



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

USO DE CÁMARAS REMOTAS PARA EL ESTUDIO DE
COMUNIDADES DE PECES PELÁGICOS EN EL SUROESTE DEL
GOLFO DE CALIFORNIA Y EL ARCHIPIÉLAGO DE
REVILLAGIGEDO.

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

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

P r e s e n t a

Hugo Sánchez Gómez

La Paz, Baja California Sur, mayo de 2022.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 14:30 horas del día 29 del Mes de Abril del 2022, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Uso de cámaras remotas para el estudio de comunidades de peces pelágicos en el Suroeste del Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo"

Presentada por el alumno:

Hugo Sánchez Gómez

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

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

LA COMISIÓN REVISORA


Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Co-Director de Tesis


Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Co-Director de Tesis


Dr. Edgar Mauricio Hoyos Padilla
Co-Tutor de Tesis


Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos.

La Paz, Baja California Sur, a 12 de Mayo de 2022.

Los miembros del comité de tesis del estudiante Hugo Sánchez Gómez del Programa de Maestría en el Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio:
iThenticate
 - Filtros utilizados:
Citas excluidas
Bibliografía excluida
 - Porcentajes de similitud:
15%
- Se muestra captura de pantalla

del Golfo de

Citas excluidas
Bibliografía excluida

15%
SIMILAR

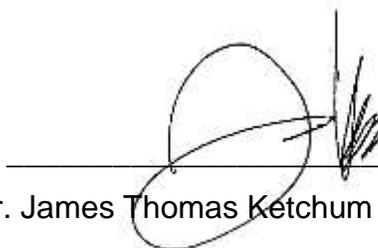
Resumen de Coincidencias

1	Internet 208 palabras Copiado el 13-Ene-2019 cibnor.repositorioinstitucional.mx	1%
2	Internet 114 palabras Copiado el 09-Oct-2020 docplayer.es	1%
3	Internet 111 palabras Copiado el 13-Nov-2020 archive.org	1%
4	Internet 86 palabras Copiado el 13-Dic-2020 simec.conanp.gob.mx	<1%
5	Internet 81 palabras Copiado el 04-Sep-2021 s6250e2cbcd1c88c4.jimcontent.com	<1%
6	Internet 77 palabras hdl.handle.net	<1%
7	Internet 76 palabras Copiado el 21-Oct-2009 imecocal.cicese.mx	<1%
8	Internet 73 palabras Copiado el 30-Ago-2018 ceiba.org.mx	<1%

Firmas del comité



Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Co-Director de Tesis



Dr. James Thomas Ketchum Mejia
Co-Director de Tesis



Dr. Edgar Mauricio Hoyos Padilla
Co-Tutor de Tesis

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Director de Tesis

Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Pelagios Kakunjá A.C.
Co-Director de Tesis

Dr. Edgar Mauricio Hoyos Padilla
Pelagios Kakunjá A.C.
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Dr. Edgar Mauricio Hoyos Padilla

Jurado de Examen

Dr. Eduardo Francisco Balart Páez
Dr. James Thomas Ketchum Mejía
Dr. Edgar Mauricio Hoyos Padilla

Suplente

Dr. Fausto Valenzuela Quiñonez

Resumen

Realizar un seguimiento continuo de las comunidades marinas es importante para su manejo y conservación. Desafortunadamente, debido a las dificultades metodológicas, los esfuerzos de monitoreo en el ambiente pelágico han sido pocos en comparación con los del ambiente bentónico. Es por ello que se han implementado nuevas tecnologías para facilitar el monitoreo en estos hábitats, tal y como son las cámaras remotas cebadas (BRUVS por sus siglas en inglés). El presente estudio tiene como objetivo utilizar esta herramienta para comparar las comunidades de peces pelágicos en dos regiones y sus localidades: el Suroeste del Golfo de California (SGC) y el Archipiélago de Revillagigedo (AR); haciendo énfasis en el nivel trófico promedio y el efecto de la profundidad de fondo. Para cada sitio se identificaron las especies y sus abundancias con base al número máximo de individuos en un *data frame* por hora (MaxN^{hr}). Para cada localidad se calcularon los índices de diversidad (H , D , J , $\Delta+$) y se realizaron análisis de ordenación. Para conocer si existían diferencias en la composición de especies se realizó un análisis PERMANOVA, y un análisis SIMPER para conocer las especies responsables de dichas diferencias. Para comprobar si existían diferencias significativas en el Nivel Trófico por región y localidades, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis utilizando el valor trófico de cada especie, obtenido de FishBase, en función de su abundancia relativa y gremio trófico. En cuanto a la profundidad de fondo, las cámaras fueron clasificadas en someras (≤ 30 metros) o profundas (> 30 metros). Finalmente se aplicó un análisis PERMANOVA para comprobar las diferencias estadísticas, y se distinguió la aportación de cada gremio trófico y preferencia de hábitat en función de la abundancia relativa. Se lograron colocar y analizar correctamente 140 cámaras (SGC = 29, AR = 111), lo que corresponde a 244.1 horas efectivas de grabación. Se identificaron un total de 60 especies (SGC = 41; AR = 30) y se contabilizaron 8,507 individuos. Las curvas de acumulación y estimadores de diversidad indicaron un buen esfuerzo de muestreo para el AR, pero pobre para el SGC. Con excepción del índice J a nivel localidad, y el índice D a nivel región, no se encontraron diferencias significativas entre los índices de diversidad. En contraste, los análisis de ordenación y PERMANOVA sí encontraron diferencias entre regiones y localidades. De manera similar el Nivel Trófico fue mayor en el AR debido a una mayor cantidad de carnívoros superiores. Con respecto a la profundidad, el análisis PERMANOVA encontró diferencias significativas entre los ensambles. Mientras que los ambientes someros tuvieron más abundancia de peces arrecifales y carnívoros inferiores, los ensambles profundos presentaron una proporción similar de carnívoros superiores e inferiores, dominados por especies pelágicas. Los resultados anteriores indican que la diversidad de peces pelágicos es similar entre ambas regiones, pero difieren en cuanto a uniformidad y composición, lo que deja en evidencia la importancia de las áreas naturales protegidas para la conservación de los depredadores tope.

Palabras clave: Diversidad, Elasmobranchios, Teleósteos, Áreas Naturales Protegidas

ORCID: 0000-0003-1355-0493

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis


Dr. Eduardo Francisco Balart Páez


Dr. James Thomas Ketchum Mejía

Summary

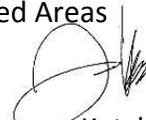
Establishing a monitoring for marine communities is important for their management and conservation. Unfortunately, methodological challenges have limited the sampling efforts in the pelagic environment in comparison to benthic communities. For this reason, new technologies have been improved to ease the monitoring of this environments, such as the Baited Remoted Underwater Videos Systems (BRUVS). The aim of this study is to utilize such tool to compare the pelagic fish communities between two regions and their localities: The Southwest Gulf of California (SWGC) and the Revillagigedo Archipelago (RA), emphasizing such comparisons according the mean trophic level (MTL) and the depth bottom. For each site the species and their abundances were recorded according the maximum number of individuals in a data frame per hour (MaxN^{hr}). For each locality, diversity index (H , D , J , $\Delta+$) were calculated, followed by a Kruskal-Wallis test to identify statistical differences between groups. By using a Bray-Curtis dissimilarity matrix, ordination and PERMANOVA analyses were implemented to find differences between species composition, as well as a SIMPER analyses to recognize the species contribution for each site. For MTL comparisons, a Kruskal Wallis test was performed, based on the trophic level for each specie obtained from FishBase and their relative abundance for each trophic group. According the depth bottom, the cameras were classified in two groups: shallow (≤ 30 meters) and deep (> 30 meters). A PERMANOVA test was conducted to determine statistical differences between assemblages, emphasizing the contribution of each trophic group and the habitat preference of species according their relative abundance. A total of 140 cameras were set and analyzed successfully (SWGC = 29, RA=111), which corresponds to an effective recording time of 224.1 hours. A total of 60 species (SWGC = 41, RA =30) and 8,507 individuals were registered. Accumulation curves and diversity estimators showed a robust sampling effort for RA, but inadequate for the SWGC. Except for J index at locality level, and D index at region level, the rest of diversity indicators showed no statistical differences. In contrast, ordination and PERMANOVA analysis found statistical differences between regions and localities assemblages. The same occurred between MTL comparisons, resulting in higher values in the RA due to a high abundance of top predators. PERMANOVA analyses for shallow and deep assemblages also found significant differences. While in shallow waters reef fishes and mid-ranking predators were more abundant, a balance between top predators and mid-ranking predators occurred in deep waters. These results suggest that diversity levels of pelagic assemblages between regions are quite similar, but differ in uniformity and species composition, which also shows the importance of natural protected areas for the conservation of top predators.

Keywords: Diversity, Elasmobranchs, Teleosts, Natural Protected Areas



Dr. Eduardo Francisco Balart Páez

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis



Dr. James Thomas Ketchum Mejía

Dedicatoria

Por esa familia que me apoya
Por esos amigos que me quieren
Por esas experiencias que he vivido
Por todas aquellas cosas que he aprendido
Por esos sueños que he logrado
Por todo lo que me falta por vivir

MUCHAS GRACIAS A LA VIDA

Agradecimientos

Agradezco al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) por permitirme realizar mis estudios de Maestría, así como por el apoyo de una beca parcial en la fase final de esta tesis, la prórroga otorgada y la orientación brindada debido al cambio en los cronogramas de estudio, ocasionados por la pandemia de SARS-Cov2.

Al CONACyT por la beca otorgada (No. 1005801), sin la cual no habría podido realizar mis estudios.

A mi Comité Tutorial: Dr. Eduardo Francisco Balart Páez, Dr. James Thomas Ketchum Mejía y Dr. Mauricio Hoyos Padilla. Muchas gracias por apoyarme y creer en mí, especialmente durante ese periodo gris que fue el cambio de tesis, momento en el que mi cabeza se llenó de una gran incertidumbre.

Al personal de Posgrado del CIBNOR, Dra. Gracia Alicia Gómez Anduro, Lic. Leticia González Rubio Rivera, Lic. Osvelia Ibarra Morales, Tania Verónica Núñez Valdez, Lic. Claudia Elizabeth Olachea León y al Ing. Horacio Sandoval Gómez, por todo el apoyo que tuvieron conmigo y el resto de mis compañeros durante esta etapa.

A Pelagios Kakunjá A.C. y al Dr. James Ketchum Mejía por apoyarme con los datos y herramientas necesarias para el proyecto. También por brindarme la oportunidad conocer el Archipiélago de Revillagigedo, y con ello cumplir uno de los sueños de mi vida.

Al Laboratorio de Recursos Nectónicos y Ecología de Arrecifes del CIBNOR, en especial a la Dra. Noemi Bocanegra Castillo, por su apoyo y soporte durante este estudio.

A las embarcaciones “Sharpie”, “Butterfly”, “Seahawk”, “Storm” y “Sharkwater”, sin las cuales no habría sido posible la realización de este proyecto.

A Miguel Grau y Frida Lara, por su atención y todas sus enseñanzas en el área.

Al Dr. David Arturo Paz García, por su tiempo y apoyo en el “otro” proyecto, que no pudo concretarse debido a la pandemia y cierre de los Laboratorios.

A Katy Ayres y Abel Trejo por aconsejarme y escucharme cuando más lo necesité

A mi gente, la “Secta de la Tortilla” (Miral, Omar y Missa), “Reclamadores” y mis demás amigos, muchas gracias por su amor y cariño. Sin ustedes yo no hubiera llegado hasta aquí.

A CAMARC A.C. por motivarme a todo lo que se viene

A Alejandro Esquivel, porque aunque no se dio cuenta, con sus ganas de aprender y su motivación, me ayudó a salir de una mala racha al recordarme al Hugo soñador de antaño.

A mi Papá, a mi Mamá, a mi Hermana, a mi Tía Toña, así como a toda mi familia que me apoya desde muy lejos. Ustedes me han visto crecer y siempre han estado ahí para mí. Sin ustedes no sé qué sería de mí. Simple y sencillamente los amo.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	vi
Lista de figuras	viii
Lista de tablas	x
Abreviaturas	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Métodos utilizados para conocer la estructura comunitaria de peces	2
1.2 Sistemas de Videos Subacuático Remotos Cebado (SVSRC)	3
1.3 BRUVS Pelágicas.....	4
1.4 Importancia del Nivel trófico en las comunidades de peces	5
2. ANTECEDENTES	7
2.1 Estudios de BRUVS pelágicos en el mundo.....	7
2.2 Comunidades de peces pelágicos en el Suroeste del Golfo de California	7
2.3 Comunidades de peces pelágicos en el Archipiélago de Revillagigedo.....	9
2.4 Las comunidades de peces pelágicos y su relación con el nivel trófico	10
2.5 Preguntas de Investigación	11
3. JUSTIFICACIÓN	12
4. HIPÓTESIS	13
5. OBJETIVOS	14
5.1 Objetivo general.....	14
5.2 Objetivos particulares.....	14
6. MATERIALES Y MÉTODOS	15
6.1 Área de Estudio	15
6.1.1 Suroeste del Golfo de California	15
6.1.2 Archipiélago de Revillagigedo	16
6.2 Metodología.....	17
6.2.1 Colocación y diseño de las BRUVS.....	17
6.2.2 Análisis de los videos.....	19
6.2.3 Análisis estadísticos.....	19
6.2.3.1 Evaluación del esfuerzo de muestreo	19
6.2.3.2 Análisis de la riqueza, abundancia y diversidad de especies	21

