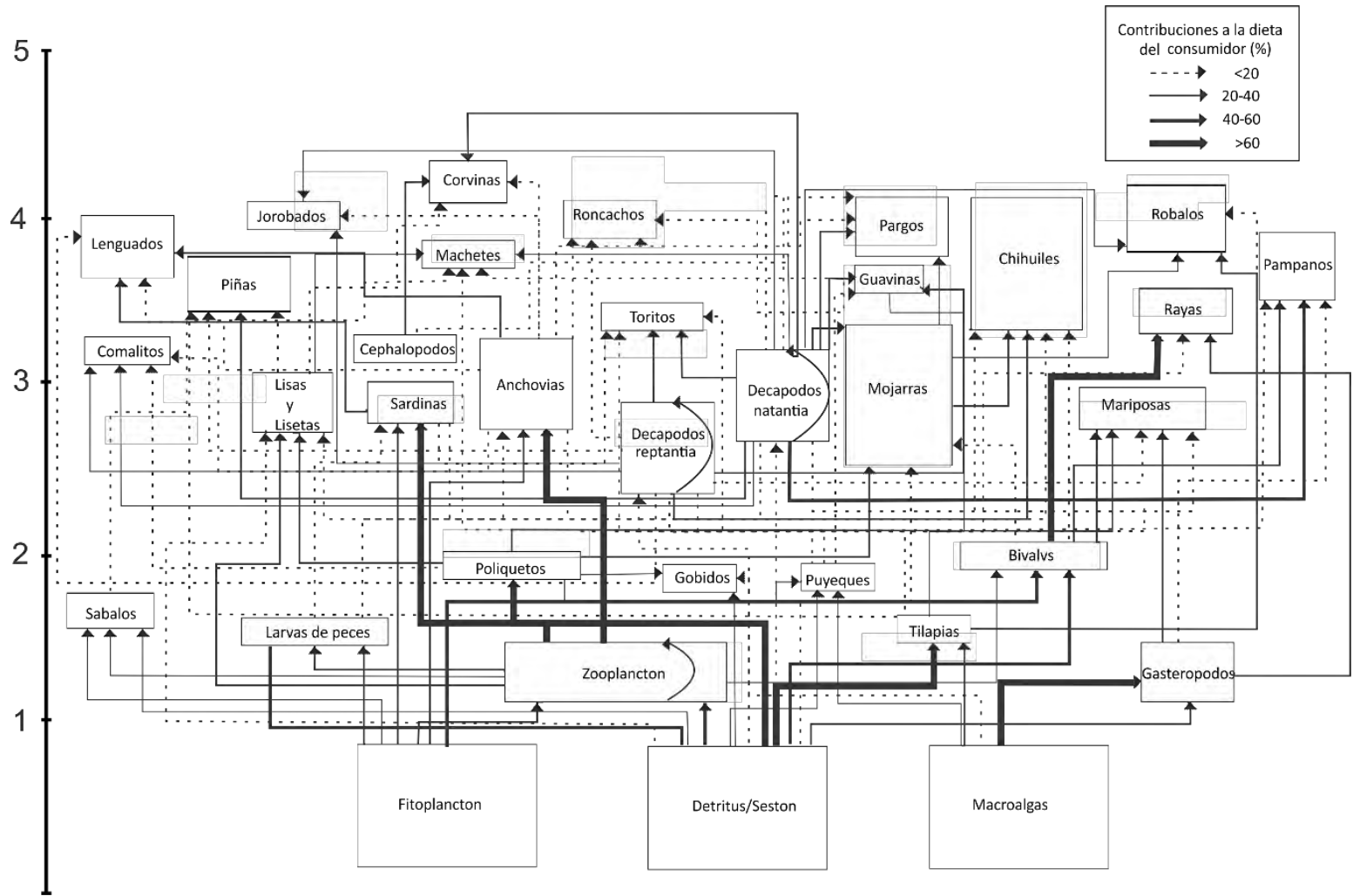


Figura 69.- Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador para Huizache (sin manglar).

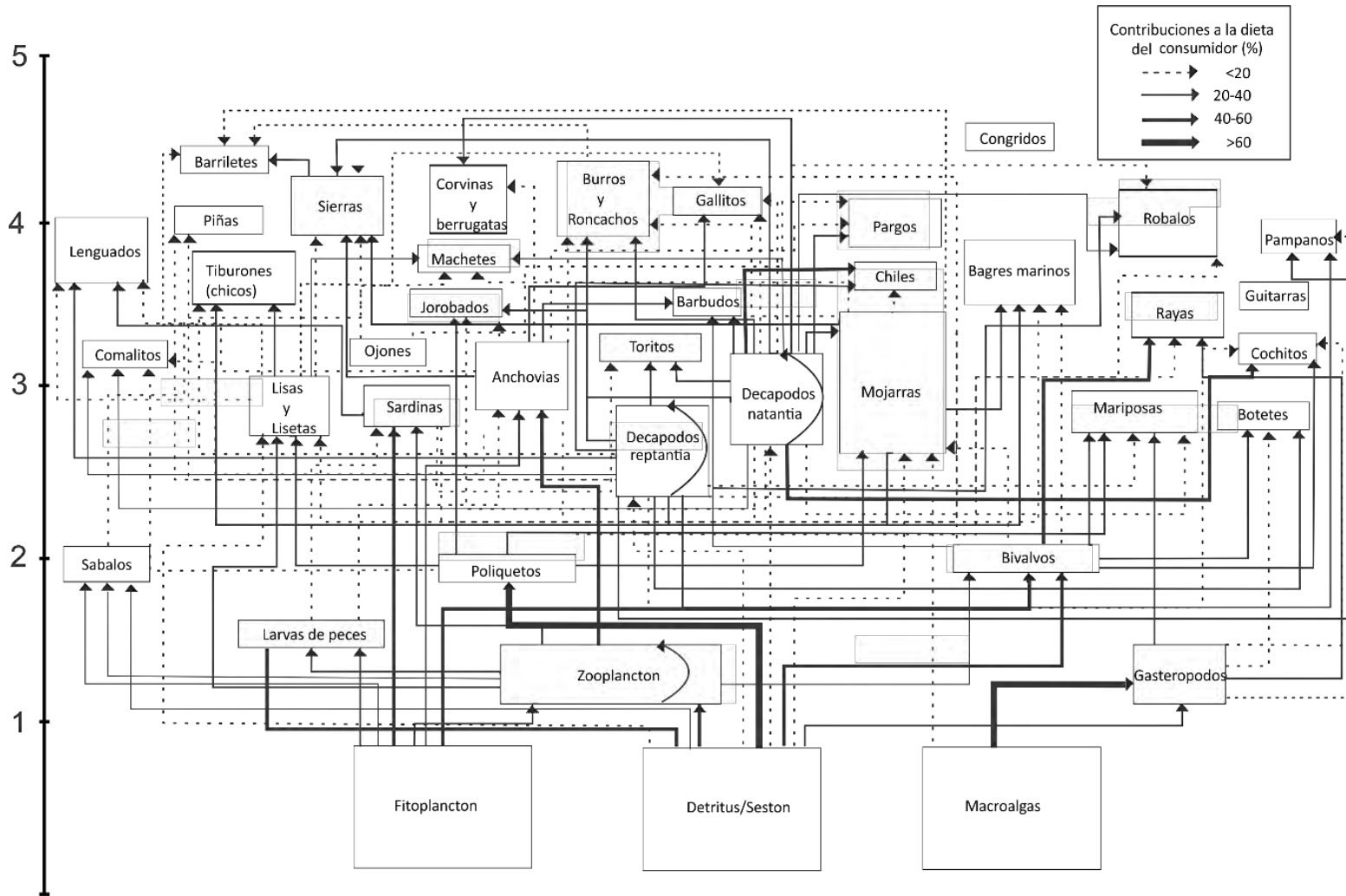


Figura 70.-Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador en la zona marina de Teacapán.

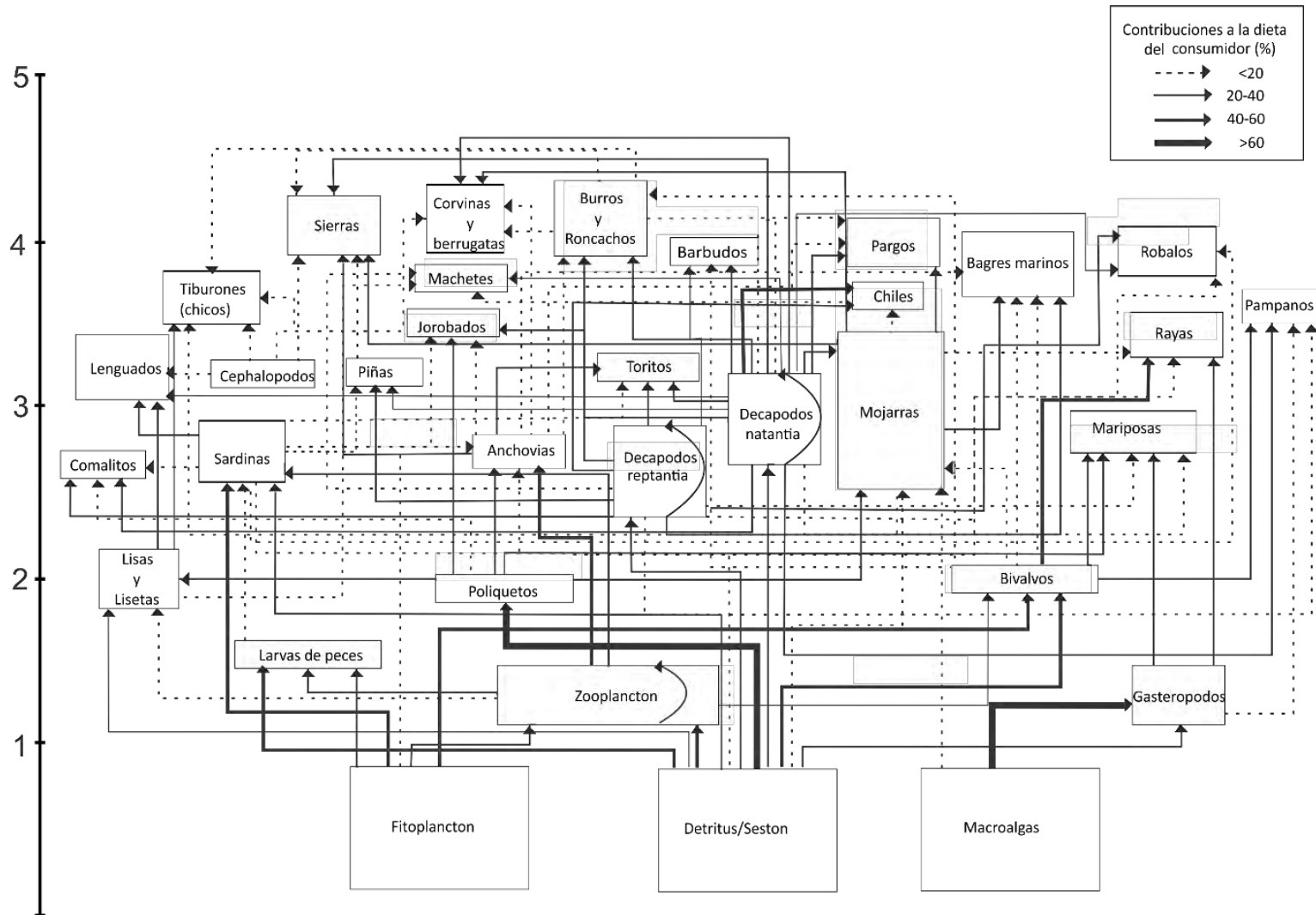


Figura 71.-Estructura de la trama trófica y contribuciones relativas a la dieta del depredador en la zona marina de Huizache-Caimanero.



9. DISCUSIÓN

9.1. Abundancia, diversidad de peces y composición de peces.

Las comparaciones a escala global de diferentes aspectos de la equivalencia de los ecosistemas de manglar en diferentes regiones han comenzado a aparecer en la literatura (Igulu et al., 2013); sin embargo estas comparaciones se deben tomar con precaución, especialmente cuando se hacen en diferentes regiones geográficas, periodos de tiempo distintos o el uso de diferentes metodologías y esfuerzos de muestreo. Este estudio es una de las primeras comparaciones de las comunidades de peces en presencia y ausencia de ecosistemas de manglar en la misma región geográfica, en un mismo periodo de tiempo y con un similar método de muestreo.

La riqueza de especies encontrada varía de acuerdo a la zona de estudio, en general las áreas con influencia de manglar fueron las que presentaron los más altos valores de riqueza en comparación a los sitios donde el manglar está ausente, tanto en la zona estuarina como marina (72 y 88 especies para Teacapán y en Huizache-Caimanero 56 y 68 especies, respectivamente). Los valores de riqueza encontrados son equiparables a los reportados en otros ecosistemas estuarinos del Pacífico mexicano. Por ejemplo, Mendoza et al. (2009) documentaron 33 especies en una laguna costera de Oaxaca; mientras que Díaz-Ruiz et al. (2006), reportaron 34 especies en 2 sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas; Cabral-Solís (2011) reportó 58 especies de peces en una laguna costera en Colima. Estos resultados son mayores al promedio estimado para lagunas costeras del Pacífico mexicano, con un valor de 30 especies por sitio, de acuerdo a Raz-Guzmán y Huidobro (2002).

Con respecto a la región sur del Golfo de California, existen diversos valores de riqueza de especies que se encuentran dentro del intervalo encontrado en los diferentes sistemas estudiados. Para el área de Bahía de La Paz, Abitia-Cárdenas et al. (1994) reportaron 90 especies; Galván-Piña et al. (2003) registraron 92



especies en esta misma zona; Pérez-España et al. (1996) registraron 76 especies en Espíritu Santo, en Cabo Pulmo; Álvarez-Filip et al. (2006), enlistaron 126 especies; Villegas-Sánchez et al. (2009) reportaron 84 especies en Isla San José; Ontiveros-Granillos, (2011) reportó 74 especies en laguna Las Guásimas; Castro-Longoria et al. (1991) reportaron 68 especies en la laguna El Sargento; Grijalva-Chon et al. (1996) registraron 96 especies en el estero La Cruz.

En relación a los estudios ictiofaunísticos realizados en el área de estudio. Amezcua-Linares y Carranza (1977) mencionan que la riqueza el Huizache-Caimanero está compuesta por 27 familias, 46 géneros y 60 especies. Estos resultados son similares a los reportados en este trabajo para esta zona y son mayores a la riqueza reportada por Warburton (1978), quien identificó un total de 44 especies de peces, que representan a 19 familias. En Teacapán Amezcua-Linares y Carranza (1978) reportaron 71 especies de peces; Álvarez-Rubio (1988) encontró 75 especies; Flores-Verdugo et al. (1990) cuantificó un total de 75 especies, estos resultados son semejantes a los encontrados en este estudio (72 especies) y son mucho mayores a lo reportado por Briones (1995) quien obtuvo un listado taxonómico con 22 especies de peces en este mismo sistema.

La mayor abundancia de peces en la zona con presencia de manglar (Teacapán) puede ser resultado de la mayor complejidad estructural en comparación a la menor heterogeneidad ambiental en la zona lagunar de Huizache-Caimanero. Raz-Guzmán y Huidobro (2002) mencionan que las lagunas costeras carentes de vegetación sumergida y con poca influencia marina, presentan una menor riqueza de especies en comparación con estuarios con características diferentes. Sin embargo algunas especies pueden no ser dependientes de la presencia de manglar sino a la influencia en menor o mayor grado al componente dulceacuícola, marino y estuarino, lo cual tiene una gran implicación en la abundancia y composición de especies (Caballero-Vázquez et al., 2005).



Como se ha observado en otros trabajos, las zonas estuarinas son utilizadas en gran medida por habitantes temporales que buscan zonas para alimentación o crianza (Selleslagh y Amara, 2008) y el recambio en la composición es una característica común en estuarios tropicales. Este comportamiento puede estar relacionado con los periodos de reproducción y reclutamiento, así como la variación estacional de las fuentes de alimentación (Kimmerer, 2002; González-Acosta et al., 2005).

Algunas especies pueden ejercer una mayor influencia sobre la estructura de una comunidad, aquéllas dominantes ejercen un mayor control sobre la estructura de comunitaria en los diversos sistemas. Aunque la estructura íctica mostró cambios en el orden de importancia por zonas y de acuerdo a la época, algunas especies fueron la base de las estructuras comunitarias al mantenerse relativamente constantes. Las especies *D. peruvianus*, *M. curema*, *M. cephalus*, *S. seemanni* y *C. fuerthii* fueron dominantes y exhibieron altas densidades en los diferentes sistemas. Estos resultados coinciden con los resultados en otros ecosistemas estuarinos en diferentes regiones del mundo, donde se menciona que son pocas las especies de peces que tienden a ser dominantes (Wakwabi y Mees, 1999; Nagelkerken et al., 2002; Paperno y Brodie, 2004; Jones y West, 2005). En estas investigaciones se ha mencionado que la mayoría de los estuarios tropicales tienden a ser muy diversos, sin embargo, con frecuencia la mayor abundancia está representada por pocas especies donde los individuos colectados son frecuentemente juveniles. Este hecho y la distribución de longitudes observadas en este estudio sugieren que la mayoría de las especies utilizan estas áreas como zonas de alimentación y crecimiento.

Especies de las familias Gerreidae, Mugilidae, Clupeidae, Haemulidae y Ariidae son dominantes tanto por zonas como por épocas en este trabajo, estas familias poseen diversas características como una amplia distribución, gran capacidad térmica, comportamiento gregario, y pequeñas migraciones. Estas son algunas condiciones que las faculta a poder permanecer en estos ambientes durante todo



el año (Uscanga-Aguilar, 2002; Nelson, 2006; Robertson y Allen, 2008; Del Moral-Flores et al., 2013). Otro factor de dominancia probablemente esté relacionado a que estas familias tienen un uso preferencial por un hábitat con sustrato fangoso (Nagelkerken et al., 2001, 2008), lo que les permitiría sostener mayores densidades poblacionales y persistir en tiempo y espacio más que otras especies con menor flexibilidad ecológica. De hecho estas familias se consideran residentes habituales en estos sistemas estuarinos (Nagelkerken et al., 2002; González-Acosta et al., 2005) ya que han sido reconocidas y enlistadas en diferentes trabajos realizados en bahía, estuarios y sistemas costeros en el Golfo de California (Abitia-Cárdenas et al., 1994; Pérez-España et al., 1996; Palacios-Salgado et al., 2012) y en otros sistemas costeros del país (Ayale-Perez, 2001; Espino-Barr et al., 2003).

Las especies clasificadas como raras ingresan ocasionalmente estos ecosistemas y en función de su bionomía suelen ser transeúntes o no dependientes de ellos y sólo utilizan estos sistemas para alimentarse o reproducirse (González-Acosta et al., 2005). La presencia de pocos individuos de un grupo variable de especies encontradas en las diferentes zonas de estudio, podría estar relacionado con los procesos físico-biológicos (como la temperatura, salinidad, mareas, etc.) asociados con el reclutamiento de los peces hacia los manglares y a las zonas estuarinas (Young et al., 1997; Griffiths y West, 1999; Poizat et al., 2004).

