



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



EFFECTO DE LA RED DE ZONAS DE  
REFUGIO PESQUERO SAN COSME A PUNTA  
COYOTE, B.C.S., MÉXICO, EN LA COMUNIDAD  
DE PECES

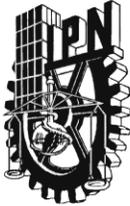
TESIS

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

PRESENTA

DENEB SALDIERNA CÁLAPIZ

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE DE 2017



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

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 23 del mes de Noviembre del 2017 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

“EFECTO DE LA RED DE ZONAS DE REFUGIO PESQUERO SAN COSME A  
PUNTA COYOTE, B.C.S., MÉXICO, EN LA COMUNIDAD DE PECES”

Presentada por el alumno:

**SALDIERNA**

Apellido paterno

**CÁLAPIZ**

materno

**DENEB**

nombre(s)

Con registro: 

A	1	6	1	0	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

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

**LA COMISION REVISORA**

Directores de Tesis

M en C. **GUSTAVO DE LA CRUZ AGÜERO**  
Director de Tesis

**DR. HÉCTOR REYES BONILLA**  
2º. Director de Tesis

**DR. JOSÉ DE LA CRUZ AGÜERO**

**DR. RODRIGO MONCAYO ESTRADA**

**DR. JOSE MANUEL BORGES SOUZA**

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

**DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO I.P.N.**

**CICIMAR**  
**DIRECCIÓN**





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

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 08 del mes de Diciembre del año 2017

El (la) que suscribe BM. DENEBA SALDIERNA CÁLAPIZ Alumno (a) del Programa

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A161011 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

M en C. GUSTAVO DE LA CRUZ AGÜERO Y DR. HÉCTOR REYES BONILLA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"EFECTO DE LA RED DE ZONAS DE REFUGIO PESQUERO SAN COSME A

PUNTA COYOTE, B.C.S, MÉXICO, EN LA COMUNIDAD DE PECES"

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

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

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

BM. DENEBA SALDIERNA CÁLAPIZ

*Nombre y firma del alumno*

**A mis padres**

**Adriana Cálapiz Segura**

**Ricardo J. Saldierna Martínez**

**Con todo mi amor incondicional**

## AGRADECIMIENTOS

A **Héctor Reyes Bonilla** por tu tutoría, apoyo, por la confianza, las enseñanzas y pláticas de investigación y de sobremesa. También por integrarme en tus proyectos y darme la oportunidad de ser parte del **Laboratorio de Sistemas Arrecifales de la UABCS**, gracias a todos los integrantes del lab por las risas, las buenas energías y apoyo durante el trabajo de escritorio y de campo

A **Gustavo De La Cruz Agüero** por darme la oportunidad de formar parte del CICIMAR, por tu dirección, enseñanzas, revisiones, críticas constructivas, pláticas y apoyo en las cuestiones académicas y personales.

A **Martin Hernández Rivas** por brindarme la oportunidad de poder realizar este trabajo de investigación, con un tema que me encanta. Por tu amistad, enseñanzas, paciencia, apoyo y por todas las buenas pláticas y cuestionamientos de investigación y de vida.

A los integrantes del comité tutorial **José De La Cruz Agüero, José M. Borges Souza** y **Rodrigo Moncayo Estrada** por las revisiones, sugerencias y comentarios que le dieron fortaleza a este trabajo y a mi preparación como profesional.

A la **Sociedad de Historia Natural Niparajá**, en especial a **Amy Hudson Weaver** y **Ollin González** por incluirme en este increíble proyecto que me llena de alegría y energía, por el financiamiento para la generación de los datos, la confianza, su amistad, apoyo y risas.

A todas las personas que participaron en la toma de datos para esta tesis: **buzos comunitarios del Corredor, demás buzos y amigos** por su esfuerzo, apoyo, risas, buenos momentos, por hacer que todo sea más divertido, llenarme de felicidad y darme las fuerzas para continuar y querer ser mejor.

Al **Instituto Politécnico Nacional** por el apoyo brindado a través de la beca de estímulos institucionales de formación de investigadores (BEIFI). Al **CICIMAR** por las facilidades e infraestructura necesaria para la elaboración de mi investigación.

A **CONACYT** por el apoyo económico brindado en estos dos años, para poder enfocarme al 100% en mi trabajo de investigación.

A mis padres **Adriana** y **Ricardo** y abuelos **Emilia** y **Francisco** porque sin ellos no sería la persona que soy ahora, por todo su amor, apoyo, enseñanzas, paciencia y buenos momentos. Los amo.

A **todos mis amigos** por todos los buenos momentos, sonrisas, por acompañarme y alentarme para seguir creciendo profesional y personalmente. En especial a **Eleazar Castro** y **Luis Flores** por su ayuda con los gráficos y mapas. Les amo.

## ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS .....	i
LISTA DE TABLAS.....	iv
INTRODUCCIÓN .....	1
ANTECEDENTES .....	7
JUSTIFICACIÓN .....	11
OBJETIVOS .....	12
Objetivos particulares .....	12
ÁREA DE ESTUDIO.....	13
Profundidad.....	15
Área de protección .....	16
MATERIALES Y MÉTODOS .....	17
Trabajo de campo.....	17
Relación longitud-peso de los organismos .....	21
Niveles de organización.....	22
Indicadores comunitarios.....	23
Análisis estadísticos .....	26
Índice Multicriterio (IM).....	27
RESULTADOS .....	28
Caracterización del hábitat .....	28
Sustrato.....	28
Cobertura .....	31
Relieve .....	34
Descriptores de la comunidad .....	37
Descriptores estructurales .....	37
Composición .....	37
Riqueza .....	37
Dominancia comunitaria (PSIRI).....	39
Abundancia .....	41
Diversidad .....	43
Equidad de Pielou .....	45
Descriptores funcionales.....	46
Gremios tróficos .....	46

Especies de interés pesquero.....	51
Biomasa .....	51
Talla .....	56
Abundancia de juveniles .....	60
Índice Multicriterio .....	60
DISCUSIÓN .....	63
CONCLUSIONES.....	75
RECOMENDACIONES .....	76
BIBLIOGRAFÍA .....	77
ANEXO.....	85

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.- corredor pesquero San Cosme a Punta Coyote, B.C.S., México, con los polígonos de las 11 Zonas de Refugio Pesquero (en azul) y las Zonas Control (en rojo). .....	14
Figura 2.- Promedio y desviación estándar de la profundidad de los sitios en ZRP y ZC, considerando de 2012 a 2016 y acomodados de norte a sur.....	15
Figura 3.- Ejemplificación de la ventana imaginaria para la toma de datos de relieve, considerando el relieve vertical más grande (tomado de Fernández-Rivera Melo <i>et al.</i> , (2012))......	21
Figura 4.- Promedio y desviación estándar de diversidad del sustrato en ZRP y ZC (decits ind. <sup>-1</sup> 300 m <sup>-2</sup> ), considerando de 2012 a 2016. Sitios acomodados de norte a sur. ....	28
Figura 5.- Porcentaje del sustrato representativo de las ZRP (polígonos de protección en rojo). ....	29
Figura 6.- Porcentaje del sustrato representativo de las ZC .....	30
Figura 7.- Promedio y desviación estándar de diversidad de cobertura en ZRP y ZC (decits ind. <sup>-1</sup> 300 m <sup>-2</sup> ), considerando de 2012 a 2016. Sitios acomodados de norte a sur. ....	31
Figura 8.- Proporción de las categorías de cobertura más representativas en ZRP (polígonos de protección en rojo)......	32
Figura 9.- Proporción de las categorías de cobertura más representativas en ZC....	33
Figura 10.- Promedio y desviación estándar de diversidad del relieve en ZRP y ZC (decits ind. <sup>-1</sup> 300 m <sup>-2</sup> ), considerando de 2012 a 2016. Sitios acomodados de norte a sur. ....	34
Figura 11.- Proporción del tipo de relieve característico para cada ZRP (polígonos de protección en rojo)......	35
Figura 12.- Proporción del tipo de relieve característico para cada ZC.....	36
Figura 13.- Variación temporal de riqueza promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar y tendencia significativa (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)). ....	38

Figura 14.- Correlación entre la magnitud de respuesta de riqueza a la protección con la diversidad de sustrato (a) y el área de refugio (b) y sus respectivas líneas de tendencia.....	38
Figura 15.- PSIRI de las especies dominantes por campaña de muestreo para el corredor San Cosme a Punta Coyote.....	40
Figura 16.- Variación temporal de la abundancia promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).....	41
Figura 17.- Correlación entre la magnitud de respuesta de abundancia a la protección con la diversidad de sustrato y su respectivas línea de tendencia.....	42
Figura 18.- Variación temporal en la diversidad promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).....	43
Figura 19.- Correlación entre la razón de respuesta de diversidad a la protección con el área del refugio y su respectiva línea de tendencia.....	44
Figura 20.- Variación temporal de la equidad promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar.....	45
Figura 21.- Biomasa promedio de los gremios tróficos en ZRP y ZC, con sus respectivas desviaciones estándar.....	47
Figura 22.- Variación temporal de biomasa promedio de cada gremio trófico, su respectiva desviación estándar y tendencias significativas (línea punteada, la relación del color de cada línea y el gremio al que pertenecen es la misma que las barras) en ZRP y ZC.....	48
Figura 23.- Razón de respuesta promedio de cada gremio trófica a la protección de las ZRP y su desviación estándar. La línea punteada marca el 0. ....	49
Figura 24.- Correlación entre la razón de respuesta de herbívoros (a) y omnívoros (b) a la protección con la diversidad del sustrato y su respectivas líneas de tendencia. ....	50
Figura 25.- Correlación entre la razón de respuesta decarnívoros <sup>1</sup> a la protección con la diversidad del relieve y su respectiva línea de tendencia. ....	51
Figura 26.- (a) Biomasa promedio y desviación estándar de especies de interés pesquero en ZRP y ZC. (b) Variación temporal de la biomasa promedio para las dos	

categorías de zonas con sus respectivas desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).	52
Figura 27.- Promedio y desviación estándar de biomasa de 12 especies de interés pesquero a nivel corredor SCaPC.	53
Figura 28.- Promedio y desviación estándar de biomasa de las especies de interés pesquero con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.	55
Figura 29 : (a) Promedio y desviación estándar de la talla de 12 especies de interés pesquero en ZRP y ZC. (b) Variación temporal de talla para las dos categorías de zonas, sus respectivas desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).	57
Figura 30.- Promedio y desviación estándar de la talla de especies de interés pesquero con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016 para ZRP y ZC.	58
Figura 31.- Promedio y desviación estándar de la abundancia de individuos de tallas menores a la talla de primera madurez (L50) de las 12 especies de interés pesquero en ZRP y ZC.	60
Figura 32.- Relación entre el IM ecológico y pesquero, considerando todas las campañas de muestreo (2012-2016) y su línea de tendencia.	61
Figura 33.- Promedio y desviación estándar del Índice Multicriterio para ZRP y ZC en mayo 2012 (antes de la implementación de ZRP) y mayo 2016.	62

## LISTA DE TABLAS

Tabla I.- Área de protección de cada zona de refugio pesquero. ....	16
Tabla II.- Listado de los 20 sitios monitoreados en el corredor San Cosme a Punta Coyote en ZRP con sus respectivos controles (ZC). Los esteros no tienen un sitio control con el cual comparar. ....	18
Tabla III.- Listado de los 15 sitios monitoreados en el corredor San Cosme a Punta Coyote en zonas de interés pesquero (ZIP).....	19
Tabla IV.- Listado de las especies de interés pesquero del corredor San Cosme a Punta Coyote.....	26
Tabla V.- Tendencias significativas de la biomasa de cada gremio trófico con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016. ....	47
Tabla VI Tendencias significativas de la biomasa de especies de interés pesquero con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016. ....	54
Tabla VII Especies con tendencias significativas entre la talla y los meses de protección y significancia (p) de las diferencias significativas de talla entre mayo 2012- 2016. En rojo la diferencia con tallas promedio mayores en mayo 2012.....	59
Tabla VIII: Correlación entre el IM ecológico y pesquero por campaña de muestreo, coeficiente de correlación (r) y su significancia (p).....	61

## RESUMEN

### EFFECTO DE LA RED DE ZONAS DE REFUGIO PESQUERO SAN COSME A PUNTA COYOTE, B.C.S., MÉXICO, EN LA COMUNIDAD DE PECES

La red de 11 Zonas de Refugio Pesquero (ZRP) del corredor San Cosme a Punta Coyote, B.C.S. fue establecida en el año de 2012 para conservar y contribuir al desarrollo de los recursos pesqueros de la región. El acuerdo de creación estipuló evaluar la red en 2017 para determinar su permanencia, modificación o eliminación según los resultados de las acciones de protección. Para apoyar este objetivo se determinó el efecto que tienen estos refugios pesqueros en la comunidad de peces, gremios tróficos y especies de interés pesquero, describiendo y caracterizando sus variaciones espacio-temporales durante el periodo 2012-2016. Se realizaron monitoreos submarinos anuales en 35 sitios. A partir de 1167 censos visuales submarinos de la composición, abundancia y talla de la comunidad íctica, se registró un total de 133,440 individuos de 135 especies, siendo *Thalassoma lucasanum*, *Chromis atrilobata* y *Paranthias colonus* las especies más abundantes. En cuatro años de protección, la riqueza, abundancia y diversidad fueron los atributos estructurales que reaccionan en mayor magnitud a la protección. Todos los gremios tróficos excepto los omnívoros<sup>1</sup> tienden a incrementar su biomasa en ZRP, siendo los carnívoros los que respondieron favorablemente a la protección y los omnívoros<sup>1</sup> de forma desfavorable. La talla y biomasa de especies de interés pesquero presentaron una tendencia a aumentar conforme pasaron los meses de protección, con una tasa de cambio mayor dentro de ZRP que en las zonas con pesca ribereña, pudiendo determinar que las ZRP son una herramienta eficiente en el desarrollo y conservación de los recursos pesqueros, así como de la estructura y funcionalidad de la comunidad de peces.

Palabras clave: Reservas marinas, Golfo de California, Arrecifes rocosos, Razón de respuesta, Atributos funcionales, Atributos estructurales.

## ABSTRACT

The network of 11 Fisheries Refuge Zones (ZRP) in the San Cosme to Punta Coyote, B.C.S. corridor was established in 2012 to conserve and contribute to the development of fisheries resources in the region. The creation agreement stipulates the evaluation of the network in 2017 to determine its permanence, modification or elimination according to the results of the protection actions. To support this goal, we determined the effect of these refuges in the fish community, trophic guilds and target fish species, describing and characterizing their spatio-temporal variations during the period 2012-2016. Underwater monitoring was carried out annually at 35 sites. From 1167 underwater visual censuses of the composition, abundance, and size of the community, a total of 133,440 individuals from 135 species were recorded; *Thalassoma lucasanum*, *Chromis atrilobata* y *Paranthias colonus* are the most abundant species. In four years of protection richness, abundance and diversity were the structural attributes that were reacted in greater magnitude to protection. All trophic guilds except omnivores<sup>1</sup> tend to increase their biomass in ZRP, being carnivores that respond favorably to protection and omnivores<sup>1</sup> unfavorably. The size and biomass of target fish species present a tendency to increase as the protection months pass, with a higher exchange rate within ZRP than in coastal fishing areas. With all of the above, it was possible to determine that Fisheries Refuge Zones are an efficient tool in the development and conservation of fishery resources, the structure, and function of the fish community.

Key words: Marine reserve, Gulf de California, Rocky Reef, Response ratio, Functional attributes, Structural attributes.

## INTRODUCCIÓN

La pesquería de peces arrecifales en zonas tropicales y subtropicales, como la que se realiza en la región de Baja California Sur en México, tienden a ser de índole multiespecífica, extrayendo una amplia gama de recursos marinos con diversas artes de pesca (Díaz-Uribe *et al.*, 2013). Debido a estas características, el ordenamiento pesquero clásico enfocado a un solo recurso tiende a ser impráctico en situaciones de *stocks* multiespecíficos, siendo más conveniente un enfoque ecosistémico (EE) que considere las interacciones ecológicas y las actividades antropogénicas. El EE tiene como objetivo el desarrollo y cuidado de los recursos marinos y la conservación de la estructura y funcionamiento del ecosistema, para poder aprovechar sus servicios de una manera sustentable (Defeo, 2015). Cabe destacar que el manejo pesquero clásico y el EE no son mutuamente excluyentes, pudiendo trabajar en conjunto para lograr un manejo de los recursos marinos más efectivo (Roberts y Polunin, 1991; Hilborn *et al.*, 2004; Defeo, 2015).

En este contexto, las reservas marinas (RM) que limitan la extracción de recursos han sido promovidas como una alternativa viable cuando otros instrumentos de manejo pesquero son insuficientes (Roberts y Polunin, 1991; Lester *et al.*, 2009). Ellas constituyen una herramienta importante para la protección y restauración de los ensambles de especies, los servicios del ecosistema y en general el cuidado de la biodiversidad; generando beneficios sociales y económicos para las poblaciones humanas que dependen o aprovechan directamente los recursos marinos (Bohnsack, 1998; Alder *et al.*, 2002; Botsford *et al.*, 2003; Hatcher y Angulo-Valdés, 2013; Aburto-Oropeza *et al.*, 2015). Además, representan un área de protección donde los organismos pueden completar sus ciclos de vida, favoreciendo su supervivencia. Estos al vivir más tiempo y alcanzar mayores tallas tendrán mayor potencial reproductivo, produciendo mayor cantidad de huevos y favoreciendo que al ser abundantes los adultos, algunos individuos se desplazarán hacia aguas circundantes, beneficiando las áreas pesqueras adyacentes a la protección (Lubchenco *et al.*, 2003; FAO, 2011).

Evaluar la comunidad de peces es de suma relevancia, ya que estos organismos son los que reciben el impacto directo de las pesquerías, al ser especies objetivo o de captura incidental. La pesca puede generar cambios en la biología de las poblaciones y alterar interacciones ecológicas como los flujos de biomasa y energía (Jennings y Kaiser, 1998; Agardy, 2000; Rochet y Trenkel, 2003).

Por ello, el estudio de la comunidad de peces mediante las medidas de biodiversidad es el primer paso para poder implementar un manejo pesquero ecosistémico. En este contexto, primero es necesario generar una línea base de la composición y estructura de la comunidad, obtener diversos indicadores ecológicos con los cuales se pueda dar seguimiento al estado del sistema, calcular tasas de cambio de un estado de explotación hacia uno de recuperación, y hacer comparaciones con estados de referencia como por ejemplo, antes y después de la implementación de reservas marinas o dentro y fuera del área de protección (Alder *et al.*, 2002; Rochet y Trenkel, 2003; Pomeroy *et al.*, 2005; McField y Kramer, 2007; Aburto-Oropeza *et al.*, 2015; Faro *et al.*, 2017).

Debido a la elevada tasa de crecimiento de la población humana y por ende el incremento en la extracción de recursos marinos, actualmente ha aumentado el interés por establecer reservas marinas, así como determinar el efecto de las actividades antropogénicas en la comunidad de peces (Gislason, 2002; Henriques *et al.*, 2014). Estas investigaciones se han enfocado en diversos aspectos como: los tipos de respuesta que pueden tener los componentes de la comunidad marina a la protección, el tiempo necesario para poder observar algún tipo de recuperación de la comunidad, la forma o tamaño más efectiva del área protegida, el efecto de las RM en las pesquerías adyacentes a éstas, entre otros (Micheli *et al.*, 2004; Claudet *et al.*, 2008; Babcock *et al.*, 2010; Nash y Graham, 2016; Friedlander *et al.*, 2017).

En zonas tropicales y templadas las reservas marinas favorecen la protección de la estructura comunitaria, la estructura trófica y el funcionamiento de los ecosistemas (Micheli *et al.*, 2004; Lester *et al.*, 2009; MacNeil *et al.*, 2015). En general,

dentro de las áreas de protección la comunidad de peces presenta incrementos en diversidad, riqueza, densidad, biomasa, talla de los organismos, abundancia de stocks sobreexplotados, potencial reproductivo de los individuos, entre otros; siendo mayor el efecto de protección al estudiar las especies que son objetivo pesquero (Roberts y Polunin, 1991; Bohnsack, 1998; Halpern y Warner, 2002; Lester *et al.*, 2009; Aburto-Oropeza *et al.*, 2011; Green *et al.*, 2014).

Así mismo, se ha identificado que en etapas iniciales de recuperación, los grupos tróficos que primero exhiben mejorías son los de niveles tróficos bajos como los herbívoros (ramoneadores, excavadores y raspadores) y planctívoros, aunque los otros grupos funcionales superiores (que se alimentan de macro-invertebrados, peces e invertebrados o solo peces) también incrementan en biomasa, solo que a una tasa de cambio más lenta (MacNeil *et al.*, 2015). Independientemente del tiempo de su creación, en diferentes RM se presentan efectos positivos en la biomasa de todos los gremios tróficos (excepto omnívoros), al haber mayor biomasa de los gremios (40-200% más) dentro de las áreas protegidas que en las áreas de pesca, siendo mayor las diferencias para los carnívoros (Micheli *et al.*, 2004; Soler *et al.*, 2015).

Aun así, no todos los componentes de la comunidad reaccionan de la misma manera, y se pueden presentar efectos negativos de la protección, al disminuir la abundancia o biomasa de ciertos peces e invertebrados dentro de las áreas protegidas, debido a algún efecto de competencia o depredación (Micheli *et al.*, 2004; PISCO, 2007; Nash y Graham, 2016).

Por otro lado, el tiempo necesario para observar alguna respuesta de la comunidad de peces arrecifales en áreas cerradas a la pesca es sumamente variable, ya que dependerá de diversos factores, tales como la parte de la comunidad que se analiza, sus historias de vida, nivel de explotación, disponibilidad de adultos reproductores, interacciones interespecíficas, nivel de vigilancia de las reservas, entre otros (Halpern y Warner, 2002; PISCO, 2007).

Algunos estudios plantean, que para observar cambios en la recuperación de la comunidad íctica se requiere décadas de observación (Micheli *et al.*, 2004; Babcock *et al.*, 2010), mientras otros mencionan que los primeros años de implementación (5 años o menos) es suficiente para identificar efectos significativos de la protección (Halpern y Warner, 2002; Babcock *et al.*, 2010). En general, para las especies de niveles tróficos inferiores, con tallas pequeñas, tasas rápidas de crecimiento, períodos de vida cortos y tasas de maduración rápidas, la recuperación de sus poblaciones es evidente a corto plazo (de 5-10 años). Contrario a las especies de niveles tróficos superiores, con tallas grandes, tasas lentas de crecimiento, periodos de vida largos y tasas de maduración lentas, que requieren de más tiempo para que se recuperen sus poblaciones (20-40 años; PISCO, 2007; Green *et al.*, 2014). Se ha sugerido tomar en consideración mínimo una década para observar, entender y evaluar el impacto completo de las reservas en la comunidad marina, ya que la mayoría de los procesos que necesitamos entender están en función de esta escala de tiempo (Babcock *et al.*, 2010; Aburto-Oropeza *et al.*, 2011).

En lo que respecta al efecto del tamaño del área protegida y la respuesta de la comunidad de peces, hay estudios donde se menciona que no hay relación (Micheli *et al.*, 2004), pudiendo haber reservas marinas pequeñas con resultados benéficos para algunos componentes de la comunidad (PISCO, 2007). Por su parte, otros autores concluyen lo contrario al revisar la respuesta de las especies de interés pesquero (Claudet *et al.*, 2008). En estos casos se ha determinado que las reservas de tamaños grandes pueden ofrecerle a las especies objetivo una mejor protección contra disturbios ambientales y son más efectivas para los propósitos de conservación (Roberts y Hawkins, 2000; Botsford *et al.*, 2003). Cabe destacar que lo mencionado anteriormente no implica que las áreas pequeñas no funcionen, ya que los estudios sugieren que la mayoría de las reservas marinas de tamaños variables presentan efectos positivos en la densidad y biomasa de peces (sean o no especies objetivo) (Gislason, 2002; Claudet *et al.*, 2008).

Por otro lado, en reservas marinas se ha determinado que la complejidad estructural del hábitat juega un papel importante en el soporte de la biomasa de peces; mayor relieve del hábitat está asociado con biomasa elevada de carnívoros y planctívoros. Así mismo, la temperatura promedio también se ha relacionado positivamente con la biomasa de herbívoros, planctívoros y carnívoros (Soler *et al.*, 2015).

En México, las áreas naturales con algún tipo de protección son definidas de diversas formas, dependiendo de sus objetivos y metas que favorecen un equilibrio entre la conservación y el uso sustentable de los recursos naturales. Así, la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) es la institución responsable de la instrumentación de las Zonas de Refugio Pesquero (ZRP) en el país, las cuales se consideran con mucho potencial a futuro y que, además, cuentan con condiciones favorables para su implementación en México. En la actualidad existen 36 ZRP repartidas entre el Pacífico Mexicano (1), Golfo de California (19) y Caribe Mexicano (16) (DOF, 2012a; DOF, 2012b; DOF, 2015; DOF, 2016a; DOF, 2016b; Koch, 2015; Faro *et al.*, 2017).

Según la Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentable (LGPAS) vigente en nuestro país, las zonas de refugio pesquero son “áreas delimitadas en aguas de jurisdicción federal, con la finalidad primordial de conservar y contribuir, natural o artificialmente, al desarrollo de los recursos pesqueros con motivo de la reproducción, crecimiento o reclutamiento, así como preservar y proteger el ambiente que lo rodea” (DOF, 2014; Koch, 2015). Debido a que las especies marinas (en su mayoría) presentan una amplia dispersión en algunas etapas de su vida (como la liberación de huevos para la reproducción y dispersión de larvas) interactuando con otras poblaciones o localidades, el implementar un conjunto de refugios pesqueros (“red”) permitirá incrementar los beneficios de conservación y manejo de los recursos (Roberts y Hawkins, 2000; Green *et al.*, 2014).

En noviembre del 2012 CONAPESCA, a instancias del trabajo conjunto de la Sociedad de Historia Natural Niparajá, A.C. (OSC) y pescadores locales de la costa oriental de Sudcalifornia preocupados por el futuro de sus recursos pesqueros, implementó las primeras Zonas de Refugio Pesquero en el país. Esta ZRP se ubica dentro del Golfo de California en el corredor marino San Cosme a Punta Coyote (SCaPC), la cual consiste en una red de 11 refugios pesqueros distribuidos a lo largo de 150 km de franja costera. Los refugios están localizados en áreas de arrecife rocoso a excepción de dos esteros. Sus tamaños son variables pero la mayoría de los refugios tiene un área de protección menor a 150 hectáreas (DOF, 2012a).

El acuerdo por el cual se implementaron las ZRP del corredor SCaPC establece que 5 años (2012-2017) se considera un periodo pertinente para evaluar su continuación, modificación o eliminación según los resultados de la acción de protección, siendo necesarios estudios sociales, pesqueros y ecológicos para poder determinar la efectividad de este instrumento de manejo en la región. En este contexto y para apoyar este proceso, el presente trabajo se enfocó en el estudio de la comunidad de peces arrecifales, determinando una línea base de la comunidad íctica, sus posibles cambios referentes a la creación de las ZRP y posibles relaciones con las características del hábitat.

## ANTECEDENTES

Existen numerosos estudios que describen la ictiofauna del Golfo de California, entre ellos destaca el de Thomson y colaboradores (2000) quienes registraron 875 especies de peces, incluyendo especies del mar profundo y peces pelágicos. El gremio de peces en arrecifes rocosos y coralinos alcanzó 281 especies pertenecientes a 44 familias. Así mismo, Robertson & R. Allen (2015) registraron 430 especies asociadas a costa rocosa dentro del golfo de California (GC).

Entre las investigaciones que se han realizado dentro del área del corredor San Cosme a Punta Coyote, Barjau y colaboradores (2012) y Barjau-González y colaboradores (2012) analizaron la ictiofauna arrecifal de Isla San José y reportaron un elenco de 112 especies pertenecientes a 76 géneros y 42 familias; mientras que Villegas-Sánchez (2008) reportó 84 especies de 60 géneros y 31 familias. En estos trabajos se mencionó que *Abudefduf troschelii*, *Balistes polylepis*, *Mulloidichthys dentatus*, *Chromis atrilobata*, *Bodianus diplotaenia*, *Canthigaster punctatissima*, *Fistularia commersonii*, *Holacanthus passer*, *Hoplopagrus guentherii*, *Lutjanus argentiventris*, *Mycteroperca rosacea*, *Scarus ghobban*, *Stegastes rectifraenum*, y *Thalassoma lucasanum* fueron las especies típicas y de mayor abundancia en Isla San José.

Con respecto al efecto de las Zonas de Refugio Pesquero sobre la comunidad íctica, no existen trabajos, ya que las ZRP del corredor San Cosme a Punta Coyote estudiadas en el presente trabajo fueron las primeras en implementarse y por ende, serán las primeras en evaluarse (DOF, 2012a). Aun así, hay diversos estudios que consideran el efecto de áreas cerradas a la pesca sobre la comunidad de peces arrecifales en el Golfo de California.

Por ejemplo, el Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP) reportó en sus primeros años de protección (menos de 5 años) disminuciones en riqueza, equidad y diversidad, así como aumentos en la dominancia de peces arrecifales (Alvarez-Filip y Reyes-Bonilla, 2006; Saldívar-Lucio, 2010). Después de 8 años de protección del parque nacional fue posible comenzar a observar respuestas favorables de la comunidad íctica, al presentar mayores abundancias de peces comerciales y no comerciales. Aun así, fue hasta después de 10 años de protección que PNCP mostró una recuperación en la biomasa de todos los gremios tróficos (herbívoros, zooplanctívoros, carnívoros y depredadores tope), así como incrementos en riqueza y diversidad de depredadores tope (Aburto-Oropeza *et al.*, 2011). Estas respuestas favorables se atribuyeron a 1) el gran tamaño que tiene el área en protección (7,111 ha; (DOF, 1995), 2) el buen estado de la comunidad coralina, 3) el hecho de que el parque se encuentra en un área de alta productividad y 4) a que dentro del área de protección se llevan a cabo procesos de reproducción de diversas especies de peces de importancia pesquera (Saldívar-Lucio, 2010; Aburto-Oropeza *et al.*, 2011).

En lo que respecta al Parque Nacional Archipiélago Espíritu Santo (PNAES), al hacer comparaciones de la estructura y función de la comunidad de peces en 1998 (antes de la protección de PNAES) contra 2011, se determinaron tendencias a disminuir en riqueza, densidad y biomasa total de la comunidad de peces arrecifales, disminuciones en la biomasa y densidad de especies de interés comercial y grupos con niveles tróficos altos, así como decrementos en la riqueza dentro de los gremios de carnívoros, zooplanctívoros y herbívoros (Hernández-Ortiz, 2013). Modo contrario, incrementó la densidad y biomasa de grupos con niveles tróficos bajos, en su mayoría de zooplanctívoros (Hernández-Ortiz, 2013). Los resultados mencionados fueron asociados al efecto de factores ambientales (huracanes), antropogénicos y al poco tiempo que tenía de implementación PNAES al hacer el estudio (Hernández-Ortiz, 2013).

Por otra parte, y contrario a la alta efectividad del PNCP, después de 13 años de protección en el Parque Nacional Bahía de Loreto (PNBL) la estructura y función de la comunidad de peces no mostró signos favorables de recuperación. Aunque la biomasa total de peces dentro del área protegida era mayor que fuera de ella, este incremento se atribuyó a niveles tróficos bajos de herbívoros y zooplanctívoros (en su mayoría por *Abudefduf troscheli*) que corresponden alrededor del 70% de la biomasa total, en contraste con el 30% que representaron los niveles tróficos superiores (carnívoros y piscívoros). Estos últimos no exhibían biomasa diferentes dentro y fuera del área de protección o entre antes y después de la implementación del régimen de protección (Rife *et al.*, 2013). Los resultados que reportó el PNBL fueron asociados al pequeño tamaño que tiene el área de protección total (1%) con respecto al área total de pesca y al hecho que dentro del área de protección no se protegen las agregaciones reproductivas de peces de interés comercial susceptibles a la pesca (Rife *et al.*, 2013).

Aburto-Oropeza y colaboradores (2015) al estudiar la comunidad de peces y macro-invertebrados en diversos arrecifes con diferentes categorías de protección (incluyendo PNCP e Islas Marías) contra áreas abiertas a la pesca, a lo largo del Golfo de California en 2009 y 2010, determinaron que cinco indicadores comunitarios pueden ser suficientes para estimar la salud de los arrecifes. Asociando biomasa altas de 1) piscívoros y 2) carnívoros a arrecifes saludables y de modo contrario, altas abundancias de 3) peces zooplanctívoros, 4) estrellas de mar y 5) erizos a ambientes degradados. Presentando los arrecifes saludables (protegidos de la pesca) una pirámide trófica invertida con baja biomasa de niveles tróficos bajos y alta biomasa de depredadores tope, asociado a tasas elevadas de crecimiento y consumo de niveles tróficos bajos y alta longevidad de niveles tróficos altos (Aburto-Oropeza *et al.*, 2015).

En relación al efecto de las características del hábitat en la comunidad de peces arrecifales para el Golfo de California, Alvarez-Filip y colaboradores (2006) determinaron mayores riquezas y abundancias asociadas a mayores profundidades. Aburto-Oropeza y colaboradores (2015) determinaron que en zonas de no pesca los arrecifes complejos con elevada heterogeneidad del sustrato presentan biomasa

significativamente mayores de peces piscívoros y carnívoros comparados con arrecifes simples con baja heterogeneidad. Estas diferencias no se observaron en ambientes sin protección, sugiriendo que es más conveniente implementar reservas marinas en ambientes con alta heterogeneidad del sustrato.