6.2.3.3 Comparaciones estadísticas	23
6.2.3.4 Comparación del nivel trófico promedio.	23
6.2.3.5 Efecto de la profundidad de fondo en la comunidad de peces pelágicos y el nivel trófico.....	24
7. RESULTADOS	26
7.1 Evaluación del esfuerzo de muestreo.....	26
7.2 Curvas de acumulación de especies y estimadores de diversidad.....	26
7.3 Número de Individuos.....	29
7.4 Diversidad, riqueza y abundancia de especies	30
7.5 Diversidad de especies en el Suroeste del Golfo de California	32
7.6 Diversidad de especies en el Archipiélago de Revillagigedo	37
7.7 Índices de diversidad ecológica	42
7.8 Análisis de similitud entre localidades y regiones	47
7.9 Comparaciones del nivel trófico	51
7.10 Efecto de la profundidad de fondo en la comunidad de peces pelágicos y el nivel trófico.....	53
8. DISCUSION.....	58
8.1 Diseño y despliegue de las BRUVS.....	58
8.2 Curvas de acumulación y estimadores de diversidad.....	59
8.3 Diversidad y composición de especies.....	60
8.3.1 Suroeste del Golfo de California	60
8.3.2 Archipiélago de Revillagigedo	62
8.4 Comparación de la diversidad ecológica entre regiones y localidades	63
8.5 Comparación de la composición de especies entre regiones y localidades.....	65
8.6 Comparaciones del nivel trófico entre regiones y localidades.....	66
8.7 Efecto de la profundidad de fondo en el ensamblaje de especies y el nivel trófico..	68
9. CONCLUSIONES	70
10. LITERATURA CITADA	71
11. ANEXOS	81
Anexo 1.-Tabla 11. Contribución de las especies más importantes a las diferencias obtenidas por el análisis SIMPER por medio de comparaciones pareadas: Aportación a las diferencias (AD), Desviación Estándar de la Aportación a las Diferencias (SD), Contribución a la localidad "A" (AMa), Contribución a la localidad "B" (AMb), Valor Acumulado (Acum)	81

Lista de figuras

Figura 1. Área de estudio. (A) Suroeste del Golfo de California: 1. Catalana; 2. Las Ánimas; 3. El Bajo; 4. Cerralvo; 5. Cabo Pulmo. (B) Archipiélago de Revillagigedo: 6. San Benedicto; 7. Socorro; 8. Roca Partida; 9. Clarión.....	17
Figura 2. Sistemas de BRUVS utilizados: “MonoBRUV” (a), “EstereoBRUV” (b) y su representación en la columna de agua (c)	18
Figura 3. Curva de acumulación de especies para el Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo.....	27
Figura 4. Curvas de acumulación de especies para cada una de las localidades muestreadas	28
Figura 5. Estimadores de diversidad para el Suroeste del Golfo de California: Bootstrap (boot), Chao 1 (chao), Jacknife 1 (jack1), Jacknife 2 (jack2) y Riqueza observada (S).	28
Figura 6. Estimadores de diversidad para el Archipiélago de Revillagigedo: Bootstrap (boot), Chao 1 (chao), Jacknife 1 (jack1), Jacknife 2 (jack2) y Riqueza observada (S).	29
Figura 7. Número de individuos registrados por localidad	30
Figura 8. Abundancia relativa y abundancia promedio ($MaxN^{hr}$) de las especies registradas en el Suroeste del Golfo de California por localidad.....	35
Figura 9. Número de observaciones para las especies registradas en el Suroeste del Golfo de California. La categoría de ocurrencia se representa por las letras D (Dominante < 40% de los monitoreos), C (Común 21% - 40% de los monitoreos), PC (Poco común 11% - 20% de los monitoreos), R (Especie rara < 10% de los monitoreos).....	36
Figura 10. Especies observadas en el Suroeste del Golfo de California: A) Macarela caballa (<i>Decapterus macarellus</i>), B) Pargo prieto (<i>Lutjanus novemfasciatus</i>), C) Barrilete negro (<i>Euthynnus lineatus</i>) y D) Cornuda prieta (<i>Sphyrna zygaena</i>).....	37
Figura 11. Abundancia relativa y abundancia promedio de las especies registradas en el Archipiélago de Revillagigedo por localidad.....	40
Figura 12. Número de observaciones para las especies registradas en el Archipiélago de Revillagigedo. La categoría de ocurrencia se representa por las letras D (Dominante < 40% de los monitoreos), C (Común 21% - 40% de los monitoreos), PC (Poco común 11% - 20% de los monitoreos), R (Especie rara < 10% de los monitoreos).....	41
Figura 13. Especies observadas en el Archipiélago de Revillagigedo. A) Wahoo (<i>Acanthocybium solandri</i>), B) Atún aleta amarilla (<i>Thunnus albacares</i>), C) Tiburón de puntas plateadas (<i>Carcharhinus albimarginatus</i>), D) Tiburón de puntas negras (<i>Carcharhinus limbatus</i>), E) Tiburón de las galápagos (<i>Carcharhinus galapagensis</i>) y F) Tiburón tigre (<i>Galeocerdo cuvier</i>).....	42
Figura 14. Riqueza promedio por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.	43
Figura 15. Índice de Shannon por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.	44

Figura 16. Índice de Simpson por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.	45
Figura 17. Índice de equidad de Pielou por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.	46
Figura 18. Túnel de variación de la Distintividad Taxonómica Promedio ($\Delta+$) entre el Suroeste del Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo.....	47
Figura 19. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de dos dimensiones correspondiente a las regiones de estudio.....	48
Figura 20. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de dos dimensiones correspondiente a las localidades de estudio.....	48
Figura 21. Dendrograma de localidades construido por medio de una estandarización doble de Wisconsin y un agrupamiento UPGMA (Unweighted Pair Group Method With Arithmetic Mean). El eje Y muestra el nivel de disimilitud entre los sitios de estudio.....	50
Figura 22. Contribución por especie a las diferencias entre regiones (Suroeste del Golfo de California y Archipiélago de Revillagigedo) obtenidas por medio del análisis de similitud en porcentajes (SIMPER).	51
Figura 23. Nivel trófico promedio por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.	52
Figura 24. Abundancia por nivel y grupo trófico en función de la región: Herbívoros (H), Omnívoros (O), Carnívoros Inferiores (CI), Carnívoros Superiores (CS). Los puntos representan la abundancia relativa por nivel trófico	53
Figura 25. Familias presentes en ambientes Someros y Profundos: 1) Acanthuridae, 2) Balistidae, 3) Carangidae, 4) Chaetodontidae, 5) Chanidae, 6) Carcharinidae, 7) Coryphaenidae, 8) Diodontidae, 9) Ehippidae, 10) Istophoridae, 11) Kyphosidae, 12) Labridae, 13) Lutjanidae, 14) Monacanthidae, 15) Muraenidae, 16) Myliobatidae, 17) Pomacanthidae, 18) Pomacentridae, 19) Scombridae, 20) Serranidae, 21) Sphyrnidae, 22) Tetraodontidae, 23) Urotrygonidae y 24) Zanclidae	54
Figura 26. Comparación del Nivel trófico promedio entre ambientes somero y profundo. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal).....	56
Figura 27. Aportación a la abundancia total ($MaxN^{hr}$) por (A) hábitat preferencial de las especies [Hábitos arrecifales (A), Bentopelágicos (BP), Demersales (D), Pelágicos (D)], y (B) gremio trófico [Carnívoro Inferior (CI), Carnívoro superior (CS), Herbívoro (H) y Omnívoro (O)]	57

Lista de tablas

Tabla 1. Asignación de grupos tróficos en función de sus niveles tróficos de acorde a Fourriére <i>et al.</i> (2019).....	24
Tabla 2. Esfuerzo de muestreo por región y localidad con base en el número de cámaras y el total de horas analizadas en las dos áreas de estudio	26
Tabla 3. Listado taxonómico, estatus de conservación (IUCN), hábitat preferencial (Ht) y presencia por región de las especies observadas en las cámaras: Suroeste del Golfo de California (SGC), Archipiélago de Revillagigedo (REV). Preocupación menor (LC), Casi amenazado (NT), Vulnerable (VU), En peligro (EN), En peligro crítico (CR); en cuanto a hábitat, Asociado a arrecifes (A), Bento-pelágico (BP), Pelágico (P).....	31
Tabla 4. Lista de especies por familia registradas en el Suroeste del Golfo de California y su presencia por localidad: Cabo Pulmo (CP), Bajo Catalana (CAT), El Bajo Espíritu Santo (EBES), Cerralvo (CE) y Las Ánimas (LA).....	33
Tabla 5. Lista de especies por familia registradas en el Archipiélago de Revillagigedo y su presencia por localidad: Clarión (CL), Roca Partida (RP), San Benedicto (SB) y Socorro (SO).	38
Tabla 6. Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los Índices de diversidad: Chi cuadrada (X^2), grados de libertad (df), valor de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados con negritas y asteriscos (*).....	46
Tabla 7. Resultados del análisis de varianza con permutaciones (PERMANOVA) anidado (Región: Localidad) utilizando la distancia de Bray Curtis: Grados de libertad (DF), suma de cuadrados (SC), suma de cuadrados promedio (MSC), estadístico F (F), coeficiente de correlación (R^2), nivel de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados en negritas con asteriscos (*).	49
Tabla 8. Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para el nivel trófico promedio. Chi cuadrada (X^2) grados de libertad (df), valor de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados con negritas y asteriscos.....	52
Tabla 9. Resultados del análisis de varianza con permutaciones (PERMANOVA) utilizando la distancia de Bray Curtis: Grados de libertad (DF), suma de cuadrados (SC), suma de cuadrados promedio (MSC), estadístico F (F), coeficiente de correlación (R^2), nivel de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados en negritas con asteriscos (*).	54
Tabla 10. Contribución de las especies más importantes a las diferencia entre ambientes en aguas someras y profundas obtenidos por el análisis SIMPER: Aportación a las diferencias (AD), Desviación Estándar de la Aportación a las Diferencias (SD), Contribución a los Ambientes Someros (CAS), Contribución a los Ambientes Profundos (CAP), y Valor Acumulado (Acum).	55

Abreviaturas

AR: Archipiélago de Revillagigedo

BRUVS: Baited Remoted Underwater Videos Systems

D: Índice de dominancia de Simpson

DOV: Driver Operated Video

H: Índice de diversidad de Shannon

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

J: Índice de equidad de Pielou

MaxN: Número máximo de individuos de una especie en un *data frame*

MaxN^{hr}: Número máximo de individuos de una especie en un *data frame* por hora

NMDS: Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico

NTP: Nivel trófico promedio

PERMANOVA: *Permutational Analyses of Variance*

SIMPER: *Similarity percentages breakdown*

SCG: Suroeste del Golfo de California

UPGMA: *Unweighted Pair Group Method With Arithmetic Mean*

UVC: Underwater Visual Census

Δ+ : Distintividad taxonómica promedio

1. INTRODUCCIÓN

El ambiente marino presenta una gran variedad de ecosistemas, como los arrecifes coralinos, manglares, zonas intermareales, llanuras abisales y el ambiente pelágico. Este último se diferencia del resto ya que es propio de las aguas abiertas, que incluye las zonas neríticas y oceánicas. Si bien el ambiente pelágico es considerado como el ecosistema más grande de todo el planeta, su gran tamaño no lo exenta del impacto antropogénico. Por el contrario, se trata de un ambiente vulnerable ante factores como la sobrepesca y la contaminación (Verity *et al.* 2002). Lo anterior resulta alarmante, pues tiene como consecuencia pérdidas importantes para la biodiversidad en las comunidades marinas (Agardy, 2000).

En comparación con los ambientes costeros y someros, el ambiente pelágico presenta grandes retos y desafíos para su estudio. Estas complicaciones se encuentran vinculadas a los altos costos de monitoreo, accesibilidad a los sitios de estudio y a la gran movilidad de las especies que habitan este ecosistema (Maxwell *et al.*, 2014). Por ello es necesario implementar nuevas y novedosas técnicas de monitoreo, con el objetivo de evaluar los niveles de degradación dentro de las comunidades y poblaciones de los diferentes grupos taxonómicos, con el objetivo de implementar planes de manejo útiles para su conservación y aprovechamiento sustentable.

Uno de los grupos taxonómicos más asociados a la salud de los ecosistemas marinos es el de los peces (Fausch *et al.*, 1990). Esto se debe a diversos factores, principalmente a que i) son muy sensibles al estrés ambiental o antropogénico, ii) poseen gran influencia sobre otros componentes de las comunidades, iii) son relativamente fáciles de identificar, iv) incluyen a un gran número de especies pertenecientes a diferentes niveles tróficos, y v) es posible realizar monitoreos sistemáticos y prolongados con ellos (Karr, 1981). Es por ello que detectar cambios en su estructura comunitaria puede considerarse como una consecuencia directa de las actividades antropogénicas o ambientales. Esto puede reflejarse en disminución de tallas, alteraciones en estructuración poblacional, conectividad genética entre las poblaciones, interacciones entre depredador-presa, exclusión competitiva, así como otras características biológicas y ecológicas (Nicholson y Jennings, 2004).

1.1 Métodos utilizados para conocer la estructura comunitaria de peces

La necesidad de llevar a cabo monitoreos en las comunidades ícticas ha propiciado la implementación de diferentes metodologías para poder llevar a cabo un seguimiento a través del espacio y tiempo. Estos métodos incluyen (pero no se limitan) censos visuales, captura y liberación, análisis de pesquerías, ADN ambiental y videos subacuáticos remotos con carnada o *Baited Remoted Underwater Video Systems* (BRUVS por sus siglas en inglés).

Los censos visuales submarinos (de aquí en adelante UVC) de peces consisten en la identificación visual de las especies y sus abundancias *in situ* por medio de equipo autónomo de buceo (Caldwell *et al.*, 2016; Sancibrían Span, 2016). Su muestreo puede realizarse a partir de transectos lineales, punto estacionario, nado cronometrado, buzo remolcado, y muestreo a distancia (McCauley *et al.*, 2012; Caldwell *et al.*, 2016; Fernández-Rivera Melo *et al.*, 2018). Si bien este método ha demostrado ser efectivo para el estudio de comunidades arrecifales, presenta complicaciones para monitorear especies pelágicas debido a su alta movilidad y la misma extensión del ambiente (Letessier *et al.*, 2013).