En relación al tamaño, aunque general en las zonas estuarinas con manglar o sin manglar la presencia de peces relativamente pequeños es alta, se observó que en el sistema de manglar la cantidad de especies pequeñas tiende a ser mayor en comparación las zonas sin manglar. Estos resultados son coherentes a lo reportado por diversos autores en cuanto a la función de hábitat de crianza de los manglares, y su uso preferencial por especies pequeñas (Laegdsgaard y Johnson, 2001; Faunce y Serafy, 2006; Nagelkerken et al., 2008; Aburto-Oropeza et al., 2008). Los sistemas estuarinos dominados por manglares como el estero de Teacapán pueden ser un hábitat favorable para una gran cantidad de juveniles de peces y otros macroinvertebrados debido a la abundancia de recursos alimenticios y por tanto una



menor competencia, la poca abundancia y eficiencia de depredadores, ya que están limitados en su capacidad para atacar a sus presas debido a los complejos sistemas de raíces adventicias que poseen los manglares (Blaber y Blaber, 1980; Pollard, 1984; Baelde, 1990; Robertson y Blaber, 1992; Blaber, 2000; Rönnbäck et al., 1999; Landsgaard y Johnson, 2001; Huxham et al., 2004; MacDonald et al., 2009; Nyanti et al., 2012).

Existen diferentes factores que pueden influir en la estructura de las comunidades de peces que en ellos habitan, incluyendo su posición con respecto al océano, su batimetría, las dimensiones de su conexión con la costa, su complejidad estructural (cobertura de manglar y períodos de inundación) y diversos parámetros ambientales (temperatura, salinidad, oxígeno, entre otros) (Cocheret de la Morinière et al., 2004; Giarrizo y Krumme, 2007; Bosire et al., 2008). En general los resultados muestran una mayor abundancia de organismos en la época de otoño y verano que son las épocas con los promedios de temperaturas más altos. En este sentido, la temperatura es uno de los factores ambientales que desencadena un fuerte efecto en la estructura de las comunidades de peces, así como sus oscilaciones en el tiempo, debido a que interviene directamente en la regulación de la dinámica y función intrínseca de las especies (reproducción, crecimiento, migración, alimentación, etc.) (Nagelkerken et al., 2000; Jaureguizar et al., 2004; Bergenius et al., 2005; Gratwicke y Speight, 2005; Selleslagh y Amara, 2008). Otro factor para la una mayor abundancia de organismos en estas épocas pudiera deberse a que las lluvias aportan una gran cantidad de alimento y con ello una agregación de algunas especies de peces.

El índice general de diversidad de especies (H') de la zona de estudio, independientemente de la época de año, fue mayor en el ecosistema de manglar (2.25 ± 0.21) en comparación al sistema lagunar sin manglar (1.69 ± 0.43). Estos resultados se encuentran dentro del intervalo de los diferentes valores de diversidad ecológica que se han reportado en diferentes sistemas de la región del Golfo de California como los de González-Acosta et al. (2005) que reportaron un valor de $H' =$



2.7 en la Paz; en Bahía Magdalena; Rodríguez-Romero et al. (2011) encontraron un valor de 3.6; Ontiveros-Granillo (2011) en Sonora reportó una diversidad de $H' = 1.4$ a 1.93; López-Rasgado (2012) encontró un intervalo de diversidad ecológica en tres sistemas de manglares áridos de $H' = 1.9 - 2.1$; Payán-Alcacio (2015) obtuvo un intervalo de valores de $H' = 1.53 - 3.38$ en hábitas de manglar en Bahía la Paz. En otros sistemas costeros y estuarinos de diferentes regiones del país diversos autores han reportado distintos valores de diversidad ecológica como los de Ayala-Pérez et al. (2012) que encontró un intervalo de diversidad de especies de $H' = 0.5$ a 2.8; en Campeche; Aguirre-León et al. (2010) reportaron una diversidad $H' = 2.37$ en una laguna costera de Veracruz; en Oaxaca, Mendoza et al. (2009) encontraron una diversidad de $H' = 0.9$; Castillo-Rivera y Zárata-Hernández (2001) reportaron un valor de $H' = 1.58$ en Veracruz y Arceo-Carranza y Vega-Cedejas (2009) obtuvieron una $H' = 2.9$ en Yucatan.

El uso frecuente de índices de diversidad es debido a la necesidad de clasificar el nivel ecológico de diversos sistemas acuáticos (Gamito, 2010). Un índice de diversidad explora y caracteriza la diversidad de una muestra o de la comunidad en un solo valor (Magurran, 1988, 2013). Sin embargo, su medición es compleja (Chowdhury et al., 2011) ya que estos índices pueden ser influenciados por diversos factores (tipo de hábitat, tamaño de la muestra, variabilidad estacional y la metodología de muestreo) y por lo que deben de usarse con precaución (Salas et al., 2006; Taherizadeh y Sharifinia, 2015). En los estuarios, donde el predominio de determinadas especies que quizás no están influenciadas por algún tipo de perturbación, sino que pudiera deberse a que estas especies se ven favorecidas por los abundantes recursos que existen en estas zonas que son altamente productivas, como se observa en los resultados de este y otros estudios, la diversidad de Shannon-Wiener puede tener una tendencia a subestimar la condición de las comunidades (Salas et al., 2006; Taherizadeh y Sharifinia, 2015).

Los índices de diversidad taxonómica incluyen información adicional a los índices clásicos de diversidad (Shannon y Weaver, 1949; Pielou, 1975), ya que consideran

información funcional (Hall y Greenstreet, 1998; Xiujuan et al., 2010; Van-Wynsberge et al., 2012), así como de relación taxonómica (especie, género, familia, etc.) y filogenéticas entre las especies, y también son indicadores de perturbaciones naturales o antropogénicas (Warwick y Clarke, 1995; Clarke y Warwick, 1998; Álvarez-Filip y Reyes-Bonilla, 2006; Moreno-Sánchez, 2009; Saldívar-Lucio, 2010; Xiujuan et al., 2010; Van-Wynsberge et al., 2012). Estos índices son menos influenciados por la variabilidad ambiental, debido a que éstas inducen principalmente la sustitución de especies, mientras que en comunidades perturbadas tienden a mostrar un cambio también en los pares taxonómicos superiores, conformando un intervalo de taxones más estrechamente relacionados que los no perturbados.

Los resultados de diversidad taxonómica mostraron un incremento en los valores Δ^+ y Λ^+ en las zonas estuarina de Huizache-Caimanero (sin manglar) a pesar de tener un menor número de especies (56 especies), en comparación a la zona estuarina de Teacapán que registró un mayor número de especies (72 especies). Contrario a lo esperado, los valores bajos de diversidad taxonómica registrados en el estero de Teacapán pudieran deberse a que existen muchas especies que realizan funciones ecológicas similares, es decir, estos hábitats son utilizados por especies cercanas taxonómicamente que presentan un alto grado de redundancia ecológica en el ecosistema. Sin embargo, los valores de los índices taxonómicos pueden verse afectados por pocas especies que pertenecen a grupos taxonómicos distantes, como la presencia de peces cartilaginosos (tiburones y rayas) y subestimar sistemas con mayor variedad de especies donde predominan los peces teleósteos (Del Moral-Flores et al., 2013), esto pudiera estar sucediendo en los sistemas estuarinos de este estudio. Además de lo anterior la presencia de especies de agua dulce puede tener una gran influencia en los valores altos de diversidad taxonómica como ocurre en Huizache-Caimanero.

En la zona marina adyacente a la zona de Teacapán registró los más altos valores de Δ^+ y Λ^+ en comparación a los encontrados en el área aledaña a Huizache-



Caimanero. Estos resultados concuerdan con los reportados por Moreno-Sánchez (2009), quien menciona que en ambientes con alta complejidad estructural y mayor disponibilidad de microhábitats existe una elevada diversidad. Cuando se tienen especies de diferentes linajes (lejanas taxonómicamente), se pueden esperar diferentes respuestas biológicas o habilidades fisiológicas y de este modo una elevada estabilidad y resiliencia del componente biótico, y contrariamente, especies cercanas taxonómicamente implica que la similitud ecológica entre ellas se incremente (Sosa-López, 2005).

Las variaciones en la estructura taxonómica está relacionada a diversos factores como la pesca, la contaminación, entre otras perturbaciones, que se han documentado en diferentes regiones del mundo. Por ejemplo, en estuarios de China (Xiujuan et al., 2010), arrecifes de coral de Australia (Hall y Greenstreet, 1998; Van-Wynsberge et al., 2012), en México, en sistemas lagunares de Campeche (Sosa-López et al., 2005), y en arrecifes rocosos y coralinos del Golfo de California (Álvarez-Filip y Reyes-Bonilla, 2006; Reyes-Bonilla y Álvarez-Filip, 2008; Moreno-Sánchez, 2009; Saldívar-Lucio, 2010; Barjau-González et al., 2012).

9.2. Interacciones tróficas en los ecosistemas costeros mediante ACE.

Los peces son un componente importante de las redes tróficas en los sistemas acuáticos, debido a que ocupan casi todos los nichos tróficos posibles y actúan como conductores de materia y energía a través de diferentes ecosistemas. Su nicho trófico suele ser más amplio que la mayoría de los vertebrados, y muestran diferentes hábitos alimenticios en relación con la disponibilidad del alimento como respuesta a sus requerimientos fisiológicos y nutricionales. Poseen la capacidad de ocupar distintos niveles tróficos, desde especies herbívoras (que se alimentan de algas unicelulares y restos vegetales), hasta carnívoras secundarias y terciarias, e incluso algunas son parte de los descomponedores que se alimentan de detritus (Val y Almeida-Val, 1995; Wootton, 1999). En este trabajo se realiza una de las primeras contribuciones de esta naturaleza para esta región del Golfo de California.



En diferentes estudios, para determinar la estructura trófica de las especies frecuentemente se recurre a bases de datos públicas como FishBase, sin embargo, esta información puede estar fuertemente sesgada porque en los sistemas estuarinos se tienden a encontrar peces con longitudes menores en comparación a los reportados en este tipo de base de datos. Por esta razón, en esta investigación se determinaron las posiciones tróficas de los organismos en base a los resultados obtenidos con el ACE para calcular las propiedades topológicas de cada una de las redes tróficas y sólo se complementó con FishBase la información para las especies con las que no se contaban suficientes datos para hacer el cálculo.

En base a los resultados de los análisis de contenido estomacal (ACE) se construyeron representaciones gráficas, constituidas por nodos (especies, grupos funcionales, etc.) y conexiones o vínculos (interacciones). En las diferentes zonas, las propiedades topológicas no mostraron grandes diferencias entre los diversos sistemas, con excepción de la riqueza de especies. Esto puede deberse a que en zonas estuarinas generalmente sólo ciertas especies están adaptadas a la gran variedad de condiciones ambientales y por tanto muchas especies que están ocupando simultáneamente el mismo hábitat, generalmente están sujetas a competir por los recursos disponibles en dichos ambientes (Evans, 1993).

Al construir la estructura de las tramas tróficas, sobresale el detritus como la base principal y como especies claves para su configuración, sobresale la importancia que tienen los camarones y cangrejos como presas en los diferentes sistemas. Estos grupos al presentar una mayor conectividad, se puede inferir que actúan como enlaces entre los diferentes componentes de las redes tróficas en estos ecosistemas. En términos de relaciones tróficas significa que los camarones y cangrejos intervienen ampliamente en los flujos de energía de la red trófica. La conectividad es un indicador del número de enlaces que tiene una especie en la trama trófica, ya sea depredador o presa. A pesar de ser uno de los indicadores más sencillos de la estructura trófica, proporciona información muy importante acerca de



las características de redes complejas determinando la distribución del número de enlaces que incurren sobre una especie (Jordan et al., 2006) y permite identificar fácilmente cuáles son las presas principales para los depredadores o cuales depredadores consumen una mayor cantidad de presas. Los camarones y cangrejos son componentes abundantes en los ecosistemas estuarinos y costeros, que se alimentan principalmente de invertebrados, detritus y otros organismos que se encuentran sobre el sedimento (Wassenberg y Hill, 1993; Siqueiros-Beltrones y Argumedo-Hernández, 2006), por tanto, tienen una gran importancia en las tramas tróficas de este tipo de ecosistemas.

En términos ecológicos, identificar las presas tipificantes de la dieta de los depredadores permite la cuantificación más precisa de la amplitud de nicho, la especialización trófica, el traslape trófico y el impacto que ejercen los predadores sobre las presas, caracterizándose de manera detallada las interacciones intra-específicas que facilitarían la coexistencia y la organización de las especies dentro de las redes y que han sido mencionadas como las principales fuerzas estructurantes de las redes tróficas (Menge, 1995; Williams et al., 2002).

9.3. Interacciones tróficas en los ecosistemas costeros mediante AIE.

En general, los resultados del análisis del contenido estomacal son consistentes a los encontrados con el uso de isótopos estables. Sin embargo, en algunos organismos los valores isotópicos parecen no coincidir, esto puede ser debido a que para algunos grupos por razones logísticas, el número de organismos o ítems del macrobentos puede estar subrepresentado, ya que sólo se tomaron en cuenta las especies catalogadas como más abundantes o importantes por su contribución a la dieta de los predadores. Otra razón posible es que la mayoría de los invertebrados presentaron un amplio intervalo isotópico lo cual posiblemente esté relacionado a su tipo de alimentación, que presenta un grado de omnivoría y su alimentación puede variar en diferentes niveles tróficos (Shepherd y Thomas, 1989). Así también aunque algunas especies incursionan al sistema estuarino, su alimentación principal

puede estar basada en presas del área marina adyacente o incluso por otros tipos especies.

Las tramas tróficas de las zonas costeras de ambientes tropicales y subtropicales son complejas, ya que involucran numerosas especies y más alternativas de enlaces tróficos, tanto en lo vertical como en lo horizontal (Zetina-Rejón et al., 2002). Por otro lado, las condiciones ambientales tan contrastantes en las épocas de lluvias y secas que incluyen variaciones de temperatura, salinidad y disponibilidad de alimento, hacen aún más difícil el estudio de los procesos de transferencia en estos ecosistemas costeros, por lo que a pesar de las ventajas que ofrece el uso de la isotopía estable, su aplicación en ambientes costeros tropicales y subtropicales puede ser complicada. La variabilidad temporal en la señales de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ ocurre principalmente entre las épocas de lluvias y secas, debido al aporte de material terrígeno y de materia orgánica y nutrientes desde fuentes puntuales y difusas derivadas de actividades humanas. Esta variación de las señales isotópicas se ve reflejada en la base de las tramas tróficas y en los consumidores primarios, pero se minimiza hacia los niveles tróficos superiores.

El intervalo de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para los consumidores osciló entre -26 y -12 ‰ sugiriendo que el detritus, el fitoplancton y en menor medida las macroalgas son los principales contribuyentes que sostienen las tramas tróficas. La posición trófica más alta correspondió a los carnívoros (TP >4 consumidor terciario), aunque los niveles promedios para los peces estuvieron entre 3 y 4. Sin embargo algunas especies de peces mostraron diferencias en la posición trófica con respecto a la talla (juvenil y adulto). Esto resalta la importancia de considerar las variaciones ontogénicas en el análisis de estudios tróficos en zonas estuarinas donde existe una abundancia de juveniles de peces y macroinvertebrados que utilizan este tipo de sistemas como área de refugio y alimentación (Braverman et al., 2009).

En este estudio se detectaron diferencias en la composición isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ entre las especies más importantes de acuerdo a su habitat, se registraron valores más



negativos en la zona estuarina de Teacapán (manglar) en comparación a los organismos encontrados en las zonas con ausencia de manglar. Estos resultados pueden indicar que la contribución más importante de los sistemas de manglar no sólo es la de protección contra depredadores, sino también como fuente alimento, por la gran contribución de detritus que aportan al sistema. Por tanto, esto viene a reforzar la función del sistema de manglar, no sólo como un hábitat que provee un ambiente estructurado y complejo a la comunidad íctica, lo cual tiende a reducir la presión por depredación (Laegdsgaard y Johnson, 2001), sino también como fuente de alimento al contribuir a la materia orgánica del detritus (Sheridan y Hays, 2003; Nagelkerken y van der Velde, 2004).

El análisis de las dietas permitió identificar una serie de gremios tróficos (plantívoros, detritívoros, omnívoros y carnívoros), de los cuales, los omnívoros y los carnívoros contenían a la gran mayoría de las especies. Así también, un alto porcentaje de las especies presentaron niveles tróficos muy similares, la gran mayoría dentro de un margen 3-4. Esta característica es común en este tipo de ambientes donde las especies ocupan pocos nichos y por lo tanto deben explotar un conjunto común de recursos, lo cual provoca una alta sobreposición de especies como consecuencia de nichos muy amplios.

La mayoría de la especies que se reportan en este estudio se pueden clasificar como generalistas debido al amplio espectro isotópico y de dietas, estos resultados concuerdan con los reportados por Salamunovich y Ridenhour (1990) y Vega Cendejas et al. (1994). Estos organismos pueden explotar mejor las diversas fuentes de alimento y son capaces de sobrevivir en ambientes fluctuantes como las condiciones encontradas en nuestras zonas de estudio. Sin embargo, las especies estenófagas ocupan nichos tróficos estrechos y son inmediatamente impactados por las perturbaciones o el estrés en la comunidad.

La gran variedad de fuentes primarias en ambientes estuarinos puede resultar en una utilización diferencial de los recursos por los consumidores. Esto genera



distintas asociaciones de especies que toman ventaja de las fuentes producidas a nivel local (Deegan y Garrit, 1997; Garcia et al., 2007). Sin embargo, la existencia de aportes continuos de materia orgánica y energía entre ambientes puede modificar las tramas tróficas en el ambiente receptor (como los estuarios), principalmente a nivel de consumidores inferiores de la trama trófica (Polis et al., 1997; Marczak et al., 2007). En las zonas estudiadas este hecho estaría favorecido por la dominancia de especies como decápodos, anchoas, mojarras y lisas que consumen MOP o detritus, transformándose en los nexos en la transferencia de energía hacia un gran número de depredadores de niveles superiores. Esta situación puede estar generando un proceso de omnivoría de abajo hacia arriba (bottom up).

La alta variabilidad de $\delta^{15}\text{N}$ de una gran cantidad de especies, principalmente las correspondientes entre los niveles trófico 3 y 4, puede deberse a que en este grupo se encuentra un espectro amplio de tipos de alimentación con especies detritívoras como las lisas y algunas mojarras, además de zooplanctófagas como las anchoas y sardinas, o bentófagas estrictas como las rayas, aunado a que los peces estuarinos presentan una alta incidencia de omnivoría (Ley et al., 1994). Además de que por cuestiones logísticas para una gran cantidad de especies no existen datos suficientes como para poder analizar con mayor precisión la variación de $\delta^{15}\text{N}$. Sin embargo, pareciera existir una mayor diversidad de nichos tróficos para las especies que habitan usualmente el ambiente estuarino.

Se ha reportado que aquellos individuos con un amplio nicho trófico, pueden ser más resilientes a los impactos negativos antrópicos asociados a la fragmentación (Layman et al., 2007), o bien permite que ciertas especies se vuelvan especialistas en un determinado ambiente (con manglar o sin manglar), dependiendo de las condiciones o de los impactos negativos en el sistema. Por ejemplo, en otros estudios han encontrado que *Diapterus peruvianus* y *Mugil curema* en las zonas estuarinas se alimentan principalmente de detritus, mientras que en las zonas

marinas su alimentación puede cambiar a omnívoras (Bolnick et al., 2003, Bearhop et al., 2004 y Matthews y Mazunder, 2004).

En las diferentes zonas, la omnivoría evidenció su importancia en tres aspectos básicos de la comunidad: número de especies, abundancia en número y biomasa. El éxito de la estrategia omnívora frente a otras estrategias alimenticias posiblemente radica en la ventaja que confiere tener una amplia flexibilidad alimenticia, que le permita realizar adaptaciones alimenticias frente a posibles fluctuaciones en el ambiente y por lo tanto en los recursos. La importancia de la omnivoría entre especies hace que en un hábitat se encuentren especies muy similares ocupando diferentes posiciones tróficas (Hobson, 1993; Gurney et al., 2001) como se observa en algunas especies de este estudio.