De la misma manera, estudios en Isla San José han determinado una relación entre las variables ambientales y del hábitat con la estructura comunitaria de peces arrecifales. Valores mayores de rugosidad del sustrato, temperatura superficial y profundidad están asociados a mayores valores de diversidad, riqueza y abundancia (Villegas-Sánchez, 2008; Barjau *et al.*, 2012; Barjau-González *et al.*, 2012).

## JUSTIFICACIÓN

Las zonas de refugio pesquero tienen la finalidad de conservar y desarrollar el capital natural, que proporcionen bienes y servicios ecológicos que sean de uso inmediato para la sociedad, y además, el refugio debe ofrecer la relativa seguridad de que los recursos estarán disponibles en el futuro (Pomeroy *et al.*, 2007). Para satisfacer esta necesidad, es indispensable determinar y posteriormente evaluar la efectividad de las zonas de refugio pesquero mediante los indicadores bio-físicos que comprueben si la inversión de tiempo, capital económico y humano empleado por parte de los pescadores, administradores, investigadores, gobierno y demás personas encargadas de la gestión de los refugios pesqueros, han valido la pena (Pomeroy *et al.*, 2007). La efectividad de los refugios se refiere al grado en el cual éstos van logrando sus metas y objetivos en particular, permitiendo su posterior análisis y mejoramiento (Pomeroy *et al.*, 2007).

La red de ZRP del corredor San Cosme a Punta Coyote se evaluará en 2017, esperando que los datos recabados permitan medir el efecto de los refugios pesqueros en las poblacional de peces, otros recursos, así como el medio ambiente que los rodea (DOF, 2012a). Debido a que el tiempo y tipo de respuesta de estos ambientes a la protección de actividades extractivas de peces es sumamente diverso, es necesaria la implementación de monitoreos constantes que generen la información científica necesaria para poder evaluar periódicamente a través de los indicadores estructurales y funcionales de la comunidad de peces arrecifales, la factibilidad de los refugios pesqueros (Roberts, 2001; Micheli *et al.*, 2004; PISCO, 2007; FAO, 2011; Green *et al.*, 2014).

En este contexto, es de suma relevancia desarrollar la caracterización ecológica de la comunidad de peces dentro y fuera, así como antes y después de la implementación de las zonas de refugio pesquero en el corredor San Cosme a Punta Coyote y brindar la información útil para los procesos de evaluación que orienten en la decisión si las zonas de refugio pesquero son eficientes (McField y Kramer, 2007; Aburto-Oropeza *et al.*, 2015).

## **OBJETIVOS**

Determinar el efecto de la red de Zonas de Refugio Pesquero San Cosme a Punta Coyote en la comunidad de peces arrecifales, durante el periodo 2012-2016.

### ***Objetivos particulares***

- Identificar los patrones de variación espacio-temporal de los atributos estructurales en la comunidad de peces arrecifales del corredor San Cosme a Punta Coyote.
- Identificar los patrones de variación espacio-temporal de los atributos funcionales en la comunidad de peces arrecifales del corredor San Cosme a Punta Coyote.
- Determinar los patrones de variación en biomasa y talla de 12 especies de interés pesquero del corredor San Cosme a Punta Coyote.

## ÁREA DE ESTUDIO

El corredor pesquero San Cosme a Punta Coyote se localiza dentro del Golfo de California (GC) en la costa oriental de Baja California Sur, México, abarcando parte de tres municipios (Loreto, Comondú y La Paz), entre los 25° 34.11' y los 24° 42.24' de Latitud Norte y entre los 111° 08.59' y 110° 41.48' de Longitud Oeste (Aceves-Bueno, 2013)). Incluye las islas de San Francisquito, El Pardito, San José, Las Ánimas, San Diego y Santa Cruz que junto con sus bajos e islotes se caracterizan por una gran heterogeneidad de hábitats, (ambientes costeros con fondos rocosos, arenosos, camas de sargazo, parches de coral y esteros con mangle), elevada diversidad y productividad biológica, colocándolo como una zona prioritaria marina para la conservación en México (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2009; Sociedad de Historia Natural Niparajá, A.C. y Pronatura, 2011; Aceves-Bueno, 2013).

Los refugios y zonas control (ZC) se encuentran en partes someras, aun así entre Isla San José y la península hay hasta 450 m de profundidad y en la parte oriental de las islas hacia la parte central del GC puede llegar hasta los 1,500 m de profundidad (Lavín y Marinone, 2003; Rabadán Sotero, 2014). El área está influenciada en su mayoría por Agua del Golfo de California, Agua Superficial Ecuatorial y Agua Subsuperficial Subtropical, teniendo en verano circulación hacia el norte inundando la zona con agua cálida proveniente de la corriente Costera Mexicana y de manera inversa, en invierno la circulación es hacia el sur, con intrusiones de agua fría proveniente de la Corriente de California (Castro *et al.*, 2000; Marinone, 2003; Espinosa-Carreón y Valdez-Holguín, 2007). El perfil del fondo marino y la estacionalidad de los vientos en el área de estudio puede generar zonas de surgencias en verano, aunque son relativamente débiles y poco apreciables debido a la baja intensidad de los vientos (Lavín y Marinone, 2003).

La red de 11 Zonas de Refugio Pesquero protege el 5.25% del área total de pesca del Corredor. La región está habitada por alrededor de 659 personas, de las cuales 173 son pescadores que extraen 36 tipos de recursos marinos diferentes,

utilizando principalmente líneas y anzuelos para su extracción (Aceves-Bueno, 2013; Sociedad de Historia Natural Niparájá, A.C., 2016).

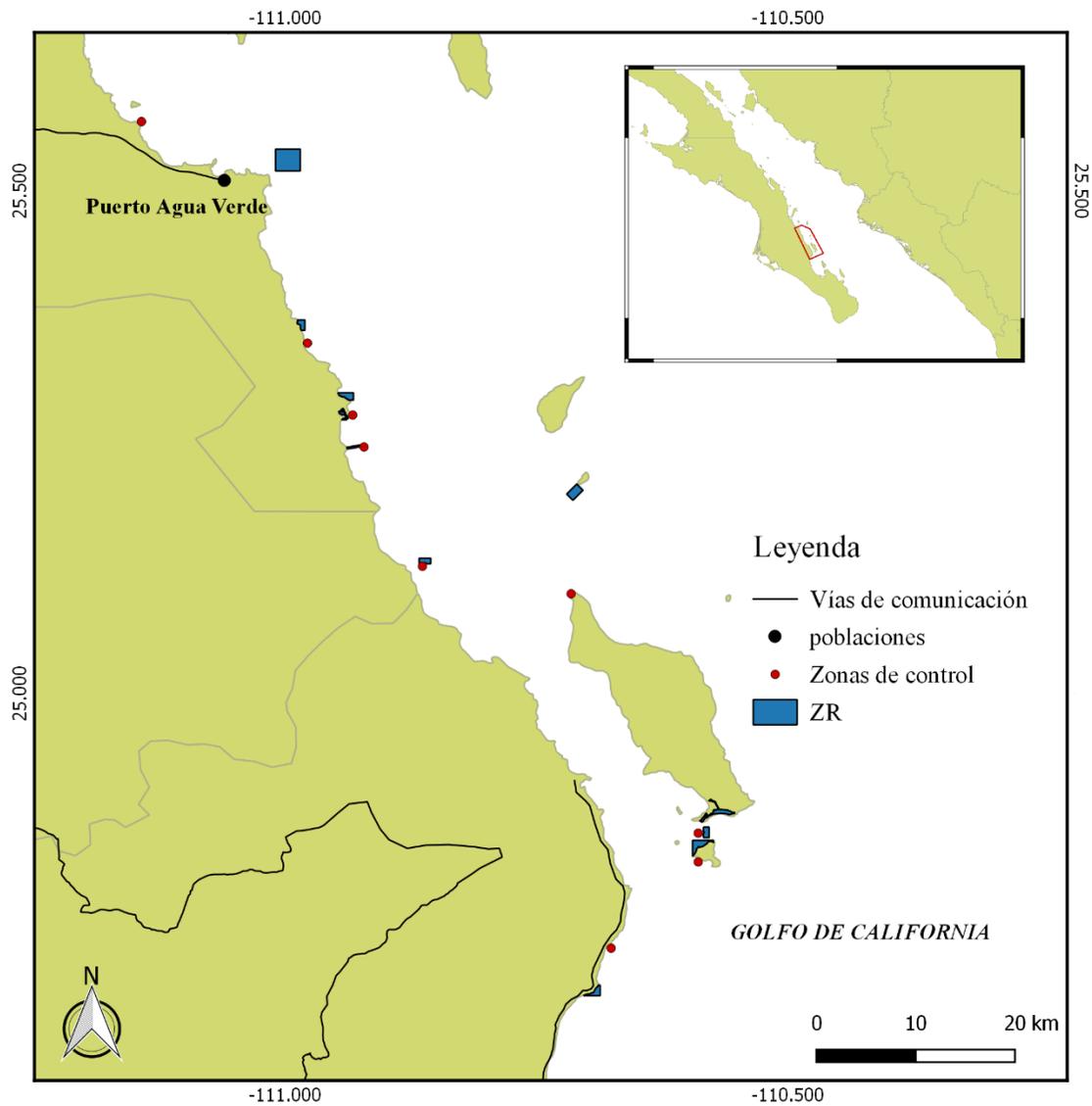


Figura 1.- Corredor pesquero San Cosme a Punta Coyote, B.C.S., México, con los polígonos de las 11 Zonas de Refugio Pesquero (en azul) y las Zonas Control (en rojo).

## Profundidad

La profundidad de los sitios en ZRP y ZC (excluyendo los dos esteros) oscila entre 16 y 4 m, siendo La Habana ZRP, La Morena ZC y Punta Botella ZRP los de mayor profundidad y Punta Coyote ZRP el de menor. Los dos esteros tienen entre 2 y 3 m de profundidad (Figura 2).

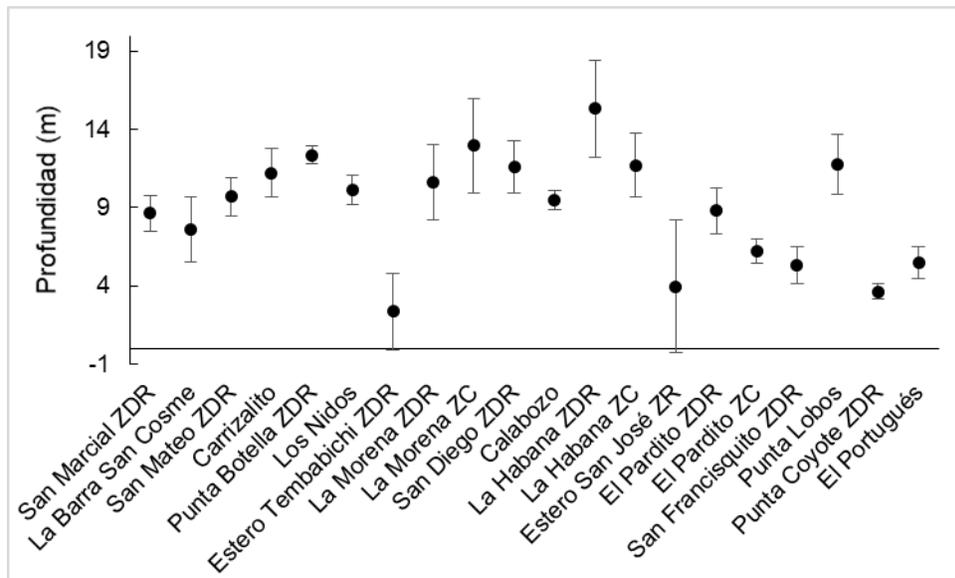


Figura 2.- Promedio y desviación estándar de la profundidad de los sitios en ZRP y ZC, considerando de 2012 a 2016 y acomodados de norte a sur.

### *Área de protección*

La red de refugios pesqueros varía en cuanto al área que presentan los polígonos de protección, siendo La Morena ZRP la más pequeña con 40.4 ha de protección y San Marcial ZRP la más grande, con 592.55 ha (Tabla I).

Tabla I.- Área de protección de cada zona de refugio pesquero.

<b>Zona de Refugio Pesquero</b>	<b>Hectáreas de protección</b>
La Morena ZRP	40.4
San Mateo ZRP	75.73
El Pardito ZRP	78
La Habana ZRP	85.71
Punta Coyote ZRP	90.52
Punta Botella ZRP	106.32
San Francisquito ZRP	162.71
San Diego ZRP	170.3
San Marcial ZRP	592.55

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### ***Trabajo de campo***

Para caracterizar la estructura de la comunidad íctica se realizaron 1167 transectos en 6 campañas de muestreos, específicamente en: mayo 2012 (antes del establecimiento de las ZRP), octubre 2013, octubre 2014, octubre 2015, mayo 2016 y octubre 2016. Se visitaron 35 sitios clasificados en tres categorías:

1. Zonas de refugio pesquero (ZRP): No se permite ningún tipo de extracción de organismos (Tabla II)
2. Zonas de Control (ZC): Cada una de las ZRP (excepto los esteros) tiene un sitio control con características similares en cuanto a profundidad y tipo de sustrato, pero donde sí se permite la pesca (Tabla II)
3. Zonas de interés pesquero (ZIP): Sitios prioritarios en la pesquería del corredor, donde se extrae una cantidad relevante de recursos (Tabla III).

En cada sitio se determinaron las coordenadas geográficas utilizando un posicionador satelital (GPS) marca Garmin modelo Etrex (precisión  $\pm 4$  m). En la mayoría de los sitios se realizaron 5 transectos, teniendo excepciones de sitios con 3 o 6 transectos, lo cual dependió de las características del lugar, el estado del tiempo y la profundidad.

Se realizaron censos visuales con equipo de buceo autónomo en transectos de 30 m de largo por 2 m de ancho y 2 m de alto (60 m<sup>2</sup> superficie total) paralelos a la costa ( Rivera-Melo, 2015), el largo se controló con una cinta métrica y las otras dos medidas fueron estimadas visualmente. El conteo de la abundancia y talla de la ictiofauna y las anotaciones fueron hechas en hojas de papel sumergible con lápiz de grafito.

Tabla II.- Listado de los 20 sitios monitoreados en el corredor San Cosme a Punta Coyote en ZRP con sus respectivos controles (ZC). Los esteros no tienen un sitio control con el cual comparar.

<b>Zona de Refugio pesquero (ZRP)</b>	<b>Zona de control (ZC)</b>
San Marcial Norte y Sur	La Barra San Cosme
San Mateo	Carrizalito
Punta Botella	Los Nidos
Estero Tembabiche	-
La Morena	La Morena (no refugio)
La Habana	La Habana (no refugio)
San Diego	Calabozo
Estero San José	-
El Pardito	El Pardito (no refugio)
Norte San Francisquito	Punta Lobos
Punta Coyote	El Portugués

Tabla III.- Listado de los 15 sitios monitoreados en el corredor San Cosme a Punta Coyote en zonas de interés pesquero (ZIP)

Islote Agua Verde
Bajo Seco Norte
Punta Berrendo
El Rincón
Las Ánimas
Mesa Pareja, Isla Santa Cruz
Rodaderos, Isla Santa Cruz
El Cobre
El Cayo
Bajo Seco Sur
La Lobera
Monte Albán
San diego Norte
Botafuego
San Evaristo

Para la caracterización del hábitat se realizó el método de Punto Contacto Uniforme (PCU) descrito por Fernández-Rivera Melo y colaboradores (2012). En este se utilizó el transecto ya desplegado de 30 m de largo y se anotaron las características de sustrato, cobertura y rugosidad en intervalos de un metro de distancia, considerando lo que se encuentra bajo la cinta métrica.

El sustrato, que es la parte inerte del fondo marino se clasificó considerando el tamaño de la partícula de la siguiente manera:

- A=Arena (<0.05 cm de diámetro)
- G=Grava (0.5-15 cm de diámetro)
- B= Bloque (>15 cm -1 m de diámetro)

- R= Roca (>1 m de diámetro)
- O= Otros (restos de conchas marinas, embarcaciones, etc.)

La cobertura está compuesta por organismos vivos asociados al fondo, que no presenten movilidad, tales como:

- Ninguno
- Gorgonias
- Algas verdes
- Algas cafés
- Algas rojas
- Alga coralina incrustante
- Alga coralina articulada
- Rodolitos
- *Porites sp.*
- *Psammocora sp.*
- *Pocillopora sp.*
- *Pavona sp.*
- *Tubastraea sp.*
- Otro tipo de invertebrados
- Tapete de algas (ensamblaje multiespecífico de algas epilíticas con limitado desarrollo vertical)
- Otros

El relieve se estimó como la distancia entre el punto más alto y el más bajo dentro de la ventana imaginaria de 1 m de ancho a través de la cinta métrica del transecto y 0.5 m a lo largo de la cinta (Figura 3); utilizando las siguientes categorías:

- Categoría 0= 0-10 cm
- Categoría 1= >10 cm -1m
- Categoría 2= >1 m -2 m
- Categoría 3= >2 m

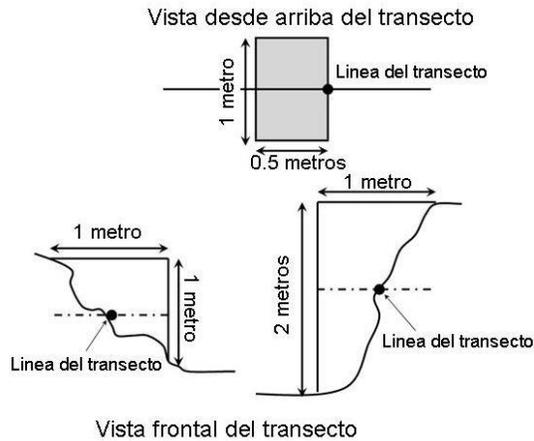


Figura 3.- Ejemplificación de la ventana imaginaria para la toma de datos de relieve, considerando el relieve vertical más grande (tomado de Fernández-Rivera Melo *et al.*, (2012).

Se determinó la diversidad del sustrato, cobertura y relieve mediante el índice de diversidad de Shannon con base logarítmica 10, utilizando la proporción de cada categoría (Brower *et al.*, 1997).

Mediante las computadoras de buceo que utiliza cada buzo, se estimó la profundidad máxima a la cual se realizaron los muestreos en cada sitio.

### ***Relación longitud-peso de los organismos***

Con la finalidad de calcular el peso de los organismos observados, se utilizó la relación peso longitud  $W=aL^b$  (Froese, 2006), donde  $W$  es el peso en gramos y  $L$  la longitud total estimada visualmente de cada organismo. Los coeficientes  $a$  y  $b$  de la ecuación, se obtuvieron del apartado "life history data" de la página web FishBase (Froese y Pauly, 2016). En los casos de no encontrarse o no coincidir los coeficientes para algunas especies se obtuvieron de estudios especializados de relación longitud-peso (Anexo).

### ***Niveles de organización***

Los datos se trabajaron en tres diferentes niveles de organización; (1) a nivel corredor San Cosme a Punta Coyote, en el cual se toman en conjunto los sitios en ZRP, ZC y ZIP sin hacer distinción entre las categorías de zonas, (2) a nivel Zona diferenciando zona de refugio pesquero (ZRP) de zona control (ZC) y (3) a nivel de Sitios, evaluando cada uno de los sitios en ZRP y ZC por separado, esta última categoría se incluyó como anexo. En todos los niveles de organización se analizaron los transectos como replicas, refiriendo todos los indicadores a 60 m<sup>2</sup>. Así mismo, cabe mencionar que los dos esteros (Estero Tembabiche y Estero San José) no se incluyen en los análisis a nivel corredor o Zona, al presentar tipo de hábitat y composición de especies diferentes a los otros refugios pesqueros en arrecifes rocosos.

Para el caso de la biomasa de especies de interés pesquero la unidad de muestreo a nivel corredor y Zonas se extrapoló a kilogramos por hectárea, siendo las réplicas los transectos como se describió anteriormente. En el caso del análisis de tallas de especies de interés pesquero, se utilizó cada individuo muestreado como réplica.

## Indicadores comunitarios

Con la información depurada de las bases de datos, en el programa PcORD 5 y PAST (Hammer *et al.*, 2001; McCune y Mefford, 2006) se determinaron los atributos estructurales, en términos de la abundancia de las especies registradas, utilizando los siguientes indicadores (Krebs, 1989; Magurran, 1989; Pauly *et al.*, 1998; Moreno, 2001; McField y Kramer, 2007; Pomeroy *et al.*, 2007):

- **Riqueza (S)**: Número de especies por unidad de muestreo.
- **PSIRI (Índice de importancia relativa presa específico)**: A nivel corredor SCaPC define la importancia de cada especie, considerando la proporción de abundancia, biomasa y frecuencia (Brown *et al.*, 2012); el corte de las especies dominantes fue el inverso de la dominancia de Simpson propuesto por (Kikvidze y Ohsawa, 2002).

$$\%PSIRI_i = \frac{\%FO_i \times (\%PN_i + \%PW_i)}{2}$$

Dónde:

Porcentaje de ocurrencia (%FO):

$$\%FO_i = \frac{n_i}{n} \times 100$$

Abundancia (N) y biomasa (W) presa específico (%PN y %PW):

$$\%PN_i = \frac{\sum_{j=1}^n N_{ij}}{n_i}$$

$n_i$  = Número de muestra que contiene la especie i

$n$  = Número total de muestras

- **Abundancia**: Número de individuos por unidad de muestreo.
- **Índice de Shannon (H')**: Índice que considera el número de especies y la abundancia relativa de cada una de ellas. Determina la información contenida en una muestra como medida de incertidumbre, entre mayor sea H' mayor será la incertidumbre de predecir a que especie pertenece un individuo tomado al azar.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i$$

Dónde:

H' = índice de diversidad en beles individuo<sup>-1</sup>

P<sub>i</sub> = proporción de individuos de la especie i-esima =  $\frac{n_i}{N}$

N = número total de individuos

n<sub>i</sub> = número de individuos de la especie i-esima

- **Equidad de Pielou (J')**: Relación entre la diversidad observada y la diversidad máxima, donde 1 representa una situación en que todas las especies están representadas con el mismo número de individuos y 0 alta dominancia de alguna especie.

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Dónde:

H' = Diversidad observada en la muestra

Ln S = Diversidad máxima

Los atributos funcionales se realizaron utilizando la biomasa de los gemios tróficos, los cuales se determinaron a partir del nivel trófico (NT) de cada especie, obteniendo de la plataforma FishBase ([www.Fishbase.org](http://www.Fishbase.org)) y con base en lo reportado por (Stergiou y Karpouzi, 2002; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Loiseau y Gaertner, 2015).

- **Biomasa de herbívoros** (NT 2 - 2.5; en esta categoría también se incluyeron organismos detritívoros (género *Mugil*, y familias *Acanthuridae*, *Pomacentridae* entre otros), ya que presentan similar NT que los herbívoros al estar cerca de la base de la cadena alimenticia)
- **Biomasa de omnívoros1** con preferencias por materia vegetal (NT 2.6 - 2.9)
- **Biomasa de omnívoros2** con preferencias a materia animal (NT 3 - 3.7)
- **Biomasa de Carnívoros1** (NT 3.8 - 3.9)
- **Biomasa de Carnívoros2** (NT ≥ 4)

Las siguientes especies al tener hábitos y ciclos de vida que no se consideran típicamente de arrecife y por el hecho de que sus biomásas elevadas incrementaban la varianza en los análisis estadísticos, enmascarando los patrones buscados para los gremios, se eliminaron de los análisis.

- 400 *Mobula* sp. en Carrizalito mayo 2016.
- 200 *Elops affinis* en La Morena ZRP 2015.
- 135 *Caranx sexfasciatus* y 111 *Haemulon flaviguttatum* en La Morena ZC octubre 2016.
- 100 *Caranx caballus* en Punta Botella ZRP 2013.

Debido a que la Red de ZRP es una herramienta de índole pesquera, se analizaron 12 especies prioritarias de interés pesquero (Tabla IV), a las cuales se le determinaron los siguientes indicadores:

- **Biomasa de especies de interés pesquero** Biomasa acumulada de las 12 especies prioritarias en la pesquería del corredor SCaPC.
- **Biomasa por cada especie de interés pesquero:** Biomasa registrada para cada una de las 12 especies por separado.
- **Talla de especies de interés pesquero** Talla promedio de las 12 especies prioritarias en la pesquería del corredor SCaPC.
- **Talla por especie de interés pesquero:** Talla registrada de cada individuo censado, considerando por separado cada especie de las 12 de interés pesquero.
- **Abundancia de juveniles:** Número de individuos menores a la talla de primera madurez (L50), de especies de interés pesquero.

Tabla IV.- Listado de las especies de interés pesquero del corredor San Cosme a Punta Coyote.

Especies de interés pesquero	
<i>Balistes polylepis</i>	<i>Mycteroperca rosacea</i>
<i>Cephalopholis panamensis</i>	<i>Paranthias colonus</i>
<i>Epinephelus labriformis</i>	<i>Scarus compressus</i>
<i>Hoplopagrus guentherii</i>	<i>Scarus ghobban</i>
<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Scarus perrico</i>
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	<i>Scarus rubroviolaceus</i>

### Análisis estadísticos

A cada sitio en ZRP (excepto los dos esteros) y para cada indicador comunitario se determinó la razón de respuesta a la protección de las Zonas de Refugio Pesquero (Micheli *et al.*, 2004), mediante la siguiente fórmula:

$$\ln R = \ln \left( \frac{ZRP_i}{ZC_i} \right)$$

Donde ZRP es el indicador comunitario obtenido en el *i*-ésimo sitios en ZRP y ZC es el indicador del sitio control relacionado con el *i*-ésimo sitio de ZRP; los valores positivos del Ln R indican una respuesta favorable a la protección y los negativos una respuesta desfavorable. Para este análisis la unidad de muestreo fue a nivel sitio con un área de 300 m<sup>2</sup> que corresponde a 5 transectos.

Se utilizaron los programas STATISTICA 8 (Stat Soft. Inc., 2008) y R (R Core Team, 2016) para calcular regresiones lineales de cada indicador comunitario a nivel Zona y Sitio contra los meses de protección de las ZRP, para determinar la tasa de cambio que presentan los distintos indicadores en el tiempo. Las pruebas para determinar diferencias entre años, zonas o sitios se realizaron con análisis de varianza o su equivalente no paramétrico Kruskal-Wallis. En los casos que se encontraron diferencias significativas se usó la prueba de Tukey o la prueba a posteriori de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis (librería “pgirmess” en el programa R) para determinar que pares de medias difieren significativamente.

Se determinaron correlaciones entre la razón de respuesta a la protección de cada indicador ecológico y las características del hábitat (diversidad de sustrato, cobertura y relieve), profundidad máxima, área de cada ZRP (cantidad de hectáreas en protección) y meses de protección.

### ***Índice Multicriterio (IM)***

Por último, por campaña de muestreo se calculó el índice Multicriterio (IM) por transecto, a partir del análisis modificando del IVB de Sanders (Sanders, 1960). El IM consiste en asignarle un rango a cada sitio (tanto en ZRP y ZC) en función de los indicadores ecológicos y pesqueros descritos anteriormente, los sitios con los valores más altos al sumar los rangos, son los que en general presentan valores mayores de los indicadores analizados. Se generó un IM considerando por separado los indicadores ecológicos (riqueza, abundancia, diversidad y biomasa de gremios tróficos, considerando omnívoros<sup>1</sup> de forma inversa) y pesqueros (biomasa y talla de cada especie de interés pesquero) para cada transecto por sitio y con ello se realizaron correlaciones de Pearson entre el IM ecológico y pesquero.

De igual manera, Una vez obtenidos los valores de IM por transecto considerando en conjunto los indicadores ecológicos y pesqueros, se hicieron análisis de varianza o de Kruskal-Wallis para determinar diferencias estadísticamente significativas entre sitios y entre zonas para cada campaña de muestreo. Los promedios para cada año y sitio del IM están referidos en el anexo.

## RESULTADOS

### Caracterización del hábitat

#### Sustrato

El tipo de sustrato característico de las ZRP del corredor San Cosme a Punta Coyote se compone en su gran mayoría por rocas seguido de bloques, grava, arena y otros (50%, 33.8%, 7.1%, 6.7% y 2.3% respectivamente; Figura 5). Los sitios de ZC se caracterizan por el sustrato de roca, seguido de bloque, arena, grava y otros (61%, 24%, 5.85%, 5.72% y 3.04% respectivamente; Figura 6), con excepción de los dos esteros, los cuales tienen características de sustrato diferentes, predominando en la categoría de arena y grava en el Estero Tembabiche (83% y 14% respectivamente) y la categoría de arena y otros en el Estero San José (81% y 20% respectivamente).

La diversidad del sustrato para los sitios en ZRP y ZC oscila entre 0.151 y 0.554, exhibiendo San Diego ZRP, El Pardito ZC y Calabozo diversidad de sustrato significativamente mayor a los dos esteros ( $H_{(19,114)}=68.24$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 4).

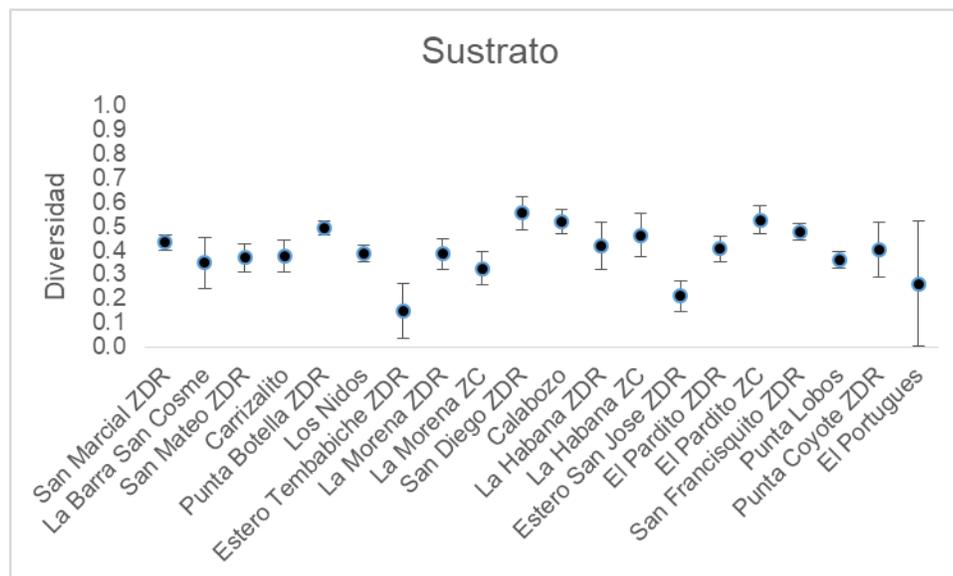


Figura 4.- Promedio y desviación estándar de diversidad del sustrato en ZRP y ZC (decits ind<sup>-1</sup> 300 m<sup>2</sup>), considerando de 2012 a 2016. Sitios acomodados de norte a sur.

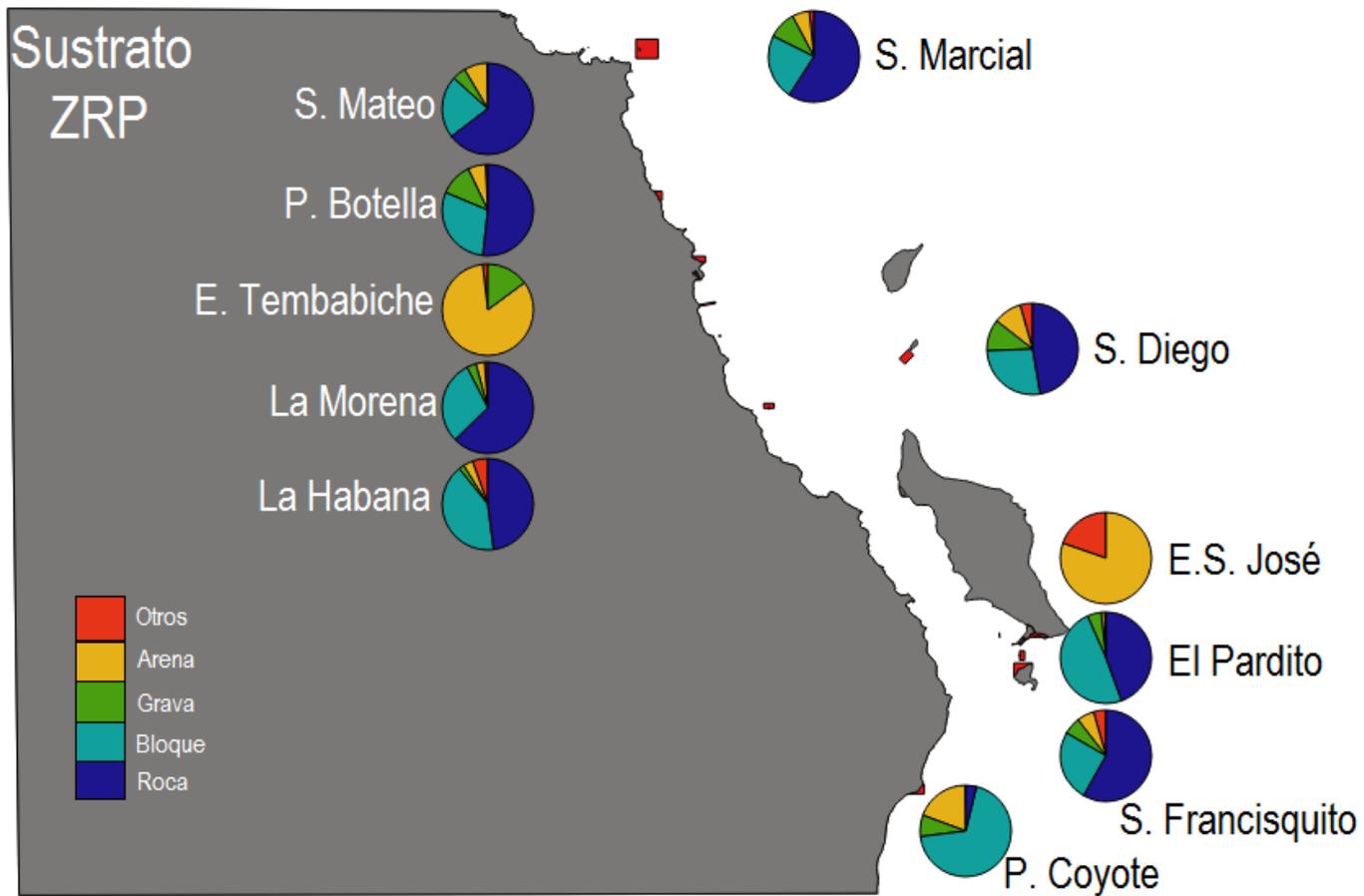


Figura 5.- Porcentaje del sustrato representativo de las ZRP (polígonos de protección en rojo).