Por su parte, la captura y liberación de los peces consiste en utilizar diferentes artes de pesca con el fin de reconocer el complejo de especies en un sitio (Talwar *et al.*, 2020). Su principal ventaja destaca en minimizar errores en la identificación taxonómica, además de que permite llevar a cabo una colecta de datos mucho más fina, pues permite llevar a cabo mediciones precisas del tamaño de los peces y coleccionar muestras para otros tipos de estudios (Bethea *et al.*, 2014; Werry *et al.*, 2014). Desafortunadamente se trata de un método invasivo, que ocasiona altos niveles de estrés en los individuos capturados, la posible muerte de algunos individuos, sin mencionar el enorme esfuerzo de muestreo que se necesita para tener una muestra representativa.

El monitoreo de las capturas en las pesquerías comerciales también ha sido un método bastante utilizado para monitorear las comunidades de peces. Estos monitoreos suelen llevarse a cabo durante los desembarques, donde se obtienen datos de las capturas como la composición de especies, sexos, tamaños, y otras variables morfométricas (Jennings *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2009). Este tipo de monitoreo usualmente es dirigido hacia las especies de importancia comercial que son capturadas de manera dirigida (Castillo-Géniz *et al.*, 1998), y en algunos casos

para aquellas que son parte de la fauna de acompañamiento (Baeta *et al.*, 2010). Estos monitoreos son muy importantes en países donde no existen registros pesqueros a nivel de especie, sin embargo la presencia o ausencia de las especies suele estar sesgada por el tipo de arte de pesca y su selectividad (Grazia-Peninno *et al.*, 2016)

En los últimos años, ha surgido una técnica molecular para conocer la estructura comunitaria de las especies en el medio acuático. A esta técnica se le conoce como ADN ambiental, el cual consiste en identificar la presencia de moléculas de material genético en la columna de agua (Thomsen y Willerslev, 2015). Se trata de un método no invasivo que consiste en la colecta de muestras de agua, las cuales pasan por un proceso de filtrado con el fin de obtener el material genético en suspensión, el cual es dejado por los organismos a su paso por el medio marino (Boussarie *et al.*, 2018). Si bien se trata de un método novedoso, posee un par de desventajas, pues no es posible estimar la abundancia relativa de las especies, sin mencionar que las corrientes pueden acarrear y degradar el material genético con facilidad en el ambiente pelágico

1.2 Sistemas de Videos Subacuático Remotos Cebado (SVSRC)

Los SVSRC, mejor conocidos por su nombre en inglés: Baited Remoted Underwater Videos Systems o BRUVS, son una serie de estructuras metálicas o de policloruro de vinilo que cuentan con una cámara y un cebo (Lowry *et al.*, 2011). Este es un método de observación pasivo que puede ser utilizado de forma alternativa a los métodos de monitoreo previamente mencionados, pues se trata de una herramienta bastante flexible que puede ser utilizado en diferentes zonas geográficas, hábitats y profundidades (White *et al.*, 2013). Si bien es cierto que su uso no se encuentra restringido a peces, estos han sido su principal taxa de estudio (Whitmarsh *et al.*, 2017), gracias a su facilidad para monitorear desde especies pequeñas y costeras, hasta especies grandes y móviles que tienden a evitar a los buzos durante sus transectos (Brooks *et al.*, 2011).

Los VSRC (de aquí en adelante BRUVS) comenzaron a usarse en el año de 1995, donde se utilizaron por primera vez para evaluar las abundancias de una especie de pargo (*Pristipomoides filamentosus*) (Ellis y DeMartini, 1995) , y su uso ha ido aumentando con el tiempo, especialmente después de 2007. Lo anterior se debe al reconocimiento de los beneficios del

método, avances de los equipos electrónicos y su accesibilidad económica (Whitmarsh *et al.*, 2017).

El uso de las BRUVS ha sido comparado con otros métodos para el análisis de las comunidades ícticas, como los UVC con buceo autónomo (Ghazilou *et al.*, 2019), pesca con palangre (McLean *et al.*, 2015), videos operados por buzos (DOV por sus siglas en inglés) (Watson *et al.*, 2010), e incluso ADN ambiental (Boussarie *et al.*, 2018). En estas comparaciones se hace evidente la utilidad y ventajas de las BRUVS, pues se ha demostrado que registran una parte considerable del complejo de especies, además de ser relativamente económicas para realizar monitoreos prolongados y permiten realizar buenas estimaciones de la abundancia de las diferentes especies.

Si bien es cierto que las BRUVS han sido bastante utilizados para el estudio de las comunidades de peces, existen algunos problemas respecto a su estandarización debido a las modificaciones se tienen que realizar para estudiar diferentes tipos de hábitats, especies y sitios (Whitmarsh *et al.*, 2017). Por tal motivo, se recomienda mencionar las características empleadas en el diseño experimental, las cuales comprenden 24 variables, que incluyen aspectos como la localización, tipo de hábitat, orientación de la cámara, tipo de carnada, profundidad, softwares utilizados para el análisis, entre otros (Whitmarsh *et al.*, 2017)

1.3 BRUVS Pelágicas

Debido a la versatilidad de los videos subacuáticos, el modelo estándar de las BRUVS ha sido modificado para llevar a cabo estudios en diferentes tipos de hábitats. Por ejemplo, se han desarrollado BRUVS de profundidad resistentes a la presión, BRUVS nocturnas, mini BRUVS para estudiar las zonas intermareales, y las BRUVS pelágicas (Whitmarsh *et al.*, 2017).

A diferencia de las BRUVS tradicionales, que se encuentran colocadas sobre un sustrato en el fondo marino, las BRUVS pelágicas permanecen suspendidas en la columna de agua a una profundidad específica (Heagney *et al.*, 2007). De acuerdo a su diseño, pueden incluir una mayor cantidad de boyas, cuerdas y plomos para mantener la flotabilidad, así como presentar modificaciones en la estructura metálica o de policloruro de vinilo, lo que favorece su suspensión y manejo en la columna de agua (Whitmarsh *et al.*, 2017).

Las BRUVS pelágicas cuentan con todas las ventajas de las BRUVS convencionales, como no ser invasivos ni extractivos, su facilidad de operación, seguridad, y capacidad de almacenar archivos permanentes, sin embargo también poseen algunas limitaciones. Por ejemplo, la calidad de los videos puede ser afectada por las condiciones del agua, el alcance de la atracción de la carnada puede ser bastante variable, no todas las especies responden a los estímulos olfatorios de la carnada y la abundancia de las especies es relativa más no absoluta. Por si fuera poco, la inflación de los ceros es común, lo que socava el poder de los análisis estadísticos para determinar diferencias en las comunidades pelágicas, además de la posibilidad de ocurrir una “contaminación” por parte de especies bentónicas cuando el rango de suspensión de las BRUVS pelágicas está muy próxima al fondo (Bouchet *et al.*, 2018).

1.4 Importancia del Nivel trófico en las comunidades de peces

Junto con los índices de diversidad, el nivel trófico promedio es considerado como uno de los indicadores más importantes en las comunidades de peces, y ha sido aplicado en estudios pesqueros para comprobar la reducción de los depredadores tope en sitios abiertos a las pesquerías (Piet y Jennings, 2005). Esto se debe a que los peces son los primeros en verse afectados por la presión pesquera (Myers y Worm, 2005). Por lo que grandes reducciones en el nivel trófico son un indicador del estado de las comunidades.

Si bien es cierto que en el ambiente pelágico existe una gran abundancia de pelágicos menores que pueden sesgar el nivel trófico promedio, se han planteado algunas alternativas para evitar este enmascaramiento. Una de ellas implica un “corte” en el nivel trófico promedio, en el cual, solo se toman en cuenta aquellos taxa que se encuentran por encima de un valor límite pre-seleccionado (Shannon *et al.*, 2014).

Así como ha sido utilizado para observar las reducciones en los stocks pesqueros, el nivel trófico también funciona como un indicador de la recuperación de los depredadores tope en áreas naturales protegidas, donde el incremento en su valor está relacionado con el aumento de estas especies (Soler *et al.*, 2015).

El nivel trófico ha sido útil al comparar los ensamblajes de peces en diferentes tipos de hábitats, encontrando diferencias importantes entre ríos, manglares, arrecifes coralinos y el ambiente pelágico debido a las diferencias de abundancia que presentan los gremios tróficos en estos

ambientes. (Laurans *et al.*, 2004; Cipresso Pereira *et al.*, 2017). Incluso, se ha descubierto que dentro de un mismo hábitat pueden existir gradientes, definidos por variables ambientales como la profundidad (Stasko *et al.*, 2016).

2. ANTECEDENTES

2.1 Estudios de BRUVS pelágicos en el mundo

El uso de cámaras remotas ha sido una herramienta bastante útil para el estudio de las comunidades de peces, sin embargo su uso ha sido mayormente enfocado al estudio de comunidades arrecifales y costeras (Whitmarsh *et al.*, 2017). No obstante, en los últimos años se han incrementado los estudios que utilizan BRUVS para investigar el ambiente pelágico.

En Australia esta técnica ha sido utilizado en diferentes localidades, por ejemplo en i) la Isla Lord Howe, donde se estandarizó el conteo para las abundancias de peces (Heagney *et al.*, 2007); ii) en la costa Este australiana, donde se han usado sistemas de estéreo-videos para estimar la abundancia y biomasa de tiburones (Santana-Garcon *et al.*, 2014); iii) en el Golfo de San Vicente, para monitorear las comunidades de peces (Clarke *et al.*, 2019); iv) en la Bahía de Jervis, para estudiar el efecto de la carnada (Rees *et al.*, 2015); y v) en Sidney para comprender el efecto de los arrecifes artificiales en las comunidades pelágicas (Scott *et al.*, 2015).

Con el pasar del tiempo, el uso de los BRUVs pelágicos se ha extendido hacia otras partes del mundo, por ejemplo en las islas Tristan da Cunha, en el Atlántico Sur, donde se utilizaron en ambientes someros, como los bosques de kelp (Caselle *et al.*, 2018). En el Indopacífico, para estudiar la presencia de depredadores pelágicos en montes submarinos y arrecifes remotos (Letessier *et al.*, 2019). En Brasil, donde se detectó la presencia del tiburón de las galápagos (*Carcharhinus galapagensis*), una especie localmente extinta (Pimentel *et al.*, 2020). En el archipiélago Beárico dentro del Mar Mediterráneo, donde se probaron los tiempos de grabación para ambientes pelágicos y nocturnos (Torres *et al.*, 2020). En Inglaterra, donde se utilizó un nuevo diseño de BRUV pelágico denominado *PelagiCam* (Sheehan *et al.*, 2020). Así como en Costa Rica para estudiar las comunidades de peces óseos y elasmobranquios a lo largo de cordilleras oceánicas (Cambra *et al.*, 2021).

2.2 Comunidades de peces pelágicos en el Suroeste del Golfo de California

El Golfo de California (GC) es uno de los lugares más ricos y diversos del mundo (Brusca, 2010). Se han reportado más de 911 especies de peces, de las cuales 615 están presentes en las diferentes islas de la región. Las islas del Suroeste del Golfo de California (SGC) son las que cuentan con mayor riqueza específica, como la Isla Espíritu Santo (307 especies), Isla Cerralvo

(287 especies) y San José (243 especies) (Del Moral-Flores *et al.*, 2013). Otros sitios, como Cabo Pulmo, reportan una riqueza específica similar (302 especies) (Bocos-Ayala *et al.*, 2018)

La mayoría de los estudios enfocados en conocer la diversidad, distribución y abundancia de las comunidades ícticas en el SGC han sido enfocados en ambientes arrecifales y zonas costeras (Aburto-Oropeza y Balart, 2001), utilizando monitoreos con buceo autónomo en sitios como Cabo Pulmo (Alvarez-Filip *et al.*, 2006) e Isla de San José (Barjau-González *et al.*, 2012). Desafortunadamente, existen pocos estudios enfocados en el ambiente pelágico debido a la dificultad que resulta monitorear este tipo de ecosistemas con UVC (Letessier *et al.*, 2013).

Los estudios más importantes que hacen referencia al monitoreo de especies pelágicas en el SGC se han llevado a cabo en montañas submarinas, por ejemplo el Bajo Espíritu Santo (EBES), donde se ha usado una combinación de censos visuales con equipo autónomo (Muhlia-Melo *et al.*, 2003), colecta de larvas (González-Armas *et al.*, 2008) y telemetría acústica (Klimley *et al.*, 2003). En estas investigaciones se destaca la presencia de especies pelágicas como el atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*), el barrilete (*Euthynnus lineatus*), la macarela (*Trachurus symmetricus*), el jurel verde (*Caranx caballus*), el wahoo (*Acanthocybium solandri*), el dorado (*Coryphaena hippurus*), picudos (*Istiophorus platyperus*, *Tetrapturus audax*, *Makaira mazara*), el tiburón martillo común (*Sphyrna lewini*) y el tiburón piloto (*Carcharhinus falciformis*) (Muhlia-Melo *et al.*, 2003; Rodríguez-Romero *et al.*, 2005; Jorgensen *et al.*, 2016).

La mayor parte de los estudios pesqueros en el GC han sido dirigidas a especies arrecifales. Pese a lo anterior, es común encontrar reportes sobre especies pelágicas menores como la sierra (*Scomberomorus sierra*) (Erisman *et al.*, 2010) y la sardina del pacífico (*Sardinops sagax cauroleus*) (Hammann *et al.*, 1988), así como de pelágicos mayores como el atún de aleta amarilla (*T. albacares*) (Vázquez-Hurtado *et al.*, 2010). Desafortunadamente, existe muy poca información que analice las comunidades pelágicas de peces, pues la mayor parte de los estudios pesqueros son dirigidos hacia una sola especie. Una excepción a esto es el grupo de los elasmobranquios, que suelen ser agrupados bajo un solo complejo (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2017). Las especies de tiburones pelágicos más abundantes en los desembarques pesqueros del SGC son el tiburón martillo común (*S. lewini*), el tiburón piloto (*C. falciformis*) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) (Bizzarro *et al.*, 2009).