La biodiversidad caracterizada en dos ejes, el de estructura y el de función del ecosistema, permiten identificar cuándo la adición de una o varias especies de un nivel trófico diferente provoca un cambio en la diversidad en los niveles adyacentes. En ese sentido, las interacciones multitróficas podrían generar una variedad más rica en las relaciones de la diversidad funcional que los cambios predichos por los niveles tróficos individuales (Duffy, 2002; Duffy et al., 2007). Sin embargo, las características estructurales y funcionales de los manglares, también afectan el grado de consumo, el equilibrio entre la capacidad de competencia y la resistencia a la depredación, la depredación intra e interespecíficas y la apertura a la migración de la comunidad íctica (Manson et al., 2005; Blaber, 2013).

Las fuentes de carbono bentónico tienden a ser enriquecidos en ^{13}C en comparación con el fitoplancton marino o estuarino, mientras que el manglar suele ser más empobrecido (Bouillon et al., 2008). Por ello, cuando una especie cambia de hábitat o éste se modifica, se alteran las fuentes de alimento y con ello cambia la concentración isotópica en sus tejidos; las diferencias radican en el cambio de las fuentes de producción primaria (Fry, 1999; Layman et al., 2007; Lamb et al., 2012) en las variaciones en la composición, el nivel trófico y la abundancia relativa de las



presas (Layman, 2007; Lugendo et al., 2007). El patrón espacial y temporal en la utilización de hábitats dentro de los sistemas estuarinos con manglar o sin manglar y las áreas costeras adyacentes puede estar en función de la estrategia del ciclo de vida de las especies (Yáñez-Arancibia et al., 1988). La selección de un hábitat en particular puede estar relacionado con la disponibilidad y la complejidad estructural, la presencia de presas y depredadores, así como de los procesos físicos de transporte y las condiciones ambientales locales. Algunas especies pueden presentar pequeñas migraciones entre la costa y los ambientes estuarinos utilizando diferentes hábitats a lo largo de su ciclo de vida, mismos que están en función de características individuales como la talla o la edad (Able y Fahay, 1998). Sin embargo los impactos, antropogénicos pueden ser causantes en gran medida de la pérdida de biodiversidad y cambios en la abundancia de las especies que habitan los sistemas lagunar estuarinos y costeros (Roberts y Hawkins, 1999; Myers y Worm, 2003). Estas alteraciones de la diversidad y estructura de las comunidades pueden interrumpir las funciones ecológicas que llevan a cabo las asociaciones de especies en los sistemas (Hughes et al., 2003). Los cambios en la abundancia y distribución espacial de los peces pueden provocar impactos en las interacciones de las especies y la estructura trófica en general (Garrison y Link, 2000). Las investigaciones espaciales y temporales sobre las comunidades de peces y macroinvertebrados permiten entender los impactos de las actividades antropogénicas, para lo cual se requiere de planteamientos multidisciplinarios e integrales para lograr un conocimiento adecuado de los diferentes ecosistemas.



10. CONCLUSIONES

En Teacapán, donde la cobertura del manglar es mayor, se presenta una abundancia, riqueza y diversidad de especies más alta, en comparación a Huizache-Caimanero donde la cobertura del manglar es menor.

Las diferentes zonas mostraron cambios significativos en el ensamblaje de la estructura de la comunidad íctica de acuerdo a las diferentes épocas del año, sin embargo las especies dominantes y frecuentes que caracterizaron la estructura de la comunidad se mantuvieron constantes. La mayoría de las especies en ambos sitios corresponden a las especies raras.

Las zonas estuarinas funcionan como un hábitat de crianza para diversas especies de peces, algunas de estas de importancia comercial. Tanto en zonas con y sin manglar se encontraron una gran cantidad de organismos juveniles, aunque en la zona de manglar se encontró mayor diversidad.

Los hábitos alimenticios y los niveles tróficos de las especies de peces fueron similares en los sitios analizados, independientemente de la presencia de bosques de manglar.

Los niveles tróficos en las zonas lagunar-estuarinas fueron menores, además de una mayor cantidad de juveniles, a comparación de las zonas marinas. Esto indica que estos sistemas desempeñan un papel fundamental como áreas de crianza de diversas especies de peces, independientemente de la presencia de bosques de manglar.

Los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ en las áreas influenciadas por los manglares presentan valores más negativos en comparación a las áreas donde la influencia del manglar es menor.



Con base en los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ en los músculos de los peces, los manglares aportan carbono a la cadena trófica de la comunidad íctica que habitan estos ecosistemas, por lo que la principal función no sólo es la protección contra depredadores, sino también como una fuente de alimento directo o indirecto principalmente en especies detritívoras.

Los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ no mostraron diferencias en los ecosistemas estuarinos con y sin manglar, ni tampoco entre en los ambientes marinos asociados o no a manglar, sin embargo, si hay diferencias entre los ambientes estuarinos y marinos.

En las diferentes zonas estuarinas, los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ de la comunidad de peces mostraron que la mayoría de las especies poseen un amplio nicho isotópico y existe una alta sobreposición de especies que explotan un conjunto común de recursos alimenticios.

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ mostraron que la base de la cadena trófica en los ambientes estuarinos con manglar y sin manglar es el detritus. Para la zona marina el fitoplancton parece ser la fuente principal de las tramas tróficas.

Las características topológicas de las redes tróficas calculadas con ACE de los ambientes con manglar y sin manglar son similares con excepción del número de especies (nodos) que son mayores en las zonas de manglar.

Los resultados de los ACE y AIE indican que los diferentes sistemas estudiados presentan una estructura trófica similar en las diferentes zonas.



11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abarca-Arenas, L. G., Franco-López, J., Peterson, M. S., Brown-Peterson, N. J. and Valero-Pacheco, E. 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.
- Abitia Cárdenas, L. A., Rodríguez Romero, J., Galván Magaña, F., De la Cruz Agüero, J. y Chávez Ramos, H. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. *Cienc Mar.* 20 (002): 159-181.
- Able, K. W. and Fahay, M. P. 1998. The first year in the life of estuarine fishes in the Middle Atlantic Bight. Rutgers University Press. New Brunswick, New Jersey. 342 p.
- Aburto-Oropeza, O.; Ezcurra, E.; Danemann, G.; Valdez, V.; Murray, J. and Sala, E. 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *PNAS* 105 (30): 10456–10459.
- Aguirre-León, A., Díaz-Ruiz, S., y Ramírez-Huerta, A. 2010. Ecología de peces dominantes costeros tropicales. Estudio para el sistema fluvio-deltaico Pom-Atasta, Campeche. Serie Académicos No. 96. México: CBS, UAM-Xochimilco.
- Adams, A. and Ebersole, J. P. 2002. Use of back-reef and lagoon habitats by coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 228: 213-226.
- Akin, S., Winemiller K.O., and Gelwick F.P. 2003. Seasonal and spatial variations in fish and macro crustacean assemblage structure in Mad Island Marsh estuary, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:269–82.
- Alvarez-Filip, L. H., Reyes-Bonilla, L. E., and Calderón-Aguilera. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 27:253– 262.
- Álvarez-Rubio, B. 1988. Análisis de la diversidad jerárquica, amplitud y traslape del nicho en la comunidad de peces del sistema lagunar-estuarino Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. 146 p.
- Amezcu-Linares, F. y Carranza, J. 1977. Estudio preliminar de los peces del sistema de Agua Brava, Nayarit. Resumen VI Congreso Nacional de Oceanografía. 52 pp.
- Amezcu, F.; Madrid-Vera, J. and Aguirre-Villaseñor, H. 2006. Effect of the artisanal shrimp fishery on the ichthyofauna in the coastal lagoon of Santa Maria la Reforma, Gulf of California. *Ciencias Marinas* 32 (1B):97-109.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N. and Clarke, K. R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods PRIMER-E. Plymouth, UK, 214pp.
- Aquino-Guzman, M., Alonso-Rojo, F., Millan-Garcia, J. y Torres-Salinas, F. 1983. Composición y abundancia de peces en el canal Agua Dulce del Sistema Lagunar Huizache-Caimanero (1978). Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de Sinaloa. Escuela de Ciencias del Mar, Departamento de Servicio Social. Mazatlán, Sinaloa, México. 34 pp.

- Arceo-Carranza, D. and Vega-Cedejas, M. E. 2009. Spatial and temporal characterization of fish assemblages in a tropical coastal system influenced by freshwater inputs, northeastern Yucatan península. *Revista de Biología Tropical*. 57(1-2): 89-103
- Austin, H. M. 1971. A survey of the ichthyofauna of the mangroves of western Puerto Rico during December, 1967 and August, 1968. *Caribbean Journal of Science* 11: 27-39.
- Ayala-Pérez, L. A., Gómez-Montes B. A. y Ramos Miranda, J. 2001. Distribución, abundancia y parámetros poblacionales de la mojarra *Diapterus rhombeus* (Pisces: Gerreidae) en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Rev. Biol. Trop.* 49: 635-642.
- Ayala-Pérez, L.A., Terán-González, G. J., Flores-Hernández, D., Ramos-Miranda, J. y Sosa-López, A. 2009. Variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 40(1): 63-78, 2012.
- Ayvazian, S. G. and Hyndes, G. A. 1995. Surf-zone fish assemblages in south-western Australia: do adjacent near shore habitats and the warm Leewin Current influence the characteristics of the fish fauna? *Mar Biol* 122: 527–536.
- Baelde, P. 1990. Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Mar Biol* 105: 163–173.
- Balart, E. F., Castro-Aguirre, J. L. y de Lachica-Bonilla, F. 1997. Análisis comparativo de las comunidades íctica de fondos blandos y someros de la Bahía de La Paz. Pp. 163-176. En: Urbán R. J. y Ramírez M. (ed). UABC-CICIMAR.SCRIPPS.
- Baran, E. and Hambrey, J. 1998. "Mangrove Conservation and Coastal Management in Southeast Asia: What Impact on Fishery Resources?" *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 37, No.8-12, pp 431-440.
- Barjau-González, E., Rodríguez-Romero, J., Galván-Magaña, F. and López-Martínez, J. 2012. Changes in the taxonomic diversity of the reef fish community of San José Island, Gulf of California, Mexico. *Biodivers. Conserv.* 21(14): 3543-3554.
- Bearhop, S., Adams, C. Waldron, S. Fuller, R. A. and Macleod, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J. Animal. Ecol.* 73:1007–1012.
- Beck, M. W., Heck Jr., K. L. Able, K. W., Childers, D., Egglestan, D., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C., Hoshino, K., Minello, T., Orth, R., Sheridan, P. and Weinstein, M. 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51: 633-641.
- Ben-David, M and Schell, D. M. 2001 Mixing Models in Analyses of Diet Using Multiple Stable Isotopes: A Response. *Oecologia*. Vol. 127, No. 2, pp. 180-184.
- Bergenius, M. A. J., McCormick, M. I., Meekan, M. G., Robertson D. R. 2005. Environmental influences on larval duration, growth and magnitude of settlement of a coral reef fish. *Mar Biol* 147:291–300

- Blaber, S. J. M. and Blaber, T. G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and in shore fish. *J Fish Biol* 17: 143-162.
- Blaber, S. J. M. 2000. Tropical estuarine fishes. Ecology, exploitation and conservation. Fisheries and Aquatic Resources Series 7. Blackwell Science, Oxford. 372 pp.
- Blaber, S. J. M. 2013. Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 135:57–65.
- Bolnick, D. I., Svanbäck, R., Fordyce, J. A., Yang, L. H., Davis, J. M., Hulsey C. D. and Forister, M. L. 2003. The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. *Am. Nat.* 161(1):1–28.
- Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B.I., Lewis III, R. R., Field, C., Kairo, J. G. and Koedam, N. 2008. Functionality of restored mangroves: A review. *Aquat. Bot.* 89:251–259.
- Bouillon, S., Connolly, R. M. and Lee, S. Y. 2008. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. *J. Sea Res.* 59:44–58.
- Braverman, M. S., Acha, E. M., Gagliardini, D. and Rivarossa, M. 2009. Distribution of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*, Desmarest 1823) larvae in the Río de la Plata estuarine front. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 557–565.
- Briand, F. and Cohen, J. E. 1984. Community food webs have scale-invariant structure. *Nature*, 307, 264-267.
- Briones, A. 1995. Identificación y abundancia de la ictiofauna en la laguna costera de Agua Brava, Nayarit, México. Resumen. XIII Congreso Nacional de Zoología. 16 pp.
- Brusca, R. C. 1980. Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. The university of Arizona press, Arizona.
- Burnette, J. G., Macaulay, E. L., Ambrose, W. W., Miller, R. C., Biven, J. R., Morris, J. V., Bastain, H., Gordon, E., Saxby, D. T. and Hanssen, J. F. 1950. California Cooperative Research Program, Progress Reports. 1: 1-54.
- Butchart S. H. M., Walpole M, Collen B., Strien A., Scharlemann J. P. W., Almond R. E. A., Baillie J. E. M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K. E., Carr G. M., Chanson J., Chenery A. M., Csirke J., Davidson N. C., Dentener F., Foster M., Galli A., Galloway J. N., Genovesi P., Gregory R. D., Hockings M., Kapos V., Lamarque J. F., Leverington F., Loh J., McGeoch M. A., McRae L., Minasyan A., Hernández Morcillo M., Oldfield T. E. E., Pauly D., Quader S., Revenga C., Sauer J. R., Skolnik B., Spear D., Stanwell-Smith D., Stuart S. N., Symes A., Tierney M., Tyrrell T. D., Vié J-C. and Watson, R. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328, 1164-1168.
- Caballero-Vázquez, J. A., Gamboa-Pérez, H. C. and Schmitter-Soto, J. J. 2005. Composition and spatio-temporal variation of the fish community in the Chacmochuch lagoon system, Quintana Roo, Mexico. *Hidrobiológica* 15:215-225.

- Cabral-Solis, E. G. 2011. Efectos antropogénicos sobre la calidad del agua, diversidad y abundancia de la fauna nectónica de la laguna de Cuyutlán, Colima, México: recomendaciones para su manejo. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR). La Paz, Baja California Sur, Mex. 134 p.
- Calliari D., Defeo O., Cervetto G., Gómez M., Giménez L., Scarabino F., Brazeiro A. and Norbis W. 2003. La vida marina de Uruguay: Revisión crítica y prioridades para investigaciones futuras. *Gayana*. 67: 341-370.
- Calderón-Aguilera, L. E. y Campoy-Favela, J. 1993. Bahía de Las Guásimas, Estero Los Algodones y Bahía de Lobos, Sonora. p. 411-441. En: S.I. Salazar Vallejo y N.E. González (eds). "Biodiversidad Marina y Costera de México." Comisión Nacional de Biodiversidad y CIQRO, México.
- Calow P. and Tytler, P. 1985. Fish energetic, news perspectives. The John Hopkins University Press. UK. 349 pp.
- Camacho, J., Guimera, R. and Amaral, L. A. N. 2002. Robust patterns food web structure. *Phys Rev Lett* 88, 228102.
- Carreon-Martinez, L. and Heath, D. 2010. Revolution in food web analysis and trophic ecology: diet analysis by DNA and stable isotope analysis. *Molecular Ecology*, 19: 25- 27.
- Castillo-Rivera, M. y Zarate-Hernández, R. 2001. Patrones espacio-temporales de la abundancia de los peces en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. *Hidrobiológica*. 11(1): 75-84.
- Castro-Aguirre, J. L., Balart, E. F., y Arvizu-Martínez, J. 1994. Consideraciones generales sobre la ictiofauna de las lagunas costeras de México. *Zool Inf.* 27: 47-84.
- Castro-Longoria, R., Grijalva-Chon, J. M., Barraza-Guardado, R. H., y Aguirre-Rosas, J. C. 1991. Descripción de los principales rasgos estructurales de la comunidad ictiológica y zooplanctónica del estero El Sargento, Sonora. Informe Técnico. Universidad de Sonora. DIGCSA/SEP-UNISON C89-01-0387.110p.
- Chowdhury, M. S. N., Hossain, M. S., Das, N. G. and Barua, P. 2011. Environmental variables and fisheries diversity of the Naaf River Estuary, Bangladesh. *J Coast Conserv* 15:163–180.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal Ecology*, 18, 117-143.
- Clarke K. R. and Gorley, R. N. 2006. Primer v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth Marine Laboratory, UK., 192 p.
- Clarke, K. R. and Green, R. H. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46:213-226.
- Clarke, K. R. and Warwick, R. M. 1994. Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth.
- Clarke, K. R. and Warwick, R. M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35: 523–531.



- Clarke, K. R. Warwick, R. M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184: 21-29.
- Clarke, K. R. and Warwick, R. M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 265-278.
- Cocheret de la Moriniere, E.; Pollux, B. J. A.; Nagelkerken, I. and van der Velde, G. 2002. Post settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55:309-321.
- Cocheret de la Morinière, E., Nagelkerken, I., van der Meij, H. and van der Velde, G. 2004. What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? *Mar. Biol.* 144:139–145.
- Collins, N. R. and Williams, R. 1982. Zooplankton communities in the Bristol Channel and Severn Estuary. *Marine Ecology Progress Series* 9: 1–11.
- Contreras-Espinoza, F. 1993. *Ecosistemas Costeros Mexicanos*; Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad; Universidad Autónoma Metropolitana; México, D. F., pp. 416.
- Contreras-Espinoza, F. y Castañeda L. O. 2004. *La Biodiversidad de las Lagunas Costeras*. Ciencias, octubre-diciembre, número 76. Universidad Nacional Autónoma de México. ISSN 0187-6376. México. 46-56 p.
- Cowley, P. D. and Whitfield, A. K. 2002. Biomass and production estimates of a fish community in a small South African estuary. *Journal of Fish Biology* 61:74–89.
- Day, J. W., Smith, W. G., Wagner, P. and Stowe, W. 1973. Community structure and carbon budget of a salt marsh and Shallow bay estuarine system in Louisiana. Pub.Nº LSU-56- 7201.Center for Wetland Resources. Louisiana State University, Baton Rouge.79p.
- Day Jr., J. W., Hall, C. A. S., Kemp, W. M. and Yañez-Arancibia, A. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley Sons, Nueva York, 558 pp.
- De la Cruz-Sosa, J. A. 2004. Caracterización íctica de la composición, diversidad y abundancia en cuatro esteros de La Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S., 57 p.
- De la Lanza-Espino, G. y Cáceres-Martínez, C. 1994. *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. UNAM. UABCS, Área Interdisciplinaria de Ciencias del Mar. La Paz, B.C.S., México.
- De Niro, M. and Epstein, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica Cosmochimica Acta*. 45: 341–351.
- Deegan, L. A. and Garrit, R. H. 1997. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 147: 31-47.
- Del Moral-Flores, L. F., González-Acosta, A. F., Espinoza-Pérez, H., Ruiz-Campos, G., y Castro-Aguirre, J. L. 2013. Lista anotada de la ictiofauna de las islas del golfo de California, con

- comentarios sobre sus afinidades zoogeográficas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84: 184-214.
- Dorenbosch, M., Grol M.G.G., Nagelkerken, I. and van der Velde, G. 2006. Seagrass beds and mangroves as potential nurseries for the threatened Indo-Pacific humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* and Caribbean rainbow parrotfish, *Scarus guacamaia*. *Biol Conserv* 129: 277–282.
- Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León y E. Cano-Quiroga. 2006. Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos del sur de Chiapas, México. *Hidrobiológica* 16:197-210.
- Diario Oficial de la Federación. 2004. Quinta Sección: Ecosistemas Lagunares Costeros. Consulta electrónica el 19 de marzo de 2012. <http://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/REVISTA/Carta2004/Cartaparte%2044.pdf>.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99:201–219.
- Duffy, J. E., Cardinale, B. J., France, K. E., McIntyre, P. B., Thébault, E. and Loreau, M. 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecol. Letters*. 10:522–38.
- Dulcic, J.; Kraljevic, M.; Grbec, B. and Pallaoro, A. 1997. Composition and temporal fluctuations of in shore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, eastern middle Adriatic. *Mar Biol* 129: 267-277.
- Dunne, J. A., Williams, R. J., Martinez, N. D. 2002. Food-web structure and network theory: the role of connectance and size. *Proc Natl Acad Sci USA* 99: 12917–12922.
- Dunne, J. A., Williams, R. J. and Martinez, N. D. 2004. Network structure and robustness of marine food webs. *Mar Ecol Prog Ser* 273: 291–302.
- Eggers, T. and Jones, T. H. 2000. You are what you eat...or are you? *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 265-266.
- Elliott M., Whitfield A. K., Potter I. C., Blaber S. J. M., Cyrus D. P., Nordlie F. G. and Harrison T. D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Journal compilation*. Blackwell Publishing Ltd, *Fish and Fisheries*. 8: 241– 268.
- Ellis J. K. 2003. Diet of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in Chesapeake bay and adjacent waters. Thesis Master of Science. The Faculty of the School of Marine Science. The College of William and Mary in Virginia. 90p.
- Espino-Barr E, Cruz-Romero, M. y Garcia-Boa, A. 2003. Peces marinos con valor comercial de la costa de Colima, México, 106 pp. CONABIO, INP, CRIP-Manzanillo, México.
- Evans, D. H. 1993. Osmotic and Ionic Regulation. In *The Physiology of Fishes*: 315–341. Boca Raton: CRC Press.