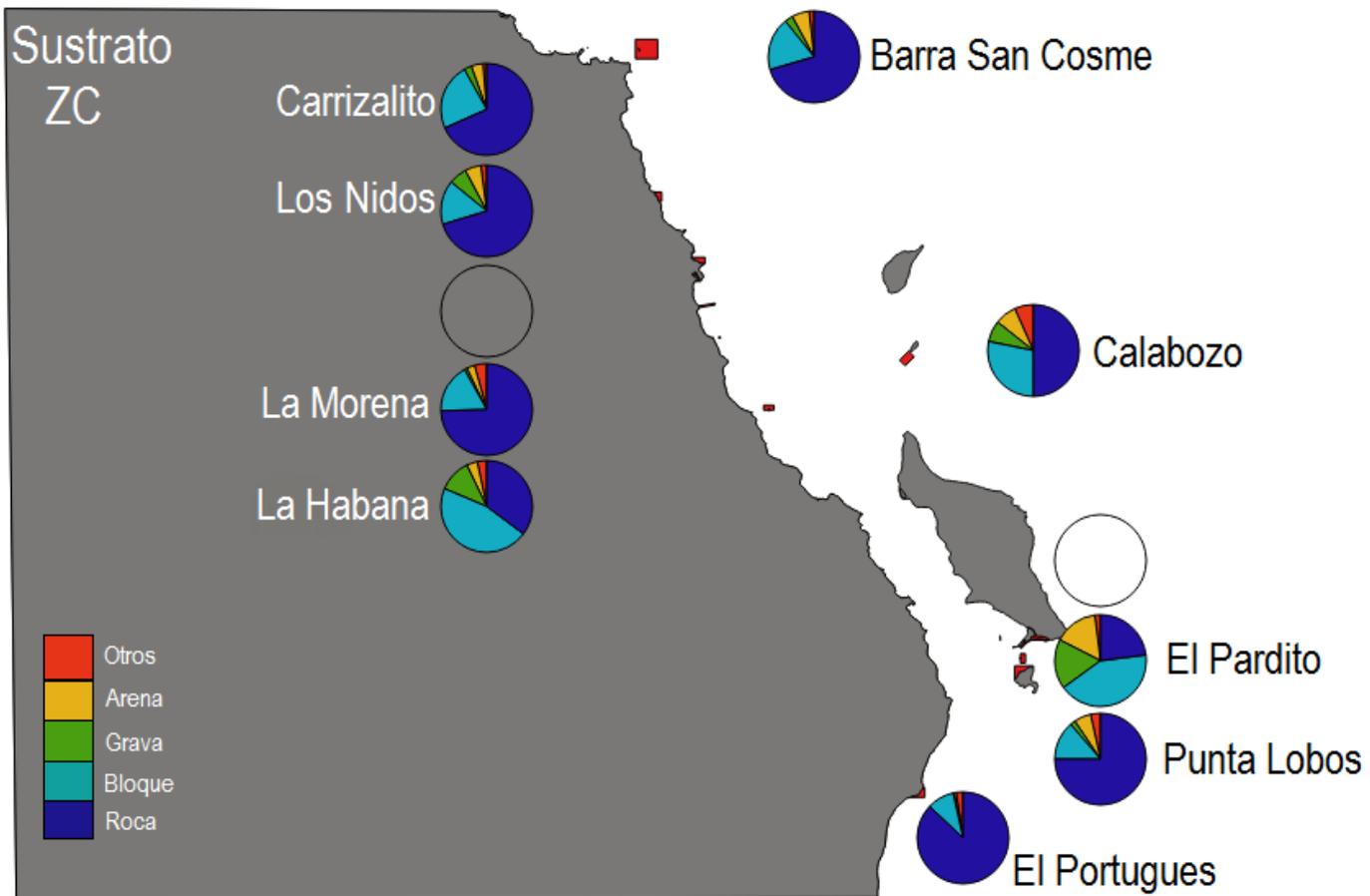


Figura 6.- Porcentaje del sustrato representativo de las ZC

## Cobertura

La cobertura representativa de las ZRP (con excepción de los esteros) se compone en su mayoría por las categorías de tapete algal, seguida por alga café, alga coralina incrustante y ninguna (39%, 19%, 16% y 12%, respectivamente). Los esteros se comportaron de manera distinta, siendo más relevante la categoría de ninguno, alga verde y tapete algal (64%, 23% y 7%, respectivamente; Figura 8). La cobertura representativa de ZC es mayormente tapete algal, seguida por alga café, *Pocillopora* sp., ninguna y alga coralina incrustante (39%, 17%, 16%, 12% y 11%, respectivamente; Figura 9).

La diversidad de cobertura para los sitios en ZRP y ZC oscila entre 0.256 y 0.787, el sitio San Diego ZRP y San Mateo ZRP fue significativamente mayor en diversidad de cobertura que el Estero Tembabiche ZRP, Estero San José ZRP y Punta Coyote ZRP ( $H_{(19,114)}=66.64$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 7).

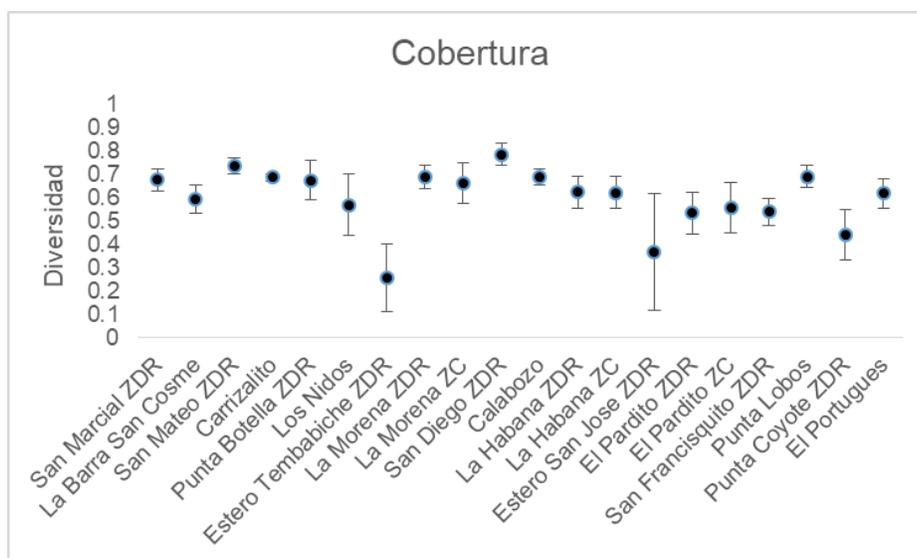


Figura 7.- Promedio y desviación estándar de diversidad de cobertura en ZRP y ZC (decits ind<sup>1</sup> 300 m<sup>-2</sup>), considerando de 2012 a 2016. Sitios acomodados de norte a sur.

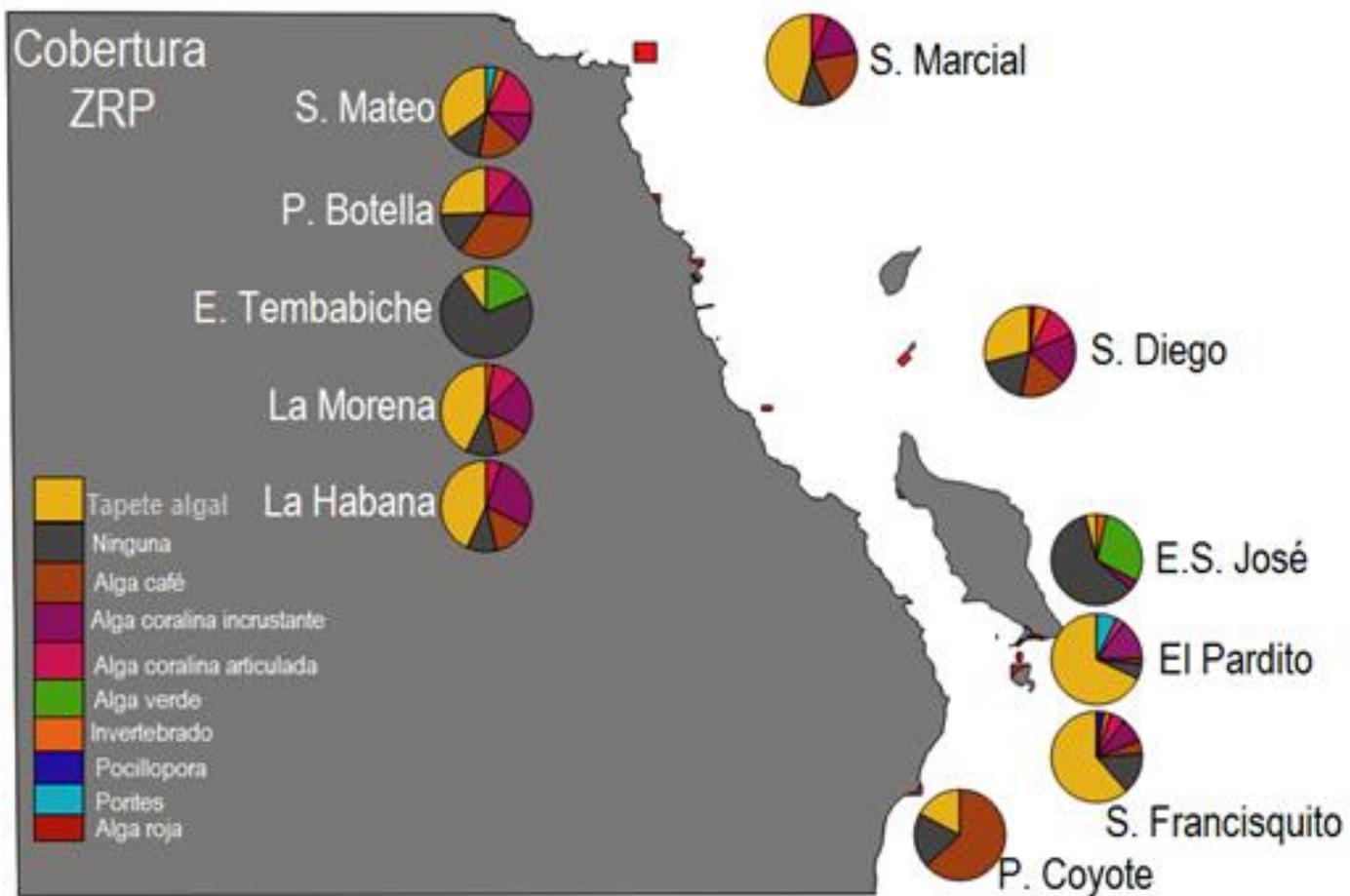


Figura 8.- Proporción de las categorías de cobertura más representativas en ZRP (polígonos de protección en rojo).

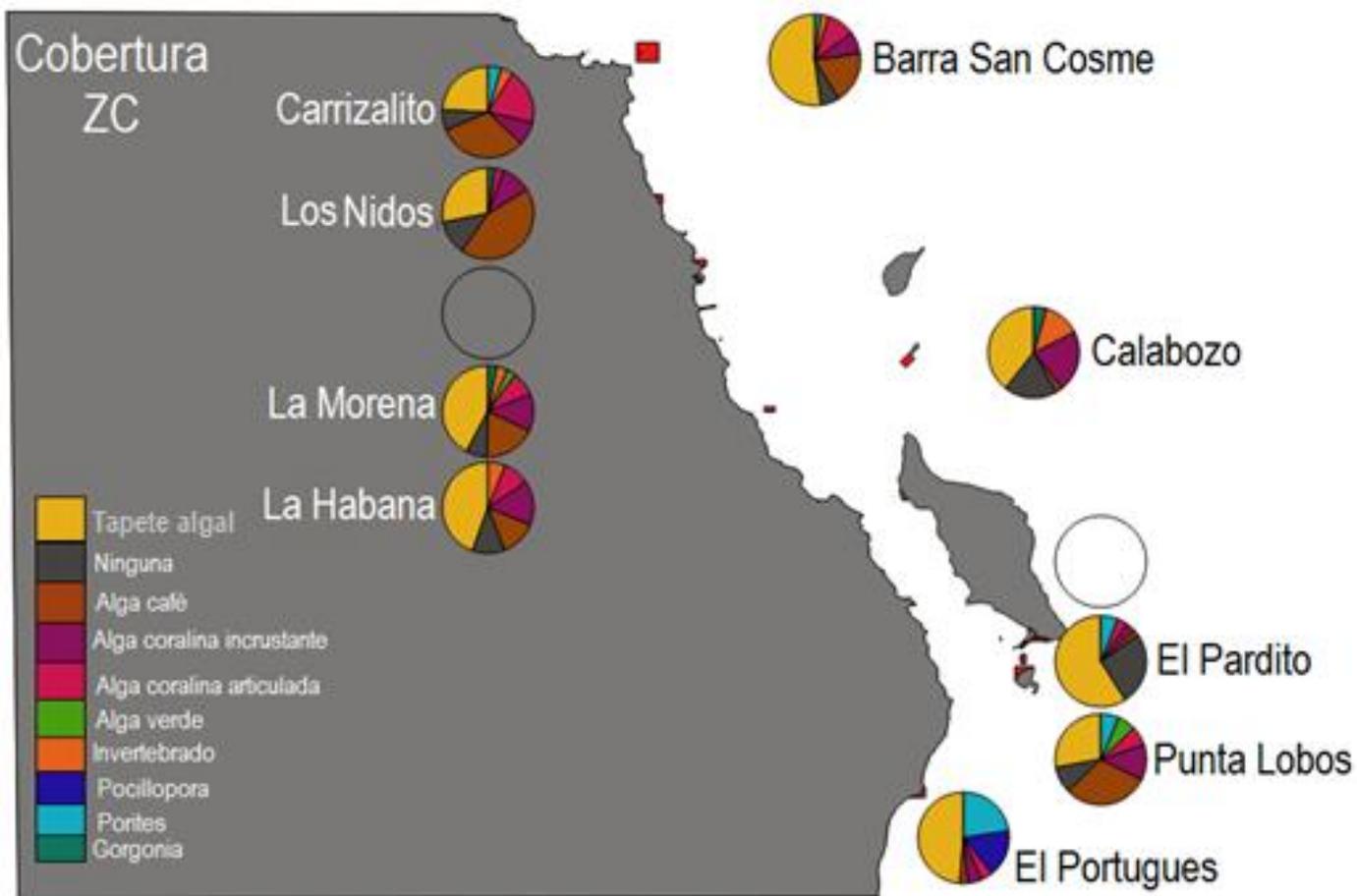


Figura 9.- Proporción de las categorías de cobertura más representativas en ZC.

## Relieve

En general la categoría de relieve más característico de las ZRP y ZC sin tomar en cuenta los esteros, fue la de 10 cm-1m, seguido por la <10 cm y la de 1-2 m, aunque cada sitio tiene sus respectivas variaciones. Los esteros presentaron un relieve más homogéneo dominado por la categoría <10 cm (Figura 11 y Figura 12).

La diversidad del relieve para los sitios en ZRP y ZC oscila entre 0.044 y 0.446, siendo el sitio La Morena ZC significativamente mayores en diversidad de relieve que los dos esteros ( $H_{(19,114)}=47.93$ ,  $p=0.0002$ ; Figura 10).

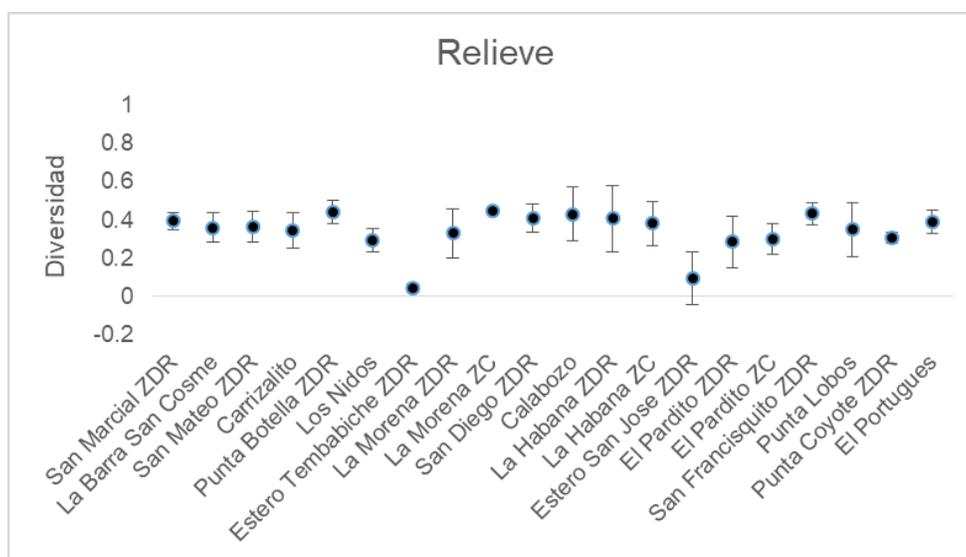


Figura 10.- Promedio y desviación estándar de diversidad del relieve en ZRP y ZC (decits ind<sup>-1</sup> 300 m<sup>-2</sup>), considerando de 2012 a 2016. Sitios acomodados de norte a sur.

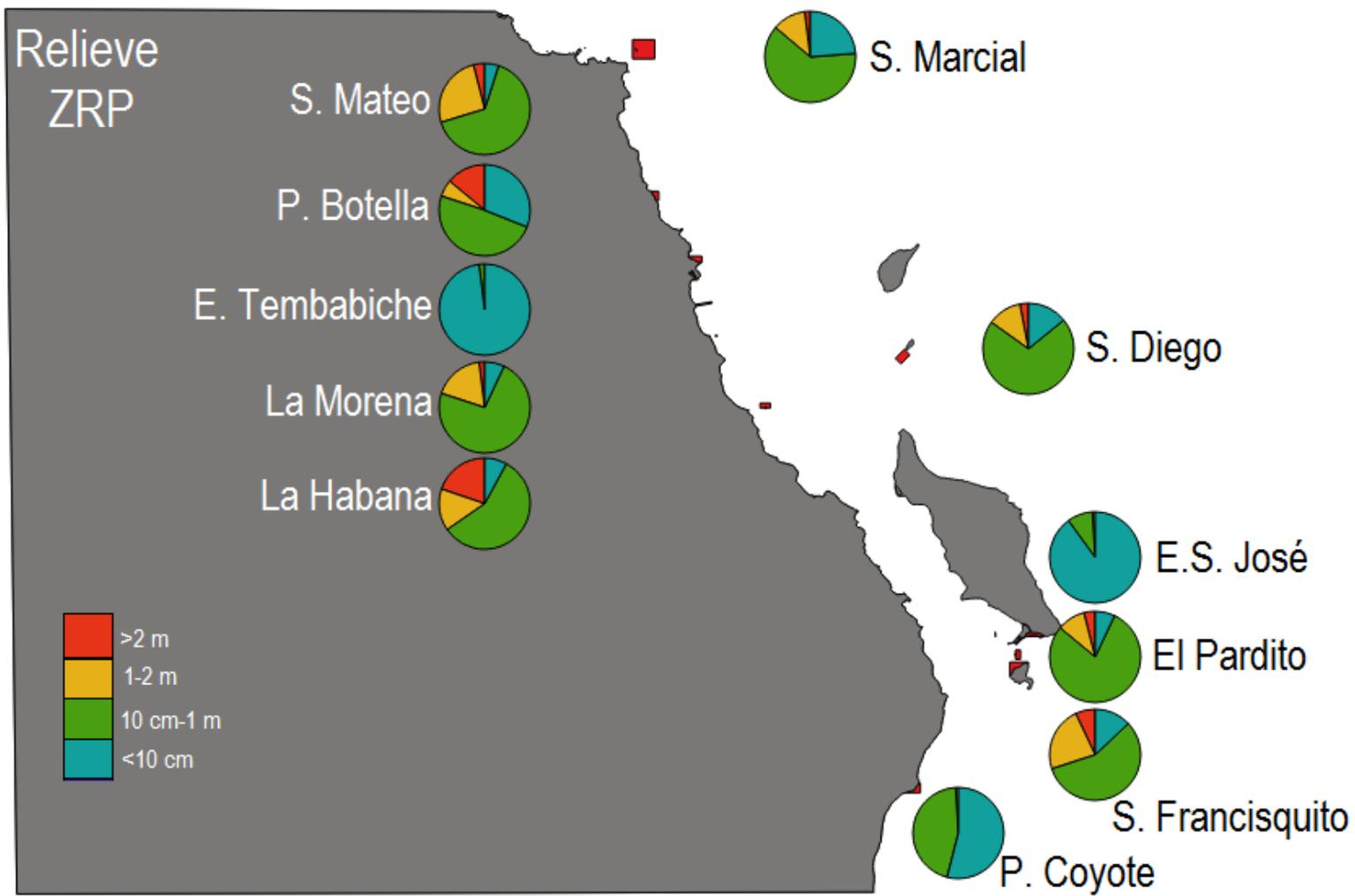


Figura 11.- Proporción del tipo de relieve característico para cada ZRP (polígonos de protección en rojo).

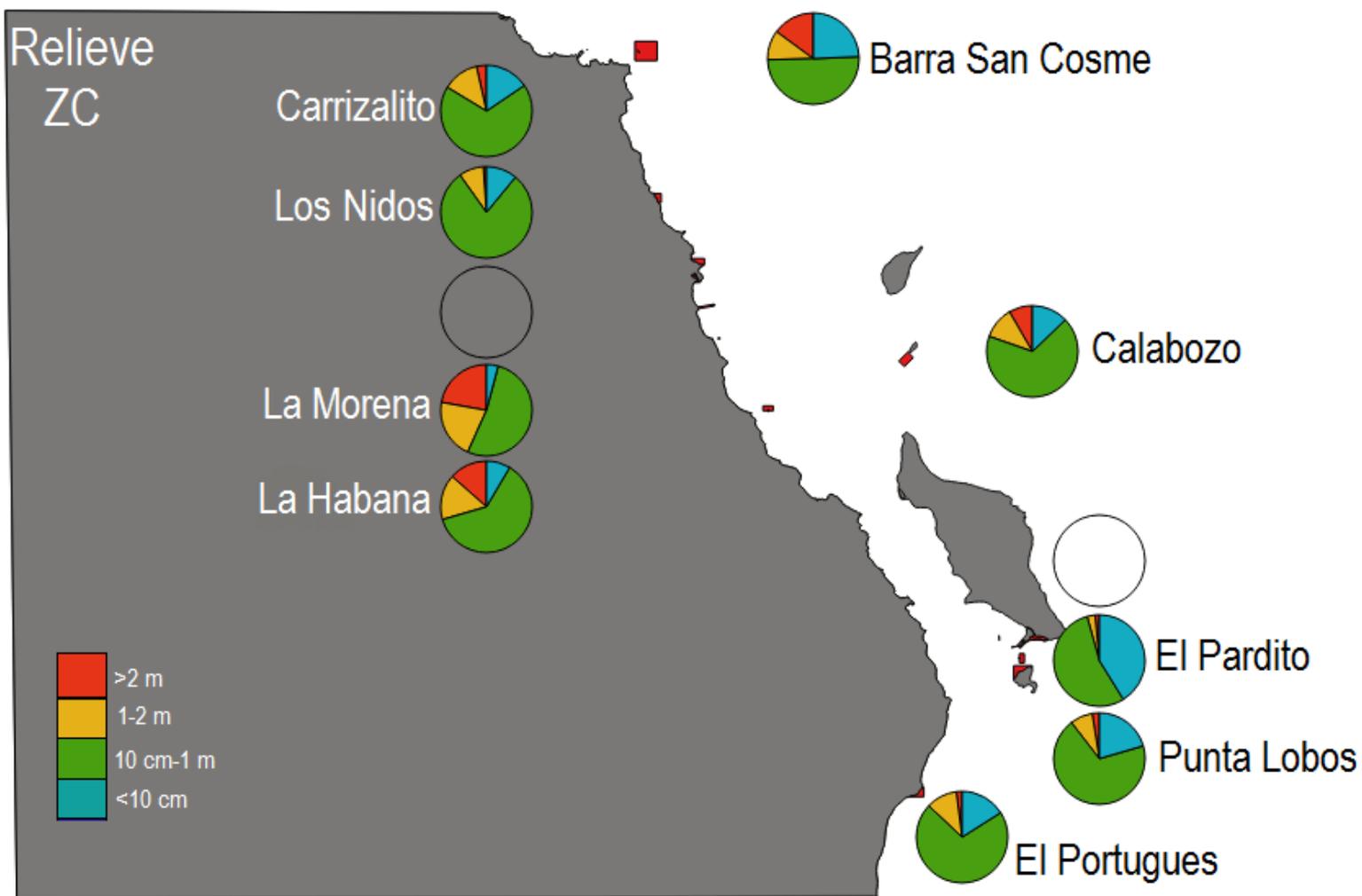


Figura 12.- Proporción del tipo de relieve característico para cada ZC

## ***Descriptores de la comunidad***

### ***Descriptores estructurales***

#### *Composición*

En el corredor San Cosme a Punta Coyote (SCaPC) del 2012 al 2016 se realizaron 1,167 transectos submarinos, cubriendo un área total de 70,020 m<sup>2</sup> en la cual se registraron 155,180 individuos, pertenecientes a 135 especies, 91 géneros y 47 familias (Anexo). En 11 de estas familias se incluye el 53% de las especies registradas, las cuales son Serranidae (11 especies); Labridae y Pomacentridae (8); Carangidae, Haemulidae y Lutjanidae (7); Gerreidae, Muraenidae y Scaridae (5); Acanthuridae y Tetraodontidae (4).

#### *Riqueza*

La riqueza promedio del corredor SCaPC fue de  $12.35 \pm 4.72$  especies·60 m<sup>-2</sup>, siendo mínima en mayo 2012 ( $9.41 \pm 4.41$  especies·60 m<sup>-2</sup>) y máxima en octubre 2016 ( $13.62 \pm 4.92$  especies·60 m<sup>-2</sup>). Las ZRP y ZC no presentan diferencias significativas en riqueza, teniendo en promedio  $12.28 \pm 4.57$  y  $12.22 \pm 4.61$  especies·60 m<sup>-2</sup> respectivamente. Las ZRP y ZC tienden a incrementar en riqueza conforme pasan los meses de protección, con una tasa de cambio muy similar de 0.077 y 0.074 especies·60 m<sup>-2</sup> al mes, respectivamente (ZRP:  $F_{(1,326)}=34.72$ ,  $p<0.0005$  y ZC:  $F_{(1,267)}=25.65$ ,  $p=0.0005$ ), siendo el aumento de tal magnitud que la riqueza registrada en mayo 2016 para ZRP y ZC fue significativamente mayor a mayo 2012 (ZRP:  $F_{(1,103)}=15.55$ ,  $p=0.0001$  y ZC:  $F_{(1, 83)}= 14.51$ ,  $p=0.0002$ ; Figura 13).

En lo que respecta a la razón de respuesta de riqueza a las ZRP y su relación con las características del hábitat y refugios pesqueros, solo fue posible determinar correlación significativa y directa entre la magnitud de respuesta con la diversidad de sustrato y el área de refugio ( $gl=51$ ,  $r=0.41$ ,  $p=0.002$  y  $gl=51$ ,  $r=0.52$ ,  $p<0.0005$ , respectivamente; Figura 14).

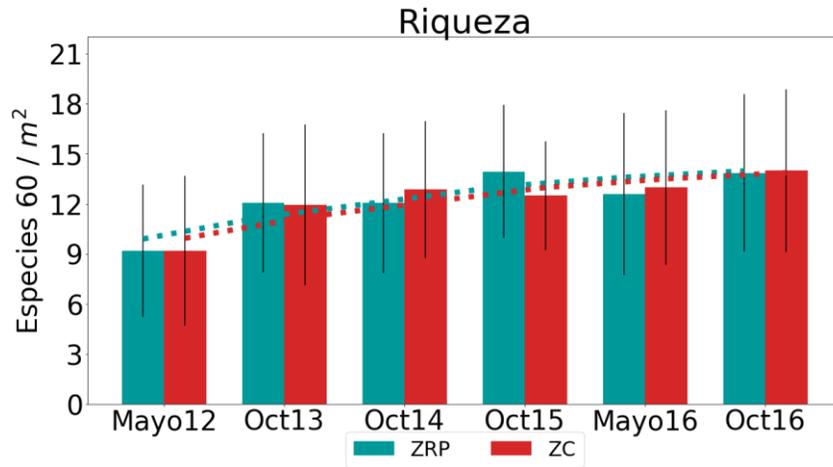


Figura 13.- Variación temporal de riqueza promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar y tendencia significativa (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).

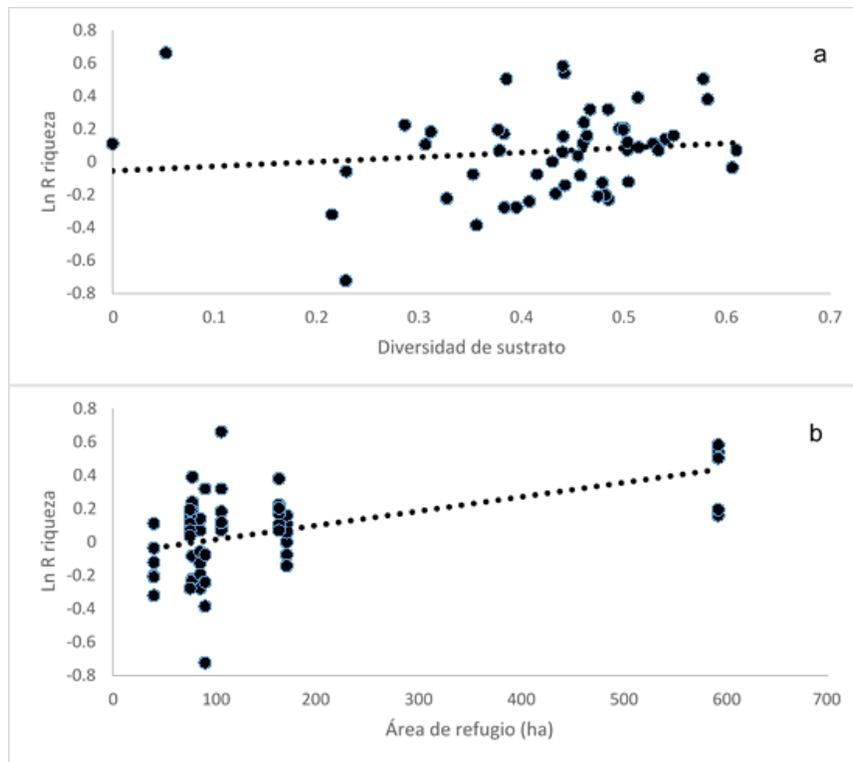


Figura 14.- Correlación entre la magnitud de respuesta de riqueza a la protección con la diversidad de sustrato (decits ind<sup>-1</sup> 300 m<sup>-2</sup>; a) y el área de refugio (b) y sus respectivas líneas de tendencia.

### *Dominancia comunitaria (PSIRI)*

Para las primeras cuatro campañas de muestreo, 10 especies fueron consideradas como dominantes, mientras que las últimas dos campañas presentan un mayor número de dominantes (13 especies). *Abudefduf troschelii*, *Holacanthus passer*, *Paranthias colonus*, *Stegastes rectifraenum* y *Thalassoma lucasanum* estuvieron dentro de las especies dominantes en todas las campañas de muestreo; de modo contrario, *Canthigaster punctatissima*, *Haemulon maculicauda*, *Mycteroperca rosacea* solo se incluyeron en uno o dos muestreos como especies dominantes. La campaña con mayor número de especies de interés pesquero dentro de las dominantes fue octubre 2015 (5 especies), seguida por octubre 2016 (con 4 especies; Figura 15).