2.3 Comunidades de peces pelágicos en el Archipiélago de Revillagigedo

El Archipiélago de Revillagigedo (AR) es una reserva marina o zona de no pesca. Desde 2017 está prohibida toda pesca comercial o deportiva dentro de su polígono (CONANP, 2017). Debido a esto, en la actualidad no es posible realizar estudios con base en las pesquerías. Sin embargo a través de diferentes investigaciones, llevadas a cabo principalmente por colectas científicas durante el siglo XX y observaciones en campo con buceo scuba, se han reportado desde 366 (Del Moral-Flores *et al.*, 2016), hasta 389 especies de peces (Fourriére *et al.*, 2016), de las cuales, el 43.4% son consideradas como especies pelágicas (Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Este elevado porcentaje se debe a la gran capacidad de dispersión que presentan estas especies, lo que les permite realizar movimientos entre cuencas oceánicas (Del Moral-Flores *et al.*, 2016).

En el AR se han listado hasta de 37 especies de peces cartilagosos (Fourriére *et al.*, 2016), sin embargo solo 19 especies de tiburones, 7 de batoideos y 2 de quimeras cuentan con registros validados (Becerril-García *et al.*, 2020). Las especies más abundantes de estos grupos en la región son la cornuda común (*Sphyrna lewini*), el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), el tiburón puntas plateadas (*Carcharhinus albimarginatus*), el tiburón puntas blancas de arrecife (*Triaenodon obesus*) y la manta gigante (*Mobula birostris*) (CONANP, 2017).

En contraste, existen más de 140 especies de peces óseos de carácter pelágico dentro del AR (Del Moral-Flores *et al.*, 2016; Fourriére *et al.*, 2016). El volador bonito (*Cypselurus callopterus*), el barrilete negro (*Euthynnus lineatus*), el jurel isleño (*Carangoides orthogrammus*), el wahoo (*Acanthocybium solandri*) y el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) son considerados como las especies más abundantes (CONANP, 2017).

Se han utilizado BRUVS pelágicas y bentónicas para estudiar la distribución de las especies de tiburones que habitan el AR, encontrando diferencias importantes en la composición de especies entre ambos tipos de BRUVS, relacionadas principalmente con parámetros ambientales (Lara-Lizardi, 2018). En este estudio también se reportan grandes abundancias de peces óseos, especialmente de atún aleta amarilla (*T. albacares*), wahoos (*A. solandri*) y jureles (*Caranx lugubris* y *Caranx sexfasciatus*)

2.4 Las comunidades de peces pelágicos y su relación con el nivel trófico

La mayor parte de los estudios enfocados en conocer el nivel trófico de las comunidades de peces han sido realizados en comunidades bentónicas. En estos se plantean niveles tróficos promedio que oscilan alrededor de 3.2, lo que indica una comunidad dominada por carnívoros inferiores (Laurans *et al.*, 2004; Fernández-Rivera Melo *et al.*, 2018). En contraste, estudios realizados en el ambiente pelágico han registrado niveles tróficos que superan estas medidas (valores cercanos a 4.0), lo que indica mayores abundancias de carnívoros superiores (Shannon *et al.*, 2014).

Se han registrado especies con distintas preferencias de hábitat dependiendo de la metodología utilizada para el monitoreo de las comunidades. Por ejemplo, durante los arrastres, la posibilidad de capturar especies pelágicas no resulta extraña, sin embargo, al utilizar redes de cerco u otro arte de pesca enfocado en la columna de agua, difícilmente se capturarán especies bentónicas (Shannon *et al.*, 2014). Esto implica diferencias importantes en la composición de especies, las cuales se ven reflejadas en el nivel trófico promedio.

Estas diferencias en la composición y nivel trófico han sido documentadas en forma de gradientes, donde se ha observado reducciones importantes relacionadas con la profundidad (Stasko *et al.*, 2016). Asimismo se han encontrado diferencias entre zonas cerradas y abiertas a la pesca, como es el caso del mar Mediterráneo o Costa Rica, donde es notorio el incremento del nivel trófico en las zonas marinas protegidas (Friedlander *et al.*, 2012; Prato *et al.*, 2013). En el caso del Pacífico oriental, diferencias en el nivel trófico y composición de especies han sido documentadas en las comunidades mesofóticas de diferentes islas mexicanas como el AR y algunos sitios dentro del GC, donde las especies causantes de las diferencias entre estos sitios son los elasmobranquios y otras especies transpacíficas de importancia comercial (Velasco-Lozano *et al.*, 2020).

2.5 Preguntas de Investigación

- ¿Influye el carácter oceánico o costero de las localidades y regiones de muestreo sobre la composición y abundancia de los ensambles de peces pelágicos?
- ¿Influye el carácter de área natural protegida sobre la diversidad, abundancia y nivel trófico de los ensambles de peces pelágicos?
- ¿La cercanía del fondo marino influye sobre el nivel trófico y la estructura y composición de los ensambles de peces pelágicos?

3. JUSTIFICACIÓN

El ambiente pelágico se encuentra poco estudiado comparado con los ecosistemas arrecifales y bentónicos (Letessier *et al.*, 2013), por lo que la información necesaria para su conservación y manejo resulta ser insuficiente. Debido a que el estado de las comunidades es un reflejo de la salud de los ecosistemas, es necesario realizar monitoreos continuos, con el fin de conocer si existen declives en la abundancia y diversidad (Karr, 1981). Es por ello que la implementación de nuevas metodologías (e.g. BRUVS), en sitios donde no se han usado, es esencial para llevar a cabo un seguimiento continuo de estas comunidades. Con el presente trabajo se espera establecer una línea base sobre la abundancia y diversidad de peces pelágicos del Archipiélago de Revillagigedo, Cabo Pulmo, y otras islas del Suroeste del Golfo de California utilizando esta metodología por primera vez. Esta información ayudará a la conservación y manejo de especies vulnerables y de importancia comercial en el GC y Pacífico mexicano.

4. HIPÓTESIS

Debido a las diferencias entre las áreas marinas del Archipiélago de Revillagigedo y el Suroeste del Golfo de California como la lejanía de la costa, profundidades, y régimen de protección oficial, se espera encontrar diferencias significativas en cuanto a la estructura, composición y nivel trófico promedio de los ensambles de peces pelágicos registrados por las BRUVS.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Comparar y describir la estructura comunitaria de peces pelágicos del Suroeste del Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo utilizando sistemas de video remotos cebados (SVRC o BRUVS)

5.2 Objetivos particulares

- Cuantificar las abundancias relativas para cada especie
- Identificar el grado de similitud de las comunidades entre localidades y regiones
- Identificar las principales especies en los ensamblajes ícticos
- Conocer si existen diferencias del nivel trófico promedio de las comunidades para cada localidad y región
- Conocer la influencia de la profundidad en los ensamblajes de peces pelágicos
- Conocer la influencia de la profundidad en el nivel trófico promedio de la comunidad de peces pelágicos

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de Estudio

6.1.1 Suroeste del Golfo de California

El Golfo de California es una de las regiones más productivas y biodiversas del mundo (Brusca, 2010). Se trata de una cuenca semi-cerrada, rodeada por los estados de Baja California y Baja California Sur al oeste, y por Sonora, Sinaloa y Nayarit hacia el este (Enríquez-Andrade *et al.*, 2005). Dado su contacto con el Océano Pacífico, la región sur del Golfo de California presenta fuertes variaciones estacionales. Estas variaciones estacionales se ven reflejadas en surgencias costeras durante el invierno debido a la acción de los vientos provenientes del noroeste (Paden *et al.*, 1991). En el SGC hay una gran cantidad de islas, las cuales son consideradas como un punto caliente (“*hot spots*”) para la biodiversidad, especialmente para las comunidades de peces e invertebrados marinos (Brusca, 1980; Thomson *et al.*, 2000; Del Moral-Flores *et al.*, 2013).

Se estudiaron 5 localidades diferentes del SGC.

- 1) Bajo Catalana: Es un monte submarino entre la isla Catalana e isla Santa Cruz, localizada a 10 kilómetros al sur de la primera (Carreño y Helenes, 2002). En su parte más somera posee 20 metros de profundidad, mientras que en la más profunda alcanza hasta 270 metros (John *et al.*, 2017).
- 2) Las Ánimas: Es un monte submarino en el SGC, localizado aproximadamente a 20 kilómetros de Isla San José; dadas sus características ambientales se le considera una zona de alta productividad biológica (Muhlia-Melo *et al.*, 2003).
- 3) El Bajo Espíritu Santo: Es un monte submarino localizado al noreste del Archipiélago de Espíritu Santo y a 18 kilómetros de la Bahía de la Paz (John *et al.*, 2017). En su parte más somera alcanza hasta 17 metros de profundidad y cuenta con tres grandes picos que se juntan a los 30 metros de profundidad. Alcanza los 1000 metros de profundidad en su parte más profunda hacia el este (González–Armas y Palomares, 2002; John *et al.*, 2017)
- 4) Isla Cerralvo: Es una isla de origen volcánico localizada al sureste de la Bahía de la Paz. Posee una superficie de 160 km², lo que la convierte en la cuarta isla más grande del Golfo de California. Se encuentra separada del resto de la península por el canal de Cerralvo (Trujillo-Milan, 2003).

- 5) Cabo Pulmo. El Parque Nacional Cabo Pulmo se declaró área natural protegida en 1995. Posee una superficie de 71 km² y se le considera como uno de los pocos arrecifes que existen en el Pacífico oriental. Se caracteriza por amplias zonas de sustrato arenoso y rocoso además de ser un centro importante para biodiversidad (CONANP, 2006).

6.1.2 Archipiélago de Revillagigedo

Es un grupo de islas situadas a 644 kilómetros al oeste del estado de Colima, México. En 2016 ingresa a la lista del Patrimonio Mundial de la UNESCO, y en 2017 se le otorga el título de Parque Nacional, ampliando su perímetro hasta 148,000 km². Este archipiélago se encuentra formado por cuatro islas de origen volcánico: Socorro, Clarión, San Benedicto y Roca Partida (Fourrière *et al.*, 2019), localizadas entre los 17° 39'19" a 20° 0'31" Norte y 110° 4'41" a 115° 28'17" Oeste. Estas islas se encuentran 500 km al sur de la península de Baja California, a lo largo de la Zona de Fractura del Clarión, y se piensa que fueron formadas entre el Plioceno temprano y el Pleistoceno tardío, hace aproximadamente 10 millones de años (Brattstrom, 1990). El AR se encuentra fuertemente influenciado por la corriente norecuatorial, la cual estabiliza la variación de la temperatura a lo largo del año, sin embargo, durante el primer trimestre del año se produce una disminución de la temperatura debido a la influencia de las aguas frías acarreadas por la corriente de California (Castro-Aguirre y Balart, 2002). Las cuatro islas que comprenden el Archipiélago de Revillagigedo son:

- 1) San Benedicto. Esta isla cuenta con un total de 551 hectáreas, y se caracteriza por presentar una gran costa dentada con numerosas entradas y salientes. Posee tres edificios volcánicos: Los volcanes Bárcena y Herrera, además del cerro López de Villalobos (CONANP, 2017).
- 2) Socorro: Es la más grande de las islas que comprenden al AR (13,039 hectáreas). Es un volcán tipo escudo considerado como "activo" debido a la presencia de fumarolas y un campo hidrotermal. Sus costas presentan flujos de lava que dan forma a distintas bahías como Binnars y Punta Tosca (CONANP, 2017).
- 3) Roca Partida: Es la más pequeña e inhóspita de las islas. Cuenta con tan solo una superficie de 0.1188 hectáreas y se extiende apenas hasta 35 metros sobre el nivel del mar (CONANP, 2017).

- 4) Clarión: Con 339 hectáreas es la segunda isla más grande del archipiélago. Se trata del sitio más alejado del margen continental y se caracteriza por presentar conjuntos montañosos alineados con fosas, además de laderas, acantilados, playas y planicies costeras (CONANP, 2017).

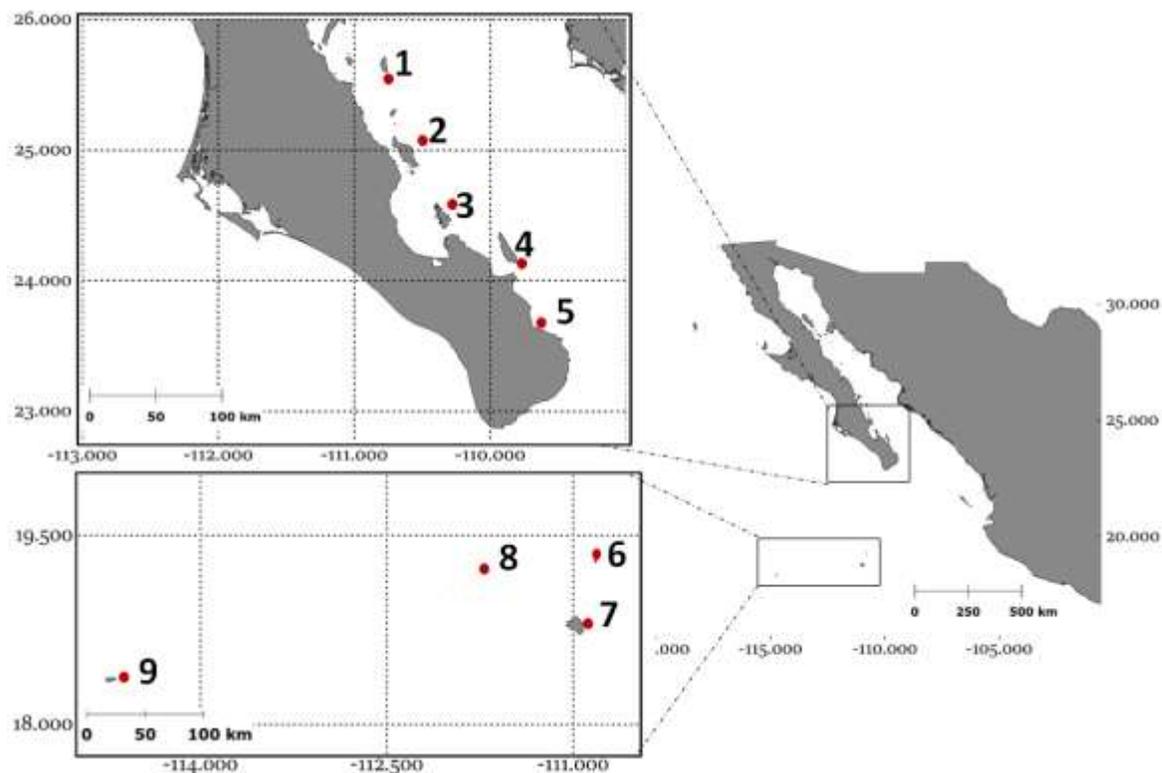


Figura 1. Área de estudio. (A) Suroeste del Golfo de California: 1. Bajo Catalana; 2. Las Ánimas; 3. El Bajo Espíritu Santo; 4. Cerralvo; 5. Cabo Pulmo. (B) Archipiélago de Revillagigedo: 6. San Benedicto; 7. Socorro; 8. Roca Partida; 9. Clarión