- Faunce, C. H., Serafy, J. E. and Jerome, L. J. 2004. Density–habitat relationships of mangrove creek fishes within the southeastern saline Everglades (USA), with reference to managed freshwater releases. *Wetland Ecology and Management* 22, 377–394.
- Faye, D., de Morais, L., Raffray, J., Sadio, O., Thiom, O. and 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92 (2011) 607-617.
- Fischer, W., Krupp, F., Scheider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. and Niem, V. H. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. 1, 2 y 3. Roma.
- Flores-Verdugo F. J 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. p. 21-56. En: J Rosa-Vélez y F González-Farías (eds). *Temas de Oceanografía Biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, 337 p.
- Flores-Verdugo, F., González-Farías, F., Ramírez-Flores, O., Amezcua-Linares, F., Yañez-Arancibia, A., Alvarez-Rubio, M., Day, J. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13 (2): 219-230.
- Franco-Gordo, C., Godínez-Domínguez, E., Suárez-Morales, E. and Vásquez-Yeomans, L. 2003. Diversity of ichthyoplankton in the central Mexican Pacific: A seasonal survey. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:111–21.
- Froese, R. and Pauly, D. 2009. FishBase. World Wide Web electronic publication.[en línea] <http://www.fishbase.org>.
- Fry, B. 1984. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios and the trophic importance of algae in Florida *Syringodium* filiforme seagrass meadows. *Mar Biol* 79:11–19.
- Fry, B. and Arnold, C. R. 1982. Rapid $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ turnover during growth of brown shrimp. *Oecologia*. 54: 200-204.
- Fry, B. and Wainright, S. C. 1991. Diatom sources of ^{13}C -rich carbon in marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*. 76: 149–157.
- Fry, B. 1999. Using stable isotopes to monitor watershed influences on aquatic trophodynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:2167-2171.
- Galván-Piña, V. H., Galvan-Magaña, F., Abitia-Cardenas, L. A., Gutierrez-Sanchez, F. J. and Rodriguez-Romero, J. 2003. Seasonal structure of fish assemblages in rocky and sandy habitats in Bahía de La Paz, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 72(1): 19–35.
- Gamito, S. 2010. Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecol Indic* 10:550–551.
- Gannes, L. Z., O’Brien, D. M. and Martínez del Río, C. 1997. Stable isotopes in animal ecology: Assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78:1271–1276.

- García, A. M., Hoeninghaus, D. J., Vieira, J. P. and Winemiller, K. O. 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 399-408.
- Garrison, L. P. and Link, J. S. 2000. Dietary guild structure of the fish community in the northeast United States continental shelf ecosystem. *Mar Ecol Prog Ser* 202:231–240.
- Gerking, S. D. 1994. Feeding ecology of fish. *Ecol. of Fish*. Acaemic Press. 416 p.
- Giarrizzo, T. and Krumme, U. 2007. Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuca estuary, North Brazil. *Bull. Mar. Sci.* 80(3):739–754.
- Godínez-Domínguez, E., Freire, J., Franco-Gordo, C., y Bernárdez- Martí. C. 2005. Modelo preliminar de redes tróficas del ecosistema costero de Bahía de Navidad, Jalisco. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad de La Coruña, España.
- González-Acosta, A. F., De la Cruz-Agüero, G., De la Cruz-Agüero, J. y Ruiz-Campos, G. 2005. Seasonal pattern of the fish assemblage of El Conchalito mangrove swamp, La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiológica*. 15(2 Especial): 205–214.
- Gratwicke, B and Speight, M. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology* 66:650–667.
- Griffiths, S. P. and West, R. J. 1999. Preliminary assessment of shallow water fish in three small intermittently open estuaries in south-eastern Australia. *Fish. Manag. Ecol.*6:311–321.
- Grijalva-Chon, J. M., Núñez-Quevedo, S. y Castro-Longoria, R. 1996. Ictiofauna de la laguna costera la Cruz, Sonora, México. *Cienc Mar*. 22 (2): 129-150.
- Gurney, L. J., Froneman, P. W., Pakhomov, E. A. and Mc Quaid C. D. 2001. Trophic positions of three euphausiid species from the Prince Edward Islands (Southern Ocean): implication for the pelagic food web structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 217: 67-174.
- Haddon, M. 2001. *Modelling and Quantitative Methods in Fisheries*. Chapman y Hall, Boca Raton, Florida.
- Hall, S. J. and Greenstreet, S. P. 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 166:227-229.
- Hinga, K. R., Arthur, M. A., Pilson, M. E. Q. and Whitaker, D. 1994. Carbon isotope fractionation by marine phytoplankton in culture: the effects of CO₂ Concentration, pH, temperature, and species. *Global Biogeochem Cycles*. 8: 91–102.
- Hobson, K. A. 1993. Trophic relationships among high Arctic seabirds: insights from tissue-dependent stable-isotope models. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 95:7-18.
- Hobson, K. A., Sease, J. L., Merrick, R. L. and Piatt, J. F. 1997. Investigating trophic relationships of pinnipeds in Alaska and Washington using stable isotope ratios of nitrogen and carbon. *Marine Mammal Science*. 13: 114–132.

- Horn, M. H. and Allen, L. G. 1985. Fish community ecology in Southern Californias bays and estuaries. 169-190 pp. En: Yañez-Arancibia (eds). Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Toward ecosystem integration. UNAM. México. 654 pp.
- Hubbs, C. 1960. The marine vertebrates of the outer coast. Symp: The Biogeography of Baja California and Adjacent Seas. Systematic Zoology. 9 134-147 p.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., Lough, J. M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S. R., Pandolfi, J. M., Rosen, B. and Roughgarden, J. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. Science 301:929-933.
- Hutchinson, G. E. 1991. Population studies: Animal ecology and demography. Bull Math Biol. 53: 193-213.
- Huxham, M., Kimani, E. and Augley, J. 2004. Mangrove fish: A comparison of community structure between forested and cleared habitats. Estuarine, Coastal and Shelf Science 60:637-47.
- Hyndes G. A., Platell M. E., Potter I. C. and Lenanton R. C. J. 1999. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? Marine Biology. 134: 335-352.
- Hyslop, E. 1980. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. J. Fish Biol. 17: 411-429.
- Igulu, M. M., Nagelkerken, I., Van der Velde, G. and Mgaya Y. D. 2013. Mangrove fish production is largely fuelled by external food sources: a stable isotope analysis of fishes at the individual, species, and community levels from across the globe. Ecosystems DOI: 10.1007/s10021-013-9687-7.
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C. and Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: Siber - stable isotope bayesian ellipses in R'. J. Anim. Ecol. 80, 595-602.
- Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F. and Páez-Osuna, F. 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, cooper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. Chemosphere 77: 1366-1373.
- Jardine T. D., McGeachy S. A., Paton C. M., Savoie M. and Cunjak R. A. 2003. Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and interpretation. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2656: 39pp.
- Jaureguizar, A. J.; Menni, R.; Guerrero, R. and Lasta, C. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. Fish. Res., v. 66, p. 195-211.
- Jaureguizar, A. J., Menni, R., Lasta, C. and Guerrero, R. 2006. Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: spatial patterns and their temporal variations. Fisheries Oceanography. 15: 326-344.

- Jones, M. V. and West, R. J. 2005. Spatial and temporal variability of seagrass fishes in intermittently closed and open coastal lakes in southeastern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 277-288.
- Jordan, F., Liu, W. and Davis, A. J. 2006. Topological keystone species: measures of positional importance in food webs. *Oikos*, 112: 535-546.
- Kimmerer, W. J. 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages?. *Marine Ecology Progress Series* 243:39-55
- Langsgaard, P. and Johnson, C. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*: 257 229–253.
- Lajtha, K. and Michener, R. H. 1994. *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific, London.
- Lamb, K., Swart, P. K. and Altabet, M. A. 2012. Nitrogen and carbon isotopic systematics of the Florida Reef tract. *Bull. Mar. Sci.* 88(1):119–146.
- Langton, R. W. and Watling, L. 1990. The fish-benthos connection: a definition of prey groups in the Gulf of Maine. In *Trophic relationships in the marine environment: Proceedings 24th European Marine Biology Symposium* pp. 424-438.
- Lankford, R. 1977. Coastal lagoons of Mexico. Their origin and clasification. En WILEY (ed.). *Estuarine Processes*. 2: 182-215.
- Larson, H. K., Williams, R. S., and Hammer, M. P. 2013. An annotated checklist of the fishes of the Northern Territory, Australia. *Zootaxa* 3696, 1–293.
- Lasiak, T. A. 1984. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's Beach, Algoa Bay, South Africa: long-term fluctuations. *Estuarcstl mar Sci.* 18: 459-483.
- Lasiak, T. A. 1986. Juveniles, food and the surf-zone fish habitat: implications for teleost nursery areas. *S Afr J Zool.* 21: 51–56.
- Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G. and Post, D. M. 2007 Can stable isotope ratios provide quantitative measures of trophic diversity within food webs? *Ecology*; 88:42–48.
- Lenanton, R. C. J. 1982. Alternative non-estuarine nursery habitats for some commercially and recreationally important fish species of south-western Australia. *Aust Jmar Freshwat Res.* 33: 881-900.
- Lesage, V., Hammill, M. O. and Kovacs, K. M. 2001. Marine mammals and the community structure of the Estuary and Gulf of St Lawrence, Canada: evidence from stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 203–221.
- Ley, A. J., Montague, C. L. and Mclvor, C. C. 1994. Food habits of mangrove fishes: a comparison along estuarine gradients in northeastern Florida Bay. *Bulletin of Marine Science*, 54: 881-889.
- Link, J., Stockhausen, W. and Methratta, E. 2005. Food-web theory in marine ecosystems. Cap. 9. En: Belgrano, A., Scharler, U, Dunne, J and R. Ulanowicz (Eds.). *Aquatic food webs. An ecosystem approach*, Oxford University Press (USA), pp. 98-113.

- López-Rasgado, F.J., Herzka, S.Z., Del-Monte-Luna, P., Serviere-Zaragoza, E., Balart, E.F. and Lluch-Cota, S.E. 2012. Fish assemblages in three arid mangrove systems of the Gulf of California: comparing observations from 1980 and 2010. *Bulletin of marine science*. 88(4):919–945.
- López-Rasgado, F.J., Lluch-Cota, S.E., Balart, E.F. and Herzka, S.Z. 2016. Variation in isotopic trophic structure and fish diversity in mangrove systems subject to different levels of habitat modification in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*. Vol 92, No 4.
- Louis, M. and Guyard, A. 1982. Contribution a` l'études des peuplements ichtyologiques dans les mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises). *Bulletin of Ecology*. 13: 9-24.
- Lugendo, B. R., Nagelkerken, I., Kruitwagen, G., van der Velde F. and Mgaya, Y. D. 2007. Relative importance of mangroves as feeding habitats for fishes: a comparison between mangrove habitats with different settings. *Bull. Mar. Sci*. 80(3):497–512.
- Madrigal, G. X. 2006. Distribución espacial y temporal de la ictiofauna del estero de Santa Ana, Michoacán, México. Tesis maestría, Posgrado de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F. 77p.
- MacDonald, J. A., Shahrestani, S. and Weis, J. S. 2009. Behavior and space utilization of two common fishes within Caribbean mangroves: Implications for the protective function of mangrove habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84:195–201.
- Macko, S.; Engel, M. and Freeman, K. 1998. Variability of isotope composition in modern and fossil organic matter. *Chemical Geology* 152: 163.
- MacNeil M. A., Gregory B., Skomal G. B. and Fisk, A. T. 2005. Stable isotopes from multiple tissues reveal diet switching in sharks. *Mar Ecol*: 302:199-206.
- Maeda-Martínez, A. N. 1981. Composición, abundancia, diversidad y alimentación de la ictiofauna en tres lagunas costeras del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León, México. 140 p.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 179 p.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Magurran, A. E. 2013. *Measuring biological diversity*. Blackwell, Malden.
- Manson, F. J., Loneragan, N. R., Skilleter, G. A. and Phinn, S. R. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *Ocean. Mar. Biol. Ann Rev*. 43:485–515.
- Martínez del Río, C., Sabat, P., Anderson-Sprecher, R. and Gonzales, P. S. 2009. Dietary and isotopic specialization: The isotopic niche of three *Cinclodes* ovenbirds. *Oecologia* 161: 149-159.
- Marczak, L., Thompson, R. and Richardson, J. 2007. Meta-analysis: trophic level, habitat, and productivity shape of the food web effects on resource subsidies. *Ecology*, 88: 140-148.
- Matthews, B. and Mazumder, A. 2004. A critical evaluation of intrapopulation variation of $\delta^{13}\text{C}$ and isotopic evidence of individual specialization. *Oecologia*. 140(2):361–371.

- McHugh, J. L. 1967. Estuarine Nekton. pp. 581-619. En: Lauff G.H. Estuaries. Special publication 83. American Association for the Advancement of science, Washington, DC.
- Mendoza, E., Castillo-Rivera, M., Zárate-Hernández, R. and Ortiz-Burgos, S. 2009. Seasonal variations in the diversity, abundance, and composition of species in an estuarine fish community in the Tropical Eastern Pacific, Mexico. *Ichthyological research* 56:330-339.
- Menge, B. 1995. Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs: patterns and importance. *Ecol. Monogr.* 65(1): 21-74.
- Michener, R. H. and Kaufman, L. 2007. Stable isotopes ratios as tracer in marine food webs: an update. In: Michener R LKe (ed) *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell, Boston.
- Minagawa, M. and Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of evidence and the relation between Acta, 48: 1135-1140.
- Molina-Hernández, F. 2011. Estructura trófica de la zona costera de Alvarado, Veracruz, y su relación con la riqueza de trofoespecies. Tesis de Licenciatura. UMAR. Puerto Ángel, Oaxaca. 90 pp.
- Moore, J. W. and Semmens, B. X. 2008. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology Letters* 11:470-480.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. CYTED, ORCYT-UNESCO Y SEA. Primera edición. Manuales y Tesis Sea 1. 84 p.
- Moreno-Sánchez, X. G. 2009. Estructura y organización trófica, de la ictiofauna del arrecife de Los Frailes, B.C.S. México. Tesis de Doctorado en Ciencias Marinas. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. 143 pp.
- Mouillot, D., Gaillard, S., Aliaume, C., Verlaque, M., Belsher, T., Troussellier, M and Chi, T. D. 2005. Ability of taxonomic diversity indices to discriminate coastal lagoon environments based on macrophyte communities. *Ecological Indicators*, 5: 1–17.
- Myers, R. A. and Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280–283.
- Nagelkerken, I., van der Velde, G., Gorissen, M. W., Meijer, G. J., Van'tHof, T. and Den Hartog, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51: 31-44.
- Nagelkerken, I., Kleijnen, S., Klop, T., van den Brand, R. A. C. J., Cocheret de la Morinière, E. and van der Velde, G. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214:225–235.
- Nagelkerken, I. and van der Velde, G. 2002. Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow water and coral reef habitats in Curacao (Netherlands Antilles)? *Marine Ecology Progress Series.* 245: 191-204.

- Nagelkerken, I. and van der Velde, G. 2004. Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean island. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 274:153–159.
- Nagelkerken, I., Blaber, S. J. M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L. G., Meynecke, J. O., Pawlik, J., Penrose, H. M., Sasekumar, A. and Somerfield, P. J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna. *Aquatic Botany* 89, 155–185.
- Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the world*. Fourth edition. John Wiley y Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. U.S.A. Brusca (1980) y Fischer et al. (1995).
- Newsome, S., Martinez, Del Rio, C., Bearhop, S. and Phillips, D. 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8): 429–436.
- Newsome, S.D., Tinker, M. T., Monson, D. H., Oftedal, O. T., Ralls, K., Staedler, M. M., Fogel, M. L. and Estes, J. A. 2009. Using stable isotopes to investigate individual diet specialization in California sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *Ecology* 90:961-974.
- Newsome, S. D., Clementz, M. T., and Koch, P. L. 2010. Using stable isotope biogeochemistry to study marine mammal ecology. *Marine Mammal Science* 26:509–572.
- Nyanti L., Nur 'Asikin, R., Ling T. Y. and Jongkar, G. 2012. Fish diversity and water quality during flood mitigation works at Semariang mangrove area, Kuching, Sarawak, Malaysia. *Sains Malaysiana* 41:1517–25.
- Ontiveros-Granillo, A. 2011. Variabilidad diurna, estacional e interanual de la comunidad de peces demersales en la laguna Las Guásimas, Sonora, México. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR). Guaymas Sonora, Méx. 97 p.
- Osborne, P. L. 2000. *Tropical ecosystems and ecological concepts*. Cambridge University Press, Cambridge, 464 pp.
- Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, C., Soto-Jiménez, M. 2007. La Contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. *Serie Lagunas Costeras de Sinaloa*. UNAM-ICMyL. D. F., México. 303 pp.
- Palacios-Salgado, D. S., Moreno-Sánchez, X. G., Abitia-Cárdenas, L. A., Gutierrez-Sanchez F. J. and Rodríguez-Romero J. 2012. Ichthyodiversity of San Jose, San Francisquito, and El Pardo islands in the southwestern Gulf of California, Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 42 (3): 177–191.
- Pancost, R. D., Freeman, K. H., Wakeham, S. G. and Robertson, C. Y. 1997. Controls on carbon isotope fractionation by diatoms in the Peru upwelling region. *Geochimica Cosmochimica Acta*. 61: 4983-4991.
- Paperno, R. and Brodie, R. B. 2004. Effects of environmental variables upon the spatial and temporal structure of a fish community in a small, freshwater tributary of the Indian River Lagoon, Florida. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 61(2):229-241.