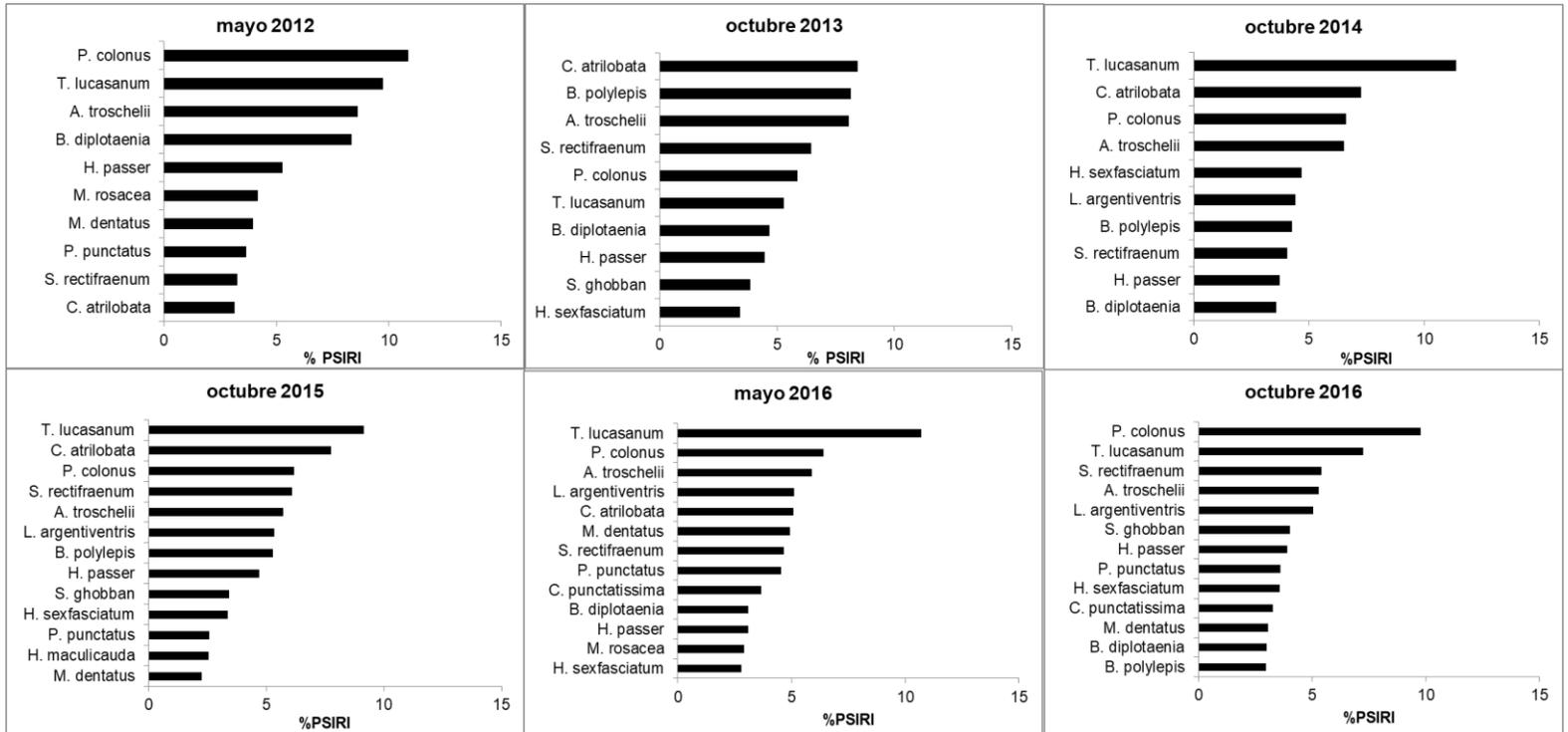


Figura 15.- PSIRI de las especies dominantes por campaña de muestreo para el corredor San Cosme a Punta Coyote

## Abundancia

La abundancia promedio de peces del corredor SCaPC fue de  $132.18 \pm 140.90$  ind·60 m<sup>-2</sup>, siendo mínima en mayo 2012 ( $76.02 \pm 93.67$  ind·60 m<sup>-2</sup>) y máxima en octubre 2015 ( $165.21 \pm 130.89$  ind·60 m<sup>-2</sup>). Las ZRP y ZC no presentan abundancias significativamente diferentes, teniendo en promedio  $116.69 \pm 108.24$  y  $111.77 \pm 97.95$  ind·60 m<sup>-2</sup>, respectivamente. Las ZRP y ZC tienden a incrementar en abundancia conforme pasan los meses de protección, con una tasa de cambio muy similar de 0.86 y 0.87 ind·60 m<sup>-2</sup> al mes respectivamente (ZRP:  $F_{(1,326)}=7.18$ ,  $p=0.007$  y ZC:  $F_{(1,267)}=7.40$ ,  $p=0.006$ ). El aumento es de tal magnitud que la abundancia registrada en mayo 2016 para ZRP y ZC fue significativamente mayor a mayo 2012 (ZRP:  $H_{(1,103)}=10.79$ ,  $p=0.001$  y ZC:  $H_{(1,83)}=12.34$ ,  $p=0.0004$ ; Figura 16).

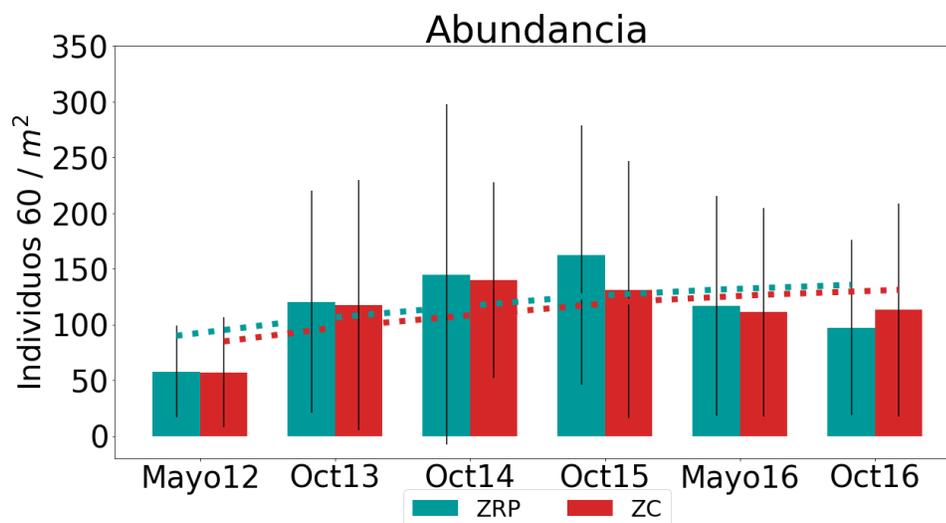


Figura 16.- Variación temporal de la abundancia promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).

En lo que respecta a la razón de respuesta de la abundancia a las ZRP y su relación con las características del hábitat y refugios pesqueros, solo fue posible determinar correlación significativa y directa entre la magnitud de respuesta con la diversidad de sustrato ( $r=0.39$ ,  $p=0.003$ ; Figura 17).

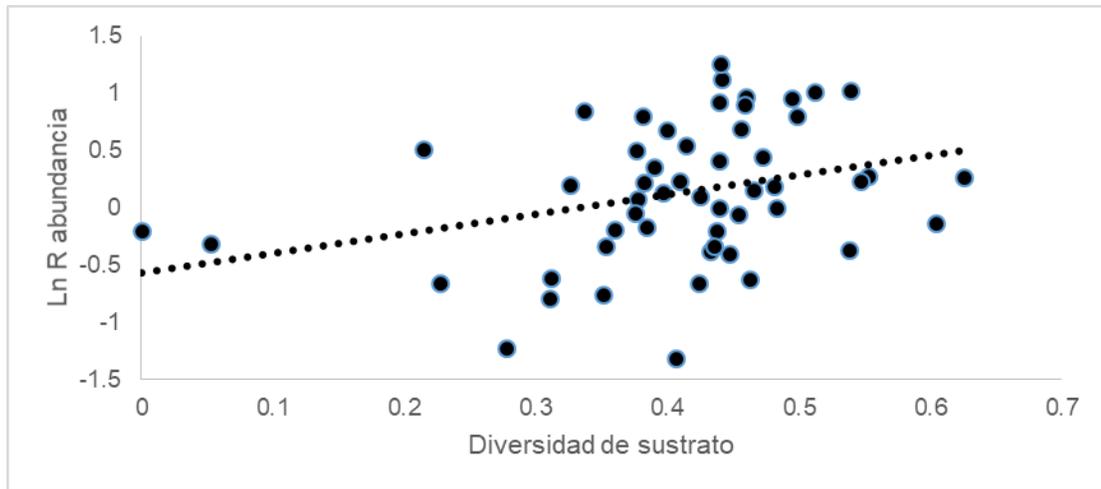


Figura 17.- Correlación entre la magnitud de respuesta de abundancia a la protección con la diversidad de sustrato ( $\text{decits} \cdot \text{ind}^{-1} \text{ 300 m}^2$ ) y su respectivas línea de tendencia.

## Diversidad

En promedio la diversidad de Shannon del corredor SCaPC fue de  $1.72 \pm 0.45$  beles·ind<sup>-1</sup>, siendo mínima en mayo 2012 ( $1.54 \pm 0.46$  beles·ind<sup>-1</sup>) y máxima en octubre 2016 ( $1.94 \pm 0.45$  beles·ind<sup>-1</sup>). Las ZRP y ZC no presentan diversidades significativamente diferentes, teniendo en promedio la misma diversidad de  $1.76 \pm 0.43$  y  $1.76 \pm 0.42$  beles·ind<sup>-1</sup> respectivamente. Las ZRP y ZC tienden a incrementar en diversidad conforme pasan los meses de protección, con una tasa de cambio muy similar de 0.006 y 0.005 beles·ind<sup>-1</sup> al mes respectivamente (ZRP:  $F_{(1,326)}=26.37$ ,  $p<0.0005$  y ZC:  $F_{(1,267)}=14.37$ ,  $p=0.0001$ ), siendo el aumento de tal magnitud que la diversidad registrada en mayo 2016 para ZRP y ZC fue significativamente mayor a mayo 2012 (ZRP:  $F_{(1,103)}=9.21$ ,  $p=0.003$  y ZC:  $F_{(1,83)}=7.77$ ,  $p=0.006$ ; Figura 18).

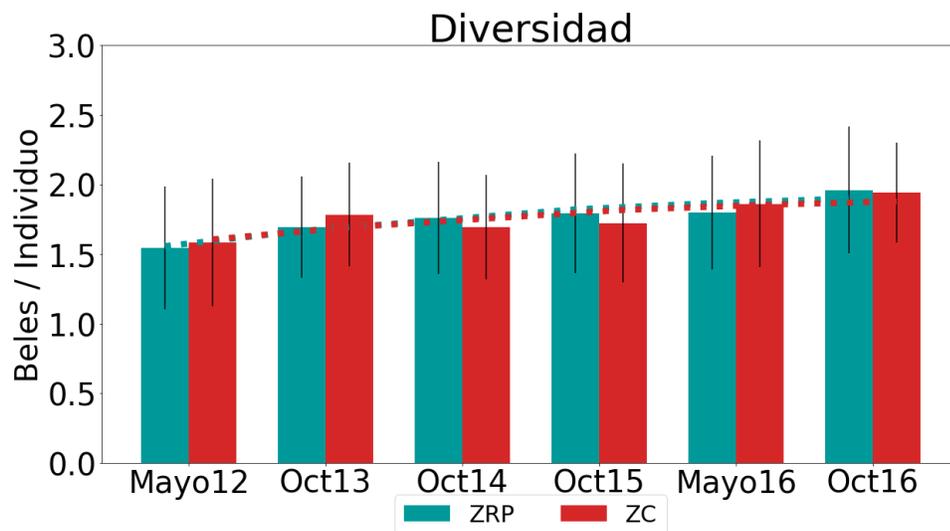


Figura 18.- Variación temporal en la diversidad promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).

Con la razón de respuesta de diversidad de Shannon a las ZRP y su relación con las características del hábitat y refugios pesqueros, solo fue posible determinar correlación significativa y directa entre la magnitud de respuesta y el área del refugio ( $r=0.38$ ,  $p=0.004$ ; Figura 19).

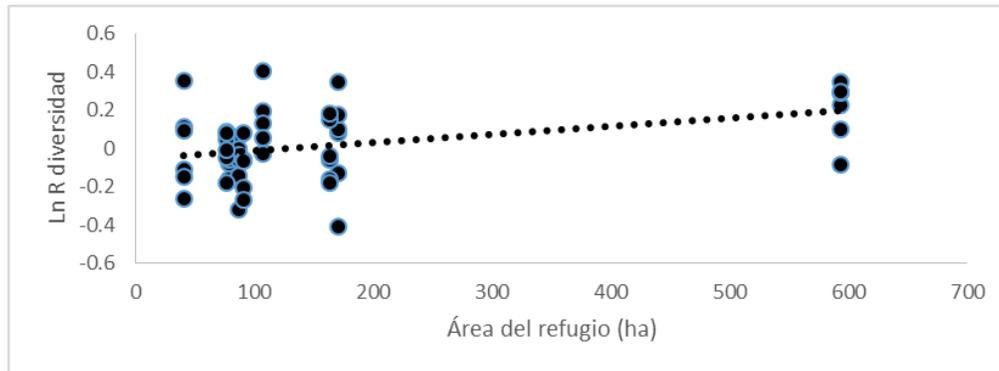


Figura 19.- Correlación entre la razón de respuesta de diversidad a la protección con el área del refugio y su respectiva línea de tendencia.

### Equidad de Pielou

La equidad promedio del corredor SCaPC fue de  $0.713 \pm 0.150$ , siendo mínima en octubre 2015 ( $0.689 \pm 0.156$ ) y máxima en octubre 2016 ( $0.764 \pm 0.137$ ). No fue posible determinar diferencias significativas entre la equidad de las ZRP y ZC, teniendo en promedio  $0.726 \pm 0.141$  y  $0.732 \pm 0.136$ , respectivamente. Conforme pasan los meses de protección la equidad en ZRP y ZC se mantiene estable, sin poder determinar diferencias significativas para las ZRP o las ZC entre mayo 2012 y 2016 (Figura 20).

Con la razón de respuesta de equidad a las ZRP, no fue posible determinar correlación significativa entre la magnitud de respuesta con las características del hábitat y refugios pesqueros.

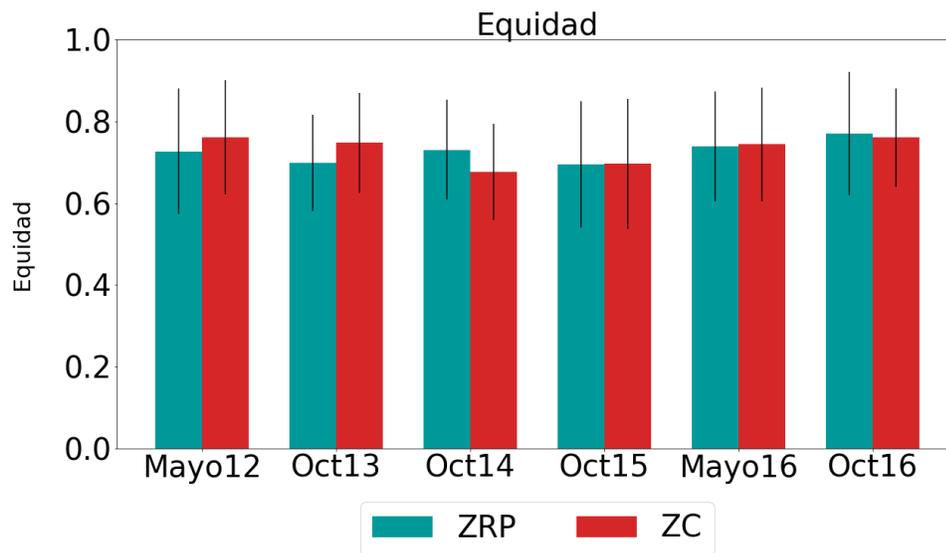


Figura 20.- Variación temporal de la equidad promedio para las dos categorías de zonas con sus desviaciones estándar.

## **Descriptores funcionales**

### *Gremios tróficos*

En el corredor SCaPC se agruparon 19 especies al gremio de herbívoros, 10 en omnívoros1, 59 en omnívoros2, 11 en carnívoros1 y 33 en carnívoros2, siendo en promedio a nivel corredor la biomasa de herbívoros de  $2.54 \pm 5.56 \text{ kg}\cdot 60 \text{ m}^{-2}$ , omnívoros1  $0.71 \pm 2.25 \text{ kg}\cdot 60 \text{ m}^{-2}$ , omnívoros2  $3.47 \pm 7.90 \text{ kg}\cdot 60 \text{ m}^{-2}$ , carnívoros1  $1.34 \pm 13.75 \text{ kg}\cdot 60 \text{ m}^{-2}$  y carnívoros2 de  $2.86 \pm 7.49 \text{ kg}\cdot 60 \text{ m}^{-2}$ .

De los cinco gremios analizados solo en dos no fue posible determinar diferencias significativas entre zonas de refugio y control. Para carnívoros 1 y 2 fue posible determinar biomazas significativamente mayores dentro de las ZRP que en las ZC ( $H_{(1,597)}=5.22$ ,  $p=0.02$  y  $H_{(1,597)}=9.91$ ,  $p=0.001$ , respectivamente). De modo contrario, omnívoros1 tuvo biomazas significativamente mayores fuera de los refugios pesqueros (ZC) que dentro de ellos ( $H_{(1,597)}=4.32$ ,  $p=0.03$ ; Figura 21). Por otro lado en ZRP, herbívoros, omnívoros2, carnívoros1 y carnívoros2 presentan tendencias significativas a incrementar su biomasa conforme pasan los meses de protección (Figura 22). Es tal la magnitud del cambio que herbívoros y carnívoros2 tuvieron biomazas significativamente mayores en mayo 2016 que en mayo 2012 (Tabla V).

En ZC herbívoros, carnívoros1 y carnívoros2 tienden a incrementar su biomasa conforme pasan los meses de protección, siendo para el primer y último gremio su tasa de cambio menor a la reportada en ZRP (Figura 22). En las zonas con pesca todos los gremios (excepto carnívoros1) presentaron biomazas significativamente mayores en mayo 2016 que en mayo 2012 antes de la protección (Tabla V).

Las diferencias más llamativas entre la biomasa de ZRP y ZC fueron las de carnívoros 1 y 2, con biomazas en promedio 1.67 y 1.87 veces mayores dentro de las ZRP que en las ZC. En ZRP al comparar antes y 4 años después de la protección

(mayo 2016 versus 2012), herbívoros reporto un incremento promedio de 4.5 veces su biomasa, seguida por omnívoros2, carnívoros1, carnívoros2 y omnívoros1 (incremento de 2.8, 2.7, 1.8 y 1.5 veces respectivamente).

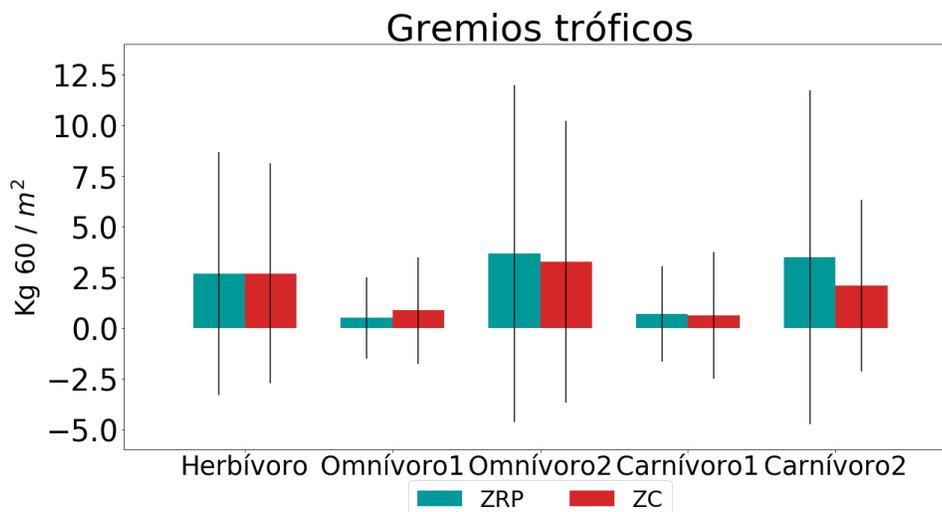


Figura 21.- Biomasa promedio de los gremios tróficos en ZRP y ZC, con sus respectivas desviaciones estándar.

Tabla V.- Tendencias significativas de la biomasa de cada gremio trófico con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016.

Gremio trófico	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente biomasa (kg 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
<b>ZRP</b>				
Herbívoros	0.04	0.0673	0.0005	0.001
Omnívoros 2	0.022	0.0672	0.006	
Carnívoros1	0.11	0.0135	0.05	
Carnívoros 2	0.018	0.0603	0.01	0.003
<b>ZC</b>				
Herbívoros	0.02	0.042	0.01	0.02
Omnívoros 1				0.009
Omnívoros 2				<0.005
Carnívoros1	0.018	0.0234	0.02	
Carnívoros2	0.022	0.0346	0.01	0.002

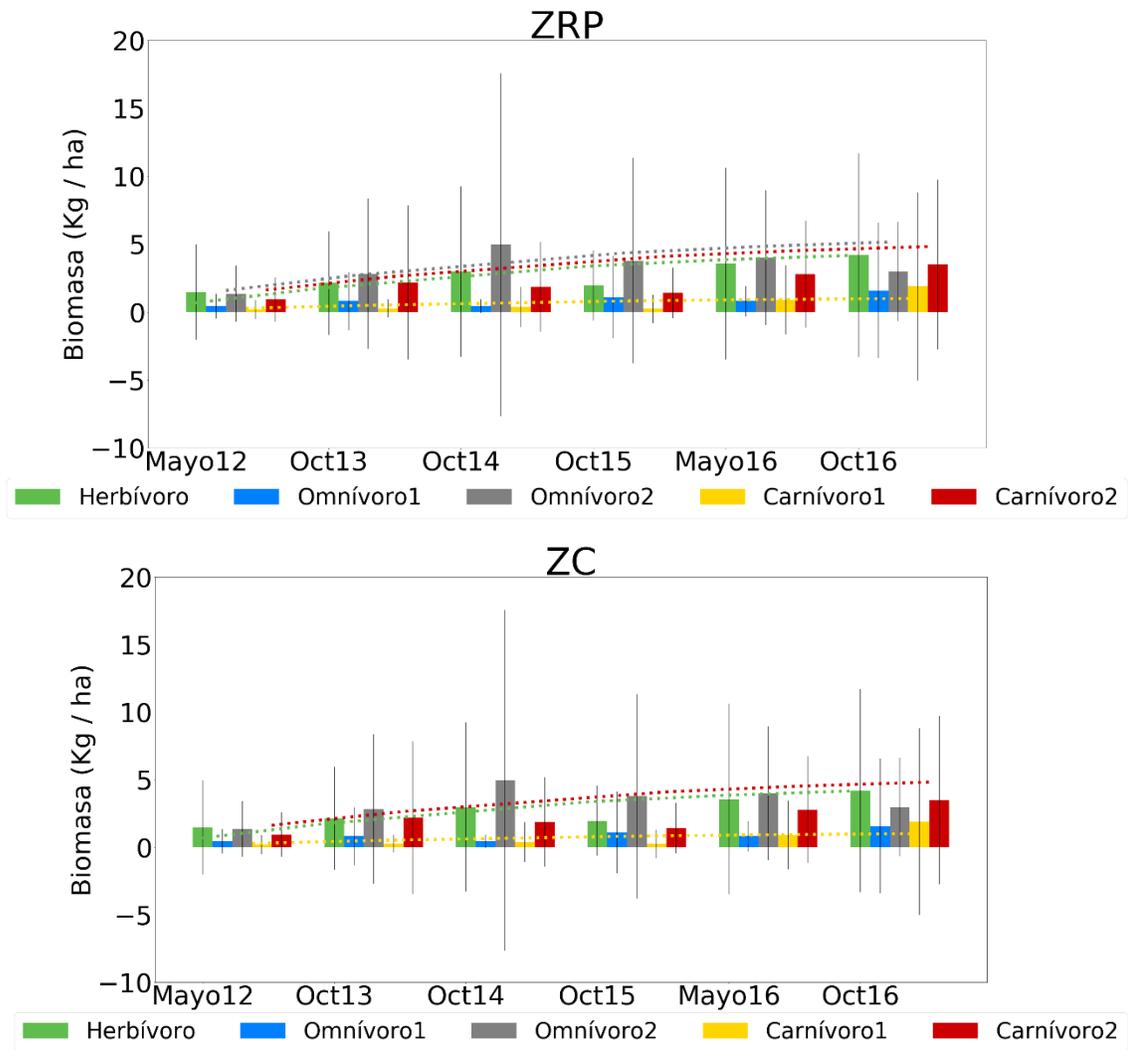


Figura 22.- Variación temporal de biomasa promedio de cada gremio trófico, su respectiva desviación estándar y tendencias significativas (línea punteada, la relación del color de cada línea y el gremio al que pertenecen es la misma que las barras) en ZRP y ZC.

Considerando todas las campañas de muestreo la magnitud de respuesta de carnívoros 1 y 2 a la protección fue positiva y significativamente diferente a la respuesta de omnívoros 1, la cual fue negativa ( $H_{(4,262)}=20.47$ ,  $p=0.0004$ ; Figura 23).

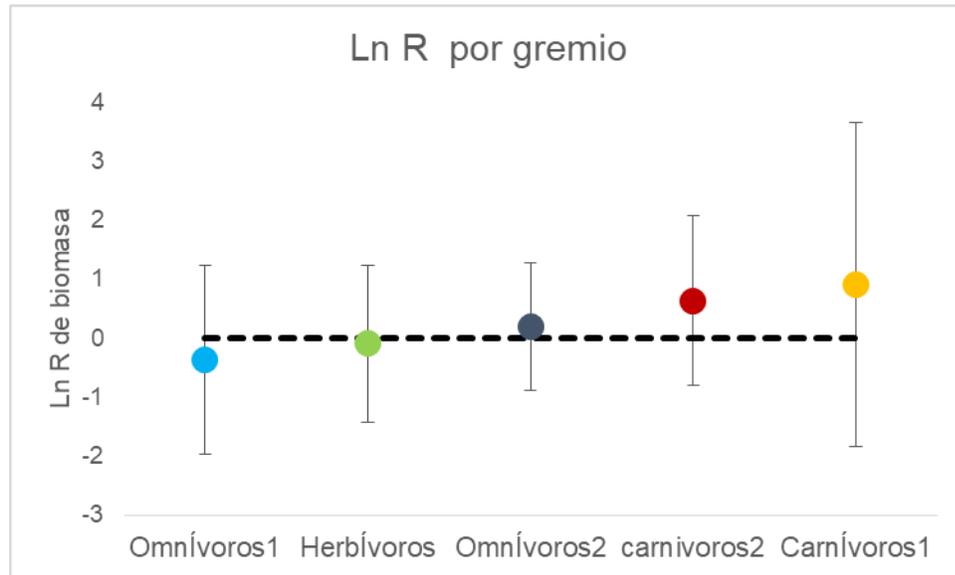


Figura 23.- Razón de respuesta promedio de cada gremio trófica a la protección de las ZRP y su desviación estándar. La línea punteada marca el 0.

La diversidad de sustrato presentó correlación significativa y directa con la magnitud de respuesta de herbívoros y omnívoros1 a la protección de las ZRP ( $r=0.31$ ,  $p=0.02$  y  $r=0.28$ ,  $p=0.04$ , respectivamente; Figura 24). De forma contraria la magnitud de respuesta de carnívoros1 a la protección presentó correlación significativa e inversa con la diversidad de relieve ( $r= -0.31$ ,  $p=0.02$ ; Figura 25).

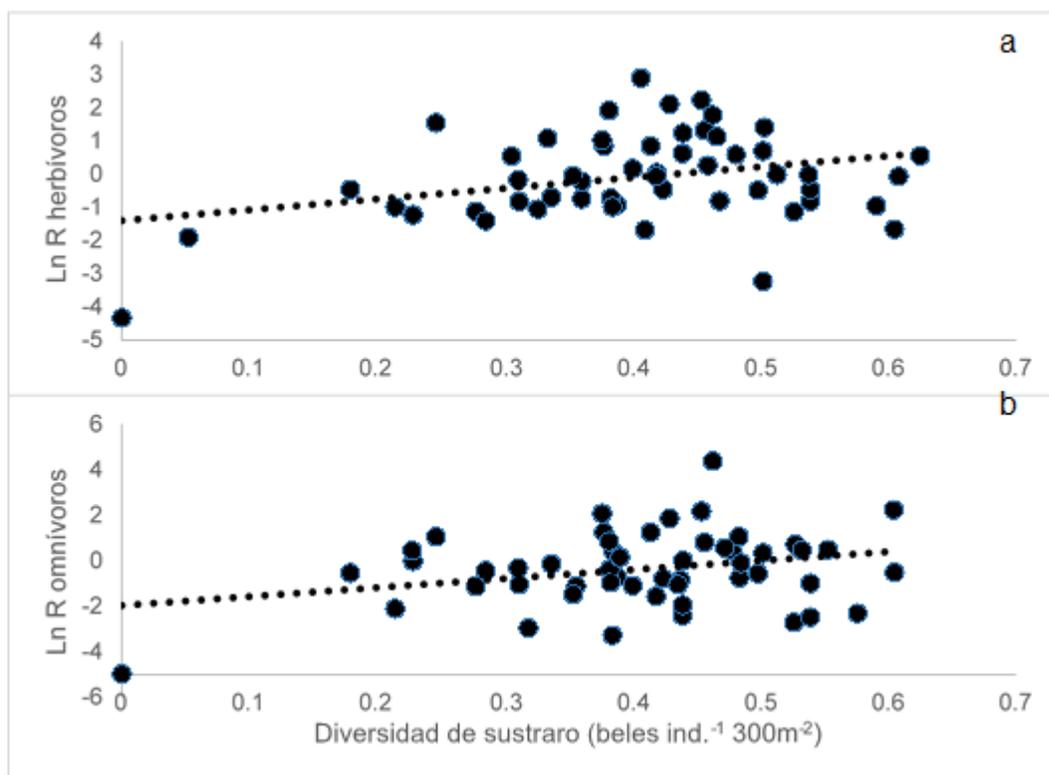


Figura 24.- Correlación entre la razón de respuesta de herbívoros (a) y omnívoros (b) a la protección con la diversidad del sustrato y sus respectivas líneas de tendencia.

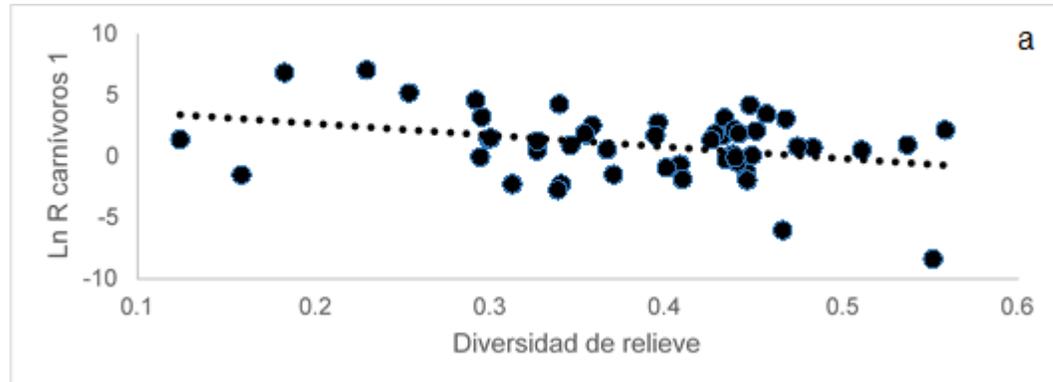


Figura 25.- Correlación entre la razón de respuesta decarnívoros1 a la protección con la diversidad del relieve y su respectiva línea de tendencia.

### ***Especies de interés pesquero***

#### *Biomasa*

La biomasa acumulada de 12 especies prioritarias de interés pesquero del corredor SCaPC en promedio fue de  $756.47 \pm 2643.73 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , siendo mínima en mayo 2012 ( $381.64 \pm 1159.64 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) y máxima en octubre 2016 ( $1320 \pm 5553.89 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Las ZRP presentan biomasa acumulada de especies de interés pesquero ligeramente mayor que las ZC, sin ser la diferencia estadísticamente significativa (Figura 26a). Así mismo, las dos zonas tienden a incrementar significativamente en biomasa conforme pasan los meses de protección, a una tasa de cambio mayor en las ZRP ( $14.55 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mes}^{-1}$ ;  $F_{(1, 326)}=11.908$ ,  $p=0.0009$ ) que en las ZC ( $12.34 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mes}^{-1}$ ;  $F_{(1, 267)}=9.19$ ,  $p=0.002$ ). Siendo el incremento de tal magnitud que la biomasa registrada para ZRP y ZC en mayo 2016 fue significativamente mayor a mayo 2012 (ZRP:  $F_{(1, 103)}=6.61$ ,  $p=0.01$  y ZC:  $H_{(1, 85)}=13.23$ ,  $p=0.0002$ ; Figura 26b).