6.2 Metodología

6.2.1 Colocación y diseño de las BRUVS

Entre 2018 y 2022 se realizaron 39 lances de BRUVS pelágicos utilizando dos tipos de sistemas diferentes. Cada sistema está conformado por una serie de estaciones, las cuales están conformadas por una base metálica, un depósito de carnada y una cámara. El primer sistema se denomina “MonoBRUV” (Fig. 2a), y comprendió de 4 estaciones independientes. El segundo sistema, denominado como “EstereoBRUV” (Fig. 2b), comprendió de tres estaciones. A diferencia del primer sistema este contó con dos cámaras por estación, con lo que es posible

estimar el tamaño de los organismos. Las estaciones fueron sumergidas a 10 o 20 metros de profundidad y se sujetaron por medio de una línea secundaria a una línea madre en suspensión (Fig. 2c). Con el objetivo de analizar cada estación de manera independiente, estas fueron separadas a una distancia de 250 metros para evitar sobreestimaciones (Langlois *et al.*, 2018). La carnada utilizada fue variada (Atún, barrilete y jurel). Las cámaras utilizadas fueron Go Pro Hero 5, las cuales se configuraron a 1080p y 25 cuadros por segundo en posición horizontal. Para cada lance se tomaron las coordenadas, hora del día, y cuando era posible la profundidad del fondo. Los tiempos de grabación fueron variados (entre 45 minutos y 2.5 horas) dependiendo de las condiciones logísticas y climatológicas.

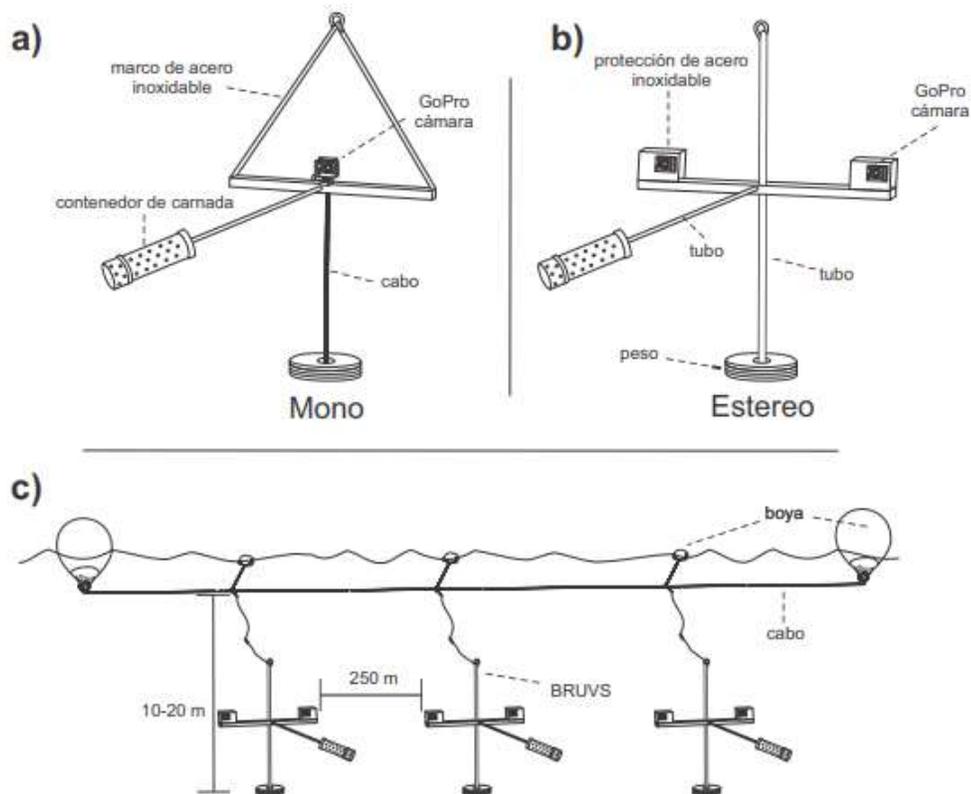


Figura 2. Sistemas de BRUVS utilizados: “MonoBRUV” (a), “EstereoBRUV” (b) y su representación en la columna de agua (c)

6.2.2 Análisis de los videos

Todas aquellas cámaras que presentaron problemas de grabación (cámaras volteadas, tiempos de grabación cortos, inundación de las carcasas, mala visibilidad) fueron excluidas del análisis. Los videos fueron analizados por medio de los programas *VLC Media Player* e *Image J*. Debido a que este trabajo está enfocado únicamente en los patrones de riqueza y abundancia, más no en la composición por tallas o biomasa, solo la cámara izquierda fue analizada en los EstereoBRUVS. Para reducir el impacto antropogénico, los primeros y últimos cinco minutos (correspondientes a la colocación y retiro de las BRUVS) no fueron tomados en cuenta. Todos los individuos observados fueron identificados hasta el mínimo taxón posible utilizando guías de identificación de especies. Con el objetivo de reducir las sobreestimaciones en la abundancia, se contabilizó el número máximo de organismos de una especie en un cuadro determinado (MaxN). Cuando los individuos exhibían movimientos aleatorios, es decir, no direccionados, el cuadro correspondía a un único momento del video. En caso de observar cardúmenes con movimiento unidireccional se contabilizó el total de individuos (Cuadro = tiempo de observación del cardumen).

6.2.3 Análisis estadísticos

6.2.3.1 Evaluación del esfuerzo de muestreo

Para evaluar el esfuerzo de muestreo se utilizaron curvas de acumulación con base en la riqueza de las especies observadas y esperadas. Para ello se utilizaron diferentes procedimientos no paramétricos basados en la abundancia (Chao 1) e incidencia (Jackknife 1, Jackknife 2, Bootstrap) (Martínez-Sanz *et al.*, 2010). Aquellas especies que solo fueron reconocidas hasta nivel género, así como las estaciones donde no se detectó al menos una sola especie fueron eliminados del análisis.

Chao:

(1)

$$Chao = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

Dónde:

S_{obs} = Número de especies en la muestra

F_1 = Número de singletons (Número de especies con una sola ocurrencia)

F_2 = Número de dobletons (Número de especies con exactamente dos ocurrencias en la muestra)

Jacknife 1: (2)

$$S_{jack1} = S_{obs} + Q_1 \frac{m - 1}{m}$$

Dónde:

S_{obs} = Número de especies en la muestra

Q_1 = Número de especies que ocurren en una sola muestra (Especies únicas)

m = Número total de muestras

Jacknife 2: (3)

$$S_{jack2} = S_{obs} + \left[\frac{Q_1 (2m - 3)}{m} \right] - \frac{Q_2 (m - 2)^2}{m(m - 1)}$$

Dónde:

S_{obs} = Número de especies en la muestra

Q_1 = Número de especies que ocurren en una sola muestra (Especies únicas)

Q_2 = Número de especies que ocurren en dos muestras

m = Número total de muestras

Bootstrap: (4)

$$S_{boot} = S_{obs} + \sum_{k=1}^{S_{obs}} (1 - p_k)^2$$

Dónde:

S_{obs} = Número de especies en la muestra

p = Número de muestras donde la especie k esté presente

6.2.3.2 Análisis de la riqueza, abundancia y diversidad de especies

La riqueza de especies (S) fue estimada como el número total de especies por estación, localidad y región. Dadas las diferencias en el esfuerzo de muestreo (horas de grabación y número de cámaras) entre regiones y localidades, fue necesaria la estandarización de MaxN en una unidad de esfuerzo (MaxN^{hr}) (Sherman *et al.*, 2020). Posteriormente se obtuvieron las abundancias por localidad y región para cada una de las especies y se les clasificó en dominantes, comunes, poco comunes o raras de acuerdo a su frecuencia de aparición (Tholan *et al.*, 2020). Para evaluar la heterogeneidad de las especies entre las regiones y localidades se estimaron los índices de Shannon, Simpson y Pielou (Krebs 1989; Magurran 2004)

Shannon: Mide la uniformidad de los valores de importancia a través de las especies de la muestra, predice el grado de incertidumbre de un individuo escogido al azar en la muestra (Magurran 2004; Valdez Marroquín *et al.*, 2018).

(5)

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

Dónde:

S = Número de especies

p = Número de individuos de la especie i

Simpson: Mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una muestra pertenezcan a la misma especie. En este caso el valor del índice es restado a uno para tener una relación directa, donde valores cercanos a 0 indican la dominancia de una única especie, y valores cercanos a uno indican una mayor diversidad por la dominancia equitativa entre todas las especies (Magurran 2004; Valdez-Marroquín *et al.*, 2018):

(6)

$$Simpson = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Dónde:

p_i = Proporción de la especie i

S= Número de especies

Pielou: Mide la proporción de la diversidad observada en relación a la diversidad esperada. Sus valores oscilan entre 0 y 1, donde 0 es la ausencia de uniformidad y 1 uniformidad equitativa entre todas las especies (Magurran 2004; Valdez Marroquín *et al.*, 2018):

(7)

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

Dónde:

H = Índice de Diversidad de Shannon

S = Número de especies en la muestra

Distintividad taxonómica promedio: Mide la distancia taxonómica promedio entre dos especies escogidas al azar en la muestra (Clarke y Warwick, 1998)

(8)

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

Dónde:

S= Número de especies

ω_{ij} = distancia que une a las especies i y j en la clasificación taxonómica

Para analizar la similitud de la composición de especies entre los sitios y localidades se utilizó un escalonamiento multidimensional no métrico o NMDS (Rabinowitz, 1975). Este análisis se realizó para la matriz de disimilitud de Bray Curtis, utilizando una transformación para MaxN^{hr} con raíz cuarta (Ricotta y Podani, 2017). Utilizando la distancia de Bray Curtis con una estandarización doble de Wisconsin y un agrupamiento UPGMA (*Unweighted Pair Group Method With Arithmetic Mean*) se creó un dendrograma para visualizar la similitud de comunidades entre localidades (Backeljau *et al.*, 1996). La contribución de especies a la disimilitud entre regiones y localidades se realizó a partir de un análisis de similitud en porcentaje (SIMPER) utilizando la misma matriz de datos que para el NMDS (Clarke, 1993)

6.2.3.3 Comparaciones estadísticas

Para comprobar si existen diferencias significativas en las comunidades de peces pelágicos e índices de diversidad, se realizó un análisis de varianza basado en permutaciones o PERMANOVA (Anderson y Walsh, 2013). Este análisis se llevó a cabo de manera anidada (Regiones y Localidades) utilizando matrices de distancia euclidianas con 999 permutaciones. Dada la carencia de normalidad en los datos se utilizó una prueba de Kruskal-Wallis (Ostertagová *et al.*, 2014) para comprobar si existían diferencias significativas entre los índices de diversidad ecológica (Shannon, InvSimpson, Pielou y Riqueza promedio de especies). En caso de obtener resultados significativos se realizó la prueba *post hoc* de Dunn (Dinno, 2015) para reconocer los grupos formados.

6.2.3.4 Comparación del nivel trófico promedio.

Para conocer si existen diferencias en el valor trófico promedio se obtuvieron los valores tróficos de cada especie a través de *FishBase*. En aquellos individuos reconocidos únicamente hasta nivel género, se calculó el valor promedio del nivel trófico de acuerdo a otras especies dentro de su mismo grupo, mientras que en el caso de los peces categorizados como “*pelágicos menores*” se les dio un valor de 3.2, que es un valor similar al de otras especies similares. El nivel trófico se multiplicó por el MaxN^{hr} de cada especie y se obtuvo un valor promedio para cada cámara siguiendo la siguiente fórmula:

$$MTL = \frac{\sum_{ij} TL_j Y_{ij}}{\sum Y_{ij}}$$

Dónde:

TL_j = Nivel trófico del individuo de la especie j obtenido de FishBase

Y_{ij} = Número promedio ($MaxN^{hr}$) de la especie i por muestra

Debido a la falta de normalidad y homocedasticidad se procedió a realizar un análisis de Kruskal- Wallis (Ostertagová *et al.*, 2014) para conocer si existen diferencias tróficas a nivel de localidad y región. Para conocer los grupos significativamente distintos se utilizó la prueba *post hoc* de Dunn (Dinno, 2015). Adicionalmente se calculó la abundancia relativa ($MaxN^{hr}$) por nivel trófico en función de las categorías de la tabla 1.

Tabla 1. Asignación de grupos tróficos en función de sus niveles tróficos de acorde a Fourriére *et al.* (2019).

Categoría	Nivel Trófico
Herbívoros (Consumidores primarios y detritívoros)	2.0 - 2.19
Omnívoros (Consumidores secundarios y planctívoros)	2.20 - 2.79
Carnívoros Inferiores (Carnívoros bentónicos)	2.80 - 3.90
Carnívoros Superiores (Piscívoros, depredadores topes)	4.0 - 5.0

6.2.3.5 Efecto de la profundidad de fondo en la comunidad de peces pelágicos y el nivel trófico

Debido a que no en todas las ocasiones fue posible tomar la profundidad de fondo, se tomaron los datos de batimetría de GEBCO (*General Bathymetric Chart of the Oceans*) para las estaciones faltantes. De acuerdo con la profundidad de fondo, las cámaras fueron clasificadas en someras

cuando había 30 metros o menos de profundidad, o profundas cuando se superaba esta medida. Para conocer si existían diferencias en el ensamblaje de peces por nivel de profundidad del fondo se realizó un análisis PERMANOVA (Anderson y Walsh, 2013) con 999 permutaciones utilizando la distancia euclidiana, mientras que para el nivel trófico se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Ostertagová *et al.*, 2014).