- Parnell, A. C., Inger R., Bearhop, S. and Jackson, A. L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PLoS ONE*, 5(3), e9672.
- Pasquaud, S., Elie, P., Jeantet, C. Billy, I., Martinez, P. and Girardin, M. 2008. A preliminary investigation of the fish food web in the Gironde estuary, France, using dietary and stable isotope analyses. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 78: 267-279.
- Pasquaud, S., Pillet, M., David, V., Sautour, B. and Elie, P. 2010. Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 237-246.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279 5352): 860-863.
- Payan-Alcacio, J. A. 2015. Diversidad funcional de la comunidad de peces en hábitats de manglar en la bahía de la paz, B.C.S. México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). La Paz Baja California Sur, Méx. 96 p.
- Pérez-España, H., Galván-Magaña, F. y Abitia-Cárdenas, L. A. 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del sur-oeste del Golfo de California, México. *Cienc. Mar.* 22(3):273- 294.
- Peterson, B. and Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 293-320.
- Phillips, D. L. and Gregg, J. W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia*, 136: 261-269.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley interscience. Nueva York. 142 p.
- Pihl, L., Cattrijsse, A., Codling, I., Mathieson, D. S., McLusky, D. S. and Roberts, C. 2002. Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas. In: Elliott, M., Hemingway, K. (Eds.), *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford, pp. 10-53.
- Pinkas, L., Oliphant, S. M. and Iverson, I. L. K. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fish. Bull.*152: 105.
- Poizat, G., Rosecchi, E., Chauvelon, P., Contournet, P. and Crivelli, A. J. 2004. Long-term fish and macro-crustacean community variation in a Mediterranean lagoon. *Est. Coastal Shelf Sci.* 59:615–624.
- Polis, G. A., Anderson, W. B. and Holt, R. 1997. Towards an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 28: 289-316.
- Pollard, D.A. 1984. A review of ecological studies on seagrass fish communities, with particular reference to recent studies in Australia. *Aquat Bot* 18:3–42.
- Post, D. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703-718.
- Potter I. C., Claridge P. N., Warwick R. M. 1986. Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage. *Marine Ecology Progress Series*. 32: 217-228.

- Potter, I. C., Beckley, L. E., Whiteld, A. K. and Lenanton, R. C. J. 1990. Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of shes in temperate Western Australia and southern Africa. *Envir. Biol. Fish.* 28: 143-178.
- Ramos-Miranda, J., Mouillot, D., Flores, D., Sosa, A., Chi, T. D. and Ayala, L. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coast lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Marine Ecology Progress Series.* 304:1-13.
- Rau, G. H., Tetssie, J. L., Rassoulzadegan, F. and Fowler, S. W. 1990. 13C/12C and 15N/14N variations among size fractionated marine particles: implications for their origin and trophic relationship. *Marine Ecology Progress Series* 59: 33-38 pp.
- Rau, G., Takahashi, T., Des Marais, D., Repeta, D. and Martin, J. 1992. The relationship between $\delta^{13}\text{C}$ of organic matter and CO_2 in ocean surface water: Data from a JGOFS site in the northeast Atlantic Ocean and a model. *Geochim Cosmochim Acta* 56:1413-1419.
- Raz-Guzmán, A. and Huidobro, L. 2002. Fish communities in two environmentally different estuarine systems of Mexico. *Journal of Fish Biology* 61:182-195.
- Reyes-Bonilla, H. and Álvarez-Filip, L. 2008. Long-term changes in taxonomic distinctness and trophic structure of reef fishes at Cabo Pulmo reef, Gulf of California. *Proceedings of the 11th International coral reef symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7–11 July, Session number 18.*
- Roberts, C .M. and Hawkins, J. P. 1999. Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 241-246.
- Robertson, A. I. and Blaber, S. J. M. 1992. Plankton, epibenthos and fish communities. In: Robertson AI, Alongi DM (eds) *Tropical mangrove ecosystems.* *Coast Estuar Stud* 41:173–224.
- Robertson, D. R. and Allen, G. R. 2008. Shorefishes of the tropical Eastern Pacific online information system. (April 30th 2012, www.stri.org/sfstep).
- Rodríguez-Félix, D. 2010. Cambios interanuales en la estructura de la comunidad de peces de una laguna costera semiárida del Golfo de California. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Guaymas. Guaymas, Sonora. 68p.
- Rodríguez-Romero, J., Hernández-Vázquez, S. and López-Martínez, J. 2009. Desarrollo potencial de peces desaprovechados. *Cien. y Des.* 35: 45-51.
- Rönnbäck, P. 1999. The Ecological Basis for economic Value of the seafood production supported by mangrove Ecosystems. *Ecological Economics*, 29: 235-252.
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J., Patrício, J., Pérez-Ruzafa, A., and Marques, J. 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean Coast Manag* 49:308–331.
- Saldívar-Lucio, R. E. 2010. Cambios a largo plazo en la ictiofauna arrecifal del parque nacional Cabo Pulmo, B.C.S., México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz B.C.S. 146p. Salamunovich, T. J. and Ridenhour, R. L. 1990. Food habits of fishes in the Redwood Creek Estuary. *U.S. National Park Transactions and Proceedings. Series 8:* 111-123.

- Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L. H., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. 2014. Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 1184-1196.
- Santos, M., Pierce, G., López, A., Reid, R., Ridoux, V. and Mente, E. 2006. Pygmy sperm whales *Kogia breviceps* in the Northeast Atlantic: New information on stomach contents and strandings. *Mar Mamm Sci* 22:600-616.
- Selleslagh, J. and Amara, R. 2008. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*:1–11.
- Shannon, C. E. and Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana: University of Illinois Press. 117 pp.
- Sheridan, P. F. and Hays, C. 2003. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands* 23: 449–458.
- Shimatani, K. 2001. On the measurement of species diversity incorporating species differences. *Oikos* 93: 135-147.
- Siqueiros-Beltrones, D., y Argumedo-Hernandez, U. 2006. Identificación de Diatomeas en Contenidos Intestinales de Camarones para ubicar su sitio de captura un caso jurídico. *Conversus*, 53: 6-8.
- Smith, R. and Smith, T. 2006. *Ecología* Cuarta edición. Editorial Pearson Education, S.A. Madrid. 642 p.
- Sosa-López, A., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernández, D., Mouillot, D., y Do-Chi T. 2005. Evidencia de Cambios en la Diversidad Ictiofaunística de la Laguna de Términos, México. *Jaina* 15:7–13.
- Sousa P., Azevedo M., Gómez M. C. 2005. Demersal assemblages off Portugal: Mapping, seasonal, and temporal patterns. *Fisheries Research*. 75: 120-137.
- Sparre, P. and Venema, S. C. 1998. *Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 306. 1, Rev.2. Rome, FAO.
- Stat Soft. 1996. *STATISTICA for Windows computer program, version 5.1*. By Stat Soft, Tulsa, OK.
- Taherizadeh, M. and Sharifinia, M. 2015. Applicability of ecological benthic health evaluation tools to three subtropical estuaries (Azini, Jask and Khalasi) from the Iranian coastal waters. *Environ Earth Sci* 74(4):3485–3499.
- Torres-Orozco, B. 1994. *Los peces de México*. Primera edición. A.G.T. México, D.F. 235p.
- Unkovich, M., Pate, J., Mc Neill, A. and Gibbs, D. 2001. *Stable isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems*. Kluwer Academic Publishers.
- Uscanga-Aguilar, S. 2002. *Caracterización de la comunidad íctica capturada con red agallera en Isla San José, B.C.S. México*. Tesis de licenciatura. U.A.B.C.S. México. 69 p.
- Val, A. L. and Almeida-Val, V. M. F. 1995. *Fishes of the Amazon and their environment. Physiological and Biochemistry Features*. Springer Verlag, Berlin, 224 pp.

- Valiela, I., Bowen, J. L. and York, J. K. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bio Science* 51, 10: 807-815.
- Van der Zanden, M. J., Cabana, G. and Rasmussen, J. B. 1997. Comparing the trophic position of littoral fish estimated using stable nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) and dietary data. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*. 54:1142-1158.
- Vander Zanden, M. J., and Rasmussen, J. B. 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. *Ecological Monographs* 66:451-477.
- Van der Zanden, M. J. and Rasmussen J. B. 2001. Variation in d^{15}N and d^{13}C trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* 46(8): 2061-2066.
- Van Wynsberge, S., Andréfouët, S., Hamel, M. A and Kulbicki. M. 2012. Habitats as Surrogates of Taxonomic and Functional Fish Assemblages in Coral Reef Ecosystems: A Critical Analysis of Factors Driving Effectiveness. *PLoS ONE* 7(7): e40997. doi:10.1371/journal.pone.0040997.
- Vanderklift, M. A. and Ponsard, S. 2003. Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* 136, 169-182.
- Vega-Cendejas, M. E., Ordoñez, U. and Hernández, M. 1994. Day-Night variation of fish population in the mangrove of Celestún Lagoon, Mexico. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 20:99-108.
- Villegas-Sánchez, C. A., Abitia-Cárdenas, L. A., Gutiérrez-Sánchez, F. J. and Galván- Magaña, F. G. 2009. Rocky-reef fish assemblages at San José Island, Mexico. *Rev. Mex. Bio.* 80: 169- 179.
- Wakwabi, E. O. and Mees, J. 1999. The epibenthos of the backwaters of a tropical mangrove Creek (Tudor Creek, Mombasa, Kenya). *Netherlands Journal of Zoology* 49, 189-206.
- Walker, J. and Macko, S. 1999. Dietary studies of marine mammals using stable C y N isotopic ratios of teeth. *Marine Mammal Science* 15(2):314-334.
- Warburton, K. 1978. Estructura de la comunidad, abundancia y diversidad de peces en un sistema lagunar mexicano. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 7 (6) p. 497-519.
- Warwick, R. M. and Clarke, K. R. 1995. Multivariate measures of communities stress and their application to marine pollution studies in the East Asian region. *Phuket Mar. Boil. Cen Res. Bull.* 60: 99-113.
- Wassenberg, T. and Hill, B. 1993. Diet and feeding behaviour of juvenile and adult banana prawns *Penaeus merguensis* in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 94: 287-295.
- Williams, R. J. and Martinez, N. D. 2000. Simple rules yield complex food webs. *Nature* 404, 180-183.
- Williams, R. J., Berlow, E. L., Dunne, J. A., Barabási, A. L. and Martínez, N. D. 2002. Two degrees of separation in complex food webs. *Proc Natl Acad Sci USA* 99: 12913-12916.
- Williams, R. J. 2010. *Network 3D Software: visualizing and modelling food webs and other complex networks*. Microsoft Research, Cambridge.



- Wootton, R. J. 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman y Hall. E. U. A. 404 pp
- Wootton, R. J. 1999. Ecology of Teleost Fishes. London, Chapman & Hall, 2nd ed., 416p.
- Worm B., Hilborn R., Baum J. K., Branch T. A., Collie J. S., Costello C., Fogarty M. J., Fulton E. A., Hutchings J. A., Jennings S., Jensen O. P., Lotze H. K., Mace P. M., McClanahan T. R., Minto C., Palumbi S. R., Parma A. M., Ricard D., Rosenberg A. A., Watson R., Zeller D. 2010. Rebuilding Global Fisheries. Science. 325. p 578.
- WWF. 2001. El Golfo de California "Un Mar con Futuro". WWF. México D.F.
- Xinjuan, S., Xianshi, J. and Wei, Y. 2010. Taxonomic diversity of fish assemblages in the Changjiang Estuary and its adjacent waters. Acta. Oceanol. Sin. 29 (2): 70-80.
- Yáñez -Arancibia, A., Lara-Domínguez, A. L., Rojas-Galaviz, J. L., Sánchez-Gil, P., Day, J. W. and Madden, C. J. 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico). Journal of Fish Biology 33 (Suppl. A), 191–200.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A. L., Aguirre-León, A., Díaz-Ruiz, S., Amezcua- Linares, F., Flores-Hernández, D., y Chavance, P. 1985. pp. 311-366. En: Yáñez-Arancibia, A. (ed). Ecología de comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: Hacia una integración de ecosistemas. UNAM, México, D. F.
- Yépiz-Velázquez, L. M. 1990. Diversidad, distribución y abundancia de las ictiofauna en tres lagunas costeras de Sonora, México. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones Científicas y de Estudios Superiores de Ensenada. Ensenada, B.C, México. 168p.
- Yoon, I, Williams, R. J., Levine, E., Yoon, S., Dunne, J. A., Martinez, N. D. 2004. Webs on the Web (WoW): 3D visualization of ecological networks on the www for collaborative research and education. Proc SPIE 5295 Visualization and Data Analysis 2004, 124, doi:10.1117/12.526956.
- Young, G. C., Potter, I. C., Hyndes, G. A. and de Lestang, S. 1997. The ichthyofauna of an intermittently open estuary: implications of bar breaching and low salinities on faunal composition. Est. Coastal Shelf Sci. 45:53–68.
- Zenija-Rejón, M., Arreguin-Sanchez, F. and Chavez, E. 2002 Trophic structure and flows of energy in the Huizache–Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57 (2003) 803–815.

12. ANEXOS

A partir de los porcentajes de similitud/disimilitud (SIMPER), se establecieron las especies que tipificaron cada zona de estudio, al igual que aquellas que contribuyeron a la diferenciación entre zonas.

Anexo 1.- Principales especies que contribuyeron a la similitud (Tipificación) dentro cada zona de estudio.

Teacapán Estero				
Species	Similitud promedio	Desv. Est.	Contribución%	Cont. Acum.%
<i>Opisthonema libertate</i>	4.56	6.35	8.55	8.55
<i>Sciades seemanni</i>	3.84	2.05	7.19	15.74
<i>Occidentarius platypogon</i>	3.77	2.04	7.06	22.80
<i>Elops affinis</i>	3.73	2.05	6.98	29.78
<i>Caranx caninus</i>	3.65	2.10	6.84	36.62
<i>Mugil curema</i>	3.65	2.10	6.84	43.46
<i>Mugil cephalus</i>	3.14	1.45	5.88	49.34
<i>Pomadasys macracanthus</i>	3.12	1.43	5.85	55.18
<i>Diapterus peruvianus</i>	3.07	1.46	5.75	60.93
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.59	1.02	4.86	65.79
<i>Chanos chanos</i>	2.26	1.04	4.23	70.02
<i>Centropomus robalito</i>	1.81	0.79	3.38	73.4
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.67	0.79	3.14	76.54
<i>Gerres simillimus</i>	1.65	0.79	3.10	79.64
<i>Eugerres axillaris</i>	1.32	0.63	2.48	82.12
<i>Nematistius pectoralis</i>	1.32	0.63	2.48	84.6
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.18	0.64	2.21	86.81
<i>Oreochromis aureus</i>	1.03	0.54	1.93	88.74
<i>Selene brevoortii</i>	0.95	0.54	1.78	90.53
Huizache-Laguna				
<i>Sciades seemanni</i>	5.88	0.93	17.28	17.28
<i>Mugil cephalus</i>	3.82	0.72	11.22	28.50
<i>Elops affinis</i>	3.61	0.61	10.62	39.13
<i>Diapterus peruvianus</i>	3.53	0.63	10.37	49.49
<i>Mugil curema</i>	3.36	0.66	9.87	59.36
<i>Cynoscion xanthulus</i>	2.61	0.61	7.67	67.03
<i>Oreochromis aureus</i>	2.07	0.53	6.10	73.13
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.83	0.49	5.37	78.50
<i>Caranx caninus</i>	1.46	0.47	4.28	82.78
<i>Centropomus robalito</i>	1.24	0.45	3.63	86.41



<i>Anchoa walkeri</i>	0.68	0.29	2.00	88.41
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.64	0.25	1.88	90.29
Huizache-Canal				
<i>Diapterus peruvianus</i>	5.47	1.09	17.94	17.94
<i>Mugil curema</i>	3.95	0.76	12.95	30.89
<i>Caranx caninus</i>	2.50	0.54	8.21	39.10
<i>Centropomus robalito</i>	2.44	0.53	7.99	47.09
<i>Mugil cephalus</i>	2.38	0.56	7.81	54.9
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.24	0.56	7.33	62.23
<i>Elops affinis</i>	2.06	0.50	6.76	68.99
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1.75	0.48	5.72	74.71
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.06	0.31	3.47	78.18
<i>Lile stolifera</i>	1.02	0.36	3.34	81.52
<i>Oreochromis aureus</i>	0.82	0.30	2.68	84.2
<i>Gerres simillimus</i>	0.74	0.31	2.44	86.65
<i>Anchoa walkeri</i>	0.62	0.27	2.04	88.68
<i>Sciades seemanni</i>	0.51	0.25	1.69	90.37
Teacapán-Mar				
<i>Sciades seemanni</i>	5.22	1.08	23.56	23.56
<i>Caranx caninus</i>	3.53	0.62	15.94	39.50
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.88	0.58	13.01	52.51
<i>Pomadasys panamensis</i>	1.36	0.65	6.16	58.67
<i>Bagre panamensis</i>	0.92	0.50	4.16	62.82
<i>Occidentarius platypogon</i>	0.92	0.50	4.16	66.98
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	0.85	0.33	3.86	70.84
<i>Trachinotus paitensis</i>	0.85	0.49	3.82	74.66
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.68	0.5	3.09	77.75
<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.68	0.5	3.09	80.83
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.52	0.33	2.33	83.17
<i>Synodus scituliceps</i>	0.51	0.33	2.28	85.44
<i>Narcine vermiculatus</i>	0.43	0.33	1.93	87.37
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.40	0.33	1.82	89.20
<i>Chanos chanos</i>	0.34	0.33	1.54	90.74
Huizache-Mar				
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	5.33	2.40	16.59	16.59
<i>Haemulopsis nitidus</i>	2.05	0.73	6.37	22.95
<i>Larimus effulgens</i>	2.02	0.73	6.28	29.24
<i>Bagre panamensis</i>	1.84	0.68	5.73	34.97
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.76	0.58	5.48	40.45
<i>Pomadasys panamensis</i>	1.66	0.58	5.16	45.62
<i>Selar crumenophthalmus</i>	1.54	0.52	4.80	50.41
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.52	0.57	4.74	55.15

<i>Caranx caninus</i>	1.41	0.51	4.37	59.53
<i>Scomberomorus sierra</i>	1.32	0.50	4.09	63.62
<i>Anchoa walkeri</i>	1.17	0.51	3.63	67.25
<i>Sciades guatemalensis</i>	1.15	0.51	3.58	70.83
<i>Selene peruviana</i>	0.88	0.40	2.73	73.56
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	0.82	0.35	2.54	76.10
<i>Cynoscion xanthulus</i>	0.81	0.40	2.51	78.60
<i>Caranx caballus</i>	0.78	0.35	2.43	81.03
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.73	0.40	2.28	83.31
<i>Occidentarius platypogon</i>	0.71	0.35	2.21	85.52
<i>Umbrina xanti</i>	0.71	0.35	2.21	87.73
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.55	0.34	1.70	89.43
<i>Cyclopsetta querna</i>	0.26	0.19	0.79	90.23

Anexo 2.- Principales especies que contribuyeron a una mayor disimilitud para cada zona de estudio.