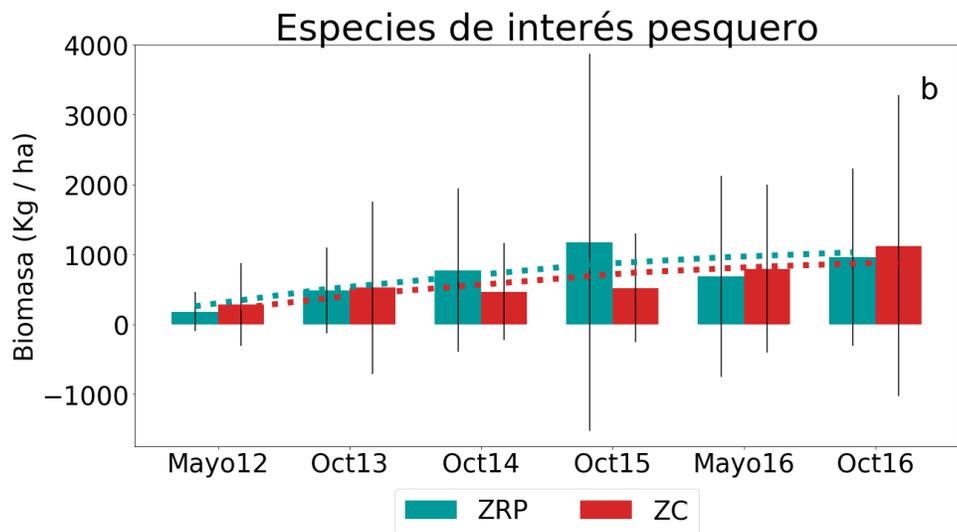
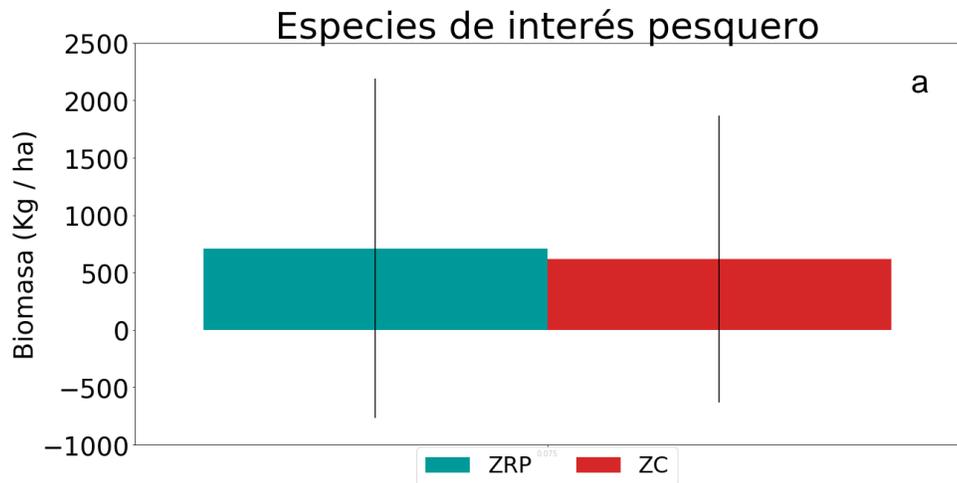


Figura 26.- (a) Biomasa promedio y desviación estándar de especies de interés pesquero en ZRP y ZC. (b) Variación temporal de la biomasa promedio para las dos categorías de zonas con sus respectivas desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).

A nivel corredor considerando toda las campañas de muestreo, *Lutjanus novemfasciatus*, *Cephalopholis panamensis*, *Hoplopagrus guentherii* y *Scarus rubroviolaceus* son las especies de interés pesquero con menores biomasa. Estas son significativamente diferentes a *Mycteroperca rosacea*, *Lutjanus argentiventris*, *Paranthias colonus*, *Balistes polylepis* y *Scarus ghobban*, especies con las mayores biomasa (con excepción de *Cephalopholis panamensis* que no presento diferencias significativas con *L. argentiventris* y *P. colonus*;  $H_{(12,1664)}=462.35$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 27).

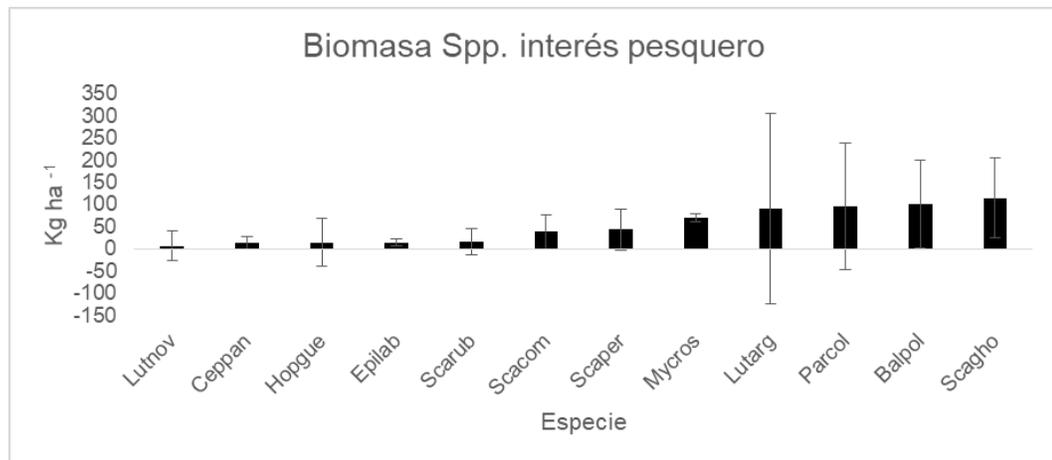


Figura 27.- Promedio y desviación estándar de biomasa de 12 especies de interés pesquero a nivel corredor SCaPC.

De las 12 especies consideradas, solo cuatro en ZRP y dos en ZC presentan tendencias a incrementar en biomasa conforme pasan los meses de protección, compartiendo la especie *P. colonus* con tendencias positivas tanto en ZRP como en ZC. Así mismo, dos especies en ZRP y tres en ZC presentarlos biomasa mayores en mayo 2016 contra mayo 2012 (Tabla VI; Figura 28).

Tabla VI Tendencias significativas de la biomasa de especies de interés pesquero con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012-2016.

Especie	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Biomasa (kg 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
<i>C. panamensis</i>				0.01
<i>L. argentiventris</i>				0.03
<i>M. rosacea</i>	0.02	0.008	0.02	
<i>P. colonus</i>	0.01	0.01	0.03	
<i>S. compressus</i>	0.02	0.009	0.006	
<i>S. ghobban</i>	0.02	0.01	0.02	
ZC				
<i>B. polylepis</i>				0.0002
<i>C. panamensis</i>				0.004
<i>L. argentiventris</i>	0.02	0.008	0.005	
<i>M. rosacea</i>				0.004
<i>P. colonus</i>	0.02	0.02	0.02	

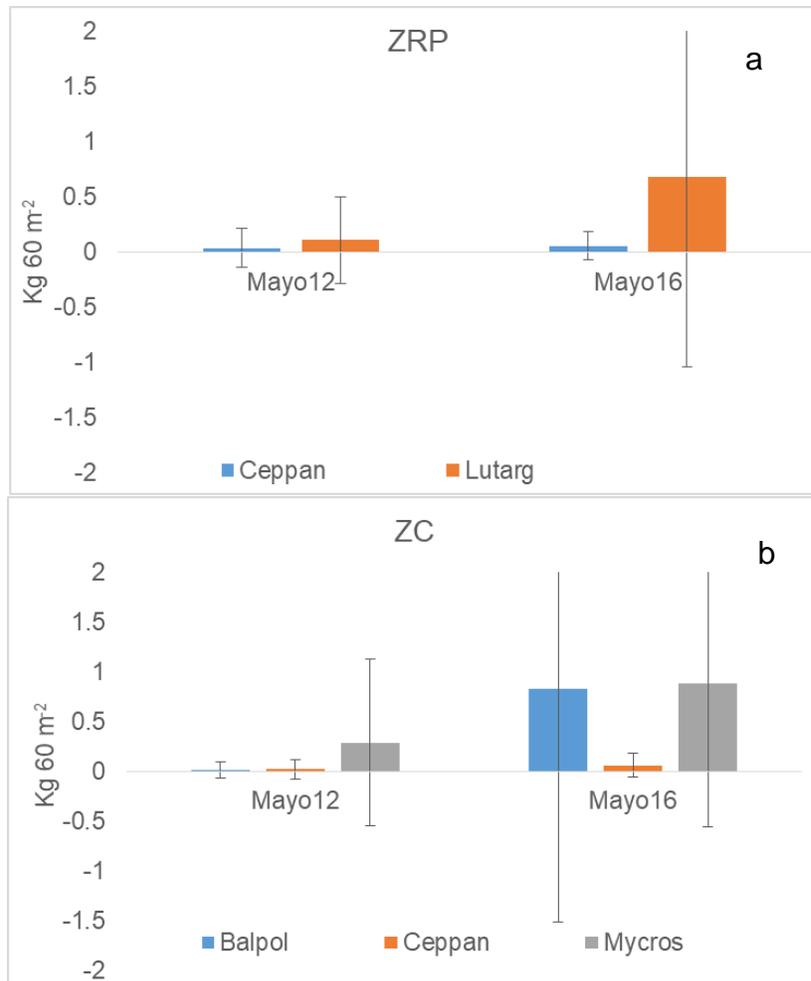


Figura 28.- Promedio y desviación estándar de biomasa de las especies de interés pesquero con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Talla

La talla promedio de las 12 especies de interés pesquero a nivel corredor SCaPC es de  $17.86 \pm 9.50$  cm, presentándose la mínima en octubre 2013 ( $13.50 \pm 8.84$  cm) y las máximas en octubre 2016 ( $22.08 \pm 7.08$  cm). La ZC presenta tallas significativamente mayores que las ZRP ( $20.19 \pm 9.07$  y  $19.37 \pm 9.17$  cm, respectivamente;  $H_{(1,10514)}=30.81$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 29a). Así mismo, las dos zonas tienden a incrementar significativamente en talla de especies de interés pesquero conforme pasan los meses de protección, a una tasa de cambio mayor en las ZRP (0.12 cm al mes;  $F_{(1,6338)}=317.5$ ,  $p=0.0005$ ) que en las zonas con pesca ribereña (0.03 cm al mes;  $F_{(1,4172)}=21.94$ ,  $p=0.0005$ ; Figura 29b). Esta tendencia es de tal magnitud que la talla registrada dentro de ZRP en mayo 2016 fue significativamente mayor a mayo 2012 ( $H_{(1,1475)}=197.43$ ,  $p<0.0005$ ). En la ZC se registraron tallas significativamente mayores en mayo 2016 comparadas con mayo 2012 ( $H_{(1,1090)}=133.83$ ,  $p<0.0005$ ).

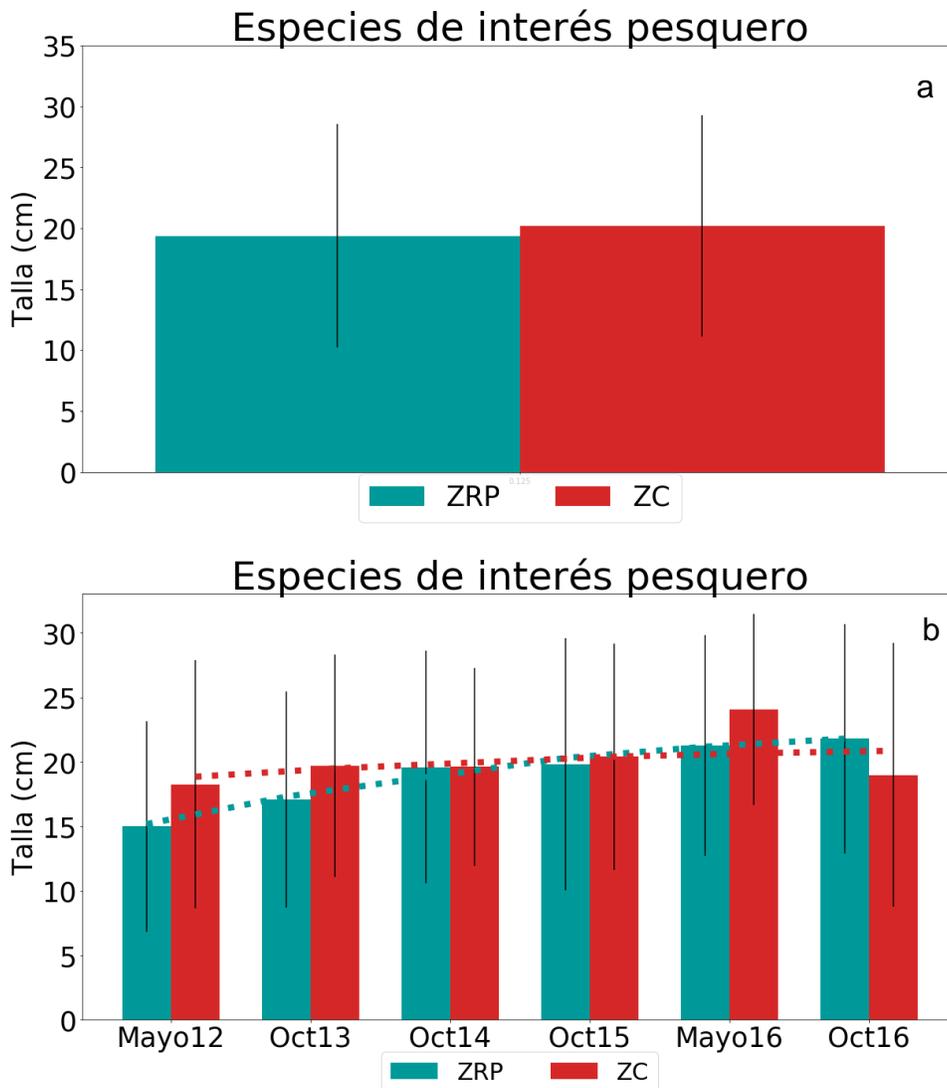


Figura 29 : (a) Promedio y desviación estándar de la talla de 12 especies de interés pesquero en ZRP y ZC. (b) Variación temporal de talla para las dos categorías de zonas, sus respectivas desviaciones estándar y tendencias significativas (línea punteada azul (ZRP) y roja (ZC)).

De las 12 especies consideradas, en ZRP cuatro presentaron tendencias significativas a incrementar en talla conforme pasan los meses de protección y dos a disminuir su talla. En esta misma zona 5 especies mostraron tallas significativamente mayores en mayo 2016 que en mayo 2012 y dos especies presentaron tallas menores en mayo 2016 que en mayo 2012 (Figura 30a).

En ZC tres especies presentaron tendencias significativas a incrementar en talla conforme pasan los meses y una a disminuir su talla en el tiempo. En esta zona de pesca 6 especies presentaron tallas significativamente mayores en mayo 2016 que en mayo 2012 y una especie tuvo el caso contrario con mayores tallas en mayo 2012 que en mayo 2016 ( Tabla VII; Figura 30b).

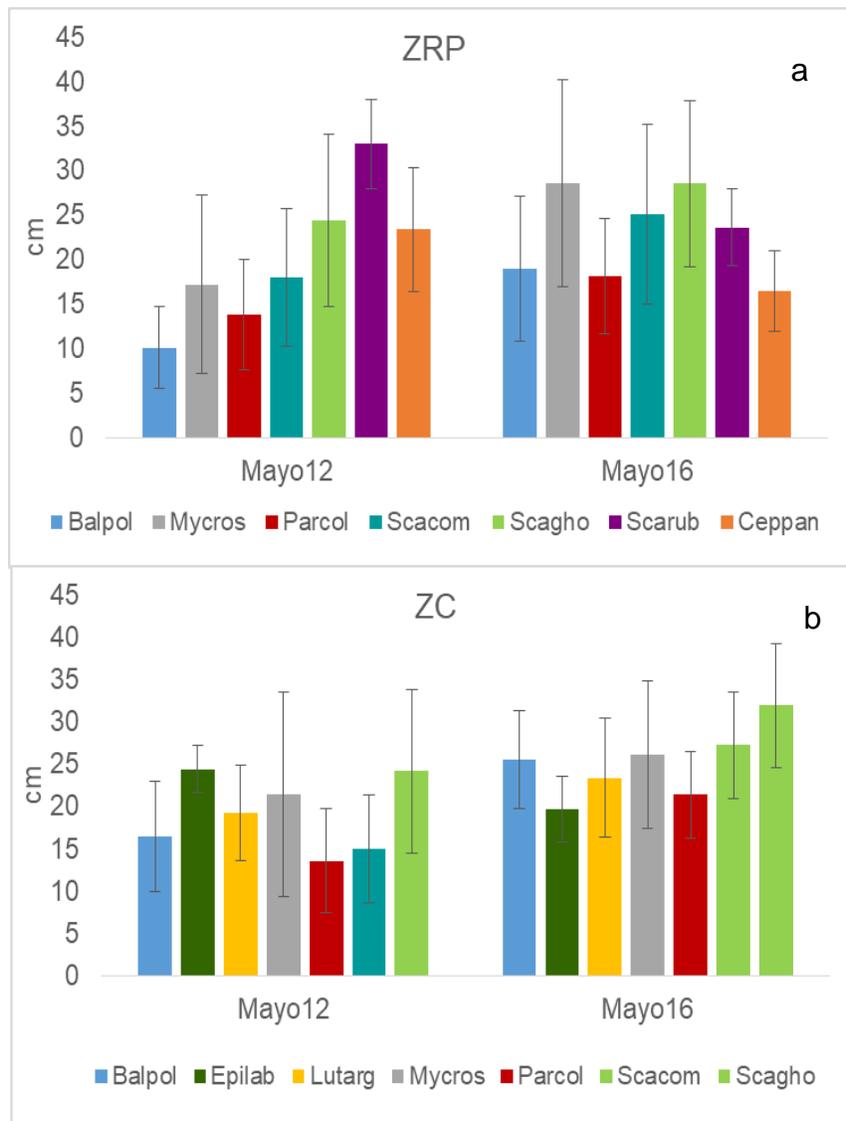


Figura 30.- Promedio y desviación estándar de la talla de especies de interés pesquero con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016 para ZRP y ZC.

Tabla VII Especies con tendencias significativas entre la talla y los meses de protección y significancia (p) de las diferencias significativas de talla entre mayo 2012- 2016. En rojo la diferencia con tallas promedio mayores en mayo 2012.

Especies	Tendencia			Diferencias
	$r^2$	Pendiente Talla (cm al mes)	p	Mayo 12-vs-16
<b>ZRP</b>				
<i>Balistes polylepis</i>	0.17	0.19	<0.0005	<0.0005
<i>Cephalopholis panamensis</i>	0.04	-0.03	0.006	0.01
<i>Mycteroperca rosacea</i>	0.1	0.21	<0.0005	<0.0005
<i>Paranthias colonus</i>	0.04	0.009	<0.0005	<0.0005
<i>Scarus compressus</i>	0.05	0.13	0.003	0.01
<i>Scarus ghobban</i>				0.01
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0.2	-0.15	0.01	0.001
<b>ZC</b>				
<i>Balistes polylepis</i>	0.1	0.15	<0.0005	0.003
<i>Epinephelus labriformis</i>				0.006
<i>Lutjanus argentiventris</i>				0.01
<i>Mycteroperca rosacea</i>	0.02	0.08	0.001	0.001
<i>Paranthias colonus</i>	0.04	0.08	<0.0005	<0.0005
<i>Scarus compressus</i>				<0.0005
<i>Scarus ghobban</i>				<0.0005
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0.09	-0.16	0.04	

### Abundancia de juveniles

La abundancia de individuos menores a la talla de primera madurez de las 12 especies de interés pesquero, fue significativamente mayor dentro de los refugios pesqueros, que en las Zonas Control ( $H_{(1,11067)}=23.97$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 31).

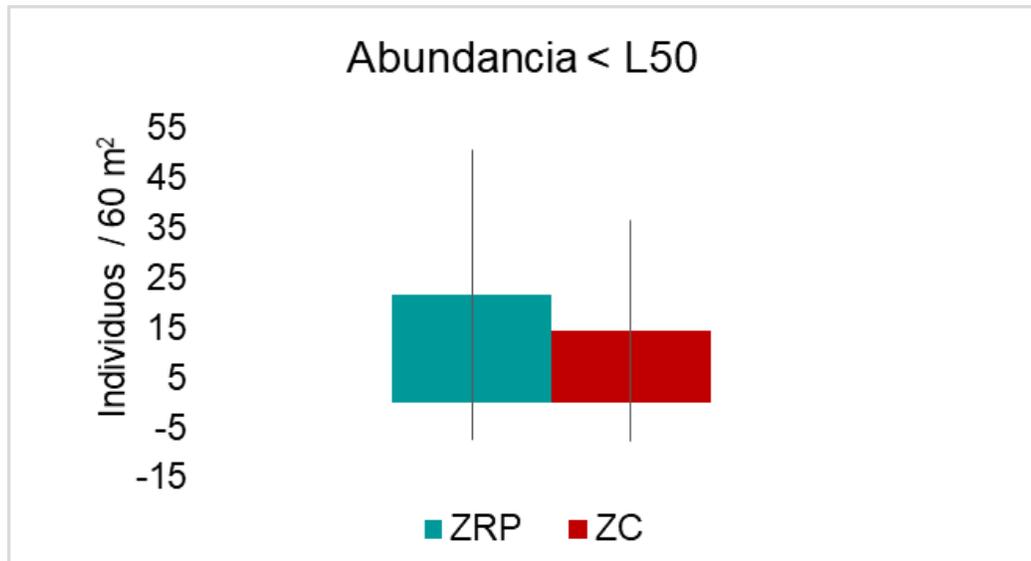


Figura 31.- Promedio y desviación estándar de la abundancia de individuos de tallas menores a la talla de primera madurez (L50) de las 12 especies de interés pesquero en ZRP y ZC.

### Índice Multicriterio

Fue posible determinar correlación significativa y directa entre el IM ecológico y el IM pesquero considerando en conjunto y por separado cada campaña de muestreo, indicando que los sitios mejores ecológicamente también lo serán en términos pesqueros (Tabla VIII y Figura 32).

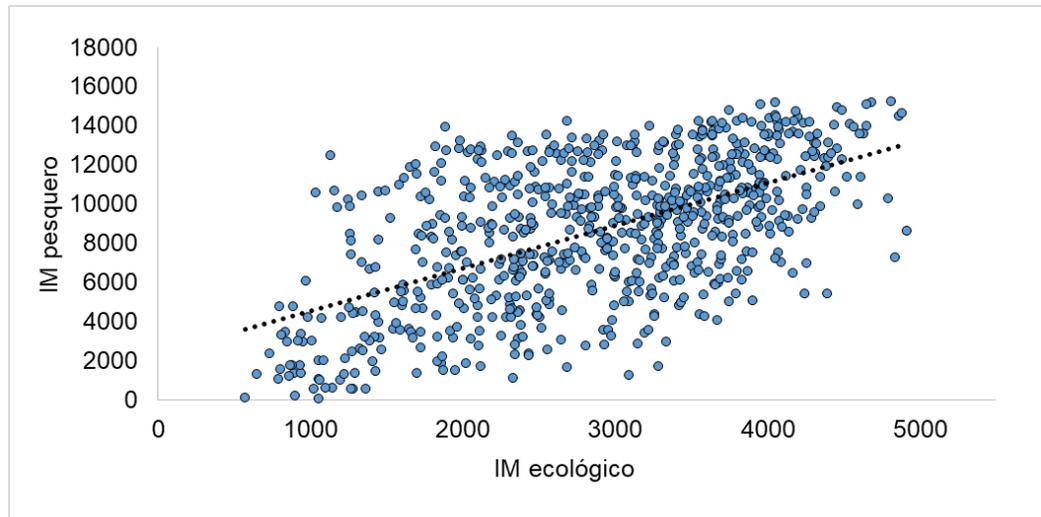


Figura 32.- Relación entre el IM ecológico y pesquero, considerando todas las campañas de muestreo (2012-2016) y su línea de tendencia.

Tabla VIII: Correlación entre el IM ecológico y pesquero por campaña de muestreo, coeficiente de correlación (r) y su significancia (p).

Correlación Pearson		
Año	r	p
may-12	0.47	<0.0005
oct-13	0.4	<0.0005
oct-14	0.45	<0.0005
oct-15	0.5	<0.0005
may-16	0.28	0.004
oct-16	0.48	<0.0005
Todo	0.57	<0.0005

Mediante el Índice Multicriterio que considera en conjunto los indicadores ecológicos y pesqueros, fue posible determinar diferencias significativas entre ZRP y ZC, para mayo 2012 ( $H_{(1,100)}=31.07$ ,  $p<0.0005$ ) y mayo 2016 ( $F_{(1,100)}=25.67$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 33).

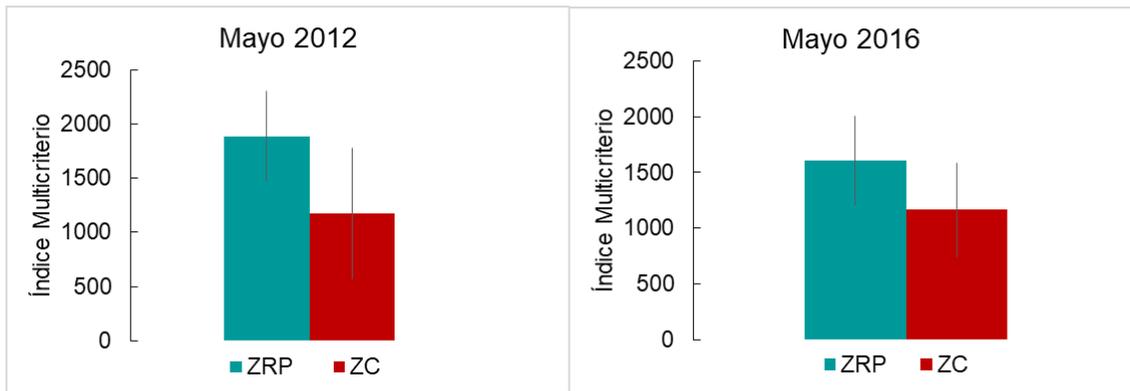


Figura 33.- Promedio y desviación estándar del Índice Multicriterio para ZRP y ZC en mayo 2012 (antes de la implementación de ZRP) y mayo 2016.

## DISCUSIÓN

La ictiofauna arrecifal registrada en el presente trabajo a partir de censos visuales submarinos en el corredor San Cosme a Punta Coyote (SCaPC) representó el 48.04% de las especies de peces reportadas para el Golfo de California (GC) en ambientes arrecifales rocosos y coralinos por Thomson y colaboradores (2000) y el 31.39% a las especies de arrecife rocoso dentro del GC reportado por Robertson y Allen (2015).

Los dos trabajos citados con anterioridad y el presente trabajo exhiben tres diferencias metodológicas relevantes, que tienen que considerarse al comparar las riquezas reportadas: 1) el tiempo de muestreo de Thomson y colaboradores (2000) y Robertson y Allen (2015) es significativamente mayor, al ser el resultado de muchos años de búsqueda exhaustiva de especies en el GC, 2) el área muestreada en el presente trabajo es significativamente menor, representando el corredor SCaPC el 13.27% de la longitud total del GC (1130 km de largo del Golfo de California) y 3) el método de muestreo utilizados por las dos citas anteriores es la culminación de revisiones exhaustivas de la ictiofauna registrada en el GC provenientes de diversas fuentes y bases de datos, mientras que el presente trabajo solo utilizó el conteo submarino por transectos, el cual es un método que subestima la abundancia y riqueza, en mayor proporción de especies crípticas y aquellas sedentarias asociadas al sustrato (Samoilys y Carlos, 2000; Lluch-Cota *et al.*, 2007). A pesar de lo mencionado con anterioridad, el contabilizar una elevada proporción de especies dentro del corredor SCaPC del total reportado para el Golfo de California, sugiere que esta localidad presenta una elevada riqueza de especies de peces arrecifales.

Considerando los estudios realizados dentro del corredor San Cosme a Punta Coyote, las 135 especies observadas en el presente trabajo representan el 120.5% de las reportadas por Barjau y colaboradores (2012) y el 160.71% de las especies citadas por Villegas-Sánchez (2008) para el área de Isla San José. La diferencia en el número de especies reportadas seguramente se deba a que 1) el esfuerzo de monitoreo fue

significativamente mayor en el presente trabajo y 2) la localidad muestreada difiere, ya que los dos trabajos citados anteriormente se limitan al perímetro de Isla San José, mientras que el presente estudio abarcó un área más extensa latitudinalmente, pudiendo observar un mayor número de especies debido al incremento de riqueza y composición de especies arrecifales relacionado con la latitud (Thomson *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2002).

En el presente estudio, *T. lucasanum*, *A. troschellii*, *S. rectifraenum*, *P. colonus*, *H. passer* y *C. atrilobata* fueron las especies dominantes en todo el estudio (con excepción de *C. atrilobata* en octubre 2016; Figura 15). Estas especies ya habían sido reportadas como las más abundantes o frecuentes dentro de la parte central y sur del Golfo de California (Thomson *et al.*, 2000; Aburto-Oropeza y Balart, 2001; Rodríguez-Romero *et al.*, 2005; Saldívar-Lucio, 2010) y como especies típicas de Isla San José, con elevada abundancia y frecuencia (Villegas-Sánchez, 2008; Barjau-González *et al.*, 2012). Cabe notar que en mayo 2012, antes de la protección de los refugios pesqueros, las especies incluidas en la lista de dominantes eran 10, incrementándose 3 especies a la lista en mayo 2016 (cuatro años después de la protección), debido a un reparto más equitativo de la abundancia entre las especies.

La imposibilidad de determinar diferencias entre ZRP y ZC a través de los indicadores estructurales, puede indicar que cuatro años de protección no es suficiente tiempo para que se presenten diferencias entre zonas, así como la influencia por el tamaño de los refugios. La razón de respuesta calculada para la riqueza y la diversidad mostro relación significativa y directa con el área de protección (Figura 14 y Figura 19). Esto podría sugerir que refugios pesqueros más grandes presentarán mayor respuesta a la protección en términos de estos indicadores. Este efecto ya ha sido reportado para muchas reservas marinas, donde el tiempo de protección y el tamaño del área protegida afectan a los indicadores comunitarios como la abundancia de especies de interés pesquero, la riqueza y la talla de los organismos (Edgar y Barrett, 1999; Claudet *et al.*, 2008).

A pesar de que ningún indicador estructural mostró diferencias entre Zonas de Refugio Pesquero y Zonas Control, en las dos zonas la riqueza, abundancia y diversidad exhiben tendencias significativas y positivas conforme pasan los meses de protección (Figura 13, Figura 16 y Figura 18), con una tasa de cambio ligeramente mayor dentro de ZRP para riqueza y diversidad. El incremento fue de tal magnitud que ambas zonas presentaron riqueza, abundancia y diversidad significativamente mayores en el último año de muestreo contra el año antes de la implementación de los refugios. El tipo de respuesta de estos tres indicadores a la protección, es sumamente variable (Nash y Graham, 2016); existen reservas marinas en el Golfo de California, como por ejemplo al comparar Cabo Pulmo (de 1987 al 2003 y 2008) y PNAES (de 1998 al 2011) que reportaron tendencias a disminuir en riqueza y diversidad en el tiempo; debido seguramente a efectos de depredación y competencia (Alvarez-Filip y Reyes-Bonilla, 2006; Saldívar-Lucio, 2010; Hernández-Ortiz, 2013). Y otros casos como Cabo Pulmo, así como otras reservas marinas y áreas naturales protegidas con más de 10 años de implementación, que reportaron incrementos de estos tres indicadores comunitarios como resultados de las acciones de protección (Roberts y Hawkins, 2000; Lester *et al.*, 2009; Aburto-Oropeza *et al.*, 2011).

Una de las posibles causas de las diferencias en el tipo de respuesta de estos indicadores estructurales, seguramente sea el nivel de explotación de cada una de las áreas analizadas; en áreas con un elevado nivel de explotación (e.g. Cabo Pulmo), la ausencia de depredadores tope y disminución de la complejidad del sistema favorece la colonización y proliferación de especies oportunistas; al proteger estas áreas de la explotación y retornar los depredadores tope, las especies oportunistas serán desplazadas, pudiendo suprimir su presencia en el sistema, ocasionando la disminución en riqueza y diversidad. Caso que no se observa en sistemas con un nivel de explotación intermedio donde aún hay depredadores tope, como el corredor SCaPC (Pimm, 1984; PISCO, 2007).

El hecho de que estos índices estructurales incrementen conforme pasan los meses de protección en las dos zonas estudiadas (con tasas de cambio ligeramente mayores para la riqueza y la diversidad dentro de ZRP), podría sugerir un efecto positivo de las ZRP sobre los atributos estructurales de la comunidad de peces y que las ZRP tienen influencias positivas sobre las áreas de pesca (zonas control) (Roberts y Hawkins, 2000; Halpern y Warner, 2002; Micheli *et al.*, 2004; Lester *et al.*, 2009). Así mismo, podría estar indicando efectos de mayor escala espacial que afectan en conjunto toda el área del corredor sin discriminar entre zonas protegidas y no protegidas, alterando la estructura de la comunidad de peces.

Cabe destacar que los indicadores del efecto pesquero o de protección sobre la comunidad de peces arrecifales basados en la riqueza, la diversidad y la abundancia presentan mucha inconsistencia en su tipo de respuesta. Por ello, es más conveniente utilizar indicadores que utilicen biomasa ya sea de toda la comunidad o por gremios, al ser más sensible, reaccionar más rápido a los efectos de protección y con más consistencia en su tipo de respuesta (Dulvy *et al.*, 2004; Micheli *et al.*, 2004; Nash y Graham, 2016). En este contexto, para el presente trabajo los análisis de biomasa exhibieron tendencias y diferencias más evidentes que los indicadores ecológicos que consideran la abundancia numérica de las especies, los cuales se mencionarán a continuación.

En lo que respecta a los atributos funcionales de la comunidad de peces arrecifales del corredor San Cosme a Punta Coyote, conforme pasan los meses de protección, en las ZRP los gremios de herbívoros, omnívoros<sup>2</sup>, carnívoros<sup>1</sup> y carnívoros<sup>2</sup> tienden a incrementar (Figura 22). Los herbívoros y carnívoros<sup>2</sup> presentan biomazas significativamente mayores en el último año de muestreo contra el año antes de la constitución de los refugios pesqueros (Tabla V). Patrones similares de respuesta han sido determinados en diversas áreas protegidas tropicales y templadas, con incrementos de la abundancia y la biomasa de todos los gremios trófico (Micheli *et al.*, 2004; MacNeil *et al.*, 2015; Soler *et al.*, 2015). Este patrón de respuesta entre los gremios también se reportó dentro del Golfo de California en el Parque Nacional Cabo

Pulmo después de 10 años de su consumación: la biomasa de herbívoros, zooplanctívoros, carnívoros y depredadores tope, favorecieron y salvaguardaron la estructura y funcionalidad del ecosistema en protección (Aburto-Oropeza *et al.*, 2011; MacNeil *et al.*, 2015; Soler *et al.*, 2015).