7. RESULTADOS

7.1 Evaluación del esfuerzo de muestreo

Entre ambos sistemas se colocaron un total de 149 cámaras (monoBRUVS=128 cámaras; estereoBRUVS = 21 cámaras), sin embargo, solo 140 pudieron ser analizadas debido a problemas con el equipo (e.g. inundación de las cámaras, problemas con los archivos, mala posición de las cámaras, etc.). Esto corresponde a un total de 244.1 horas efectivas de grabación, de las cuales 203 h. correspondieron al AR y 41.1 h. al SGC. El desglose del número total de cámaras y horas efectivas de grabación para cada una de las localidades se presenta en la tabla 2.

Tabla 2. Esfuerzo de muestreo por región y localidad con base en el número de cámaras y el total de horas analizadas en las dos áreas de estudio

Región	Localidad	Número de Cámaras	Horas
Suroeste del Golfo de California	Bajo Catalana	4	4.15
	Las Animas	4	7.55
	El Bajo Espíritu Santo	4	7.08
	Cerralvo	3	4.3
	Cabo Pulmo	14	18
	Total	29	41.1
Archipiélago de Revillagigedo	San Benedicto	48	84.6
	Socorro	36	66.4
	Roca Partida	12	22.8
	Clarión	15	29.4
	Total	111	203

7.2 Curvas de acumulación de especies y estimadores de diversidad

En 18 de las 149 cámaras analizadas no se observó ninguna especie (SGC = 7; AR= 11), por lo cual fueron excluidas de los análisis. En el AR la curva de acumulación presentó un comportamiento asintótico (Fig. 3), sin embargo, esto no sucedió para el SGC, lo que sugiere un bajo esfuerzo de muestreo para esta región. A nivel de localidad solo Roca Partida, San Benedicto y Socorro parecen estar alcanzando el nivel asintótico (Fig. 4).

Por su parte, los estimadores de diversidad indicaron que en el SGC existen entre 50 (Bootstrap) y 74 (Jacknife 2) especies, en comparación a las 41 observadas en las cámaras, lo que implica una eficiencia de muestreo de entre el 55.4% y 82% (Fig. 5). En contraste, para el AR se estimaron entre 33 (Bootstrap) y 40 (Jacknife 2) especies, con respecto a las 30 observadas en el presente estudio. Esto implica una eficiencia de muestreo de entre el 75% y 90.9% (Fig. 6).

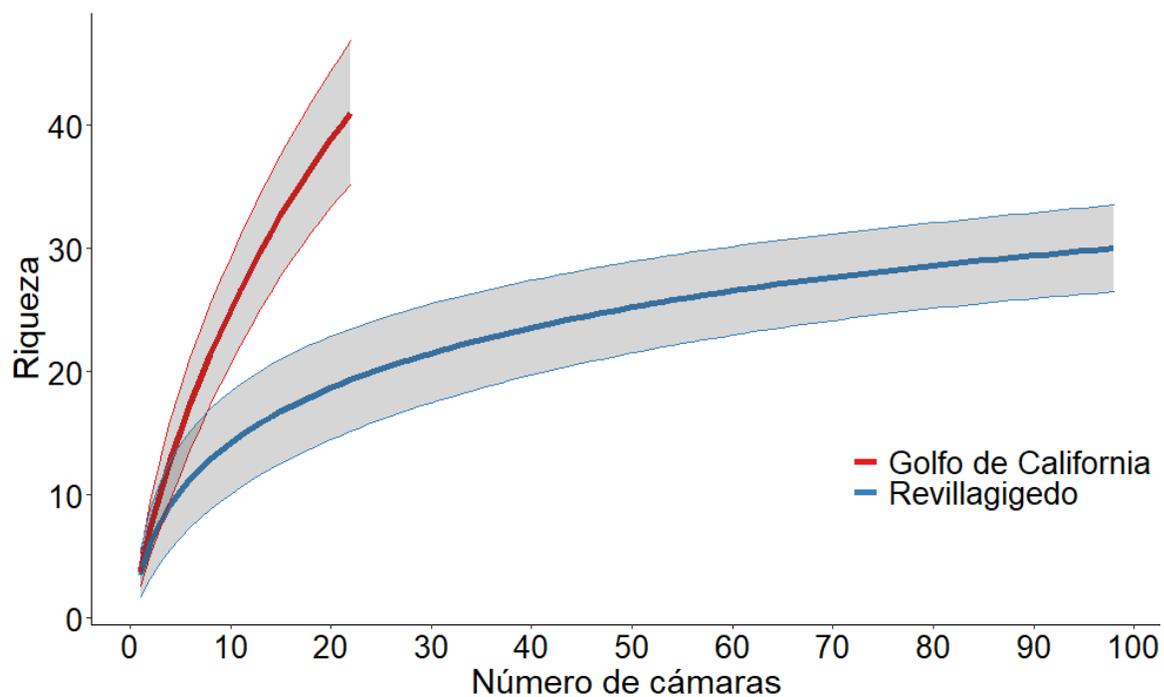


Figura 3. Curva de acumulación de especies para el Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo.

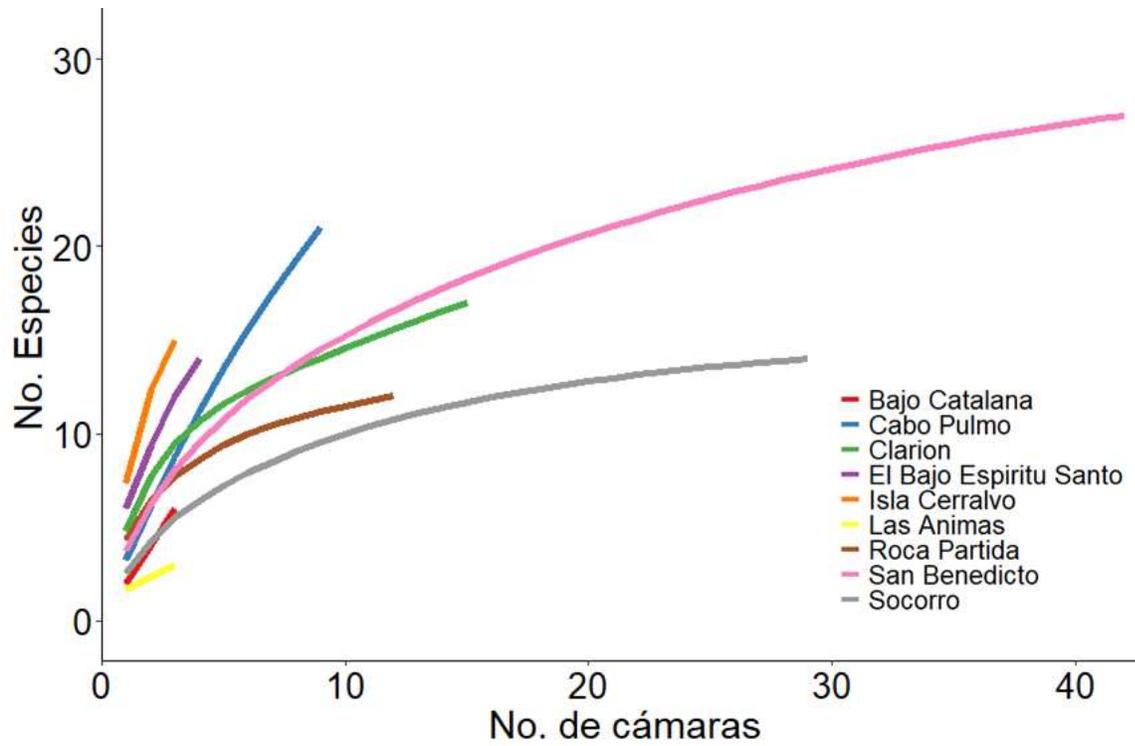


Figura 4. Curvas de acumulación de especies para cada una de las localidades muestreadas

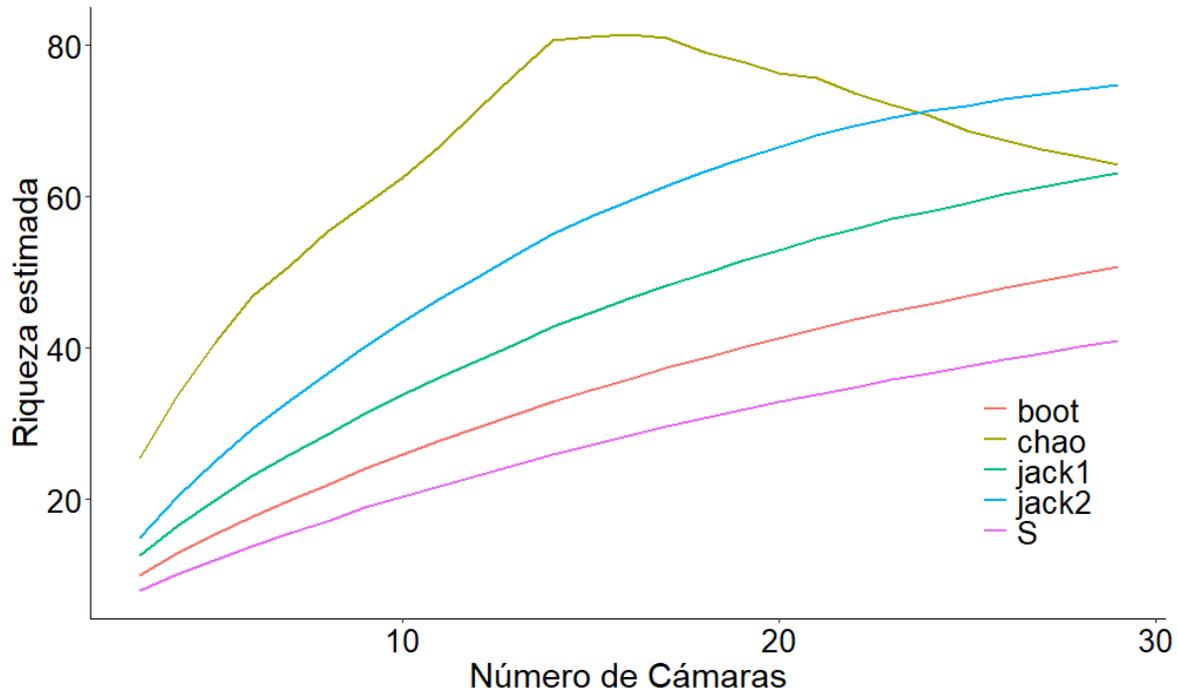


Figura 5. Estimadores de diversidad para el Suroeste del Golfo de California: Bootstrap (boot), Chao 1 (chao), Jackknife 1 (jack1), Jackknife 2 (jack2) y Riqueza observada (S).

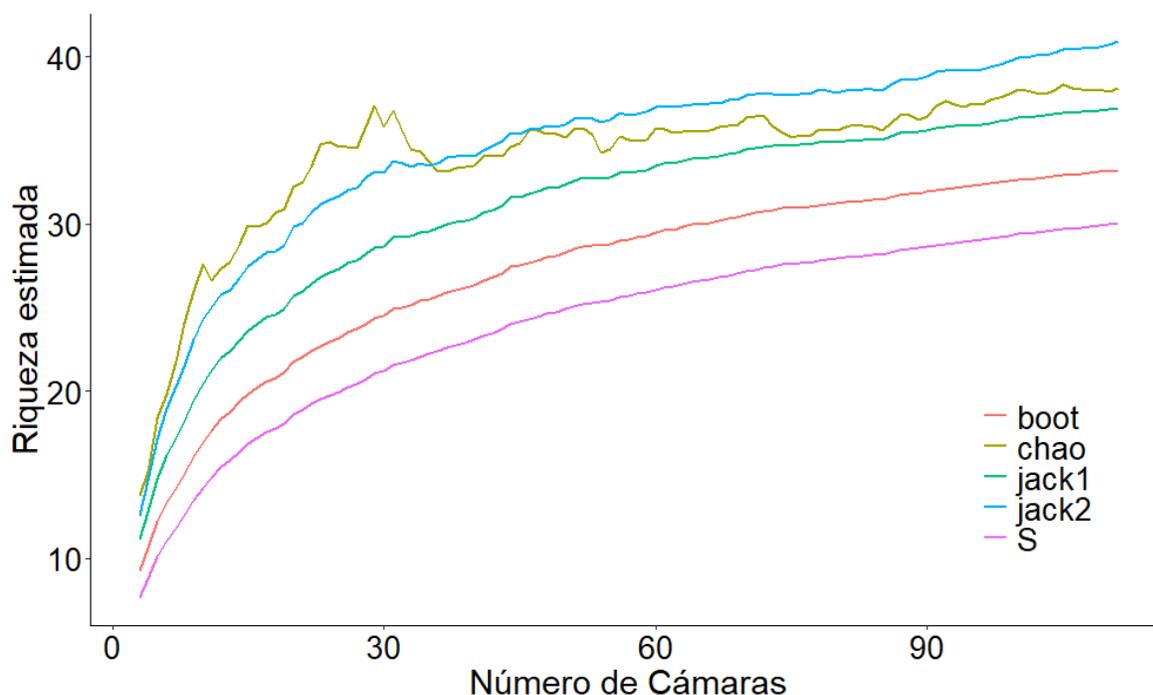


Figura 6. Estimadores de diversidad para el Archipiélago de Revillagigedo: Bootstrap (boot), Chao 1 (chao), Jacknife 1 (jack1), Jacknife 2 (jack2) y Riqueza observada (S).