Teacapán Estero y Huizache-Laguna				
Species	Promedio disimilitud	Desv. Est.	Contribución%	Cont. Acum.%
<i>Opisthonema libertate</i>	3.23	3.93	4.81	4.81
<i>Occidentarius platypogon</i>	2.71	2.00	4.04	8.85
<i>Pomadasys macracanthus</i>	2.37	1.52	3.53	12.38
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.03	1.3	3.03	15.41
<i>Chanos chanos</i>	1.99	1.21	2.96	18.38
<i>Gerres simillimus</i>	1.88	1.21	2.81	21.18
<i>Nematistius pectoralis</i>	1.88	1.13	2.8	23.98
<i>Eugerres axillaris</i>	1.87	1.11	2.79	26.77
<i>Caranx caninus</i>	1.84	1.03	2.74	29.51
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.76	0.95	2.62	32.13
<i>Centropomus robalito</i>	1.73	0.98	2.59	34.72
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.61	1.08	2.40	37.12
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.56	1.00	2.32	39.45
<i>Oreochromis aureus</i>	1.53	0.86	2.28	41.73
<i>Eucinostomus currani</i>	1.52	0.96	2.27	43.99
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	1.39	0.86	2.08	46.07
<i>Mugil curema</i>	1.39	0.79	2.07	48.14
<i>Selene brevoortii</i>	1.36	0.91	2.03	50.18
<i>Diapterus peruvianus</i>	1.34	0.81	2.00	52.18
<i>Mugil cephalus</i>	1.30	0.73	1.94	54.12
<i>Lutjanus argentiventris</i>	1.24	0.8	1.84	55.97
<i>Elops affinis</i>	1.22	0.74	1.82	57.78
<i>Lile stolifera</i>	1.13	0.79	1.68	59.46
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.05	0.71	1.57	61.03
<i>Anchoa walkeri</i>	0.97	0.68	1.44	62.47
<i>Sciades seemanni</i>	0.95	0.58	1.42	63.89
<i>Caranx caballus</i>	0.94	0.58	1.4	65.29
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	0.93	0.7	1.39	66.67
<i>Sciades guatemalensis</i>	0.93	0.57	1.38	68.06
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.93	0.61	1.38	69.44
<i>Trachinotus kennedyi</i>	0.84	0.59	1.25	70.69
<i>Centropomus armatus</i>	0.72	0.57	1.08	71.77
<i>Trachinotus paitensis</i>	0.71	0.58	1.05	72.82
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.70	0.47	1.04	73.86
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.68	0.53	1.01	74.87
<i>Albula nemoptera</i>	0.68	0.48	1.01	75.89
<i>Pomadasys panamensis</i>	0.65	0.48	0.96	76.85

<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.64	0.5	0.95	77.8
<i>Gobiomorus maculatus</i>	0.63	0.52	0.94	78.74
<i>Oligoplites altus</i>	0.63	0.46	0.94	79.68
<i>Dormitator latifrons</i>	0.61	0.51	0.91	80.59
<i>Diapterus aureolus</i>	0.58	0.47	0.86	81.45
<i>Centropomus viridis</i>	0.56	0.49	0.83	82.29
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	0.55	0.49	0.83	83.11
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.53	0.49	0.80	83.91
<i>Gobionellus microdon</i>	0.53	0.46	0.80	84.71
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.48	0.43	0.71	85.42
<i>Hemicaranx leucurus</i>	0.44	0.44	0.65	86.07
<i>Alectis ciliaris</i>	0.41	0.44	0.62	86.69
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.41	0.38	0.61	87.3
<i>Chaetodon humeralis</i>	0.39	0.32	0.58	87.88
<i>Dorosoma smithi</i>	0.39	0.32	0.58	88.45
<i>Micropogonias ectenes</i>	0.38	0.31	0.57	89.02
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	0.38	0.4	0.57	89.59
<i>Opisthonema medirastre</i>	0.38	0.31	0.57	90.16

Teacapán Estero y Huizache-Canal

<i>Opisthonema libertate</i>	3.03	3.27	4.30	4.30
<i>Occidentarius platypogon</i>	2.74	2.17	3.89	8.19
<i>Sciades seemanni</i>	2.55	1.68	3.61	11.8
<i>Scomber japonicus</i>	2.36	1.66	3.35	15.15
<i>Chanos chanos</i>	2.14	1.42	3.03	18.18
<i>Pomadasys macracanthus</i>	2.06	1.29	2.92	21.09
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.99	1.27	2.82	23.92
<i>Eugerres axillaris</i>	1.88	1.13	2.67	26.58
<i>Nematistius pectoralis</i>	1.83	1.13	2.60	29.18
<i>Gerres simillimus</i>	1.79	1.11	2.53	31.71
<i>Elops affinis</i>	1.72	1.00	2.44	34.16
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.63	0.94	2.31	36.47
<i>Centropomus robalito</i>	1.62	0.93	2.29	38.76
<i>Oreochromis aureus</i>	1.61	0.94	2.29	41.05
<i>Mugil cephalus</i>	1.61	0.91	2.28	43.32
<i>Caranx caninus</i>	1.57	0.93	2.23	45.55
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.57	1.02	2.23	47.78
<i>Mugil curema</i>	1.56	0.92	2.22	50.00
<i>Eucinostomus currani</i>	1.53	0.96	2.16	52.16
<i>Selene brevoortii</i>	1.42	0.95	2.02	54.18
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.40	0.88	1.98	56.16
<i>Lile stolifera</i>	1.35	0.86	1.92	58.08
<i>Lutjanus argentiventris</i>	1.33	0.87	1.88	59.95

<i>Chaetodipterus zonatus</i>	1.32	0.83	1.87	61.83
<i>Diapterus peruvianus</i>	1.24	0.75	1.76	63.59
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.96	0.66	1.36	64.95
<i>Caranx caballus</i>	0.94	0.59	1.34	66.29
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	0.89	0.68	1.26	67.55
<i>Sciades guatemalensis</i>	0.88	0.55	1.25	68.8
<i>Anchoa walkeri</i>	0.86	0.61	1.22	70.02
<i>Trachinotus kennedyi</i>	0.78	0.56	1.11	71.13
<i>Albula nemoptera</i>	0.76	0.52	1.08	72.21
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.74	0.55	1.05	73.26
<i>Gobiomorus maculatus</i>	0.73	0.57	1.03	74.3
<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.72	0.54	1.02	75.32
<i>Pomadasys panamensis</i>	0.72	0.54	1.02	76.33
<i>Centropomus armatus</i>	0.7	0.56	0.99	77.32
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.68	0.53	0.96	78.28
<i>Trachinotus paitensis</i>	0.68	0.57	0.96	79.24
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.63	0.45	0.89	80.13
<i>Cyclopsetta querna</i>	0.61	0.49	0.87	81
<i>Dormitator latifrons</i>	0.54	0.45	0.76	81.76
<i>Micropogonias ectenes</i>	0.5	0.37	0.71	82.47
<i>Centropomus viridis</i>	0.48	0.44	0.67	83.15
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	0.48	0.44	0.67	83.82
<i>Oligoplites altus</i>	0.47	0.38	0.66	84.48
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	0.46	0.44	0.66	85.14
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.44	0.4	0.62	85.76
<i>Gobionellus microdon</i>	0.44	0.43	0.62	86.37
<i>Hemicaranx leucurus</i>	0.43	0.44	0.61	86.99
<i>Alectis ciliaris</i>	0.41	0.44	0.59	87.57
<i>Polydactylus approximans</i>	0.41	0.42	0.58	88.15
<i>Centropomus medius</i>	0.39	0.39	0.56	88.71
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.38	0.36	0.54	89.26
<i>Opisthonema mediraastre</i>	0.35	0.29	0.5	89.75
<i>Chaetodon humeralis</i>	0.35	0.3	0.49	90.25

Teacapán Estero y Teacapán Mar

<i>Opisthonema libertate</i>	2.31	1.72	3.13	3.13
<i>Elops affinis</i>	2.22	1.62	3.01	6.14
<i>Pomadasys macracanthus</i>	2.14	1.53	2.90	9.04
<i>Mugil cephalus</i>	1.70	1.09	2.30	11.34
<i>Mugil curema</i>	1.69	1.13	2.29	13.62
<i>Centropomus robalito</i>	1.65	1.07	2.23	15.85
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.47	1.04	1.99	17.84
<i>Chanos chanos</i>	1.46	0.99	1.97	19.82

<i>Gerres simillimus</i>	1.44	1.01	1.95	21.77
<i>Bagre panamensis</i>	1.40	0.99	1.89	23.66
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.35	1.00	1.82	25.49
<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.30	1.01	1.76	27.25
<i>Eugerres axillaris</i>	1.28	0.94	1.74	28.99
<i>Selene brevoortii</i>	1.28	0.93	1.73	30.72
<i>Diapterus peruvianus</i>	1.28	0.82	1.73	32.45
<i>Nematistius pectoralis</i>	1.26	0.94	1.71	34.15
<i>Occidentarius platypogon</i>	1.26	0.81	1.7	35.85
<i>Eucinostomus currani</i>	1.25	0.89	1.69	37.55
<i>Pomadasys panamensis</i>	1.19	0.97	1.62	39.16
<i>Caranx caninus</i>	1.18	0.79	1.60	40.76
<i>Trachinotus paitensis</i>	1.18	0.95	1.60	42.36
<i>Lutjanus argentiventris</i>	1.17	0.86	1.59	43.95
<i>Oreochromis aureus</i>	1.16	0.75	1.57	45.52
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	1.08	0.80	1.46	46.98
<i>Narcine vermiculatus</i>	1.02	0.71	1.38	48.36
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.02	0.75	1.38	49.74
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	0.99	0.69	1.34	51.08
<i>Cathorops fuerthii</i>	0.96	0.73	1.30	52.38
<i>Hemicaranx leucurus</i>	0.94	0.85	1.28	53.66
<i>Selene peruviana</i>	0.92	0.87	1.25	54.91
<i>Sciades guatemalensis</i>	0.9	0.61	1.21	56.12
<i>Polydactylus approximans</i>	0.88	0.81	1.19	57.31
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	0.87	0.79	1.18	58.49
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	0.85	0.69	1.15	59.64
<i>Albula nemoptera</i>	0.8	0.55	1.08	60.72
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.79	0.71	1.07	61.79
<i>Lile stolifera</i>	0.75	0.65	1.02	62.81
<i>Larimus effulgens</i>	0.73	0.84	0.99	63.79
<i>Caranx caballus</i>	0.71	0.57	0.96	64.75
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.69	0.59	0.94	65.7
<i>Synodus scituliceps</i>	0.69	0.59	0.93	66.63
<i>Trachinotus kennedyi</i>	0.69	0.55	0.93	67.56
<i>Cyclopsetta querna</i>	0.69	0.64	0.93	68.49
<i>Cynoscion xanthulus</i>	0.69	0.69	0.93	69.42
<i>Prionotus ruscarius</i>	0.64	0.57	0.87	70.29
<i>Centropomus armatus</i>	0.61	0.55	0.83	71.11
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.60	0.68	0.82	71.93
<i>Oligoplites altus</i>	0.55	0.5	0.75	72.68
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.53	0.65	0.72	73.39
<i>Peprilus snyderi</i>	0.52	0.52	0.71	74.11
<i>Alectis ciliaris</i>	0.52	0.57	0.7	74.81

<i>Sciades seemanni</i>	0.50	0.52	0.67	75.48
<i>Sphyrna lewini</i>	0.49	0.39	0.67	76.15
<i>Micropogonias ectenes</i>	0.49	0.39	0.66	76.82
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	0.47	0.62	0.64	77.45
<i>Peprilus medius</i>	0.47	0.62	0.64	78.09
<i>Balistes polylepis</i>	0.47	0.62	0.63	78.72
<i>Symphurus elongatus</i>	0.47	0.62	0.63	79.36
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	0.45	0.42	0.61	79.96
<i>Gobiomorus maculatus</i>	0.44	0.45	0.59	80.56
<i>Scomber japonicus</i>	0.43	0.4	0.58	81.14
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.42	0.45	0.57	81.71
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.40	0.43	0.54	82.26
<i>Centropomus viridis</i>	0.39	0.42	0.52	82.78
<i>Albula vulpes</i>	0.38	0.44	0.52	83.29
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.37	0.49	0.50	83.79
<i>Aetobatus narinari</i>	0.36	0.40	0.49	84.29
<i>Menticirrhus nasus</i>	0.36	0.40	0.49	84.78
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0.36	0.40	0.49	85.27
<i>Tylosurus crocodilus</i>	0.36	0.40	0.49	85.76
<i>Umbrina xanti</i>	0.36	0.40	0.49	86.26
<i>Opisthonema medirastre</i>	0.36	0.30	0.49	86.75
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.35	0.43	0.47	87.22
<i>Caranx vinctus</i>	0.35	0.50	0.47	87.69
<i>Scomberomorus sierra</i>	0.33	0.43	0.45	88.14
<i>Eucinostomus gracilis</i>	0.32	0.44	0.43	88.57
<i>Myrichthys aspetocheiros</i>	0.27	0.30	0.37	88.93
<i>Caranx otrynter</i>	0.26	0.40	0.36	89.29
<i>Hemicaranx zelotes</i>	0.26	0.40	0.36	89.64
<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.26	0.40	0.36	90.00

Teacapán Estero y Huizache Mar

<i>Sciades seemanni</i>	2.48	3.08	3.26	3.26
<i>Elops affinis</i>	2.30	2.50	3.02	6.28
<i>Mugil cephalus</i>	1.97	1.55	2.59	8.88
<i>Opisthonema libertate</i>	1.96	1.52	2.57	11.45
<i>Chanos chanos</i>	1.94	1.73	2.55	14.00
<i>Mugil curema</i>	1.9	1.52	2.50	16.51
<i>Bagre panamensis</i>	1.62	1.24	2.13	18.63
<i>Occidentarius platypogon</i>	1.61	1.2	2.12	20.76
<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.59	1.26	2.09	22.85
<i>Eugerres axillaris</i>	1.57	1.18	2.07	24.91
<i>Nematistius pectoralis</i>	1.57	1.18	2.06	26.98
<i>Centropomus robalito</i>	1.54	1.11	2.03	29.00

<i>Gerres simillimus</i>	1.52	1.19	2	31.01
<i>Diapterus peruvianus</i>	1.49	1.06	1.96	32.97
<i>Pomadasys macracanthus</i>	1.47	1.12	1.94	34.91
<i>Oreochromis aureus</i>	1.43	1.04	1.88	36.79
<i>Pomadasys panamensis</i>	1.41	1.02	1.86	38.65
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.33	0.96	1.75	40.40
<i>Larimus effulgens</i>	1.33	1.06	1.75	42.15
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.32	0.95	1.74	43.89
<i>Sciades guatemalensis</i>	1.29	0.95	1.7	45.59
<i>Caranx caninus</i>	1.26	0.93	1.65	47.24
<i>Eucinostomus currani</i>	1.23	0.96	1.62	48.86
<i>Selar crumenophthalmus</i>	1.20	0.89	1.58	50.44
<i>Selene peruviana</i>	1.20	0.86	1.58	52.02
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	1.19	0.91	1.57	53.59
<i>Selene brevoortii</i>	1.18	0.94	1.56	55.15
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.15	0.83	1.51	56.66
<i>Caranx caballus</i>	1.14	0.83	1.50	58.16
<i>Scomberomorus sierra</i>	1.10	0.85	1.45	59.61
<i>Anchoa walkeri</i>	1.09	0.88	1.43	61.04
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.01	0.74	1.33	62.38
<i>Trachinotus paitensis</i>	1.01	0.77	1.33	63.7
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.94	0.73	1.24	64.94
<i>Cyclopsetta querna</i>	0.94	0.70	1.24	66.18
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.93	0.79	1.22	67.4
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.9	0.69	1.19	68.58
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.81	0.69	1.06	69.65
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	0.78	0.62	1.03	70.68
<i>Cetengraulis mysticetus</i>	0.78	0.71	1.03	71.71
<i>Stellifer illecebrosus</i>	0.78	0.59	1.02	72.73
<i>Lile stolifera</i>	0.77	0.69	1.01	73.74
<i>Peprilus snyderi</i>	0.77	0.65	1.01	74.75
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.72	0.67	0.95	75.70
<i>Umbrina xanti</i>	0.72	0.60	0.95	76.65
<i>Menticirrhus elongatus</i>	0.69	0.60	0.91	77.57
<i>Peprilus medius</i>	0.68	0.60	0.90	78.47
<i>Stellifer furthii</i>	0.61	0.59	0.81	79.27
<i>Trachinotus kennedyi</i>	0.60	0.53	0.78	80.06
<i>Centropomus armatus</i>	0.54	0.53	0.72	80.77
<i>Hemicaranx leucurus</i>	0.54	0.53	0.71	81.48
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.54	0.55	0.71	82.19
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	0.51	0.53	0.68	82.87
<i>Caranx vinctus</i>	0.48	0.48	0.64	83.51
<i>Albula nemoptera</i>	0.48	0.45	0.64	84.14

<i>Etropus crossotus</i>	0.46	0.44	0.61	84.75
<i>Symphurus elongatus</i>	0.42	0.46	0.55	85.30
<i>Polydactylus approximans</i>	0.4	0.41	0.52	85.82
<i>Centropomus viridis</i>	0.40	0.44	0.52	86.34
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.39	0.43	0.51	86.86
<i>Albula vulpes</i>	0.39	0.42	0.51	87.36
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.39	0.44	0.51	87.87
<i>Isopisthus remifer</i>	0.38	0.46	0.49	88.37
<i>Paralonchurus goodei</i>	0.38	0.46	0.49	88.86
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.37	0.44	0.49	89.35
<i>Alectis ciliaris</i>	0.36	0.44	0.47	89.82
<i>Chaetodon humeralis</i>	0.33	0.34	0.43	90.25

Huizache-Laguna y Huizache-Canal

<i>Scomber japonicus</i>	4.03	1.51	5.61	5.61
<i>Sciades seemanni</i>	3.56	1.20	4.96	10.57
<i>Centropomus robalito</i>	2.82	0.94	3.93	14.50
<i>Caranx caninus</i>	2.80	0.89	3.90	18.40
<i>Mugil curema</i>	2.80	0.87	3.89	22.30
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.79	0.91	3.89	26.19
<i>Mugil cephalus</i>	2.75	0.87	3.83	30.01
<i>Cynoscion xanthulus</i>	2.73	0.94	3.81	33.82
<i>Elops affinis</i>	2.73	0.9	3.80	37.62
<i>Oreochromis aureus</i>	2.55	0.88	3.55	41.17
<i>Diapterus peruvianus</i>	2.54	0.81	3.54	44.71
<i>Anchoa walkeri</i>	2.15	0.78	2.99	47.71
<i>Pomadasys macracanthus</i>	1.81	0.68	2.52	50.23
<i>Lile stolifera</i>	1.79	0.69	2.50	52.73
<i>Gerres simillimus</i>	1.78	0.70	2.49	55.21
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1.6	0.55	2.22	57.43
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.58	0.65	2.20	59.63
<i>Chanos chanos</i>	1.53	0.67	2.13	61.77
<i>Achirus mazatlanus</i>	1.52	0.56	2.12	63.89
<i>Lutjanus argentiventris</i>	1.49	0.56	2.08	65.96
<i>Eucinostomus currani</i>	1.44	0.57	2.01	67.97
<i>Gobiomorus maculatus</i>	1.19	0.54	1.66	69.63
<i>Eugerres axillaris</i>	1.07	0.54	1.50	71.13
<i>Dormitator latifrons</i>	1.07	0.51	1.49	72.62
<i>Lutjanus guttatus</i>	1.07	0.44	1.49	74.11
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	1.02	0.5	1.42	75.53
<i>Eucinostomus entomelas</i>	0.91	0.44	1.27	76.8
<i>Gobionellus microdon</i>	0.91	0.48	1.26	78.07
<i>Oligoplites altus</i>	0.83	0.46	1.15	79.22

<i>Cyclopsetta querna</i>	0.83	0.4	1.15	80.37
<i>Pomadasys panamensis</i>	0.82	0.4	1.15	81.52
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.64	0.38	0.90	82.41
<i>Gymnura marmorata</i>	0.62	0.34	0.87	83.28
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.62	0.38	0.86	84.14
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.52	0.31	0.73	84.87
<i>Micropogonias ectenes</i>	0.47	0.31	0.66	85.52
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	0.47	0.30	0.65	86.18
<i>Occidentarius platypogon</i>	0.46	0.27	0.64	86.82
<i>Bairdiella incistia</i>	0.42	0.32	0.59	87.41
<i>Micropogonias altipinnis</i>	0.41	0.30	0.56	87.98
<i>Polydactylus approximans</i>	0.38	0.31	0.53	88.51
<i>Centropomus medius</i>	0.37	0.31	0.51	89.02
<i>Pomadasys branickii</i>	0.37	0.32	0.51	89.53
<i>Citharichthys gilberti</i>	0.35	0.27	0.49	90.03