El hecho que dentro de los refugios pesqueros herbívoros y carnívoros<sup>2</sup> sean los únicos gremios que presentaron biomasa mayores a cuatro años de la creación de las ZRP (Tabla V), puede deberse a que las especies de niveles tróficos bajos, con tasas de crecimiento rápido como los herbívoros, así como las especies de objetivo pesquero como los carnívoros<sup>2</sup> en el corredor SCaPC, son los que en general exhiben respuestas a las acciones de protección más rápido y en mayor magnitud (Russ y Alcalá, 1996; Halpern, 2003; Babcock *et al.*, 2010; MacNeil *et al.*, 2015).

En Zonas Control, los gremios de herbívoros, carnívoros<sup>1</sup> y carnívoros<sup>2</sup> también tienden a incrementar su biomasa en el tiempo, con menores tasas de cambio que en las Zonas de Refugio Pesquero (excepto carnívoros<sup>1</sup>; Tabla V). Todos los gremios excepto carnívoros<sup>1</sup> presentan biomasa mayores cuatro años después de la implementación de las ZRP en comparación a antes de la protección. Los incrementos mencionados anteriormente, pueden sugerir la influencia positiva de las ZRP hacia las áreas de pesca, a partir de mecanismos como el desbordamiento y el hecho que las tasas de cambio sean menores en zonas con pesca, puede deberse al efecto pesquero que se ejerce sobre las poblaciones de los gremios tróficos limitando sus tasas de recuperación (Halpern, 2003; Halpern *et al.*, 2004).

Mediante las diferencias de biomasa entre ZRP contra ZC y la razón de respuesta a la protección de los gremios tróficos, se determinó que son los gremios de carnívoros 1 y 2 los que manifiestan respuesta favorable a los efectos de protección de las ZRP (Figura 23). Por el contrario, el gremio de omnívoros<sup>1</sup> tuvo respuesta desfavorable, lo que se traduce en biomasa significativamente mayor de omnívoros<sup>1</sup> en Zonas Control en comparación a las ZRP y viceversa para la biomasa de carnívoros 1 y 2 (Figura 21). Este mismo patrón de respuesta se ha observado con anterioridad

al comparar 31 diferentes sitios en zonas tropicales y templadas con diferentes categorías de protección (Micheli *et al.*, 2004). La respuesta favorable que exhiben los carnívoros en ZRP se atribuye a que las especies dentro de estos gremios son las que reciben el mayor impacto de las actividades extractivas de la localidad (las cuales aunque son multiespecíficas prefieren capturar organismos de tallas grandes con niveles tróficos elevados) (Roberts y Hawkins, 2000; Halpern y Warner, 2002; Soler *et al.*, 2015). Esto ha sido reportado por diversos estudios como un efecto consistente al proteger un área marina de la pesca (Halpern y Warner, 2002; Micheli *et al.*, 2004; PISCO, 2007; Lester *et al.*, 2009; Soler *et al.*, 2015; Nash y Graham, 2016).

La respuesta desfavorable de omnívoros<sup>1</sup> a las ZRP, con mayor biomasa fuera de las zonas de protección, puede estar relacionado con procesos interespecíficos de depredador-presa. A pesar de que las cascadas tróficas son difíciles de definir para zonas tropicales y subtropicales con alta diversidad y redundancia (Newman *et al.*, 2006), los resultados aquí obtenidos sugieren que el corredor San Cosme a Punta Coyote presenta este tipo de sucesos. En ZRP la alta biomasa de carnívoros, limita el desarrollo de niveles tróficos inferiores al decrecer la tasa de crecimiento poblacional de sus presas (omnívoros<sup>1</sup>). Caso contrario, en Zonas Control la baja biomasa de carnívoros (debido a la extracción pesquera), propicia el incremento en la biomasa de enlaces tróficos inferiores, dando como resultado mayores biomásas del gremio omnívoros<sup>1</sup> (Krebs, 1989; Dulvy *et al.*, 2004; DeMartini *et al.*, 2008; Baum y Worm, 2009; Babcock *et al.*, 2010; Hernández-Ortiz, 2013). Lo mencionado anteriormente podría ser evidencia de las alteraciones que generan las actividades extractivas y los refugios pesqueros en la estructura y función de la comunidad de peces, así como del efecto de arriba-abajo que la red trófica del corredor SCaPC ostenta.

En el presente trabajo la biomasa ha mostrado ser buen indicador para determinar los efectos de las acciones de protección, al ser consistente y evidente dentro de los primeros 5 años de protección, tal como se ha mencionado por otros autores (Halpern y Warner, 2002; Lester *et al.*, 2009; Babcock *et al.*, 2010; Nash y Graham, 2016). Aun así, cabe resaltar que a tan solo cuatro años de la implementación

de las ZRP de SCaPC, el hecho que tales zonas presenten 167% y 186.8% de la biomasa de carnívoros 1 y 2 (respectivamente) referente en las ZC e incrementos de 271.6% y 179.4% en biomasa de estos gremios en ZRP para mayo 2016, referente a mayo 2012, son resultados poco comunes en reservas marinas con menos de 10 años de protección (Newman *et al.*, 2006; MacNeil *et al.*, 2015). Por ejemplo, el Parque Nacional Cabo Pulmo a cuatro años de protección no mostró diferencias significativas en biomasa con otras reservas del GC o áreas abiertas a la pesca. Sin embargo, después de una década de protección exhibió incrementos de 11 y 4 veces más en biomasa de depredadores tope y carnívoros (respectivamente), siendo los incrementos en biomasa de carnívoros aquí reportados un resultado similar a lo reportado para los carnívoros de Cabo Pulmo, si consideramos que los refugios pesqueros solo tenían cuatro años de protección (Aburto-Oropeza *et al.*, 2011).

Dentro del Golfo de California, elevadas biomasa de gremios tróficos superiores (carnívoros y piscívoros), como lo reportado en las ZRP del corredor SCaPC, se relacionan con características de arrecifes saludables en buenas condiciones, evidenciando el buen funcionamiento de las ZRP para conservar la estructura y función de la comunidad de peces arrecifales (Aburto-Oropeza *et al.*, 2015).

A tan solo cuatro años de la implementación de las ZRP, fue más evidente determinar los efectos de la protección en los atributos medidos para las 12 especies de interés pesquero del corredor SCaPC que para los atributos estructurales de la comunidad de peces en general. Esto debido a que son estas especies sobre las que se ejerce la presión directa de la extracción, las cuales ante la protección, responden en menor tiempo y con mayor magnitud que al considerar todos los componentes de la comunidad de peces (Halpern y Warner, 2002; Micheli *et al.*, 2004; Babcock *et al.*, 2010).

A pesar que la biomasa acumulada de las 12 especies de interés pesquero no presento diferencias significativas entre ZRP y ZC (Figura 26a), en promedio hay 119.82% más biomasa dentro de la protección de los refugios pesqueros que en ZC. El no encontrar diferencias entre zonas podría estar sugiriendo que cuatro años de protección no es tiempo suficiente para determinar una respuesta concreta en la biomasa de estas especies de interés pesquero. Ya que mayores biomasa de especies de objetivo pesquero ha sido reportado como un resultado constante en diversas reservas marinas tropicales y templadas (Halpern y Warner, 2002; Halpern, 2003; Evans y Russ, 2004; Micheli *et al.*, 2004; Claudet *et al.*, 2008; FAO, 2011; MacNeil *et al.*, 2015). El no encontrar diferencias entre zonas también podría ser debido a que las especies objetivo presentaban niveles de explotación muy severos, lo que ocasionaría que la respuesta a las acciones de protección tome más años en ser evidente (Roberts y Hawkins, 2000).

A pesar de lo anterior, ambas zonas exhiben tendencias a incrementar en biomasa acumulada de especies de interés pesquero conforme pasan los meses de protección (Figura 26b). El hecho de que la tasa de cambio sea mayor en ZRP que en ZC, puede ser evidencia de diversos factores como: (1) el efecto de desbordamiento de organismos de las zonas protegidas hacia las áreas de pesca, lo cual se ha determinado como uno de los procesos que se llevan a cabo en reservas marinas para favorecer las pesquerías adyacentes a éstas (Halpern *et al.*, 2004) y (2) la presión pesquera que se ejerce sobre estas especies de interés comercial, en zonas control la pesca incrementa la mortalidad de estos organismos (por extracción), lo que conlleva a tasa de recuperación menores en comparación a las ZRP donde estas especies pueden encontrar un área segura para completar sus ciclos de vida (Roberts y Polunin, 1991; Halpern *et al.*, 2004).

Lo mencionado anteriormente concuerda con lo reportado para otras áreas protegidas dentro del GC, como por ejemplo Cabo Pulmo que después de 8 años de protección, reportó incrementos en la abundancia de especies de interés comercial (Saldívar-Lucio, 2010) y PNAES con incrementos en biomasa de estas especies

conforme aumentaron sus años de protección (Sociedad de Historia Natural Niparáj, A.C. *et al.*, 2012). *Mycteroperca rosacea*, *Paranthias colonus*, *Scarus compressus*, *Scarus ghobban*, *Cephalopholis panamensis* y *Lutjanus argentiventris* son especies que exhiben efectos favorables en su biomasa en ZRP y *L. argentiventris*, *P. colonus*, *C. panamensis*, *M. rosacea* y *Balistes polylepis* las que presentan mejorías en ZC (Tabla VI y Figura 28).

El hecho de que las ZRP tengan en promedio tallas menores de las especies de interés pesquero que las ZC (Figura 29a), es un resultado positivo para las acciones de protección, ya que sugiere eventos favorables de reclutamiento dentro de los refugios. Lo anterior se comprueba al observar dentro de estas zonas abundancia significativamente mayor de organismos con tallas inferiores a las de primera madurez en comparación con las ZC (Figura 31). Esto favorece uno de los objetivos principales de las ZRP, el cual es salvaguardar las etapas de vida más vulnerables de las especies de interés pesquero, las cuales posteriormente podrían crecer y reclutarse al stock pesquero, favoreciendo a las poblaciones de especies objetivo, las cuales están limitadas por los procesos de reclutamiento (Halpern *et al.*, 2004). *C. panamensis* y *Scarus rubroviolaceus* fueron las especies que presentaron tendencias a disminuir en talla conforme pasan los meses de protección en ZRP (Tabla VII).

Así mismo, cabe destacar que *M. rosacea*, *P. colonus*, *S. compressus*, *S. ghobban*, *B. polylepis* y *L. argentiventris* (solo en ZC) presentaron tallas mayores cuatro años después (mayo 2016) con respecto a los valores de referencia antes de la protección (mayo 2012; Tabla VII y Figura 30), tanto dentro como fuera de las reservas marinas, evidenciando el efecto favorable de las acciones de protección y el alto grado de intercambio de especies que hay entre las dos zonas (Halpern, 2003; Halpern *et al.*, 2004; PISCO, 2007). Esto coincide con lo reportado para el PNAES después de 5 años de protección, con tendencia al incremento en talla de especies de interés comercial (Sociedad de Historia Natural Niparáj, A.C. *et al.*, 2012).

La diversidad del sustrato y el área de refugio fueron las características que influyen más en el tipo de respuesta que tienen los indicadores estructurales y funcionales a la protección (Figura 14, Figura 17, Figura 19 y Figura 24). Esto coincide con lo reportado para otras áreas protegidas dentro del Golfo de California y diversas áreas marinas protegidas en áreas tropicales y templadas estudiadas alrededor del mundo (Dulvy *et al.*, 2004; Soler *et al.*, 2015). Se reportan relaciones directas entre la complejidad de los arrecifes y la heterogeneidad del relieve con la densidad y biomasa de peces planctívoros, piscívoros y carnívoros; sugiriendo que la complejidad del hábitat favorece las relaciones interespecíficas de la comunidad de peces, modificando la estructura de la comunidad (Aburto-Oropeza *et al.*, 2015; Soler *et al.*, 2015).

La relación directa entre el área del refugio pesquero y la respuesta de los atributos estructurales de la comunidad de peces a la protección, ya ha sido reportada en diversas reservas marinas. Una mayor área de protección permite que una mayor fracción de las especies móviles con amplios rangos de territorio permanezcan protegidos dentro de los refugios pesqueros, reduciendo la mortalidad que pudieran tener estos organismos por los efectos de las actividades pesquera, generando incrementos en abundancia, biomasa y talla que se traduce en mayor eficiencia de las ZRP (Halpern y Warner, 2002; Claudet *et al.*, 2008).

Lo mencionado anteriormente indica que las diferencias en el tipo de hábitat entre zonas de refugio y zonas control, aunado al pequeño tamaño que presentan las ZRP bajo protección y los pocos años que tienen de implementación, pueden confundir los efectos de las ZRP sobre la comunidad de peces arrecifales, razón por la cual la mayoría de los indicadores aquí estudiados no tuvieron una respuesta evidente y concreta al comparar los refugios pesqueros contra las áreas de pesca (Evans y Russ, 2004). A pesar de lo anterior, el poder determinar tendencias y diferencias temporales (comparaciones antes vs cuatro años después de la protección) para la mayoría de los indicadores, evidencia la dirección de los efectos de protección, hacia favorecer la estructura y función de la comunidad de peces y los recursos pesqueros en el corredor San Cosme a Punta Coyote.

Por otro lado, en la última década, el desarrollo de indicadores para determinar el impacto de las pesquerías en ecosistemas arrecifales ha dado un cambio de paradigma, pasando de indicadores a nivel especie o familia a incrementar aquellos con un enfoque ecosistémico que considera la estructura y función de la comunidad (Nash y Graham, 2016). Lo anterior ha requerido de examinar y de establecer la relación entre los objetivos de la conservación y del manejo pesquero, para desarrollar y proteger los recursos, las especies no objetivo y el ambiente que los rodea. En este contexto, al considerar la relación directa entre el IM ecológico y el IM pesquero (Tabla VIII y Figura 32), podemos suponer que los objetivos pesqueros y de conservación no son antagónicos en el corredor SCaPC, pudiendo cumplirse con una misma herramienta de manejo (ZRP); comprobando que entre mejor sea un sitio ecológicamente, podrá tener mayores beneficios pesqueros en términos de biomasa y talla de especies de interés comercial. Lo mencionado anteriormente se debe en cierta parte a que ecosistemas con alta diversidad, así como complejidad estructural y funcional, presentan mayor resiliencia y pueden soportar mayor cantidad de interacciones entre los componentes de la trama trófica, más individuos de mayor tamaño y con niveles tróficos superiores (Pimm, 1984; Elmqvist *et al.*, 2003; Krebs, 2008).

Al considerar el índice Multicriterio general, las ZRP presentaron valores significativamente mayores que las ZC, tanto antes de la implementación de las ZRP como 4 años después (Figura 33), indicando que en términos ecológicos y pesqueros las ZRP tiene mejores condiciones que las ZC, lo cual se ha mantenido constante conforme pasan los años de protección, siendo los sitios dentro de las ZRP favorables para implementar las acciones de protección ya establecidas. A pesar que los detalles de cada sitio no se abordan en los objetivos del presente estudio, un desglose más detallado de los sitios puede observarse en el anexo.

Por último, a pesar que los dos esteros (ZRP) se excluyeron de los análisis en este trabajo de investigación por ser ambientes totalmente diferentes a los arrecifes rocosos aquí estudiados, fue posible determinar que el estero de Tembabiche (el más

norteño), presentó aumento significativo en la riqueza, la abundancia, la diversidad, la biomasa de omnívoros<sup>2</sup> y carnívoros<sup>2</sup>, así como en la biomasa acumulada de especies de interés pesquero conforme pasan los meses de protección (Tabla I, Tabla II, Tabla III Tabla VII, Tabla IX y Tabla X en anexo); efecto que no fue posible determinar para el estero sureño de Isla San José. Esto podría deberse a la historia de explotación que presentan los sitios, siendo el Estero de Tembabiche el que se encuentra más cerca de la comunidades de pescadores, por lo que resulta más susceptible a las actividades de extracción antes de la implementación de las ZRP y por ende, presenta una respuesta más rápida y en mayor proporción que el Estero de San José.

## **CONCLUSIONES**

Las Zonas de Refugio Pesquero del corredor San Cosme a Punta Coyote (SCaPC) contribuyen a la protección y desarrollo de los recursos pesqueros, así como de la estructura y la función de la comunidad íctica.

En términos de estructura, la riqueza, la abundancia y la diversidad son los indicadores que reaccionan más rápido a las ZRP del corredor SCaPC, incrementando conforme pasa el tiempo de protección.

En términos de función, la biomasa de gremios tróficos es un buen indicador del éxito de las ZRP del corredor SCaPC, al reaccionar de forma consistente y rápida en el incremento en biomasa de todos los gremios (excepto omnívoros<sup>1</sup>) conforme pasa el tiempo de protección.

Las ZRP del corredor SCaPC son una herramienta de manejo pesquero que favorece el incremento en biomasa y talla de las especies de interés económico conforme pasa el tiempo de protección.

Los indicadores de la comunidad basados en término de biomasa son más consistentes y rápidos a la protección de las ZRP del corredor SCaPC, que aquellos basados en la abundancia numérica de las especies.

## **RECOMENDACIONES**

Se requiere continuar con el monitoreo de las ZRP del corredor San Cosme a Punta Coyote, con la finalidad de registrar más años la variabilidad temporal en la estructura y función de la comunidad íctica, que nos proporcionen evidencias más contundentes del funcionamiento de dicha estrategia de manejo.

Se propone que los polígonos de las Zonas de Refugio Pesquero se incrementen, para maximizar los beneficios de las acciones de protección en la comunidad de peces arrecifales.

Hay que implementar la toma de datos ambientales (temperatura, salinidad, clorofila, etc.) en el corredor SCaPC, para correlacionarlo con los indicadores comunitarios y poder determinar posibles relaciones entre ellos.

Es necesario delimitar las Zonas de Refugio Pesquero con boyas o balizas que hagan evidentes sus perímetros, para maximizar las acciones de protección.

Es necesario detectar las áreas óptimas de reproducción, alimentación y crianza de las especies de importancia comercial, para un mejor manejo y protección de los recursos pesqueros.

Se requiere de estudios sobre la hidrodinámica del corredor SCaPC para definir las áreas de enriquecimiento de producción primaria y secundaria, acoplados al éxito reproductivo de los peces.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aburto-Oropeza, O. & E.F. Balart. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*, 22: 283–305.
- Aburto-Oropeza, O., B. Erisman, G.R. Galland, I. Mascareñas-Osorio, E. Sala & E. Ezcurra. 2011. Large recovery of fish biomass in a no-take marine reserve H. Browman (Ed.). *PLoS ONE*, 6: e23601.
- Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, J. Moxley, A. Sánchez-Rodríguez, I. Mascareñas-Osorio, C. Sánchez-Ortiz, B. Erisman & T. Ricketts. 2015. A framework to assess the health of rocky reefs linking geomorphology, community assemblage, and fish biomass. *Ecological Indicators*, 52: 353–361.
- Aceves-Bueno, J.S. 2013. *Incorporar el conocimiento local a la toma de decisiones de manejo pesquero. Caso de estudio: El corredor San Cosme a Punta Coyote*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz B.C.S. 199 pp.
- Agardy, T. 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 761–765.
- Alder, J., D. Zeller, T. Pitcher & R. Sumaila. 2002. A method for evaluating marine protected area management. *Coastal Management*, 30: 121–131.
- Alvarez-Filip, L. & H. Reyes-Bonilla. 2006. Comparison of community structure and functional diversity of fishes at Cabo Pulmo coral reef, western Mexico between 1987 and 2003. *10th international coral reef symposium*.
- Alvarez-Filip, L., H. Reyes-Bonilla & L.E. Calderon-Aguilera. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology*, 27: 253–262.
- Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar & J.M. Espinoza. 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. *In: Capital natural de México*, 433–457. México.
- Babcock, R.C., N.T. Shears, A.C. Alcala, N.S. Barrett, G.J. Edgar, K.D. Lafferty, T.R. McClanahan & G.R. Russ. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 18256–18261.
- Barjau, E., J. Rodríguez-Romero, F. Galván, F. Gutiérrez & J. López. 2012. Estructura temporal y espacial de la comunidad de peces arrecifales de la Isla San José, Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop*, 60: 649–667.
- Barjau-González, E., J. Rodríguez-Romero, F. Galván-Magaña & J. López-Martínez. 2012. Changes in the taxonomic diversity of the reef fish community of San

- José Island, Gulf of California, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 21: 3543–3554.
- Baum, J.K. & B. Worm. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78: 699–714.
- Bohnsack, J.A. 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Austral Ecology*, 23: 298–304.
- Botsford, L.W., F. Micheli & A. Hastings. 2003. Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications*, 13: 25–31.
- Brower, J.E., J.H. Zar & C.V. Ende. 1997. *Field and laboratory methods for general ecology*. Edición: 4. McGraw-Hill Science Engineering, Boston, Mass.
- Brown, S.C., J.J. Bizzarro, G.M. Cailliet & D.A. Ebert. 2012. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). *Environmental Biology of Fishes*, 95: 3–20.
- Castro, R., A.S. Mascarenhas, R. Durazo & C.A. Collins. 2000. Seasonal variation of the temperature and salinity at the entrance to the Gulf of California, México. *Ciencias Marinas*, 26: 561–583.
- Claudet, J., C.W. Osenberg, L. Benedetti-Cecchi, P. Domenici, J.-A. García-Charton, Á. Pérez-Ruzafa, F. Badalamenti, J. Bayle-Sempere, A. Brito, F. Bulleri, J.-M. Culioli, M. Dimech, J.M. Falcón, I. Guala, M. Milazzo, J. Sánchez-Meca, P.J. Somerfield, B. Stobart, F. Vandeperre, C. Valle & S. Planes. 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481–489.
- Córdova-Tapia, F. & L. Zambrano. 2015. Functional diversity in community ecology. *Ecosistemas*, 24: 78–87.
- Defeo, O. 2015. *Enfoque ecosistémico pesquero: Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pequeña escala de América Latina*. FAO, Roma. 83 pp.
- DeMartini, E., A. Friedlander, S. Sandin & E. Sala. 2008. Differences in fish-assemblage structure between fished and unfished atolls in the northern Line Islands, central Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 365: 199–215.
- Díaz-Uribe, J., V. Manuel Valdez-Ornelas, G. Danemann, E. Torreblanca-Ramírez & A. Castillo-López. 2013. Regionalización de la pesca ribereña en el noroeste de México como base práctica para su manejo. *Ciencia pesquera*, 21: 41–54.
- DOF. 2016a. *Acuerdo por el que establece la zona de refugio pesquero y nuevas medidas para reducir la posible interacción de la pesca con tortugas marinas en la costa occidental de Baja California Sur*. México.

- DOF. 2012a. *Acuerdo por el que se establece una red de zonas de refugio en aguas marinas de jurisdicción federal frente a la costa oriental del estado de Baja California Sur, en el corredor marino San Cosme a Punta Coyote*. México.
- DOF. 2012b. *Acuerdo por el que se establece una red de zonas de refugio pesquero en aguas marinas de jurisdicción federal ubicadas en el área de Sian Ka an, dentro de la Bahía Espíritu Santo en el Estado de Quintana Roo*. México.
- DOF. 2016b. *Acuerdo por el que se establece una red de zonas de refugio pesquero en aguas marinas de jurisdicción federal ubicadas en las áreas de Banco Chinchorro y Punta Herrero en el Estado de Quintana Roo*. México.
- DOF. 2015. *Acuerdo por el que se establece una zona de refugio pesquero en aguas marinas de jurisdicción federal ubicadas en la zona de Akumal en el Estado de Quintana Roo*. México.
- DOF. 1995. *DECRETO por el que se declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Cabo Pulmo, Baja California Sur*. 7 pp.
- DOF. 2014. *NOM-049-PESC-2012, Que determina el procedimiento para establecer zonas de refugio para los recursos pesqueros en aguas de jurisdicción federal*.
- Dulvy, N.K., R.P. Freckleton & N.V.C. Polunin. 2004. Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecology Letters*, 7: 410–416.
- Edgar, G.J. & N.S. Barrett. 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 242: 107–144.
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker & J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1: 488–494.
- Espinosa-Carreón, T.L. & E. Valdez-Holguín. 2007. Variabilidad interanual de clorofila en el Golfo de California. *Ecología aplicada*, 6: 83–92.
- Evans, R.D. & G.R. Russ. 2004. Larger biomass of targeted reef fish in no-take marine reserves on the Great Barrier Reef, Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 505–519.
- FAO ed. . 2011. *Fisheries management. 4. Marine protected areas and fisheries*. FAO, Rome. 198 pp.
- Faro, C., J. Martínez, J.C. Villaseñor-Derbez & M. Wright. 2017. Una guía para la evaluación de reservas marinas en México. *TURFeffect92*.

- Fernández-Rivera Melo, F.J. 2015. *Análisis de los métodos de monitoreo empleados para evaluar el estado de las áreas naturales protegidas marinas en el Golfo de California*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 107 pp.
- Fernández-Rivera Melo, F.J., A. Hernández-Velasco, M. Luna, A. Lejbowicz & A. Sáenz-Arroyo. 2012. Protocolo de monitoreo para reservas marinas del Golfo de California. *Comunidad y Biodiversidad A.C. Programa Peninsular de Baja California Sur, México*55.
- Friedlander, A.M., Y. Golbuu, E. Ballesteros, J.E. Caselle, M. Gouezo, D. Olsudong & E. Sala. 2017. Size, age, and habitat determine effectiveness of Palau's Marine Protected Areas. *PloS one*, 12: e0174787.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 241–253.
- Froese, R. & D. Pauly. 2016. FishBase. *World Wide Web electronic publication*.
- Gislason, H. 2002. The effects of fishing on non-target species and ecosystem structure and function. *In: Responsible fisheries in the marine ecosystem*, 255–274. CAB International, Roma.
- Green, A.L., L. Fernandes, G. Almany, R. Abesamis, E. McLeod, P.M. Aliño, A.T. White, R. Salm, J. Tanzer & R.L. Pressey. 2014. Designing marine reserves for fisheries management, biodiversity conservation, and climate change adaptation. *Coastal Management*, 42: 143–159.
- Halpern, B.S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological applications*S117–S137.
- Halpern, B.S., S.D. Gaines & R.R. Warner. 2004. Confounding effects of the export of production and the displacement of fishing effort from marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1248–1256.
- Halpern, B.S. & R.R. Warner. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5: 361–366.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2001. *PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis*. Paleontological Electronica.
- Hatcher, B.G. & J.A. Angulo-Valdés. 2013. A new methodology for assessing the effectiveness of marine protected areas. *Rev. Invest. Mar.*, 33: 55–70.
- Henriques, S., M.P. Pais, R.P. Vasconcelos, A. Murta, M. Azevedo, M.J. Costa & E.N. Cabral. 2014. Structural and functional trends indicate fishing pressure on marine fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 51: 623–631.

- Hernández-Ortiz, D.X. 2013. *Evaluación de la efectividad del Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo como herramienta de conservación y generación de beneficios socioeconómicos*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 93 pp.
- Hilborn, R., K. Stokes, J.-J. Maguire, T. Smith, L.W. Botsford, M. Mangel, J. Orensanz, A. Parma, J. Rice, J. Bell, K.L. Cochrane, S. Garcia, S.J. Hall, G.. Kirkwood, K. Sainsbury, G. Stefansson & C. Walters. 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management*, 47: 197–205.
- Jennings, S. & M.J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 203–314.
- Kikvidze, Z. & M. Ohsawa. 2002. Measuring the number of co-dominants in ecological communities. *Ecological Research*, 17: 519–525.
- Koch, V. 2015. Análisis comparativo de instrumentos para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad en el Golfo de California. *Advances in Marine Biology*, 34: 352.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row New York.
- Krebs, C.J. 2008. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. 6 edition. Pearson, San Francisco, CA. 688 pp.
- Lavín, M.F. & S.G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. *Kluwer Academic Publishers*.173–204.
- Lester, S., B. Halpern, K. Grorud-Colvert, J. Lubchenco, B. Ruttenberg, S. Gaines, S. Airamé & R. Warner. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 33–46.
- Lluch-Cota, S.E., E.A. Aragón-Noriega, F. Arreguín-Sánchez, D. Aurióles-Gamboa, J. Jesús Bautista-Romero, R.C. Brusca, R. Cervantes-Duarte, R. Cortés-Altamirano, P. Del-Monte-Luna, A. Esquivel-Herrera, G. Fernández, M.E. Hendrickx, S. Hernández-Vázquez, H. Herrera-Cervantes, M. Kahru, M. Lavín, D. Lluch-Belda, D.B. Lluch-Cota, J. López-Martínez, S.G. Marinone, M.O. Nevárez-Martínez, S. Ortega-García, E. Palacios-Castro, A. Parés-Sierra, G. Ponce-Díaz, M. Ramírez-Rodríguez, C.A. Salinas-Zavala, R.A. Schwartzlose & A.P. Sierra-Beltrán. 2007. The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography*, 73: 1–26.
- Loiseau, N. & J.-C. Gaertner. 2015. Indices for assessing coral reef fish biodiversity: the need for a change in habits. *Ecology and Evolution*, 5: 4018–4027.

- Lubchenco, J., S.R. Palumbi, S.D. Gaines & S. Andelman. 2003. Plugging a hole in the ocean: The emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*, 13: 3–7.
- MacNeil, M.A., N.A.J. Graham, J.E. Cinner, S.K. Wilson, I.D. Williams, J. Maina, S. Newman, A.M. Friedlander, S. Jupiter, N.V.C. Polunin & T.R. McClanahan. 2015. Recovery potential of the world's coral reef fishes. *Nature*, 520: 341–344.
- Magurran, A.E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral, Barcelona. 200 pp.
- Marinone, S.G. 2003. A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*, 108: 27.
- McCune, B. & M.J. Mefford. 2006. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. MjM Software, U.S.A.
- McField, M. & P. Kramer. 2007. *Healthy reefs for healthy people a guide to indicators of reef health and social well-being in the mesoamerican reef*. Belize, Centro América. 208 pp.
- Micheli, F., B.S. Halpern, L.W. Botsford & R.R. Warner. 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1709–1723.
- Moreno, C.E. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. *Manuales y tesis SEA*, 1: 84.
- Nash, K.L. & N.A.J. Graham. 2016. Ecological indicators for coral reef fisheries management. *Fish and Fisheries*, 17: 1029–1054.
- Newman, M.J.H., G.A. Paredes, E. Sala & J.B.C. Jackson. 2006. Structure of Caribbean coral reef communities across a large gradient of fish biomass. *Ecology Letters*, 9: 1216–1227.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres. 1998. fishin down marine food webs. *Science*, 279: 860–863.
- Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307: 321–326.
- PISCO, (Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans). 2007. *La ciencia de las Reservas Marinas*. PISCO, EUA. 22 pp.
- Pomeroy, R.S., J.E. Parks & L.M. Watson. 2007. *Cómo evaluar una AMP: manual de indicadores naturales y sociales para evaluar la efectividad de la gestión de áreas marinas protegidas*. UICN, Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza, Reino Unido. 216 pp.

- Pomeroy, R.S., L.M. Watson, J.E. Parks & G.A. Cid. 2005. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean & Coastal Management*, 48: 485–502.
- R Core Team. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Australia. Available at: <https://www.R-project.org/>.
- Rabadán Sotero, J.A. 2014. *Caracterización ictiológica del Estero San José de la Isla San José*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 66 pp.
- Rife, A.N., O. Aburto-Oropeza, P.A. Hastings, B. Erisman, F. Ballantyne, J. Wielgus, E. Sala & L. Gerber. 2013. Long-term effectiveness of a multi-use marine protected area on reef fish assemblages and fisheries landings. *Journal of Environmental Management*, 117: 276–283.
- Roberts, C.M. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294: 1920–1923.
- Roberts, C.M. & J.P. Hawkins. 2000. *Reservas marinas totalmente protegidas*. Campaña mares en peligro de WWF, EUA y Reino Unido. 144 pp.
- Roberts, C.M. & N.V. Polunin. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish biology and Fisheries*, 1: 65–91.
- Robertson, D.R. & G.R. Allen. 2015. *Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific online information system. Version 2.0*. Smithsonian Tropical Research Institute. República de Panamá.
- Rochet, M.-J. & V.M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 86–99.
- Rodríguez-Romero, J., A.F. Muhlia-Melo, F. Galván-Magaña, F.J. Gutiérrez-Sánchez & V. Gracia-Lopez. 2005. Fish assemblages around Espiritu Santo island and Espiritu Santo seamount in the lower Gulf of California, México. *Bulletin of Marine Science*, 77: 33–50.
- Russ, G.R. & A.C. Alcala. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 1–9.
- Sala, E., O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I. Parra, J.C. Barrera & P.K. Dayton. 2002. A General Model for Designing Networks of Marine Reserves. *Science*, 298: 1991–1993.