7.3 Número de Individuos

Se contabilizaron un total de 8,507 individuos, de los cuales el 89.54% (N= 7,618) logró ser identificado hasta nivel especie. En contraste, 54 individuos solo se reconocieron hasta nivel género (*Caranx ssp* = 51, *Dasyatis ssp* = 2, *Mobula ssp* = 1), mientras que el resto fueron catalogados como “Pelágico Menor” (N = 721) o “Sin identificar” (N = 107). El SGC presentó una mayor cantidad de individuos (N= 4,877) en comparación del AR (N= 3,630). A nivel de localidad, el Bajo Espíritu Santo fue el sitio con mayor número de individuos (N=2,314), mientras que Cabo Pulmo fue el que presentó el menor número (N= 176) (Fig. 7).

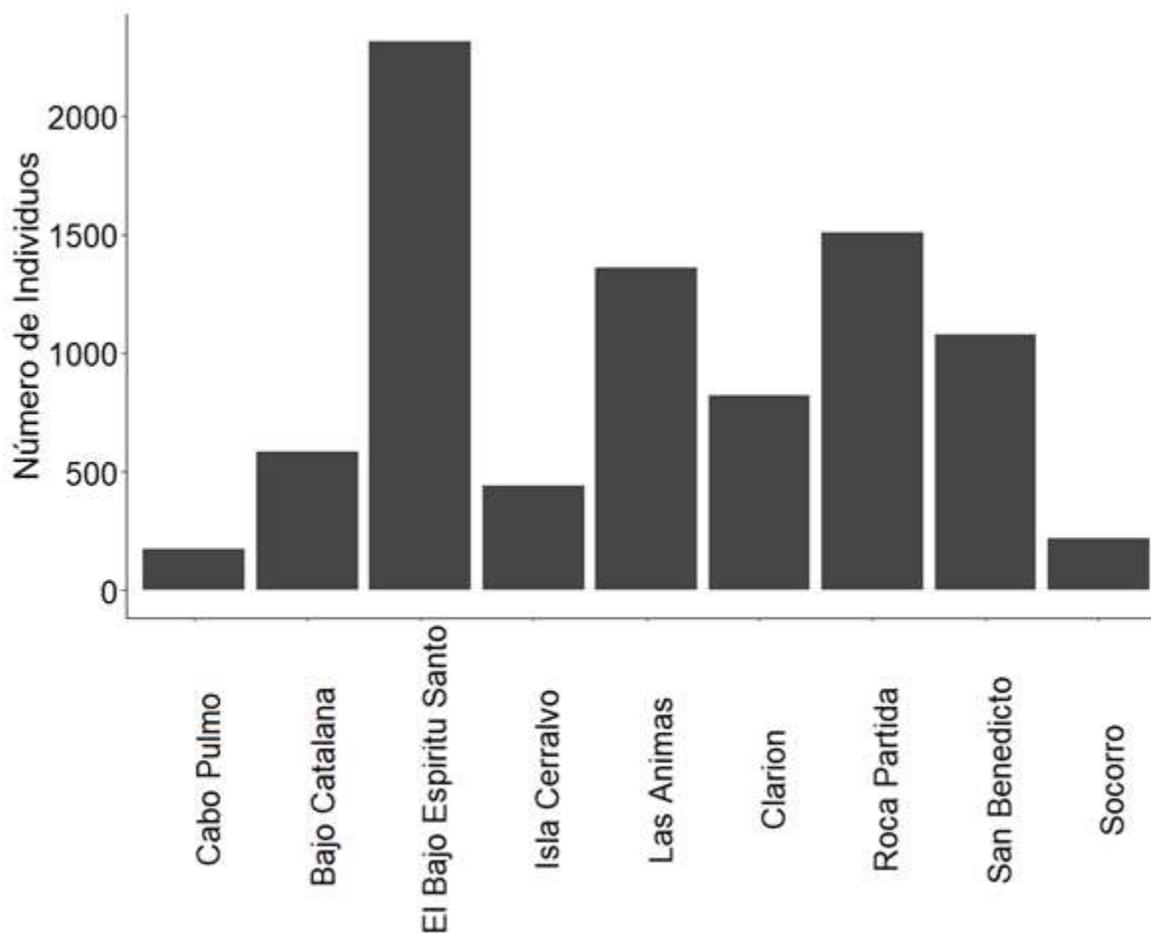


Figura 7. Número de individuos registrados por localidad

7.4 Diversidad, riqueza y abundancia de especies

Se observaron un total de 24 familias distribuidas en 60 especies distintas (Tabla 3). Las familias más diversas fueron Carangidae (14 especies), Lutjanidae (6 especies), Scombridae (6 especies) y Carcharhinidae (5 especies). El SGC presentó la mayor cantidad de especies (N= 41), mientras que el AR obtuvo el menor número (N=30). Once especies fueron observadas en ambas regiones. Con respecto a su estatus de conservación, 49 especies se clasifican como de *Preocupación Menor* (LC), 4 *Casi amenazadas* (NT), 5 *Vulnerables* (Vu), 1 *En Peligro* (EN), y 1 *En Peligro Crítico* (CR). Basados en la información del Instituto Smithsonian (Robertson y Allen, 2015), veintinueve especies se encuentran asociadas a sistemas arrecifales, tres son de carácter demersal, ocho son bento-pelágicas y veinte son completamente pelágicas.

Tabla 3. Listado taxonómico, estatus de conservación (IUCN), hábitat preferencial (Ht) y presencia por región de las especies observadas en las cámaras: Suroeste del Golfo de California (SGC), Archipiélago de Revillagigedo (REV). Preocupación menor (LC), Casi amenazado (NT), Vulnerable (VU), En peligro (EN), En peligro crítico (CR); en cuanto a hábitat, Asociado a arrecifes (A), Bento-pelágico (BP), Pelágico (P).

Familia	Especie	IUCN	Ht	SGC	REV
Acanthuridae	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	LC	A	X	
	<i>Prionurus punctatus</i>	LC	A	X	
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	LC	A	X	
	<i>Xanthichthys mento</i>	LC	A		X
Carangidae	<i>Carangoides otrynter</i>	LC	BP	X	
	<i>Carangoides orthogrammus</i>	LC	P		X
	<i>Caranx caballus</i>	LC	P	X	X
	<i>Caranx caninus</i>	LC	P	X	
	<i>Caranx lugubris</i>	LC	P		X
	<i>Caranx melampygus</i>	LC	A	X	X
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	LC	A	X	X
	<i>Decapterus macarellus</i>	LC	P	X	
	<i>Elagatis bipinnulata</i>	LC	P		X
	<i>Gnathanodon speciosus</i>	LC	A		X
	<i>Naucrates ductor</i>	LC	P		X
	<i>Seriola lalandi</i>	LC	BP	X	X
	<i>Seriola rivoliana</i>	LC	BP	X	X
	<i>Uraspis helvola</i>	LC	BP	X	
Chaetodontidae	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	LC	A	X	
Chanidae	<i>Chanos chanos</i>	LC	BP	X	
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	VU	A		X
	<i>Carcharhinus falciformis</i>	VU	P		X
	<i>Carcharhinus galapagensis</i>	LC	BP		X
	<i>Carcharhinus limbatus</i>	VU	P		X
	<i>Galeocerdo cuvier</i>	NT	P		X
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	LC	P		X
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i>	LC	A		X
Ephiphidae	<i>Chaetodipterus zonatus</i>	LC	A	X	
Istiophoridae	<i>Kajikia audax</i>	NT	P		X
Kyphosidae	<i>Kyphosus elegans</i>	LC	A		X
	<i>Kyphosus vaigiensis</i>	LC	BP	X	
Labridae	<i>Bodianus diplotaenia</i>	LC	A	X	
	<i>Thalassoma lucasanum</i>	LC	A	X	
Lutjanidae	<i>Hoplopagrus guentheri</i>	LC	A	X	
	<i>Lutjanus argentiventris</i>	LC	A	X	
	<i>Lutjanus inermis</i>	LC	A	X	
	<i>Lutjanus jordani</i>	LC	A	X	
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	LC	A	X	
	<i>Lutjanus viridis</i>	LC	A	X	

Monacanthidae	<i>Aluterus monoceros</i>	LC	A	X	X
	<i>Aluterus scriptus</i>	LC	A		X
Muraenidae	<i>Gymnothorax castaneus</i>	LC	A	X	
Myliobatidae	<i>Mobula birostris</i>	EN	P		X
	<i>Rhinoptera steindachneri</i>	NT	A	X	
Pomacanthidae	<i>Holacanthus passer</i>	LC	A	X	
Pomacentridae	<i>Microspathodon bairdii</i>	LC	A	X	
Scombridae	<i>Acanthocybium solandri</i>	LC	P	X	X
	<i>Euthynnus lineatus</i>	LC	P	X	
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	LC	P	X	X
	<i>Sarda orientalis</i>	LC	P	X	
	<i>Thunnus albacares</i>	LC	P	X	X
	<i>Thunnus obesus</i>	VU	P		X
Serranidae	<i>Epinephelus labriformis</i>	LC	D	X	
	<i>Cephalopholis colonus</i>	LC	A	X	X
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	CR	P	X	X
	<i>Sphyrna zygaena</i>	VU	BP	X	
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides annulatus</i>	LC	A	X	
	<i>Sphoeroides lobatus</i>	LC	D		X
Urotrygonidae	<i>Urotrygon rogersi</i>	NT	D	X	
Zanclidae	<i>Zanclus cornutus</i>	LC	A	X	
Total				41	30

7.5 Diversidad de especies en el Suroeste del Golfo de California

En el SGC se identificaron un total de 20 familias de peces, distribuidas en 41 especies distintas (Tabla 4). La familia Carangidae fue el grupo de peces más diverso (9 especies), seguido de las familias Lutjanidae (6 especies) y Scombridae (5 especies). Por otro lado, Cabo Pulmo fue la localidad con una mayor cantidad de especies (N= 20), mientras que las Animas fue la localidad con menor número (N=3). *Balistes polylepis* y *Decapterus macarellus* fueron las especies que se presentaron en un mayor número de localidades. Veintiocho de las 41 especies se presentaron exclusivamente dentro de una localidad.

Tabla 4. Lista de especies por familia registradas en el Suroeste del Golfo de California y su presencia por localidad: Cabo Pulmo (CP), Bajo Catalana (CAT), El Bajo Espiritu Santo (EBES), Cerralvo (CE) y Las Ánimas (LA).

Familia	Especie	CP	CAT	EBES	CE	LA
Acanthuridae	<i>Acanthurus xanthopterus</i>			X		
	<i>Prionurus punctatus</i>			X	X	
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	X	X	X	X	
Carangidae	<i>Carangoides otrynter</i>	X				
	<i>Caranx caballus</i>				X	X
	<i>Caranx caninus</i>	X				
	<i>Caranx melampygus</i>	X				
	<i>Caranx sexfasciatus</i>	X				
	<i>Decapterus macarellus</i>		X	X	X	X
	<i>Seriola lalandi</i>			X		
	<i>Seriola rivoliana</i>	X		X		
	<i>Uraspis helvola</i>	X				
Chaetodontidae	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>				X	
Chanidae	<i>Chanos chanos</i>				X	
Ephiphidae	<i>Chaetodipterus zonatus</i>	X				
Kyphosidae	<i>Kyphosus vaigiensis</i>				X	
Labridae	<i>Bodianus diplotaenia</i>	X				
	<i>Thalassoma lucasanum</i>	X				
Lutjanidae	<i>Hoplopagrus guentheri</i>	X		X		
	<i>Lutjanus argentiventris</i>	X		X	X	
	<i>Lutjanus inermis</i>		X			
	<i>Lutjanus jordani</i>			X		
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>			X		
	<i>Lutjanus viridis</i>				X	
Monacanthidae	<i>Aluterus monoceros</i>	X				
Muraenidae	<i>Gymnothorax castaneus</i>				X	
Myliobatidae	<i>Rhinoptera steindachneri</i>	X				

Pomacanthidae	<i>Holacanthus passer</i>				X	
Pomacentridae	<i>Microspathodon bairdii</i>	X				
Scombridae	<i>Acanthocybium solandri</i>	X			X	
	<i>Euthynnus lineatus</i>		X	X		X
	<i>Katsuwonus pelamis</i>		X			
	<i>Sarda orientalis</i>			X		
	<i>Thunnus albacares</i>	X				
Serranidae	<i>Cephalopholis colonus</i>		X	X	X	
	<i>Epinephelus labriformis</i>				X	
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>			X		
	<i>Sphyrna zygaena</i>	X				
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides annulatus</i>	X				
Urotrygonidae	<i>Urotrygon rogersi</i>	X				
Zanclidae	<i>Zanclus cornutus</i>				X	
Total		20	6	14	15	3

En términos de abundancia relativa ($\text{MaxN}^{-\text{hr}}$), *Decapterus macarellus* fue la especie más abundante en el SGC, presentando números importantes en El Bajo Espíritu Santo y Las Ánimas. Otras especies como *Cephalopholis colonus*, *Euthynnus lineatus* y *Balistes polylepis* también presentaron grandes abundancias, principalmente en EBES (Fig. 8). De las 41 especies reportadas para el SGC, 23 tuvieron un único registro. En contraste, *Balistes polylepis* fue la especie con mayor número de avistamientos en las cámaras, con nueve observaciones, seguido por *Euthynnus lineatus* y *Decapterus macarellus*, que contaron con ocho avistamientos cada uno (Fig. 9). De manera general se encontró una especie dominante, 3 especies comunes, 14 especies poco comunes y 23 especies raras.