Huizache-Laguna y Teacapán Mar

<i>Elops affinis</i>	2.72	0.94	3.24	3.24
<i>Occidentarius platypogon</i>	2.26	0.9	2.68	5.92
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.22	0.72	2.65	8.57
<i>Bagre panamensis</i>	2.20	0.90	2.62	11.19
<i>Mugil curema</i>	2.14	0.87	2.55	13.74
<i>Pomadasys panamensis</i>	2.11	1.03	2.52	16.26
<i>Caranx caninus</i>	2.07	0.67	2.46	18.72
<i>Trachinotus paitensis</i>	1.91	0.96	2.28	21.00
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.83	0.97	2.18	23.18
<i>Diapterus peruvianus</i>	1.75	0.83	2.08	25.26
<i>Mugil cephalus</i>	1.61	0.87	1.92	27.18
<i>Achirus mazatlanus</i>	1.57	0.63	1.87	29.05
<i>Narcine vermiculatus</i>	1.53	0.56	1.82	30.87
<i>Centropomus robalito</i>	1.51	0.75	1.80	32.67
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.50	0.66	1.79	34.46
<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.46	1.07	1.74	36.20
<i>Sciades seemanni</i>	1.43	0.50	1.71	37.91
<i>Oreochromis aureus</i>	1.42	0.77	1.70	39.6
<i>Chanos chanos</i>	1.36	0.83	1.62	41.22
<i>Katsuwonus pelamis</i>	1.26	0.63	1.50	42.72
<i>Selene peruviana</i>	1.26	0.79	1.50	44.22
<i>Synodus scituliceps</i>	1.25	0.63	1.49	45.71
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1.25	0.86	1.49	47.2
<i>Lutjanus argentiventris</i>	1.24	0.49	1.48	48.67
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	1.16	0.51	1.38	50.05
<i>Eugerres axillaris</i>	1.16	0.75	1.38	51.43

<i>Anchoa walkeri</i>	1.16	0.65	1.37	52.81
<i>Gerres simillimus</i>	1.1	0.69	1.31	54.11
<i>Prionotus ruscarius</i>	1.07	0.55	1.27	55.39
<i>Hemicaranx leucurus</i>	1.07	0.77	1.27	56.66
<i>Polydactylus approximans</i>	1.07	0.77	1.27	57.93
<i>Sciades guatemalensis</i>	1.03	0.37	1.22	59.15
<i>Larimus effulgens</i>	1.02	0.89	1.21	60.36
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.90	0.62	1.07	61.44
<i>Eucinostomus currani</i>	0.87	0.67	1.03	62.47
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	0.85	0.43	1.02	63.49
<i>Scomber japonicus</i>	0.85	0.43	1.02	64.51
<i>Cyclopsetta querna</i>	0.84	0.60	1.00	65.51
<i>Oligoplites altus</i>	0.8	0.54	0.96	66.47
<i>Lile stolifera</i>	0.75	0.48	0.89	67.36
<i>Sphyrna lewini</i>	0.72	0.35	0.86	68.22
<i>Orthopristis chalceus</i>	0.69	0.45	0.82	69.04
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.68	0.63	0.81	69.85
<i>Dormitator latifrons</i>	0.66	0.47	0.79	70.64
<i>Pomadasys macracanthus</i>	0.65	0.49	0.78	71.42
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	0.62	0.62	0.74	72.16
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	0.62	0.62	0.74	72.9
<i>Peprilus medius</i>	0.62	0.62	0.74	73.64
<i>Balistes polylepis</i>	0.61	0.62	0.73	74.37
<i>Symphurus elongatus</i>	0.61	0.62	0.73	75.10
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.55	0.39	0.66	75.76
<i>Gobionellus microdon</i>	0.50	0.39	0.59	76.35
<i>Gobiomorus maculatus</i>	0.48	0.39	0.58	76.93
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	0.45	0.32	0.54	77.47
<i>Eucinostomus entomelas</i>	0.45	0.45	0.54	78.01
<i>Aetobatus narinari</i>	0.44	0.36	0.53	78.54
<i>Menticirrhus nasus</i>	0.44	0.36	0.53	79.06
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0.44	0.36	0.53	79.59
<i>Tylosurus crocodilus</i>	0.44	0.36	0.53	80.12
<i>Umbrina xanti</i>	0.44	0.36	0.53	80.65
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.44	0.48	0.52	81.17
<i>Micropogonias altipinnis</i>	0.43	0.31	0.51	81.68
<i>Alectis ciliaris</i>	0.41	0.44	0.48	82.17
<i>Caranx caballus</i>	0.41	0.44	0.48	82.65
<i>Caranx otrynter</i>	0.41	0.44	0.48	83.14
<i>Hemicaranx zelotes</i>	0.41	0.44	0.48	83.62
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.41	0.44	0.48	84.11
<i>Opisthonema libertate</i>	0.41	0.44	0.48	84.59
<i>Peprilus snyderi</i>	0.41	0.44	0.48	85.08

<i>Scomberomorus sierra</i>	0.41	0.44	0.48	85.56
<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.41	0.44	0.48	86.04
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	0.40	0.38	0.48	86.52
<i>Abudefduf trochelli</i>	0.40	0.44	0.47	87.00
<i>Ariosoma gilberti</i>	0.40	0.44	0.47	87.47
<i>Eucinostomus gracilis</i>	0.40	0.44	0.47	87.94
<i>Gymnura marmorata</i>	0.40	0.44	0.47	88.41
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0.40	0.44	0.47	88.89
<i>Micropogonias elongatus</i>	0.40	0.44	0.47	89.36
<i>Nematistius pectoralis</i>	0.40	0.44	0.47	89.83
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	0.40	0.44	0.47	90.31

Huizache-Laguna y Huizache Mar

<i>Chloroscombrus orqueta</i>	3.61	2.52	4.12	4.12
<i>Sciades seemanni</i>	2.94	1.54	3.36	7.48
<i>Mugil cephalus</i>	2.48	1.21	2.83	10.31
<i>Bagre panamensis</i>	2.35	1.15	2.69	12.99
<i>Eucinostomus entomelas</i>	2.27	1.02	2.59	15.59
<i>Pomadasys panamensis</i>	2.26	1.03	2.58	18.17
<i>Mugil curema</i>	2.14	1.00	2.44	20.61
<i>Cathorops fuerthii</i>	2.10	0.96	2.40	23.01
<i>Larimus effulgens</i>	2.10	1.09	2.40	25.41
<i>Elops affinis</i>	2.07	1.02	2.37	27.78
<i>Diapterus peruvianus</i>	2.06	0.97	2.35	30.13
<i>Cynoscion xanthulus</i>	2.03	0.93	2.32	32.45
<i>Caranx caninus</i>	1.99	0.91	2.28	34.72
<i>Selar crumenophthalmus</i>	1.97	0.9	2.25	36.98
<i>Anchoa walkeri</i>	1.91	0.97	2.18	39.16
<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.89	0.94	2.16	41.32
<i>Scomberomorus sierra</i>	1.84	0.87	2.1	43.41
<i>Oreochromis aureus</i>	1.83	0.96	2.09	45.5
<i>Selene peruviana</i>	1.81	0.81	2.07	47.57
<i>Sciades guatemalensis</i>	1.74	0.89	1.99	49.56
<i>Caranx caballus</i>	1.62	0.74	1.85	51.41
<i>Centropomus robalito</i>	1.61	0.85	1.84	53.25
<i>Occidentarius platypogon</i>	1.61	0.77	1.84	55.09
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.52	0.78	1.73	56.82
<i>Pomadasys macracanthus</i>	1.51	0.8	1.72	58.54
<i>Achirus mazatlanus</i>	1.42	0.73	1.63	60.17
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1.36	0.63	1.55	61.72
<i>Cynoscion reticulatus</i>	1.30	0.72	1.48	63.2
<i>Umbrina xanti</i>	1.24	0.64	1.41	64.62
<i>Stellifer illecebrosus</i>	1.21	0.59	1.38	66.00

<i>Menticirrhus elongatus</i>	1.07	0.59	1.22	67.23
<i>Cyclopsetta querna</i>	1.06	0.54	1.22	68.44
<i>Peprilus snyderi</i>	1.02	0.60	1.16	69.60
<i>Eucinostomus currani</i>	0.99	0.58	1.13	70.73
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.98	0.63	1.11	71.85
<i>Peprilus medius</i>	0.92	0.55	1.05	72.90
<i>Gerres simillimus</i>	0.90	0.56	1.03	73.93
<i>Opisthonema libertate</i>	0.89	0.56	1.01	74.95
<i>Chanos chanos</i>	0.88	0.6	1.01	75.95
<i>Stellifer furthii</i>	0.88	0.59	1.01	76.96
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.77	0.44	0.88	77.84
<i>Symphurus elongatus</i>	0.67	0.47	0.77	78.61
<i>Trachinotus paitensis</i>	0.64	0.39	0.73	79.34
<i>Etropus crossotus</i>	0.63	0.41	0.72	80.06
<i>Isopisthus remifer</i>	0.63	0.51	0.72	80.78
<i>Oligoplites altus</i>	0.60	0.45	0.69	81.47
<i>Eugerres axillaris</i>	0.60	0.48	0.68	82.15
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.55	0.47	0.62	82.78
<i>Dormitator latifrons</i>	0.53	0.42	0.60	83.38
<i>Polydactylus approximans</i>	0.51	0.32	0.59	83.97
<i>Scomber japonicus</i>	0.51	0.32	0.59	84.55
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.51	0.35	0.58	85.14
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	0.48	0.41	0.54	85.68
<i>Paralonchurus goodei</i>	0.48	0.45	0.54	86.22
<i>Gobionellus microdon</i>	0.45	0.36	0.51	86.74
<i>Gobiomorus maculatus</i>	0.44	0.36	0.51	87.24
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.43	0.31	0.49	87.74
<i>Larimus acclivis</i>	0.42	0.33	0.48	88.22
<i>Opisthopterus dovii</i>	0.42	0.33	0.48	88.70
<i>Lile stolifera</i>	0.42	0.38	0.47	89.18
<i>Albula vulpes</i>	0.41	0.33	0.46	89.64
<i>Haemulopsis axillaris</i>	0.41	0.33	0.46	90.1
Huizache-Canal y Teacapán Mar				
<i>Sciades seemanni</i>	3.39	1.34	3.98	3.98
<i>Scomber japonicus</i>	2.34	1.04	2.75	6.73
<i>Occidentarius platypogon</i>	2.20	0.92	2.58	9.31
<i>Bagre panamensis</i>	2.15	0.92	2.52	11.83
<i>Caranx caninus</i>	2.14	0.79	2.51	14.33
<i>Diapterus peruvianus</i>	1.92	0.81	2.26	16.59
<i>Mugil cephalus</i>	1.88	0.85	2.20	18.79
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.87	0.78	2.19	20.98
<i>Centropomus robalito</i>	1.87	0.89	2.19	23.17

<i>Mugil curema</i>	1.86	0.83	2.18	25.35
<i>Trachinotus paitensis</i>	1.85	0.97	2.17	27.52
<i>Elops affinis</i>	1.83	0.78	2.14	29.66
<i>Narcine vermiculatus</i>	1.55	0.63	1.82	31.49
<i>Pomadasys panamensis</i>	1.48	0.84	1.73	33.22
<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.46	1.06	1.71	34.92
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.41	0.72	1.65	36.58
<i>Lutjanus argentiventris</i>	1.41	0.64	1.65	38.23
<i>Gerres simillimus</i>	1.35	0.72	1.58	39.81
<i>Eucinostomus currani</i>	1.31	0.63	1.54	41.35
<i>Lile stolifera</i>	1.31	0.61	1.54	42.89
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	1.28	0.58	1.50	44.38
<i>Oreochromis aureus</i>	1.26	0.66	1.48	45.86
<i>Polydactylus approximans</i>	1.22	0.78	1.44	47.3
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1.22	0.84	1.43	48.73
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1.19	0.68	1.4	50.13
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.19	0.56	1.39	51.52
<i>Pomadasys macracanthus</i>	1.17	0.6	1.38	52.9
<i>Katsuwonus pelamis</i>	1.12	0.59	1.32	54.21
<i>Chanos chanos</i>	1.12	0.72	1.31	55.53
<i>Cyclopsetta querna</i>	1.12	0.66	1.31	56.84
<i>Synodus scituliceps</i>	1.11	0.59	1.31	58.15
<i>Hemicaranx leucurus</i>	1.1	0.79	1.29	59.44
<i>Anchoa walkeri</i>	1.04	0.56	1.22	60.66
<i>Prionotus ruscarius</i>	1.00	0.54	1.17	61.83
<i>Eugerres axillaris</i>	0.99	0.59	1.16	62.99
<i>Larimus effulgens</i>	0.96	0.86	1.13	64.12
<i>Selene peruviana</i>	0.96	0.86	1.13	65.25
<i>Sciades guatemalensis</i>	0.96	0.38	1.12	66.37
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	0.92	0.49	1.08	67.45
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	0.91	0.49	1.06	68.52
<i>Eucinostomus entomelas</i>	0.85	0.44	1.00	69.51
<i>Sphyrna lewini</i>	0.78	0.39	0.92	70.43
<i>Gobiomorus maculatus</i>	0.77	0.45	0.91	71.34
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.72	0.64	0.85	72.19
<i>Opisthonema libertate</i>	0.72	0.39	0.85	73.03
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.68	0.61	0.79	73.83
<i>Dormitator latifrons</i>	0.67	0.40	0.79	74.62
<i>Menticirrhus nasus</i>	0.67	0.40	0.79	75.4
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	0.61	0.62	0.71	76.11
<i>Peprilus medius</i>	0.61	0.62	0.71	76.82
<i>Balistes polylepis</i>	0.60	0.62	0.70	77.52
<i>Symphurus elongatus</i>	0.60	0.62	0.70	78.22

<i>Oligoplites altus</i>	0.58	0.43	0.69	78.91
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.56	0.42	0.66	79.56
<i>Gymnura marmorata</i>	0.50	0.43	0.58	80.15
<i>Aetobatus narinari</i>	0.49	0.39	0.58	80.72
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0.49	0.39	0.58	81.3
<i>Tylosurus crocodilus</i>	0.49	0.39	0.58	81.88
<i>Umbrina xanti</i>	0.49	0.39	0.58	82.46
<i>Caranx caballus</i>	0.43	0.42	0.51	82.97
<i>Adinia xenica</i>	0.42	0.37	0.49	83.46
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.39	0.29	0.46	83.92
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.37	0.42	0.44	84.36
<i>Micropogonias ectenes</i>	0.37	0.42	0.44	84.8
<i>Alectis ciliaris</i>	0.37	0.42	0.43	85.23
<i>Caranx otrzynter</i>	0.37	0.42	0.43	85.66
<i>Hemicaranx zelotes</i>	0.37	0.42	0.43	86.09
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.37	0.42	0.43	86.52
<i>Peprilus snyderi</i>	0.37	0.42	0.43	86.95
<i>Scomberomorus sierra</i>	0.37	0.42	0.43	87.38
<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.37	0.42	0.43	87.81
<i>Abudefduf trochelli</i>	0.36	0.42	0.42	88.22
<i>Ariosoma gilberti</i>	0.36	0.42	0.42	88.64
<i>Eucinostomus gracilis</i>	0.36	0.42	0.42	89.06
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0.36	0.42	0.42	89.48
<i>Micropogonias elongatus</i>	0.36	0.42	0.42	89.90
<i>Nematistius pectoralis</i>	0.36	0.42	0.42	90.32

Huizache-Canal y Teacapán Mar

<i>Chloroscombrus orqueta</i>	3.47	2.35	4.09	4.09
<i>Scomber japonicus</i>	2.68	1.46	3.16	7.25
<i>Bagre panamensis</i>	2.37	1.20	2.80	10.05
<i>Eucinostomus entomelas</i>	2.28	1.05	2.69	12.74
<i>Pomadasys panamensis</i>	2.16	1.00	2.55	15.29
<i>Diapterus peruvianus</i>	2.10	1.00	2.48	17.77
<i>Mugil curema</i>	2.05	0.98	2.42	20.18
<i>Larimus effulgens</i>	2.00	1.06	2.36	22.54
<i>Caranx caninus</i>	2.00	0.96	2.35	24.90
<i>Centropomus robalito</i>	1.98	0.98	2.33	27.23
<i>Mugil cephalus</i>	1.98	1.00	2.33	29.56
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.90	0.91	2.24	31.8
<i>Selar crumenophthalmus</i>	1.88	0.88	2.21	34.01
<i>Selene peruviana</i>	1.83	0.84	2.16	36.17
<i>Anchoa walkeri</i>	1.82	0.93	2.14	38.32
<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.76	0.9	2.07	40.39

<i>Scomberomorus sierra</i>	1.75	0.86	2.07	42.45
<i>Elops affinis</i>	1.71	0.89	2.02	44.47
<i>Sciades guatemalensis</i>	1.69	0.88	2.00	46.47
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.67	0.82	1.97	48.44
<i>Caranx caballus</i>	1.59	0.75	1.87	50.31
<i>Occidentarius platypogon</i>	1.56	0.77	1.85	52.16
<i>Cyclopsetta querna</i>	1.46	0.70	1.72	53.87
<i>Gerres simillimus</i>	1.43	0.76	1.68	55.56
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1.26	0.61	1.48	57.04
<i>Cynoscion reticulatus</i>	1.22	0.70	1.44	58.48
<i>Oreochromis aureus</i>	1.22	0.69	1.44	59.92
<i>Pomadasys macracanthus</i>	1.21	0.70	1.43	61.35
<i>Stellifer illecebrosus</i>	1.20	0.59	1.42	62.77
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1.17	0.62	1.38	64.15
<i>Lile stolifera</i>	1.16	0.65	1.37	65.52
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.15	0.65	1.36	66.88
<i>Umbrina xanti</i>	1.15	0.61	1.35	68.23
<i>Menticirrhus elongatus</i>	1.05	0.59	1.23	69.46
<i>Peprilus snyderi</i>	1.00	0.60	1.18	70.64
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.99	0.62	1.17	71.81
<i>Opisthonema libertate</i>	0.97	0.57	1.14	72.95
<i>Peprilus medius</i>	0.97	0.58	1.14	74.09
<i>Eucinostomus currani</i>	0.88	0.53	1.04	75.13
<i>Stellifer furthii</i>	0.87	0.59	1.03	76.16
<i>Etropus crossotus</i>	0.81	0.49	0.95	77.11
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.78	0.51	0.92	78.03
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.77	0.45	0.91	78.93
<i>Trachinotus paitensis</i>	0.73	0.43	0.87	79.80
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.72	0.51	0.85	80.65
<i>Polydactylus approximans</i>	0.71	0.43	0.83	81.49
<i>Sciades seemanni</i>	0.70	0.46	0.83	82.31
<i>Symphurus elongatus</i>	0.63	0.46	0.74	83.05
<i>Gobiomorus maculatus</i>	0.54	0.43	0.64	83.69
<i>Isopisthus remifer</i>	0.49	0.46	0.58	84.28
<i>Paralonchurus goodei</i>	0.49	0.46	0.58	84.86
<i>Gymnura marmorata</i>	0.48	0.36	0.56	85.42
<i>Chanos chanos</i>	0.47	0.37	0.56	85.98
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	0.45	0.36	0.53	86.51
<i>Polydactylus opercularis</i>	0.44	0.30	0.52	87.03
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	0.43	0.38	0.51	87.53
<i>Menticirrhus nasus</i>	0.42	0.33	0.49	88.03
<i>Larimus acclivis</i>	0.39	0.32	0.46	88.49
<i>Opisthopterus dovii</i>	0.39	0.32	0.46	88.95