- Saldívar-Lucio, R.E. 2010. *Cambios a largo plazo en la ictiofauna arrecifal del Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California Sur, México*. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN, La Paz, B.C.S., México. 146 pp.
- Samoilys, M.A. & G. Carlos. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 289–304.
- Sanders, H.L. 1960. Benthic studies in Buzzards Bay III. The structure of the soft-bottom community. *Limnology and Oceanography*, 5: 138–153.
- Sociedad de Historia Natural Niparajá, A.C. 2016. *Las primeras zonas de refugio en México. Experiencias del corredor San Cosme a Punta Coyote*. Niparajá y WWF. La Paz, México. 13 pp.
- Sociedad de Historia Natural Niparajá, A.C. & Pronatura. 2011. *Información del corredor San Cosme-Punta Coyote, B.C.S. para elaborar la manifestación de impacto regulatorio*. CONAPESCA. La Paz, México.
- Sociedad de Historia Natural Niparajá, A.C., Universidad Autónoma de Baja California Sur & Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2012. *5 años de protección del Parque Nacional Archipiélago de Espíritu Santo. Indicadores biofísicos*. La Paz, México.
- Soler, G.A., G.J. Edgar, R.J. Thomson, S. Kininmonth, S.J. Campbell, T.P. Dawson, N.S. Barrett, A.T.F. Bernard, D.E. Galván, T.J. Willis, T.J. Alexander & R.D. Stuart-Smith. 2015. Reef fishes at all trophic levels respond positively to effective marine protected areas D.M. Higgs (Ed.). *PLOS ONE*, 10: 12.
- Stat Soft. Inc. 2008. *STATISTICA (data analysis software system)*. Available at: [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Stergiou, K.I. & V.S. Karpouzi. 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Fish Biology and Fisheries*, 11: 217–254.
- Thomson, D.A., L.T. Findley & A.N. Kerstitch. 2000. *Reef fishes of the sea of cortex: the rocky-shore fishes of the Gulf of California*. University of Texas Press, Texas, EUA. 408 pp.
- Villegas-Sánchez, C.A. 2008. *Ictiofauna de arrecifes rocosos en la isla San José B.C.S., México*. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN, La Paz, B.C.S., México. 84 pp.

## ANEXO

A continuación se muestran los coeficientes a y b de la relación longitud-peso utilizados en el presente estudio y obtenidos a partir de FishBase ([www.Fishbase.org](http://www.Fishbase.org)).

Tabla IX: Parámetros de crecimiento a y b de la relación longitud-peso, para las especies contabilizadas en el presente estudio

Especie	a	b
<i>Abudefduf troschelii</i>	0.0249	2.878
<i>Acanthemblemaria sp</i>	0.0077	2.962
<i>Acanthurus nigricansm</i>	0.0670	2.669
<i>Acanthurus sp</i>	0.0452	2.806
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	0.0267	2.984
<i>Alphestes immaculatus</i>	0.0153	3.004
<i>Anisotremus interruptus</i>	0.0569	2.910
<i>Apogon dovii</i>	0.0141	3.129
<i>Apogon pacificus</i>	0.0141	3.129
<i>Apogon retrosella</i>	0.0141	3.129
<i>Arothron meleagris</i>	0.0307	2.850
<i>Aulostomus chinensis</i>	0.0002	3.514
<i>Balistes polylepis</i>	0.0268	2.898
<i>Belonidae</i>	0.0014	3.053
<i>Bodianus diplotaenia</i>	0.0429	2.801
<i>Calamus brachysomus</i>	0.0429	2.801
<i>Canthigaster punctatissima</i>	0.0201	2.917
<i>Caranx caballus</i>	0.0250	3.000
<i>Caranx caninus</i>	0.0161	3.000
<i>Caranx sexfasciatus</i>	0.0265	3.005
<i>Caranx sp</i>	0.0215	2.917
<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.0061	3.010
<i>Cephalopholis panamensis</i>	0.0217	2.953
<i>Chaetodon humeralis</i>	0.0296	2.990
<i>Chanos chanos</i>	0.0068	3.025
<i>Chromis atrilobata</i>	0.0197	2.917
<i>Chromis limbaughi</i>	0.0160	3.042
<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	0.0332	3.000
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	0.0276	3.000
<i>Crocodylichthys gracilis</i>	0.0066	3.126
<i>Dasyatis brevis</i>	0.0071	3.000

Especie	a	b
<i>Dermatolepis dermatolepis</i>	0.0170	3.000
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.0155	3.050
<i>Diodon holocanthus</i>	0.0219	3.000
<i>Diodon hystrix</i>	0.0676	2.840
<i>Diplobatis ommata</i>	0.0245	2.720
<i>Doryrhamphus excisus excisus</i>	0.0012	3.139
<i>Echidna nebulosa</i>	0.0012	3.000
<i>Elacatinus puncticulatus</i>	0.0080	3.137
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0.0135	2.920
<i>Elops affinis</i>	0.0068	3.025
<i>Epinephelus labriformis</i>	0.0343	2.900
<i>Eucinostomus currani</i>	0.0126	3.010
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.0120	3.180
<i>Eugerres lineatus</i>	0.0214	2.980
<i>Fistularia commersonii</i>	0.0006	3.000
<i>Forcipiger flavissimus</i>	0.0125	3.000
<i>Gerres simillimus</i>	0.0115	3.070
<i>Girella simplicidens</i>	0.0199	3.006
<i>Gnathanodon speciosus</i>	0.0390	2.840
<i>Gymnomuraena zebra</i>	0.0017	2.953
<i>Gymnothorax castaneus</i>	0.0014	3.012
<i>Gymnothorax dovii</i>	0.0014	3.012
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	0.1030	2.600
<i>Haemulon maculicauda</i>	0.0089	3.160
<i>Haemulon scudderii</i>	0.0810	2.710
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	0.0810	2.710
<i>Haemulon steindachneri</i>	0.0098	3.124
<i>Halichoeres chierchiae</i>	0.0126	3.067
<i>Halichoeres dispilus</i>	0.0126	3.067
<i>Halichoeres nicholsi</i>	0.0126	3.067
<i>Halichoeres notospilus</i>	0.0126	3.067
<i>Halichoeres semicinctus</i>	0.0126	3.067
<i>Hemiramphus saltator</i>	0.0023	3.160
<i>Heterodontus mexicanus</i>	0.0039	3.120
<i>Hippocampus ingens</i>	0.0040	2.949
<i>Holacanthus passer</i>	0.0271	3.067
<i>Hoplopagrus guentherii</i>	0.0228	3.000
<i>Hypanus dipterurus</i>	0.0071	3.000
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	0.0256	3.001
<i>Kyphosus elegans</i>	0.0218	3.005
<i>Kyphosus ocyurus</i>	0.0178	3.010

Especie	a	b
<i>Kyphosus sp</i>	0.0256	3.001
<i>Labrisomus sp</i>	0.0100	3.070
<i>Lutjanus aratus</i>	0.0126	3.000
<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.0173	3.000
<i>Lutjanus colorado</i>	0.0152	3.000
<i>Lutjanus guttatus</i>	0.0143	3.000
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	0.0145	3.000
<i>Lutjanus viridis</i>	0.0167	2.977
<i>Lythrypnus dalli</i>	0.0120	2.744
<i>Malacoctenus sp</i>	0.0089	3.000
<i>Microlepidotus inornatus</i>	0.0112	2.940
<i>Microspathodon bairdii</i>	0.0239	3.082
<i>Microspathodon dorsalis</i>	0.0239	3.082
<i>Mobula sp</i>	0.0100	3.040
<i>Mobula thurstoni</i>	0.0100	3.040
<i>Mugil cephalus</i>	0.0123	2.960
<i>Mugil curema</i>	0.0120	2.950
<i>Mugil sp</i>	0.0122	2.945
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	0.0133	2.970
<i>Muraena lentiginosa</i>	0.0017	2.953
<i>Mycteroperca prionura</i>	0.0120	3.000
<i>Mycteroperca rosacea</i>	0.0810	2.710
<i>Myliobatis californica</i>	0.0039	3.090
<i>Myripristis leiognathus</i>	0.0249	3.042
<i>Narcine entemedor</i>	0.0102	2.830
<i>Nicholsina denticulata</i>	0.0122	3.167
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	0.0324	2.379
<i>Oxycirrhites typus</i>	0.0039	3.120
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.0159	3.080
<i>Paranthias colonus</i>	0.0149	2.863
<i>Pareques sp</i>	0.0087	3.202
<i>Plagiotremus azaleus</i>	0.0046	3.139
<i>Pomacanthus zonipectus</i>	0.0193	2.970
<i>Prionurus laticlavus</i>	0.0200	3.010
<i>Prionurus punctatus</i>	0.0200	3.010
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	0.0234	2.950
<i>Rypticus bicolor</i>	0.0152	3.006
<i>Rypticus nigripinnis</i>	0.0152	3.006
<i>Sargocentron suborbitale</i>	0.0232	2.955
<i>Scarus compressus</i>	0.0271	3.046
<i>Scarus ghobban</i>	0.0233	2.919

Espece	a	b
<i>Scarus perrico</i>	0.0186	3.046
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	0.0136	3.109
<i>Scomberomorus sierra</i>	0.0065	2.990
<i>Scorpaena mystes</i>	0.0195	3.006
<i>Seriola lalandi</i>	0.0246	2.845
<i>Serranus psittacinus</i>	0.0233	2.851
<i>Sphoeroides annulatus</i>	0.0269	2.850
<i>Sphoeroides lobatus</i>	0.0372	2.770
<i>Sphyraena ensis</i>	0.0083	2.880
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	0.0349	2.911
<i>Stegastes flavilatus</i>	0.0349	2.911
<i>Stegastes rectifraenum</i>	0.0193	2.851
<i>Stegastes sp.</i>	0.0315	2.944
<i>Sufflamen verres</i>	0.0249	3.013
<i>Synodus lacertinus</i>	0.0065	2.990
<i>Thalassoma grammaticum</i>	0.0159	2.972
<i>Thalassoma lucasanum</i>	0.0181	2.878
<i>Trachinotus rhodopus</i>	0.0253	3.000
<i>Urobatis concentricus</i>	0.0073	3.000
<i>Urobatis maculatus</i>	0.0100	3.040
<i>Urolophus halleri</i>	0.0073	3.000
<i>Zanclus cornutus</i>	0.0147	3.370

## Riqueza

En el análisis por cada sitios, La Morena ZC, San Francisquito ZRP, San Diego ZRP y El Pardito ZRP son los sitios con la mayor riqueza, siendo significativamente diferentes al Estero Tembabiche ZRP, Estero San José ZRP, Punta Coyote ZRP y La Barra San Cosme (sitios con la menor riqueza;  $H_{(21,664)}=197.83$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 34).

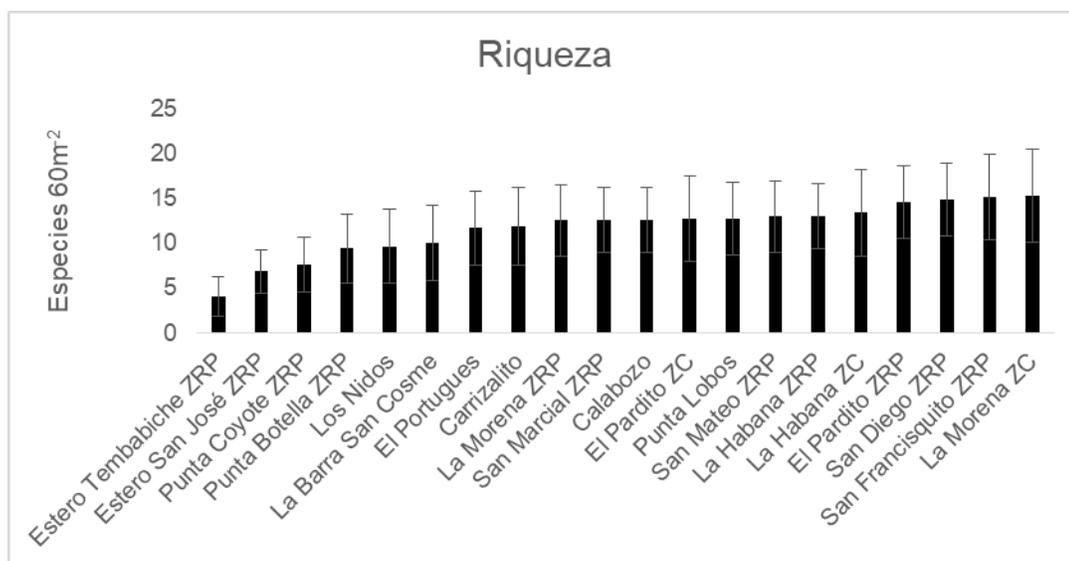


Figura 34: Riqueza promedio y desviación estándar de los sitios en ZRP y ZC

Fue posible determinar tendencias significativas a incrementar la riqueza conforme pasan los meses de protección para cinco sitios en ZRP y cuatro sitios en ZC. Solo un sitio en ZRP y dos en ZC presentaron un número de especies significativamente mayor en mayo 2016 que en mayo 2012 (Tabla X y Figura 35).

Tabla X: Tendencias significativas de riqueza con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de riqueza entre mayo 2012- 2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Riqueza (spp. 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
E. Tembabiche	0.57	0.11	0.0004	
Punta Botella	0.17	0.08	0.001	
San Diego	0.32	0.12	0.001	
San Marcial	0.16	0.08	0.02	0.02
San Mateo	0.13	0.08	0.04	
ZC				
Calabozo	0.14	0.07	0.04	
Carrizalito	0.28	0.12	0.002	0.04
El Portugués	0.47	0.15	<0.0005	
La Habana ZC				0.02
La Morena ZC	0.15	0.11	0.03	

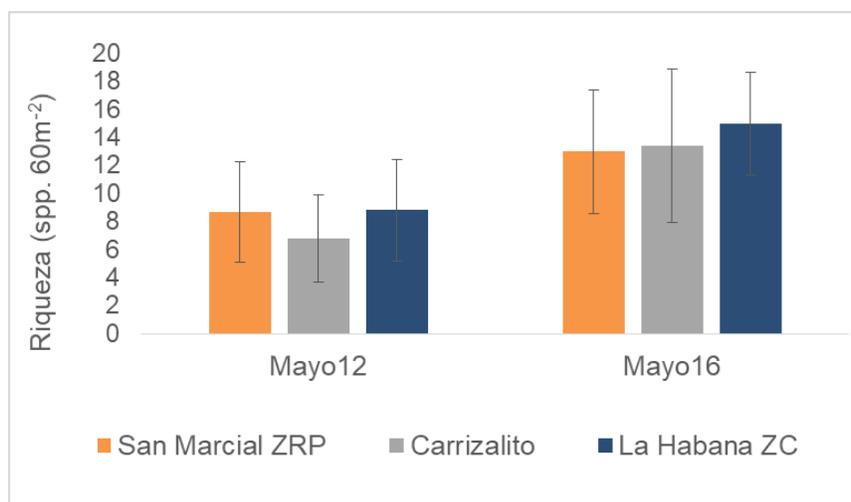


Figura 35: Riqueza promedio y desviación estándar de los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Abundancia

Considerando todas las campañas de muestreo, los sitios San Francisquito ZRP, Calabozo, San Diego ZRP y El Pardito ZRP tuvieron las mayores abundancias, siendo significativamente diferentes a Punta Botella ZRP, Los Nidos y Punta Coyote ZRP (sitios con las menores abundancias;  $H_{(21,664)}=132.81$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 36).

Solo dos sitios en ZRP y uno en ZC presentan tendencias significativas a incrementar en número de individuos conforme pasan los meses de protección. Aun así, fue posible determinar abundancias significativamente mayores en mayo 2016 contra mayo 2012 para un sitio en ZRP y tres en ZC (Tabla XI y Figura 37).

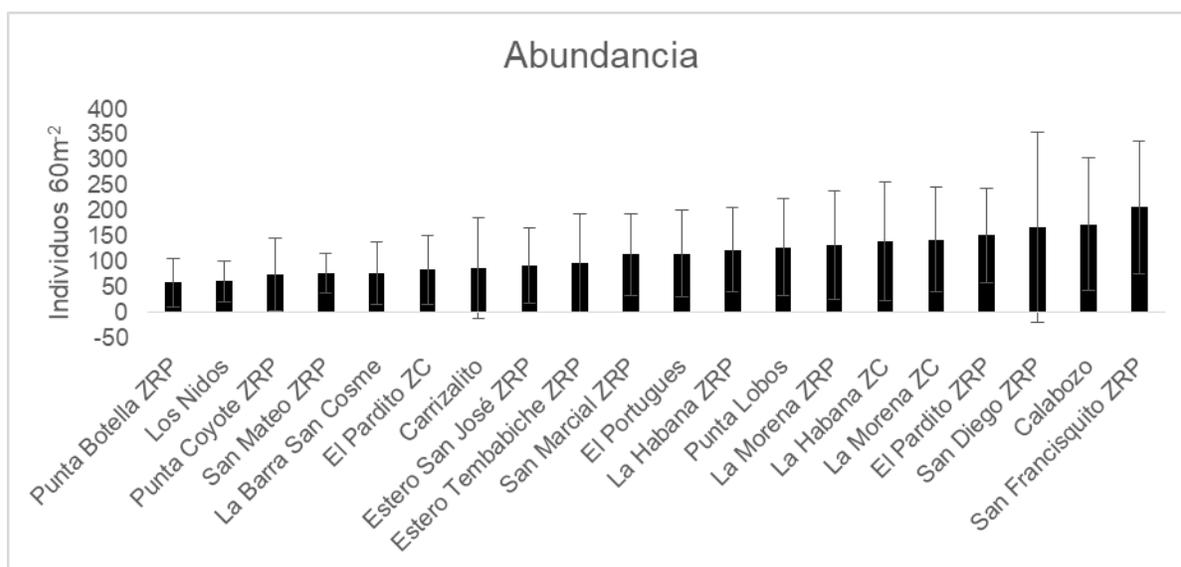


Figura 36: Abundancia promedio y desviación estándar de los sitios en ZRP y ZC

Tabla XI: Tendencias significativas de abundancia con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de abundancia entre mayo 2012- 2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Abundancia (ind. 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
E. Tembabiche	0.43	4.3	0.004	
Punta Coyote	0.15	1.5	0.04	
San Marcial				0.01
ZC				
Calabozo				0.002
Carrizalito				0.02
El Portugués	0.25	2.29	0.009	
La Morena ZC				0.01

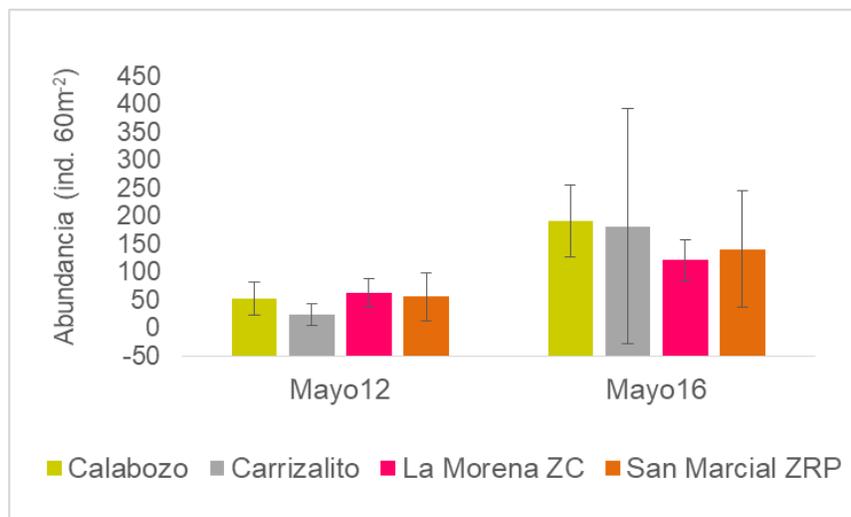


Figura 37: Abundancia promedio y desviación estándar de los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Diversidad

Considerando las 6 campañas de muestreo, San Mateo ZRP, San Diego ZRP, El Pardito ZC, Carrizalito, El Pardito ZRP, La Habana ZC, San Marcial ZRP y La Morena ZC presentan las mayores diversidades, siendo significativamente diferentes al Estero Tembabiche ZRP, Punta Coyote ZRP y Estero San José ZRP con las menores diversidades ( $H_{(21,664)}=122.72$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 38).

Así mismo, cuatro sitios en ZRP y cuatro en ZC presentaron tendencias significativas a incrementar su diversidad conforme pasan los meses de protección, de los cuales solo uno en ZRP y uno en ZC exhibieron diversidades significativamente mayores en mayo 2016 contra mayo 2012 (Tabla XII y Figura 39).

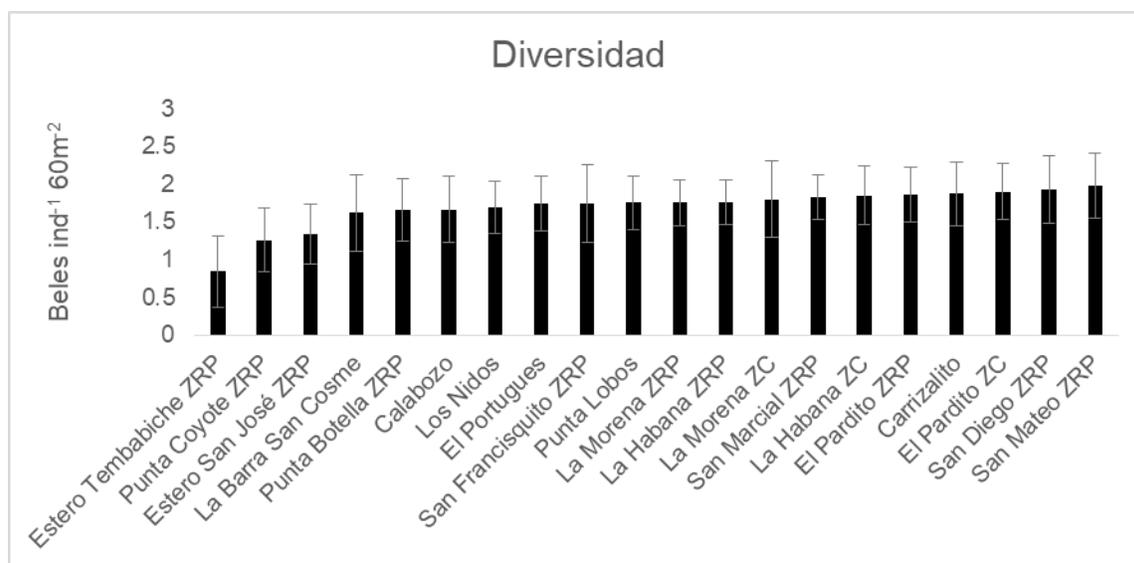


Figura 38: Diversidad promedio y desviación estándar de los sitios en ZRP y ZC

Tabla XII: Tendencias significativas de diversidad con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de diversidad entre mayo 2012- 2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente diversidad (beles ind <sup>-1</sup> 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
E. Tembabiche	0.54	0.02	0.0006	
La Morena	0.17	0.006	0.02	
Punta Botella	0.28	0.01	<0.0005	0.007
San Marcial	0.21	0.007	0.01	
San Mateo				
ZC				
Carrizalito	0.22	0.01	0.008	
El Portugués	0.22	0.009	0.01	
La Barra San Cosme	0.16	0.008	0.02	
La Habana ZC	0.16	0.008	0.02	0.01

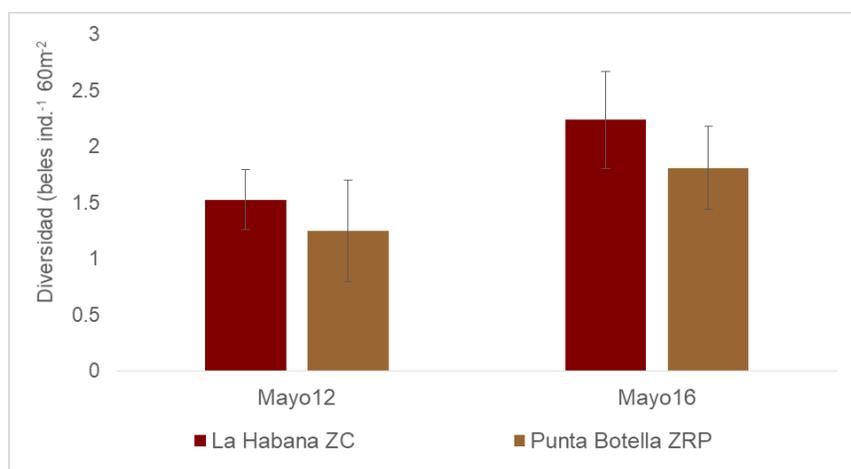


Figura 39: Diversidad promedio y desviación estándar de los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Equidad

Para la equidad de Pielou no fue posible determinar diferencias significativas entre sitios (Figura 40). La mayoría de los sitios presentaron equidades constantes en el tiempo, en ZRP solo en Punta Botella ZRP se determinó tendencia significativa a incrementar su equidad 0.002 al mes. Caso contrario, El Pardito ZC presentó una relación significativa e inversa entre la equidad y los meses de protección, disminuyendo 0.002 al mes, siendo su equidad significativamente menor en mayo 2016 que en mayo 2012 (Tabla XIII y Figura 41).

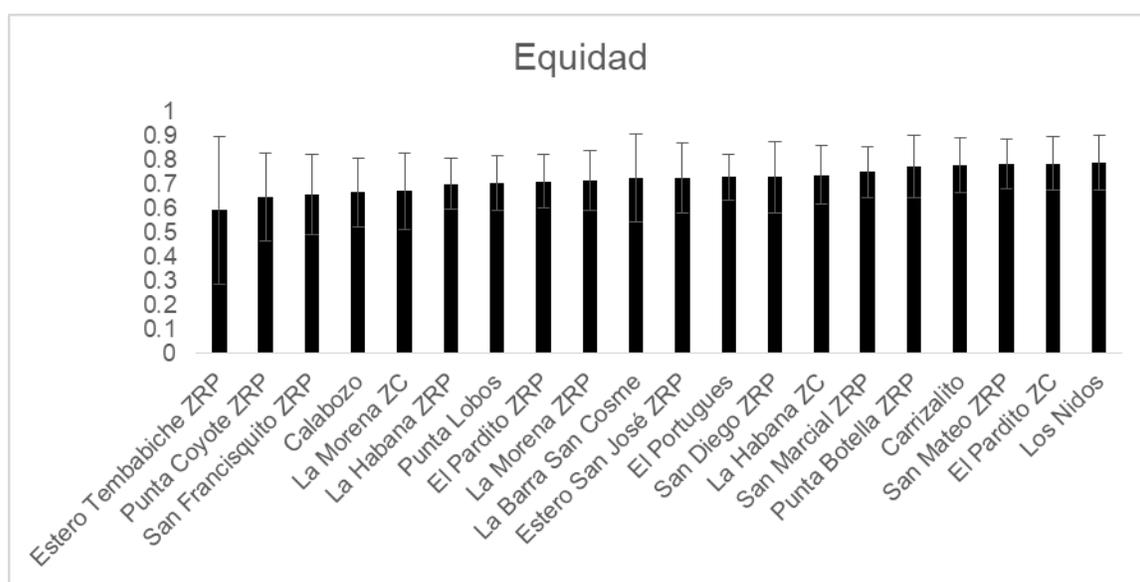


Figura 40: Equidad promedio y desviación estándar de los sitios en ZRP y ZC

Tabla XIII: Tendencias significativas de equidad con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de equidad entre mayo 2012 y 2016. En rojo las tendencias negativas o diferencias con equidades mayores en 2012.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	$r^2$	Pendiente (unidades al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
Punta Botella	0.08	0.002	0.02	
ZC				
El Pardito ZC	0.13	-0.002	0.04	0.04

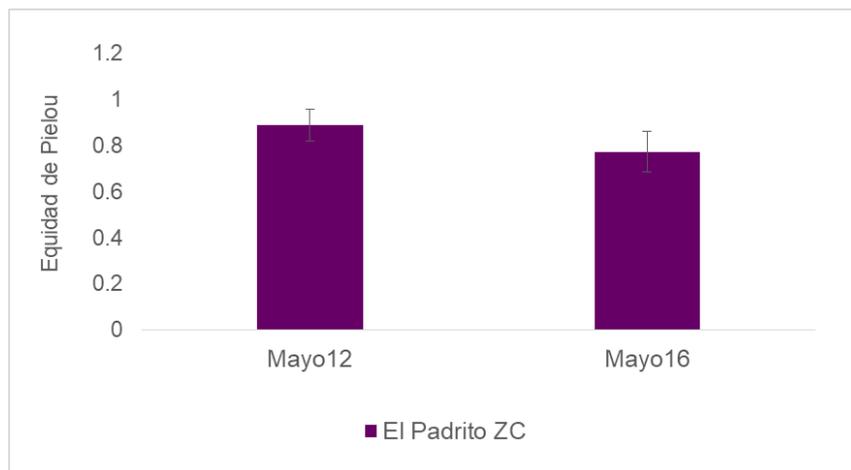


Figura 41: Equidad promedio y desviación estándar de los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## GREMIOS TRÓFICOS

### Herbívoros

Para el gremio de herbívoros considerando todas las campañas de muestreo, el análisis por sitios determinó que Calabozo, El Pardito ZRP y El Pardito ZC son los que presentan las mayores biomases de este gremio y el Estero Tembabiche ZRP, Estero San José ZRP, La Habana ZRP y Los Nidos los de menores biomases (Figura 42); aunque solo en El Pardito ZRP fue posible determinar diferencias significativas con los cuatro sitios más bajos en biomasa; El Pardito ZC no fue diferente significativamente a La Habana ZRP pero a los otros tres sitios sí y el Calabozo solo fue diferente al E. San José (H(19,639)=114.29,  $p < 0.0005$ ).

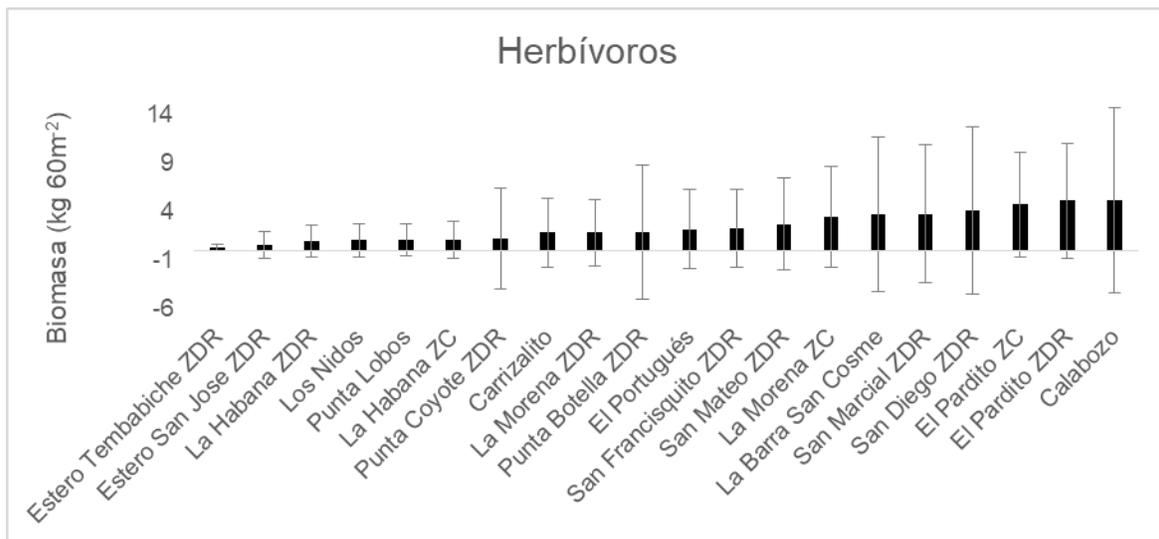


Figura 42: Biomasa promedio y desviación estándar de herbívoros en sitios de ZRP y ZC.

En ZRP 9 sitios exhibieron biomasa de herbívoros estables en el tiempo, solo en El Pardito ZRP y San Diego ZRP fue posible determinar tendencias significativas a incrementar la biomasa de herbívoros conforme pasan los meses de protección (Tabla XIV y Figura 43). En las ZC la mayoría de los sitios presentaron biomasa de herbívoros estables en el tiempo, solo en El Portugués fue posible determinar tendencias significativas a incrementar en biomasa de herbívoros, aun así solo el Calabozo

reportó en mayo 2016 biomاسas de este gremio significativamente mayores a mayo 2012 (Tabla XIV y Figura 43).

Tabla XIV: Tendencias significativas de la biomasa de herbívoros con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Biomasa (kg 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
El Pardito ZRP	0.17	0.13	0.02	
San Diego	0.13	0.17	0.04	
ZC				
El Portugués	0.19	0.09	0.02	
Calabozo				0.008

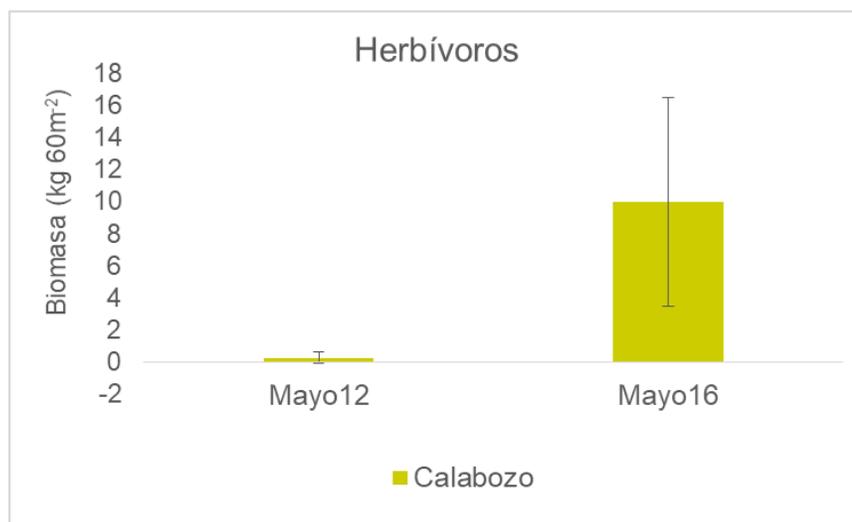


Figura 43: Biomasa promedio y desviación estándar de herbívoros en los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Omnívoros 1

Considerando todas las campañas de muestreo, el gremio de Omnívoros1 tuvo mayores biomásas en La Barra San Cosme, La Morena ZC, La Morena ZRP, El Pardito ZC y Carrizalito, sitios con biomásas significativamente mayores a Estero Tembabiche ZRP y Punta Coyote ZRP ( $H_{(19,639)}=82.92$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 44).