<i>Lutjanus guttatus</i>	0.39	0.31	0.46	89.41
<i>Albula vulpes</i>	0.38	0.32	0.44	89.85
<i>Haemulopsis axillaris</i>	0.38	0.32	0.44	90.29
Teacapán Mar y Huizache Mar				
<i>Sciades seemanni</i>	2.55	1.50	3.31	3.31
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	2.00	1.18	2.59	5.90
<i>Trachinotus paitensis</i>	1.85	0.99	2.40	8.30
<i>Eucinostomus entomelas</i>	1.60	0.95	2.07	10.37
<i>Selene peruviana</i>	1.53	0.84	1.99	12.36
<i>Bagre panamensis</i>	1.50	0.83	1.94	14.30
<i>Mugil curema</i>	1.47	0.98	1.90	16.20
<i>Occidentarius platypogon</i>	1.46	0.87	1.89	18.09
<i>Sciades guatemalensis</i>	1.41	0.82	1.83	19.92
<i>Diapterus peruvianus</i>	1.40	0.93	1.81	21.73
<i>Pomadasys panamensis</i>	1.37	0.76	1.78	23.51
<i>Cynoscion xanthulus</i>	1.35	0.76	1.75	25.27
<i>Caranx caninus</i>	1.27	0.71	1.64	26.91
<i>Cyclopsetta querna</i>	1.27	0.72	1.64	28.55
<i>Haemulopsis nitidus</i>	1.20	0.84	1.55	30.10
<i>Mugil cephalus</i>	1.15	0.76	1.50	31.60
<i>Pomadasys macracanthus</i>	1.15	0.76	1.49	33.09
<i>Peprilus medius</i>	1.12	0.79	1.46	34.55
<i>Opisthonema libertate</i>	1.1	0.79	1.43	35.98
<i>Selar crumenophthalmus</i>	1.1	0.74	1.43	37.41
<i>Eucinostomus currani</i>	1.1	0.73	1.42	38.83
<i>Caranx caballus</i>	1.09	0.69	1.41	40.24
<i>Larimus effulgens</i>	1.09	0.76	1.41	41.65
<i>Katsuwonus pelamis</i>	1.09	0.71	1.41	43.06
<i>Synodus scituliceps</i>	1.08	0.71	1.40	44.45
<i>Narcine vermiculatus</i>	1.08	0.66	1.40	45.85
<i>Anchoa walkeri</i>	1.07	0.79	1.39	47.24
<i>Scomberomorus sierra</i>	1.07	0.74	1.39	48.63
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	1.07	0.75	1.39	50.01
<i>Cathorops fuerthii</i>	1.06	0.83	1.37	51.38
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1.05	0.66	1.36	52.74
<i>Polydactylus approximans</i>	1.00	0.78	1.30	54.04
<i>Gerres simillimus</i>	0.98	0.71	1.27	55.31
<i>Hemicaranx leucurus</i>	0.98	0.8	1.27	56.57
<i>Umbrina xanti</i>	0.96	0.69	1.24	57.82
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.93	0.76	1.21	59.03
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	0.92	0.59	1.20	60.22
<i>Stellifer illecebrosus</i>	0.9	0.52	1.17	61.39

<i>Peprilus snyderi</i>	0.87	0.68	1.13	62.52
<i>Prionotus ruscarius</i>	0.87	0.58	1.12	63.65
<i>Oligoplites refulgens</i>	0.84	0.62	1.09	64.74
<i>Chanos chanos</i>	0.77	0.76	1.00	65.74
<i>Bagre pinnimaculatus</i>	0.77	0.69	1.00	66.74
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.74	0.67	0.96	67.70
<i>Centropomus robalito</i>	0.74	0.63	0.96	68.66
<i>Stellifer furthii</i>	0.74	0.63	0.96	69.63
<i>Menticirrhus elongatus</i>	0.72	0.56	0.94	70.57
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.72	0.68	0.94	71.5
<i>Symphurus elongatus</i>	0.72	0.68	0.94	72.44
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.70	0.62	0.91	73.35
<i>Scomber japonicus</i>	0.70	0.50	0.90	74.25
<i>Cyclopsetta panamensis</i>	0.70	0.47	0.90	75.16
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.70	0.47	0.90	76.06
<i>Etropus crossotus</i>	0.62	0.40	0.81	76.87
<i>Sphyrna lewini</i>	0.58	0.40	0.75	77.62
<i>Balistes polylepis</i>	0.55	0.63	0.72	78.34
<i>Menticirrhus nasus</i>	0.53	0.41	0.69	79.03
<i>Isopisthus remifer</i>	0.53	0.52	0.69	79.72
<i>Paralonchurus goodei</i>	0.53	0.52	0.69	80.4
<i>Polydactylus opercularis</i>	0.47	0.31	0.62	81.02
<i>Caranx vinctus</i>	0.46	0.38	0.60	81.62
<i>Syacium ovale</i>	0.45	0.51	0.58	82.20
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	0.42	0.40	0.54	82.74
<i>Alectis ciliaris</i>	0.39	0.47	0.51	83.24
<i>Caranx otrynter</i>	0.39	0.47	0.51	83.75
<i>Elops affinis</i>	0.39	0.47	0.51	84.25
<i>Eugerres axillaris</i>	0.39	0.47	0.51	84.76
<i>Hemicaranx zelotes</i>	0.39	0.47	0.51	85.26
<i>Albula vulpes</i>	0.38	0.44	0.5	85.76
<i>Abudefduf trochelli</i>	0.38	0.47	0.50	86.26
<i>Ariosoma gilberti</i>	0.38	0.47	0.50	86.75
<i>Eucinostomus gracilis</i>	0.38	0.47	0.50	87.25
<i>Gymnura marmorata</i>	0.38	0.47	0.50	87.74
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0.38	0.47	0.50	88.24
<i>Micropogonias elongatus</i>	0.38	0.47	0.50	88.73
<i>Nematistius pectoralis</i>	0.38	0.47	0.50	89.23
<i>Oreochromis aureus</i>	0.38	0.47	0.50	89.72
<i>Orthopristis chalceus</i>	0.38	0.47	0.50	90.22

Anexo 3.-Contribuciones relativas de las presas a la dieta de los peces estuarinos obtenidas con el modelo de mezcla isotópica (SIAR).

Species Foods Items	Decapoda Natantia	Decapoda Brachyura	Bivalvos	Cepha- lopodos	Zoo- plancton	Anenidos	Clupeidae	Engraulidae	Gerreidae	Fito- plancton	Detritus	Macroalga	Mugilidae	Eleotridae	Gobiidae
<i>A. mazatlanus</i>	0.0599	0.1067					0.5849		0.0777					0.1193	
<i>A. nemoptera</i>	0.2304		0.1984				0.1899							0.1787	0.2027
<i>A. vulpes</i>	0.1928		0.1978				0.2022							0.1787	0.2027
<i>A. walkeri</i>					0.2521					0.2600	0.2495	0.2384			
<i>A. macrolepidota</i>					0.1022					0.4335	0.1833	0.2811			
<i>C. caballus</i>															
<i>C. caninus</i>	0.1649			0.1763			0.1785	0.1774	0.1611				0.1419		
<i>C. vinctus</i>	0.1758			0.1835			0.1692	0.1574	0.1628				0.1513		
<i>C. fuerthii</i>	0.1227	0.1619	0.1922	0.1210		0.1849	0.2173								
<i>C. armatus</i>	0.1533			0.1399				0.1683	0.1781				0.1568	0.2036	
<i>C. medius</i>	0.1173			0.1003				0.1496	0.1711				0.1574	0.3043	
<i>C. nigrescens</i>	0.1521			0.1414				0.1674	0.1753				0.1649	0.1990	
<i>C. robalito</i>	0.0166			0.0132				0.0219	0.0304				0.0261	0.8918	
<i>C. viridis</i>	0.1113	0.1417		0.0720				0.2488	0.1561					0.2702	
<i>C. mysticetus</i>					0.0391					0.6999	0.0518	0.2092			
<i>C. zonatus</i>															
<i>C. humeralis</i>															
<i>C. chanos</i>					0.1828					0.2860	0.2506	0.2807			
<i>C. orqueta</i>					0.2939					0.2352	0.2618	0.2092			
<i>C. panamensis</i>															
<i>C. querna</i>	0.0705	0.0833					0.4865	0.0511	0.0956					0.2130	
<i>C. stolzmanni</i>															
<i>C. xanthulus</i>	0.2163	0.1455		0.2445			0.2241		0.1078					0.0617	
<i>D. aureolus</i>															
<i>D. peruvianus</i>	0.02176		0.0458		0.0499	0.0430					0.8395				
<i>D. latifrons</i>	0.1815		0.2034		0.1957	0.2007					0.2186				
<i>D. smithi</i>															
<i>E. affinis</i>	0.1928		0.1978											0.2073	0.1999
<i>E. argenteus</i>	0.1749		0.2041		0.1945	0.1986					0.2280				
<i>E. currani</i>	0.1321		0.2092		0.1872	0.1987					0.2728				
<i>E.s entomelas</i>	0.1872		0.1976		0.2037	0.1974					0.2140				

<i>E. gracilis</i>															
<i>E. axillaris</i>	0.1108		0.1951		0.1886	0.1862					0.3193				
<i>G. simillimus</i>	0.0478		0.2381			0.1097					0.6044				
<i>G. maculatus</i>	0.1547		0.1983					0.2013						0.1971	0.2487
<i>G. microdon</i>															
<i>H. leuciscus</i>															
<i>H. axillaris</i>	0.1827		0.2079			0.2060	0.2146	0.1889							
<i>H. nitidus</i>	0.2921		0.1569			0.1393	0.1661	0.2457							
<i>H. leucurus</i>	0.3896		0.0948			0.0796	0.1291	0.3068							
<i>H. guentherii</i>															
<i>L. stolifera</i>					0.2430					0.2895	0.2543	0.2132			
<i>L. argentiventris</i>	0.0758			0.0603				0.1055	0.1156				0.1361	0.5068	
<i>L. novemfasciatus</i>	0.1381			0.1231				0.1675	0.1794				0.1534	0.2384	
<i>Microgobius sp</i>															
<i>M. ectenes</i>															
<i>M. cephalus</i>	0.1978		0.1522		0.2819	0.1643						0.2038			
<i>M. curema</i>	0.1653		0.1438		0.3039	0.1554						0.2316			
<i>M. aspetocheiros</i>															
<i>N. pectoralis</i>	0.1827		0.1997					0.1402	0.1578	0.1540				0.1655	
<i>O. altus</i>	0.1100	0.2134				0.1769	0.2757	0.2241							
<i>O. refulgens</i>															
<i>O. saurus</i>															
<i>O. libertate</i>					0.3083						0.1956	0.2529	0.2432		
<i>O. medirastre</i>															
<i>Oreochromis sp</i>	0.1886		0.2003		0.2001	0.2003						0.2107			
<i>P. lutipinnis</i>						0.2008					0.5573	0.1356	0.1063		
<i>P. approximans</i>															
<i>P. macracanthus</i>	0.2146	0.1573	0.3184			0.3098									
<i>P. panamensis</i>															
<i>R. steindachneri</i>															
<i>S. guatemalensis</i>															
<i>S. seemanni</i>	0.1555	0.1710	0.1709	0.1545		0.1700	0.1781								
<i>S. sierra</i>															
<i>S. brevoortii</i>	0.1514			0.1469				0.1945	0.1736	0.1785				0.1551	
<i>S. orstedii</i>															
<i>S. annulatus</i>															
<i>S. furthii</i>															

<i>T. kennedyi</i>	0.0915		0.1598			0.1207	0.3612	0.2668							
<i>T. paitensis</i>	0.2029		0.2039			0.2138	0.1911	0.1883						0.1193	

Anexo 3.-Contribuciones relativas de las presas a la dieta de los peces de las zonas marinas obtenidas con el modelo de mezcla isotópica (SIAR).

Species Foods Items	Decapoda natantia	Decapoda Brachyura	Bivalvs	Cepha- lopodos	Anenlidos	Clupeidae	Engraulid ae	Gerreidae	Phyto- plancton	Detritus	Zoo- plancton	Larvas de peces	Macroa lga	Mugilidae	Scianidae
<i>A. trochelli</i>															
<i>A. mazatlanus</i>	0.1665	0.1433	0.1892		0.1562		0.1665	0.1782							
<i>A. narinari</i>	0.1956	0.1818	0.1823		0.2378		0.2026								
<i>A. nemoptera</i>	0.1755	0.1955		0.1892			0.1979	0.2420							
<i>A. vulpes</i>	0.2135	0.1609		0.1151			0.3333	0.1772							
<i>A. ciliaris</i>	0.2118	0.1533	0.1488		0.2729		0.2133								
<i>A. lucida</i>									0.2636	0.2403	0.2533	0.2428			
<i>A. mundeola</i>									0.6666	0.0619	0.0892	0.1823			
<i>A. macrolepidota</i>									0.2720	0.2316	0.2344	0.2619			
<i>A. gilberti</i>	0.1445					0.1974	0.2497	0.0488						0.1261	0.2335
<i>B. panamensis</i>	0.2077	0.1044		0.2212		0.2652	0.1030	0.0985							
<i>B. pinnimaculatus</i>	0.1549	0.1057		0.1955		0.2137	0.2538	0.0764							
<i>B. polylepis</i>	0.2107	0.1824	0.1937		0.2097		0.2034								
<i>C. caballus</i>	0.1558	0.1451		0.1454		0.1373	0.1716	0.2449							
<i>C. caninus</i>	0.1439	0.0899		0.1408		0.1286	0.1610	0.3359							
<i>C. otrynter</i>															
<i>C. vinctus</i>	0.1755	0.1474		0.1842		0.1959	0.1597	0.1373							
<i>C. fuerthii</i>	0.2204	0.1797	0.2119		0.1989		0.1891								
<i>C. robalúo</i>															
<i>C. mysticetus</i>									0.4337	0.2901	0.1321	0.1441			
<i>C. zonatus</i>															
<i>C. chanos</i>															
<i>C. orqueta</i>									0.2793	0.2384	0.2329	0.2494			
<i>C. panamensis</i>	0.1656	0.1399				0.1634	0.1606	0.2017						0.1688	

<i>C. querna</i>	0.1662	0.1619			0.1672	0.1672	0.1704						0.1671	
<i>C. reticulatus</i>	0.1784	0.1602		0.1879		0.1527	0.1276							0.1932
<i>C. stolzmanni</i>														
<i>C. xanthulus</i>	0.1738	0.1691		0.1810		0.1741	0.1540	0.1481						
<i>D. peruvianus</i>	0.1455		0.1983		0.2028					0.2253			0.2281	
<i>E. argenteus</i>														
<i>E. currani</i>	0.0616		0.2529		0.2101					0.2495			0.2259	
<i>E. entomelas</i>														
<i>E. gracilis</i>	0.0815		0.2537		0.2350					0.2248			0.2051	
<i>G. simillimus</i>	0.0856		0.2217		0.2071					0.2555			0.2301	
<i>G. marmorata</i>	0.2179	0.2215	0.2341		0.1354		0.1911							
<i>H. leuciscus</i>	0.1614	0.1621	0.1777		0.1757		0.1556	0.1675						
<i>H. nitidus</i>	0.1636	0.1572	0.1770		0.1612		0.1668	0.1741						
<i>H. leucurus</i>	0.1800	0.1397	0.1775		0.1258		0.1916	0.1853						
<i>H. zelotes</i>														
<i>I. remifer</i>	0.1644	0.1589				0.1477	0.1517	0.2178						
<i>K. pelamis</i>				0.2034		0.2083	0.1782	0.1035					0.1638	0.1428
<i>L. effulgens</i>	0.2175	0.1407		0.1691		0.1570	0.1459	0.1697						
<i>L. argentiventris</i>														
<i>L. guttatus</i>	0.1556	0.1827		0.1443			0.1680	0.2244						0.1249
<i>M. elongatus</i>														
<i>M. nasus</i>	0.1774	0.1896	0.1373		0.1539		0.1833	0.1585						
<i>M. ectenes</i>	0.1450	0.1284		0.1359		0.1153		0.2887						0.1866
<i>M. megalops</i>	0.0578	0.0523	0.0550			0.1030	0.6785	0.0535						
<i>M. cephalus</i>														
<i>M. curema</i>														
<i>N. vermiculatus</i>	0.2043	0.1809	0.1885		0.2284		0.1979							
<i>Ne. pectoralis</i>	0.1510	0.1156		0.1430		0.1775	0.1664	0.2465						
<i>O. platypogon</i>	0.1898	0.1261		0.2029		0.2358	0.1471	0.0983						
<i>O. altus</i>	0.4757	0.0778		0.0891		0.0818	0.0809	0.1946						
<i>O. refulgens</i>	0.1720	0.1397		0.1754		0.1821	0.1544	0.1764						
<i>O. libertate</i>										0.2793	0.2384	0.2329	0.2494	
<i>Oreochromis sp</i>														
<i>O. chalceus</i>	0.1301	0.1248	0.2239			0.1857	0.2902	0.0453						
<i>P. goodei</i>														
<i>P. medius</i>	0.2578	0.1141	0.1627		0.2842		0.1811							
<i>P. snyderi</i>														

<i>P. lutipinnis</i>									0.5407	0.0714	0.1147	0.2731			
<i>P. approximans</i>	0.2084	0.1900			0.2285	0.2065	0.1667								
<i>P. macracanthus</i>															
<i>P. panamensis</i>	0.1747	0.1765	0.1530		0.1688		0.1702	0.1567							
<i>P. ruscarius</i>	0.5862	0.1206		0.0610		0.0560	0.0693	0.1069							
<i>P. grandisquamis</i>	0.2563	0.1434		0.1486		0.1302	0.1644	0.1571							
<i>R. glucostigma</i>															
<i>R.a steindachneri</i>															
<i>S. guatemalensis</i>															
<i>S. seemanni</i>	0.1828	0.1605		0.2062		0.2153	0.1423	0.0930							
<i>S. japonicus</i>															
<i>S. crumenophthalmus</i>	0.1892	0.1549	0.1490					0.3204						0.2420	
<i>S. peruviana</i>	0.1774	0.0954		0.2064		0.2105	0.1585	0.1518							
<i>S. lobatus</i>	0.2167	0.1674	0.2466		0.1761		0.1932								
<i>S. lewini</i>		0.0771						0.4653						0.1363	0.2054
<i>S. furthii</i>	0.2278	0.1775			0.1801	0.1965	0.2181								
<i>Stellifer sp</i>															
<i>S. ovale</i>	0.2041	0.1935	0.2075		0.2237		0.1712								
<i>S. elongatus</i>	0.2264	0.1957	0.2182		0.1578		0.2018								
<i>S. scituliiceps</i>	0.6873	0.0504		0.0594		0.0561	0.0572	0.0895							
<i>T. paitensis</i>	0.1482	0.1486	0.3753		0.1349		0.1930								
<i>T. rhodopus</i>															
<i>T. fonsecensis</i>	0.2159	0.2175	0.1959		0.1902		0.1806								
<i>T. crocodilus</i>															
<i>U. xanti</i>	0.2185	0.1574				0.1364	0.1745								0.1393
<i>U. halleri</i>	0.1419	0.1738	0.4443		0.0808		0.1592								
<i>U. chilensis</i>	0.2079	0.2116	0.2216		0.1646		0.1944								
<i>U. nana</i>	0.2140	0.2197	0.2330		0.1477		0.1855								
<i>X. californiensis</i>															