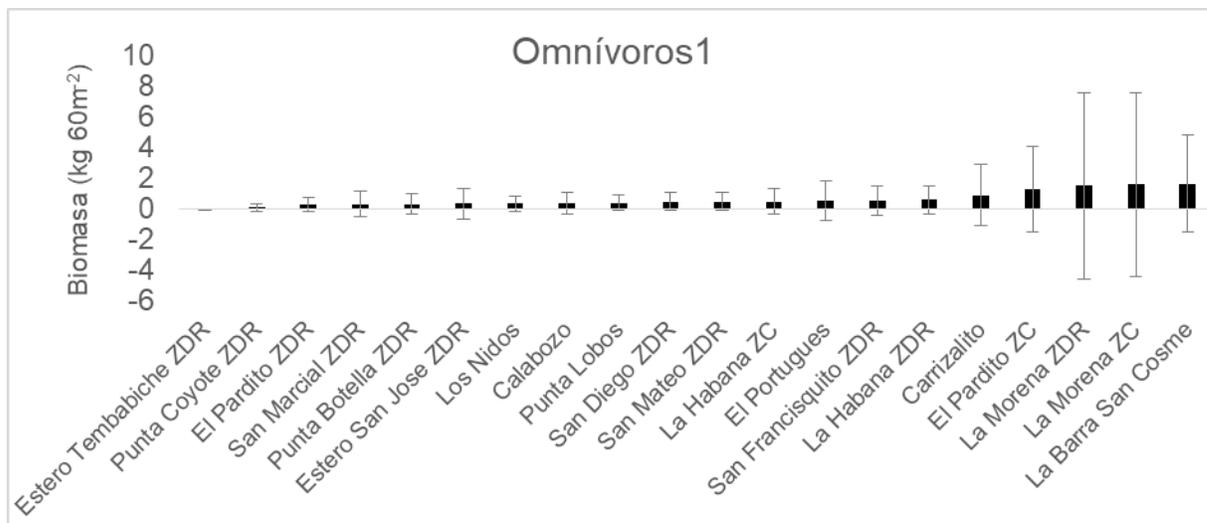


Figura 44: Biomasa promedio y desviación estándar de omnívoros1 en sitios de ZRP y ZC.

Todos los sitios en ZRP y ZC reportaron biomásas de omnívoros1 estables en el tiempo. Aun así, Punta Botella ZRP, San Diego ZRP y Carrizalito tuvieron en mayo 2016 biomásas significativamente mayores de este gremio que en mayo 2012 (Tabla XV y Figura 45).

Tabla XV: Tendencias significativas de biomasa de omnívoros1 con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Biomasa (kg 60m-2 al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
Punta Botella ZRP				0.03
San Diego				0.04
ZC				
Carrizalito				0.02

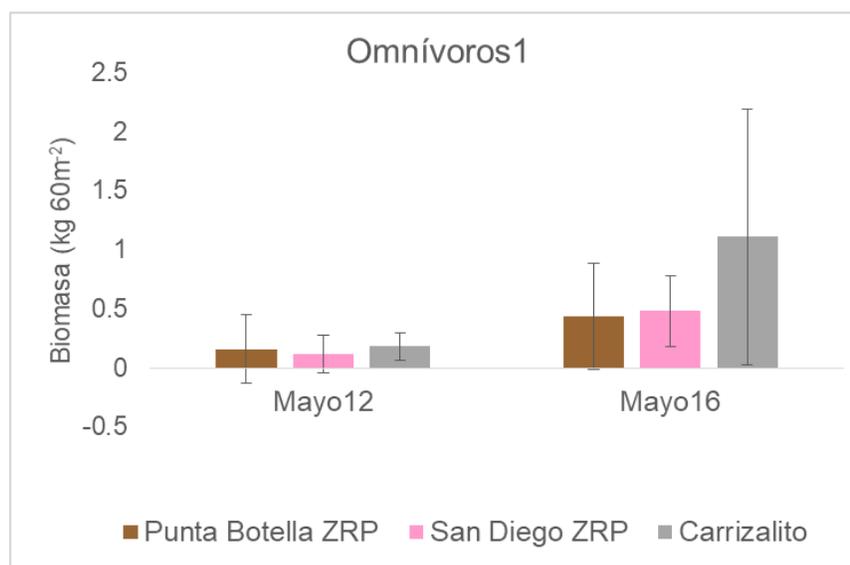


Figura 45: Biomasa promedio y desviación estándar de omnívoros1 en los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Omnívoros2

Considerando las 6 campañas de muestreo, San Francisquito ZRP, San Mateo ZRP y Calabozo fueron los sitios con las mayores biomásas de este gremio, siendo significativamente diferentes del Estero Tembabiche ZRP, sitio con las menores biomásas ( $H_{(19,639)}=46.378$ ,  $p=0.0004$ ; Figura 46).

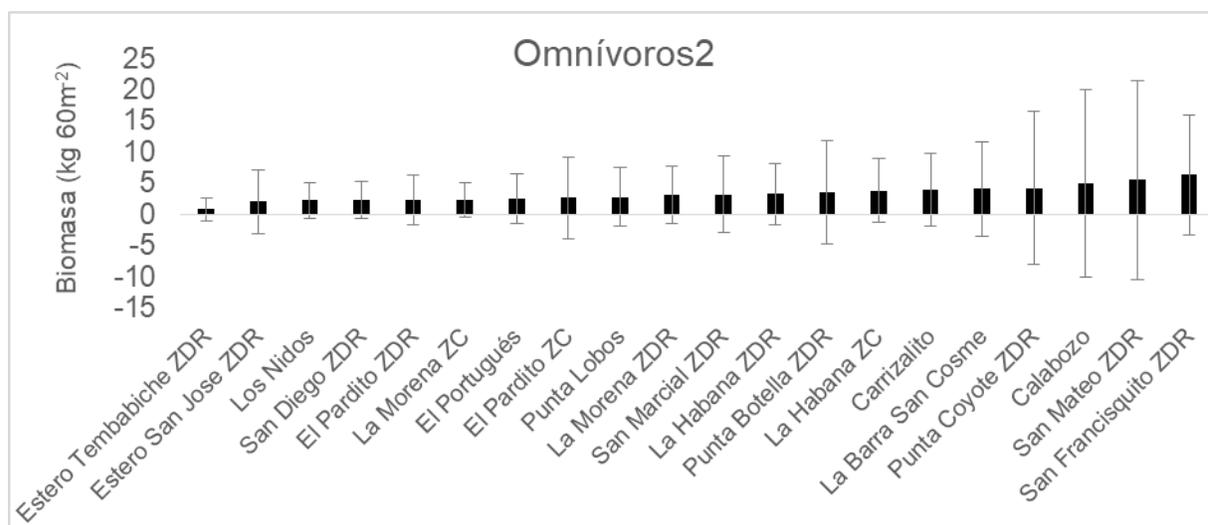


Figura 46: Biomasa promedio y desviación estándar de omnívoros2 en sitios de ZRP y ZC.

De todos los sitios muestreados en ZRP y ZC, solo Estero Tembabiche ZRP presentó tendencias a incrementar su biomasa de omnívoros2 conforme pasan los meses de protección. Carrizalito fue el único sitio que presentó mayor biomasa de este gremio en mayo 2016 comparada con mayo 2012 (Tabla XVI y Figura 47).

Tabla XVI: Tendencias significativas de biomasa de omnívoros2 con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	$r^2$	Pendiente Biomasa (kg 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
Estero Tembabiche	0.33	0.07	0.01	
ZC				
Carrizalito				0.03

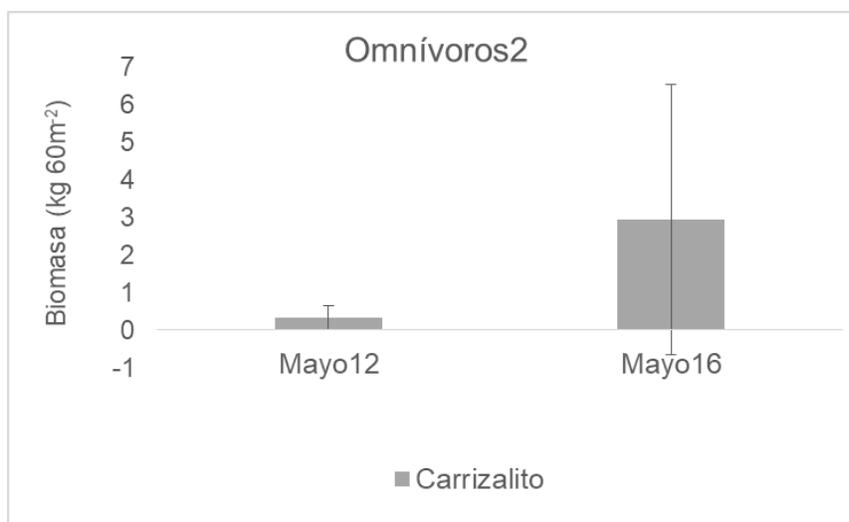


Figura 47: Biomasa promedio y desviación estándar de omnívoros2 en los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Carnívoros1

Considerando todas las campañas de muestreo el gremio de carnívoros1 tuvo biomاسas significativamente mayores en El Pardito ZRP, La Habana ZC, Calabozo y La Habana ZRP que el Estero Tembabiche ZRP, Los Nidos, La Barra San Cosme, San Mateo ZRP, Punta Coyote ZRP y Estero San José ZRP ( $H_{(19,639)}=186.7$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 48).

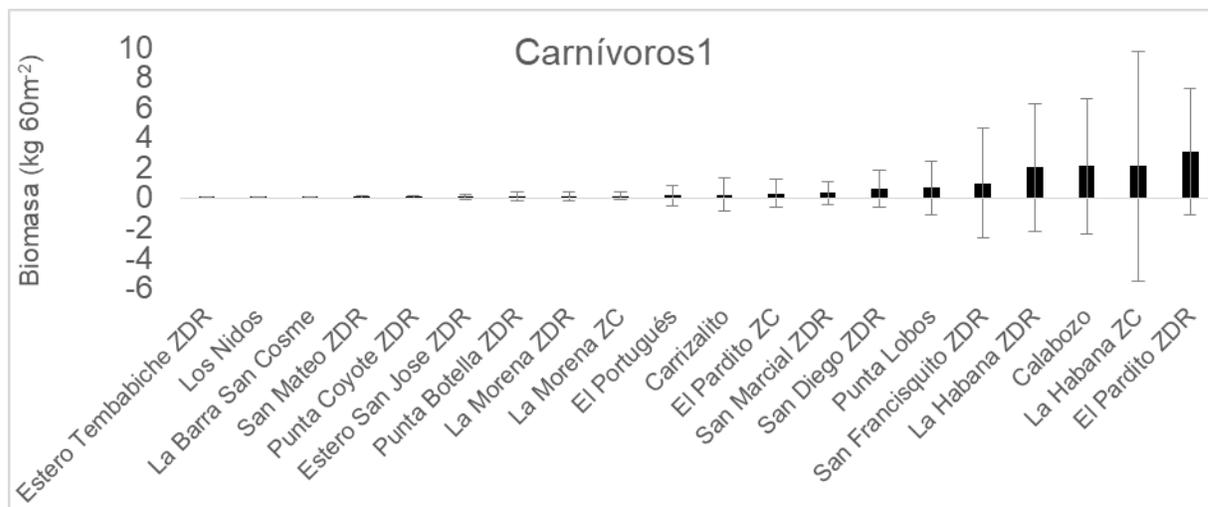


Figura 48: Biomasa promedio y desviación estándar de carnívoros1 en sitios de ZRP y ZC.

La mayoría de los sitios en ZRP y ZC presentó biomاسas de carnívoros1 estables en el tiempo, solo Calabozo tiende a aumentar en biomasa conforme pasa el tiempo y de modo contrario La Morena ZC tiende a disminuir en biomasa (Tabla XVII). Ningún sitio fue diferente significativamente al comparar mayo 2013 contra mayo 2016.

Tabla XVII: Tendencias significativas de biomasa de carnívoros1 con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016. En rojo tendencia a disminuir.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Biomasa (kg 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
ZC				
Calabozo	0.22	0.11	0.008	
La Morena ZC	0.15	-0.005	0.03	

### Carnívoros2

Considerando las 6 campañas de muestreo, los sitios con las mayores biomazas de este gremio fueron La Habana ZRP, Punta Coyote ZRP, San Francisquito ZRP y la Habana ZC; los sitios con menores biomazas fueron Los Nidos, Calabozo, La Barra San Cosme y El Portugués. Aun así, solo fue posible determinar biomazas de carnívoros1 significativas mayores en San francisquito ZRP comparadas con Los Nidos y El Portugués ( $H_{(19,639)}=57.75$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 49).

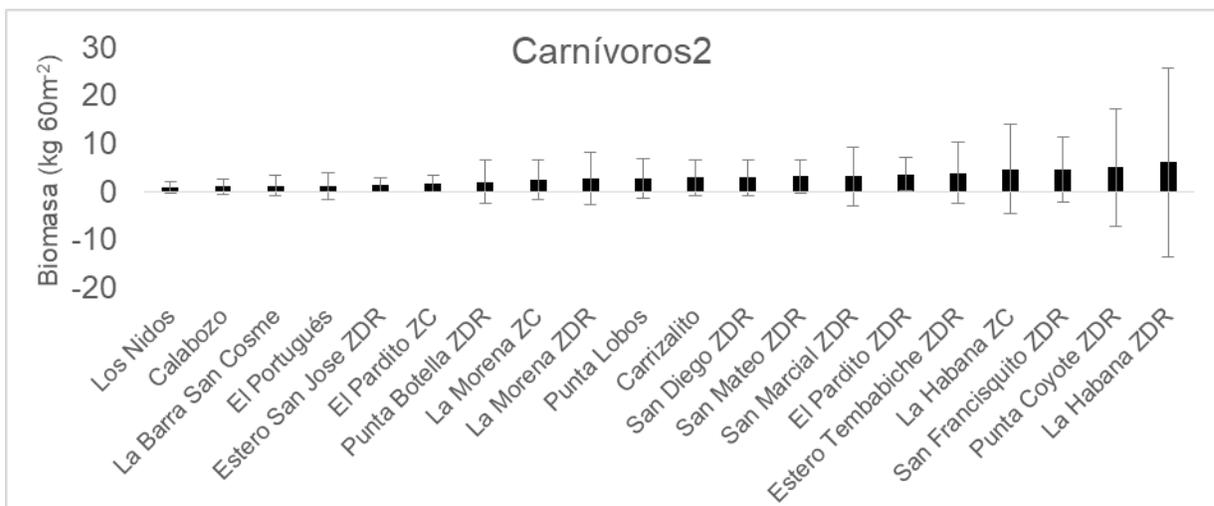


Figura 49: Biomasa promedio y desviación estándar de carnívoros2 en sitios de ZRP y ZC.

La mayoría de los sitios en ZRP y ZC presentaron biomasa de carnívoros2 estable conforme pasa el tiempo. En ZRP solo Estero Tembabiche ZRP, Punta Botella ZRP y San Diego ZPR tienden a incrementar su biomasa de carnívoros2 conforme pasan los meses de protección. Para San Francisquito ZRP fue posible determinar biomasa de este gremio significativamente mayores en mayo 2016 que en mayo 2012 (Tabla XVIII y Figura 50).

En ZC, Calabozo y Portugués tienden a incrementar la biomasa de carnívoros2 en el tiempo; Calabozo y La Habana ZC tienen biomazas significativamente mayores en mayo 2016 comparadas con mayo 2012 (Tabla XVIII y Figura 50).

Tabla XVIII: Tendencias significativas de biomasa de carnívoros2 con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012- 2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Biomasa (kg 60m <sup>-2</sup> al mes)	p	Mayo 12-vs16
<b>ZRP</b>				
Estero Tembabiche	0.31	0.25	0.01	
San Diego	0.19	0.08	0.01	
Punta Botella	0.09	0.07	0.01	
San Francisquito				0.007
<b>ZC</b>				
Calabozo	0.22	0.04	0.008	0.009
El Portugues	0.19	0.06	0.02	
La Habana ZC				0.01

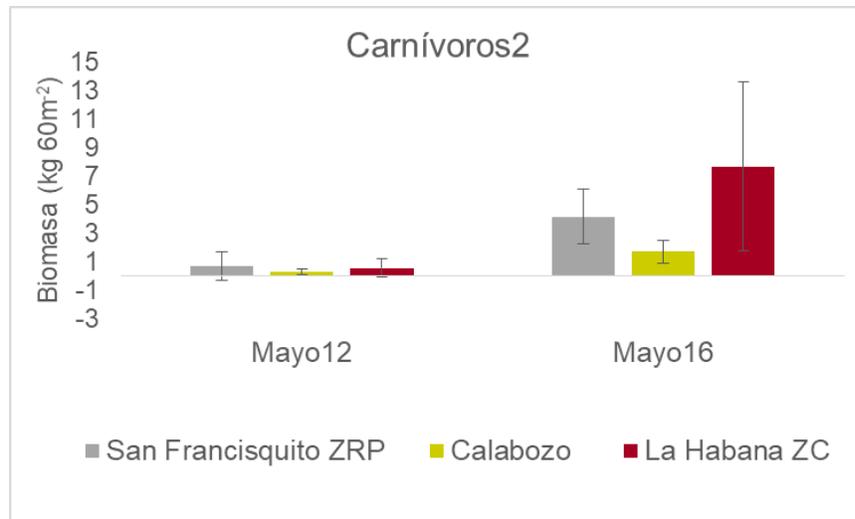


Figura 50: Biomasa promedio y desviación estándar de carnívoros2 en los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

### Especies de interés pesquero

#### Biomasa

Considerando todas las campañas de muestreo, el análisis por sitio determinó que El Pardito ZRP, La Habana ZRP y el Pardito ZC son los sitios que mostraron mayores biomasa acumulada de especies de interés pesquero, siendo significativamente diferentes a los sitios con las menores biomasa: Punta Coyote ZRP, Los Nidos, Estero San José ZRP, El portugués y Punta botella ( $H_{(19,639)}=77.80$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 51).

Así mismo, la mayoría de los sitios exhibieron biomasa estable en el tiempo, en ZRP solo cuatro sitios presentaron tendencias significativas a incrementar en biomasa conforme pasan los meses de protección, de los cuales uno tuvo biomasa significativamente mayor en mayo 2016 que en mayo 2012 (Tabla XIX y Figura 52). En ZC solo dos sitios presentaron tendencias significativas a incrementar en biomasa acumulada de especies de interés pesquero; dos sitios tuvieron mayores biomasa en mayo 2016 comparadas con mayo 2012 (Tabla XIX y Figura 52).

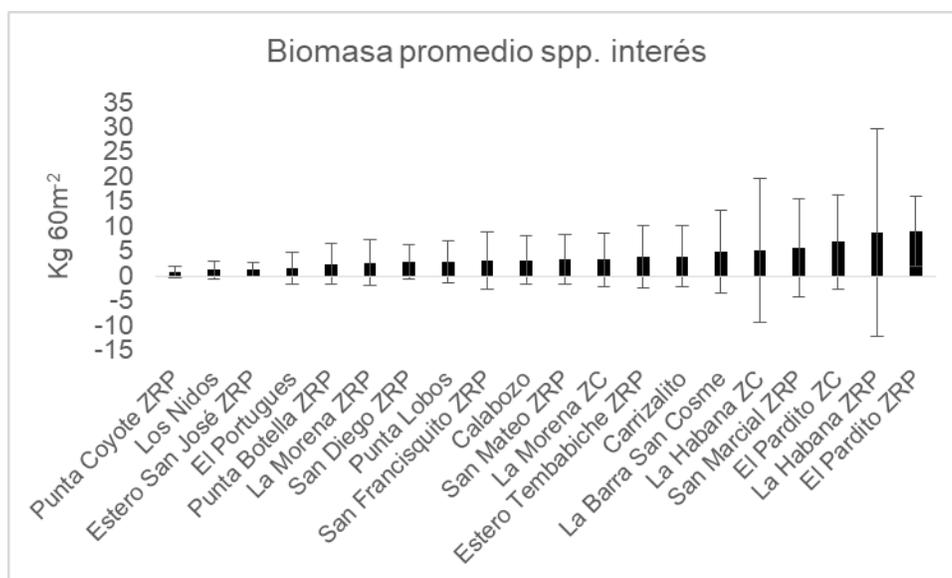


Figura 51: Promedio y desviación estándar de la biomasa acumulada de 12 especies de interés pesquero por sitio en ZRP y ZC.

Tabla XIX: Tendencias significativas de la biomasa de especies de interés pesquero con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de biomasa entre mayo 2012-2016.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Talla (cm al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
E. Tembabiche	0.3	0.24	0.001	
El Pardito ZRP	0.2	0.16	0.02	0.02
San Diego ZRP	0.2	0.07	0.02	
San Marcial	0.1	0.1	0.03	
ZC				
Calabozo	0.3	0.14	0.001	0.008
Carrizalito				0.04
El Portuguez	0.2	0.08	0.02	

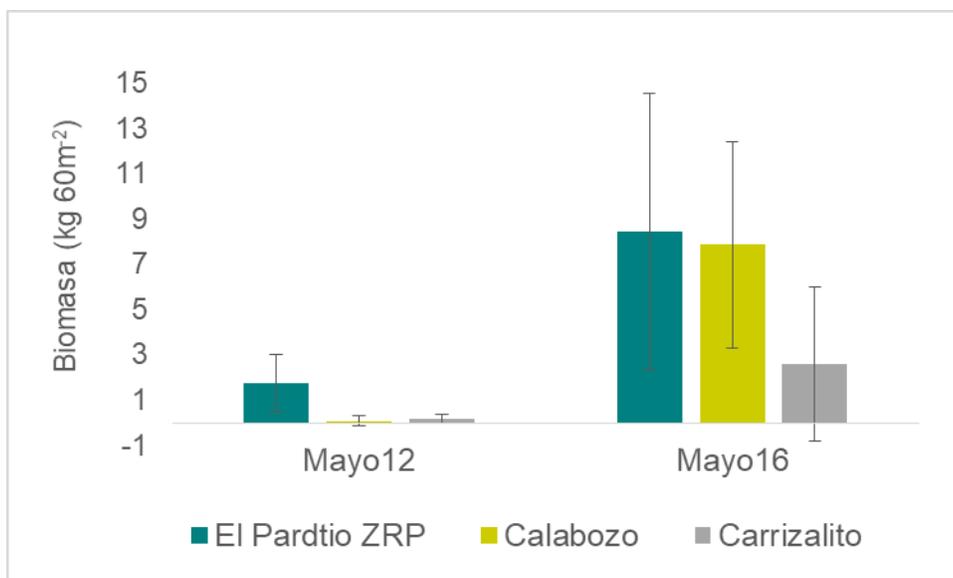


Figura 52: Promedio y desviación estándar de la biomasa acumulada de 12 especies de interés pesquero en los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

## Talla

Considerando todas las campañas de muestreo y las 12 especies de interés pesquero, el análisis por sitio determinó que El Pardito ZC, La Barra San Cosme, San Mateo ZRP, Carrizalito, Calabozo, San Marcial ZRP, San Francisquito ZRP y El Pardito ZRP son los sitios que presentaron las mayores tallas de especies de interés pesquero, siendo significativamente diferentes de La Habana ZC, San Diego ZRP, Punta Coyote ZRP, Estero San José ZRP y Estero Tembabiche ZRP con las menores tallas ( $H_{(19,12341)}=2966.3$ ,  $p<0.0005$ ; Figura 53).

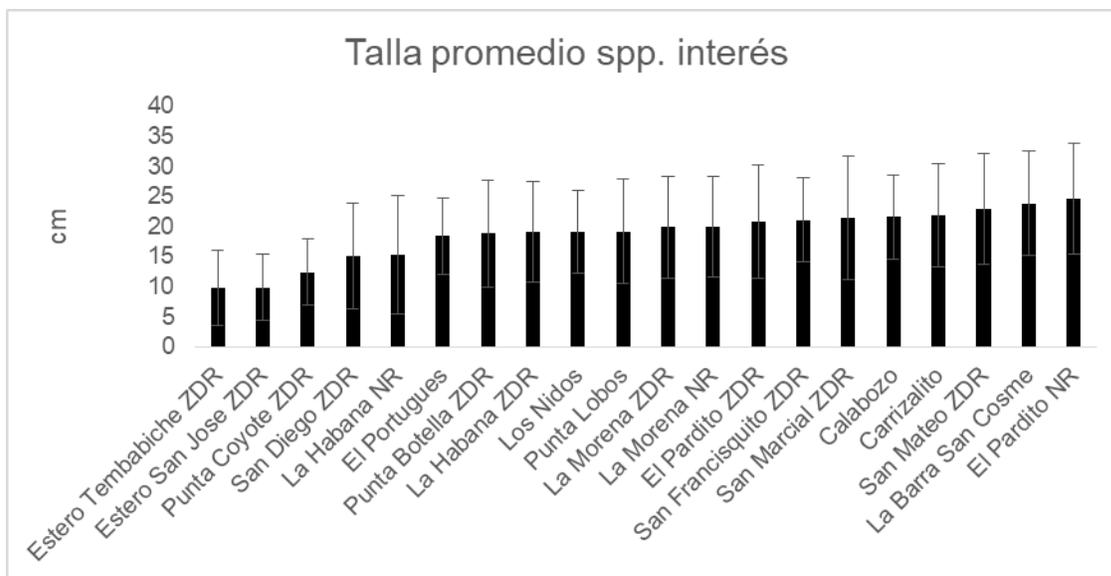


Figura 53: Promedio y desviación estándar de la talla de 12 especies de interés pesquero en sitios en ZRP y ZC.

De los 11 sitios en ZRP solo Estero San José y Estero Tembabiche no presentaron tendencias significativas a incrementar en talla de especies de interés pesquero conforme pasan los meses de protección. De modo contrario, el estero más norteño presentó tendencia significativa a disminuir en talla de especies de interés pesquero en el tiempo y el estero más sureño tallas estables en el tiempo. Para esta misma zona, en dos sitios fue posible determinar tallas significativamente mayores en mayo 2016 que en mayo 2012 (Tabla XX y Figura 54).

Para la ZC en 5 sitios fue posible determinar tendencias significativas a incrementar la talla de especies de interés pesquero en el tiempo, de modo contrario en un sitio se determinó tendencia significativa a disminuir la talla en el tiempo. Para esta zona con pesca rivereña, en 5 sitios fue posible determinar tallas significativamente mayores en mayo 2016 que en mayo 2012 y un sitio presentó tallas menores en mayo 2016 que en mayo 2012 (Tabla XX y Figura 54).

Tabla XX: Sitios con tendencias significativas de la talla de 12 especies de interés pesquero con los meses de protección y significancia (p) de las diferencias de talla entre mayo 2012- 2016. En rojo las tendencias negativas y la diferencia con tallas promedio mayores en mayo 2012.

Sitio	Tendencia			Diferencias
	r <sup>2</sup>	Pendiente Talla (cm al mes)	p	Mayo 12-vs16
ZRP				
E. Tembabiche	0.01	-0.11	0.0001	
El Pardito ZRP	0.06	0.13	<0.0005	<0.0005
La Habana ZRP	0.01	0.06	<0.0005	
La Morena ZRP	0.09	0.16	<0.0005	
Punta Botella	0.01	0.07	0.001	<0.0005
Punta Coyote	0.24	0.14	<0.0005	
San Diego	0.02	0.09	<0.0005	
San Francisquito	0.03	0.09	0.0001	
San Marcial	0.03	0.13	<0.0005	
San Mateo	0.03	0.1	0.003	
ZC				
Calabozo	0.35	0.34	<0.0005	0.002
Carrizalito				0.001
El Pardito ZC				0.0008
La Barra San Cosme	0.02	0.06	0.009	<0.0005
La Habana ZC	0.04	-0.11	<0.0005	
La Morena ZC	0.07	0.1	<0.0005	0.0001
Los Nidos	0.03	0.08	0.01	
Punta Lobos	0.16	0.19	<0.0005	<0.0005

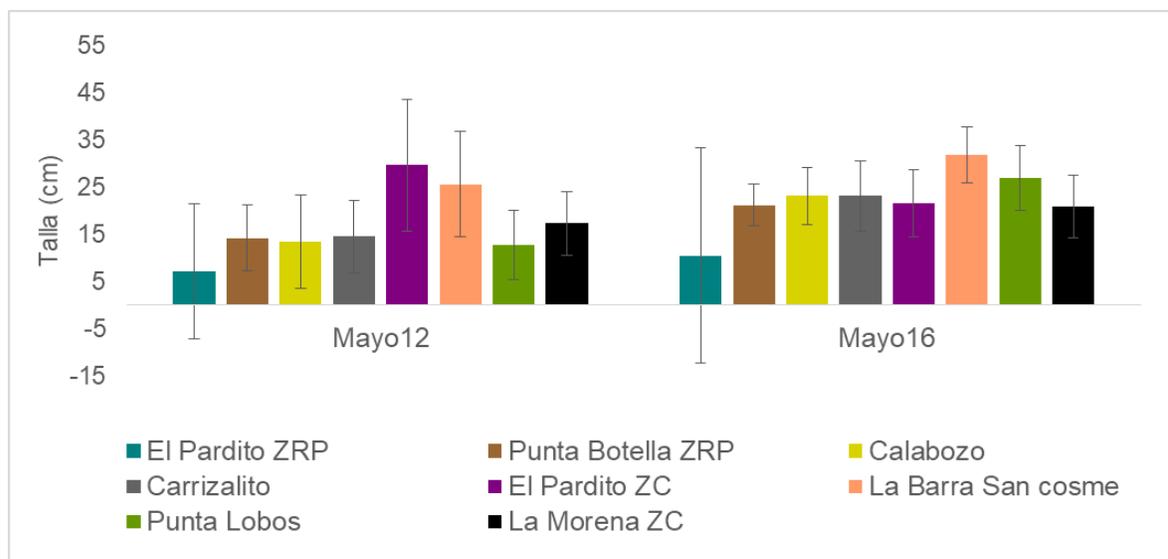


Figura 54: Promedio y desviación estándar de talla de 12 especies de interés pesquero en los sitios con diferencias significativas entre mayo 2012 vs 2016.

### Índice Multicriterio (IM)

Fue posible determinar diferencias significativas del IM entre sitios por campaña de muestreo, en general los sitios con menores valores del IM son sitios en Zona Control como el Calabozo, Carrizalito y El Pardito ZC; el Portugués y Barra San Cosme también presentaron IM bajos en 4 y 3 campañas de muestreo, aunque en la última campaña de octubre 2016 no se pudieron incluir entre el grupo con los valores más bajos. Los sitios con valores significativamente mayores del IM se encuentran principalmente en ZRP, tales como San Mateo ZRP, San Marcial ZRP, San Francisquito ZRP, San Diego ZRP y Punta Lobos (control de San Francisquito ZRP); Punta Botella ZRP pudo incluirse entre los sitios con mayores valores solo en un año. En el último muestreo de octubre 2016 solo dos sitios fueron significativamente mayores, aunque San Francisquito ZRP y San Diego ZRP siguen estando dentro de los sitios con mayores valores del IM (Tabla XXI).

Tabla XXI: Promedio del IM por sitio y campaña de muestreo, en rojo (menores valores de IM) y verde (mayores valores de IM) los sitios con diferencias significativas entre ellos por cada campaña de muestreo.

	Mayo12	Oct13	Oct14	Oct15	Mayo16	Oct16
Calabozo	486.4	982.8	855.2	953	760.6	782.8
Carrizalito	567.6	868.5	1073.6	1131.4	892.6	1129.2
El Pardito ZC	731.4	1344	1396.6	1149.4	871	965.2
El Pardito ZRP	1476.6	1650.2	1483.4	1574.8	1407.4	1582
El Portugués	787.6	1046.333	919.4	1005		1198
La Barra San Cosme	1325.6	1005.667	945.8	1124.6	1001.6	1263
La Habana ZC	1282.8	1777.2	1201.6	1152.2	1300.4	1474.8
La Habana ZRP	1460.2	1612.6	1497.4	1412.4	1100.8	1514
La Morena ZC	1688.6	1583.333	1324.75	1429.6	1490.8	1793
La Morena ZRP	1519.2	1635.833	1524.4	1524	1345.4	1459.8
Los Nidos	1461.6	1517.333	1474.6	1344.2	1146.4	1383
Punta Botella ZRP	1557.4	1710.364	1603.6	1545.8	1327.5	1593.4
Punta Coyote ZRP	1781.6	1669.333	1578	1649.2		1419
Punta Lobos	2219.2	2236.2	1897.6	1742.8	1865.2	1574.6
San Diego ZDR	2149	2206	1913.4	2195.8	1850.6	2002.8
San Francisquito ZRP	2201.4	2368.2	2097.6	2057.6	1832.2	2083.6
San Marcial ZRP	2322.5	2427.4	2118.7	2272.5	1944.2	2087.1
San Mateo ZRP	2411.4	2506.8	2327	2227.4	1980.6	2324.2