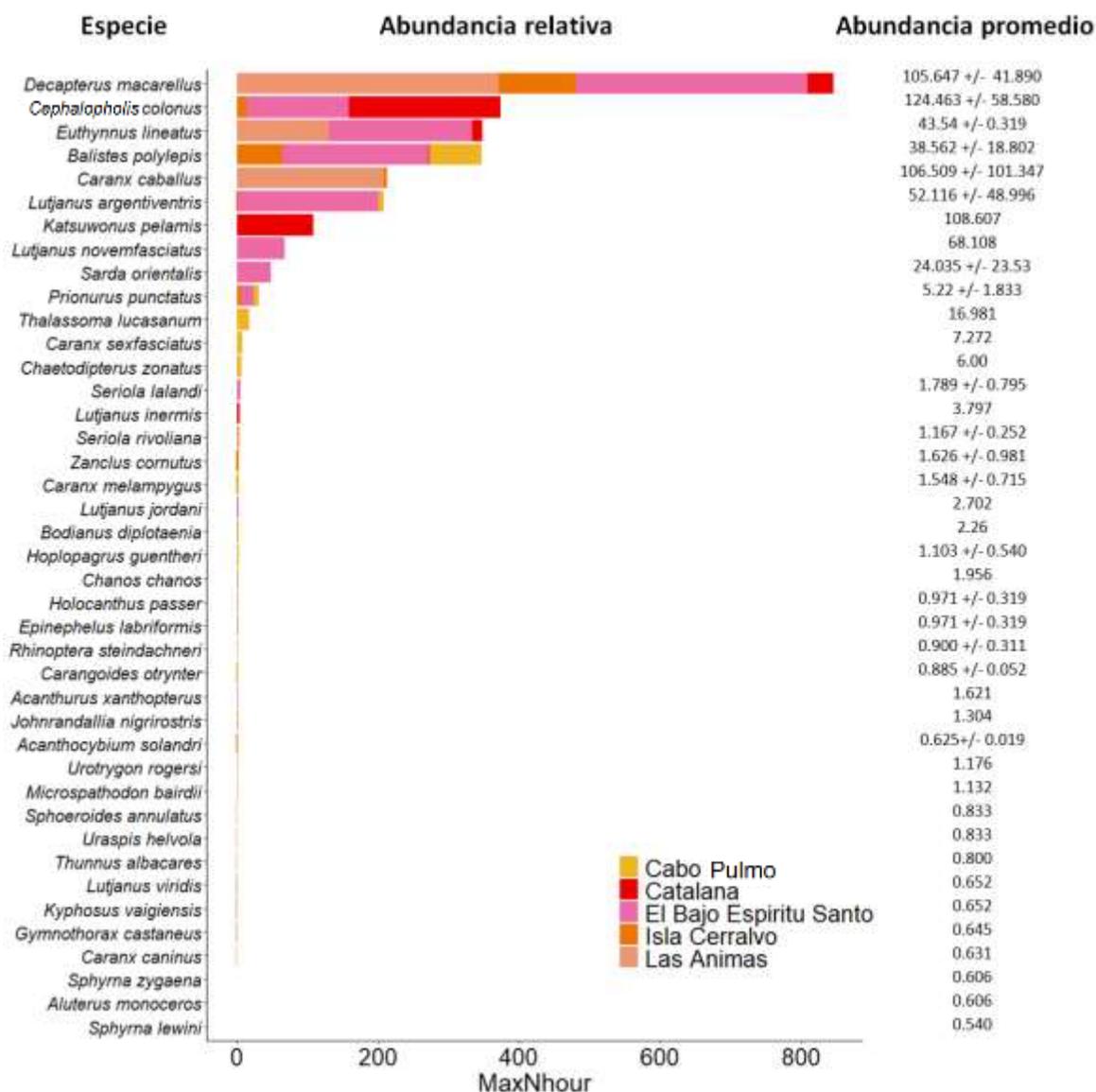


Figura 8. Abundancia relativa y abundancia promedio (MaxN^{hr}) de las especies registradas en el Suroeste del Golfo de California por localidad.

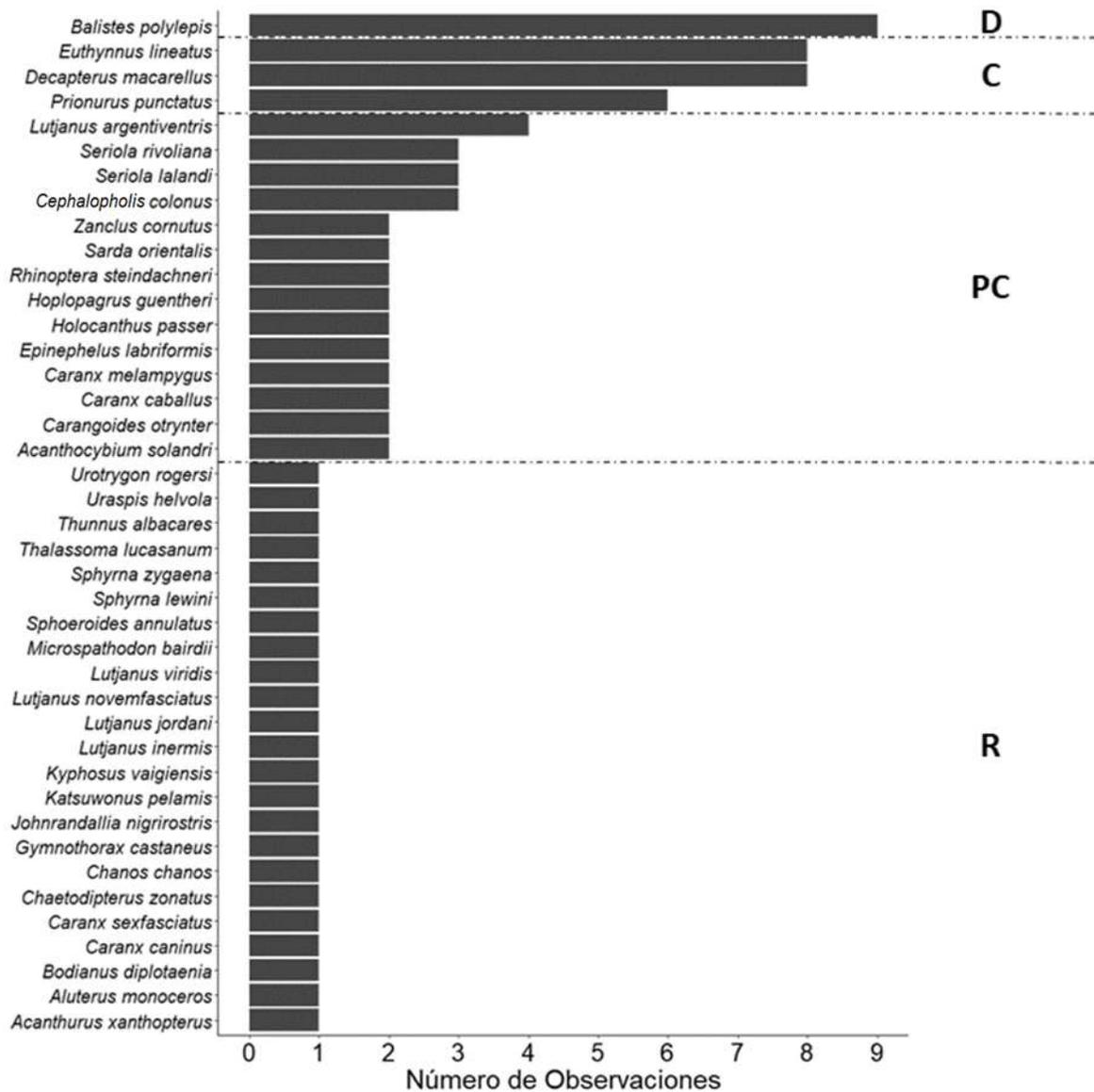


Figura 9. Número de observaciones para las especies registradas en el Suroeste del Golfo de California. La categoría de ocurrencia se representa por las letras D (Dominante < 40% de los monitoreos), C (Común 21% - 40% de los monitoreos), PC (Poco común 11% - 20% de los monitoreos), R (Especie rara < 10% de los monitoreos).

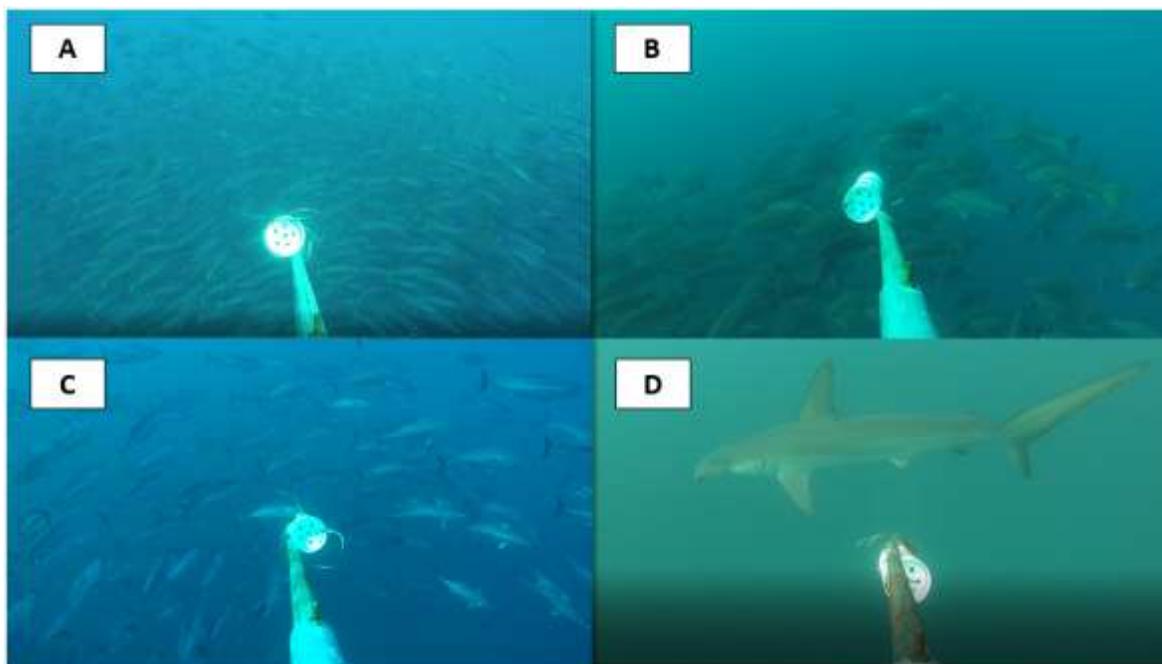


Figura 10. Especies observadas en el Suroeste del Golfo de California: A) Macarela caballa (*Decapterus macarellus*), B) Pargo prieto (*Lutjanus novemfasciatus*), C) Barrilete negro (*Euthynnus lineatus*) y D) Cornuda prieta (*Sphyrna zygaena*).

7.6 Diversidad de especies en el Archipiélago de Revillagigedo

En el AR se identificaron un total de 13 familias de peces, distribuidas en 30 especies distintas (Tabla 5). La familia Carangidae fue la más diversa con diez especies distintas, seguida por las familias Carcharhinidae y Scombridae, con 5 y 4 especies respectivamente. San Benedicto fue la localidad con mayor número de especies (27), mientras que Roca Partida fue la localidad con menor número (12). Siete especies (*Elagatis bipinnulata*, *Naucrates ductor*, *Carcharhinus albimarginatus*, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus galapagensis*, *Acanthocybium solandri* y *Thunnus albacares*) fueron reportadas en todas las localidades. En contraste, *Caranx sexfasciatus*, *Coryphaena hippurus*, *Diodon holocanthus*, *Aluterus scriptus*, *Thunnus obesus*, *Cephalopholis colonus* y *Sphoeroides lobatus* solo se presentaron en una sola localidad.

Tabla 5. Lista de especies por familia registradas en el Archipiélago de Revillagigedo y su presencia por localidad: Clarión (CL), Roca Partida (RP), San Benedicto (SB) y Socorro (SO).

Familia	Especie	CL	RP	SB	SO
Balistidae	<i>Xanthichthys mento</i>	X		X	X
Carangidae	<i>Carangoides orthogrammus</i>	X		X	
	<i>Caranx caballus</i>	X		X	
	<i>Caranx lugubris</i>	X		X	X
	<i>Caranx melampygyus</i>	X		X	
	<i>Caranx sexfasciatus</i>			X	
	<i>Elagatis bipinnulata</i>	X	X	X	X
	<i>Gnathanodon speciosus</i>			X	
	<i>Naucrates ductor</i>	X	X	X	X
	<i>Seriola lalandi</i>	X	X		
	<i>Seriola rivoliana</i>	X		X	
	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	X	X	X
<i>Carcharhinus falciformis</i>		X	X	X	X
<i>Carcharhinus galapagensis</i>		X	X	X	X
<i>Carcharhinus limbatus</i>				X	X
<i>Galeocerdo cuvier</i>		X		X	X
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>			X	
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i>			X	
Istiophoridae	<i>Kajikia audax</i>		X	X	X
Kyphosidae	<i>Kyphosus elegans</i>	X			
Monacanthidae	<i>Aluterus monoceros</i>	X		X	

	<i>Aluterus scriptus</i>			X	
Myliobatidae	<i>Mobula birostris</i>			X	X
Scombridae	<i>Acanthocybium solandri</i>	X	X	X	X
	<i>Katsuwonus pelamis</i>		X	X	
	<i>Thunnus obesus</i>		X		
	<i>Thunnus albacares</i>	X	X	X	X
Serranidae	<i>Cephalopholis colonus</i>			X	
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>		X	X	X
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides lobatus</i>			X	
Total		17	12	27	14

En términos de abundancia relativa ($\text{MaxN}^{-\text{hr}}$), *Katsuwonus pelamis* fue la especie más abundante en el AR (Fig. 11). *Thunnus albacares*, *Xanthichthys mento* y *Cephalopholis colonus* fueron especies que también presentaron grandes abundancias, especialmente la primera en Roca Partida. *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus albimarginatus* y *Carcharhinus galapagensis* fueron las especies con mayor número de ocurrencias en las cámaras, con más de cincuenta avistamientos cada una (Fig. 12). En contraste, siete especies de peces (*Thunnus obesus*, *Sphoeroides lobatus*, *Kyphosus elegans*, *Gnathanodon speciosus*, *Diodon holocanthus*, *Coryphaena hippurus* y *Caranx sexfasciatus*) fueron registradas en una sola ocasión. Con base en el número de avistamientos, 3 especies se consideraron como dominantes, 2 como comunes, 6 como poco comunes, y 19 como raras.

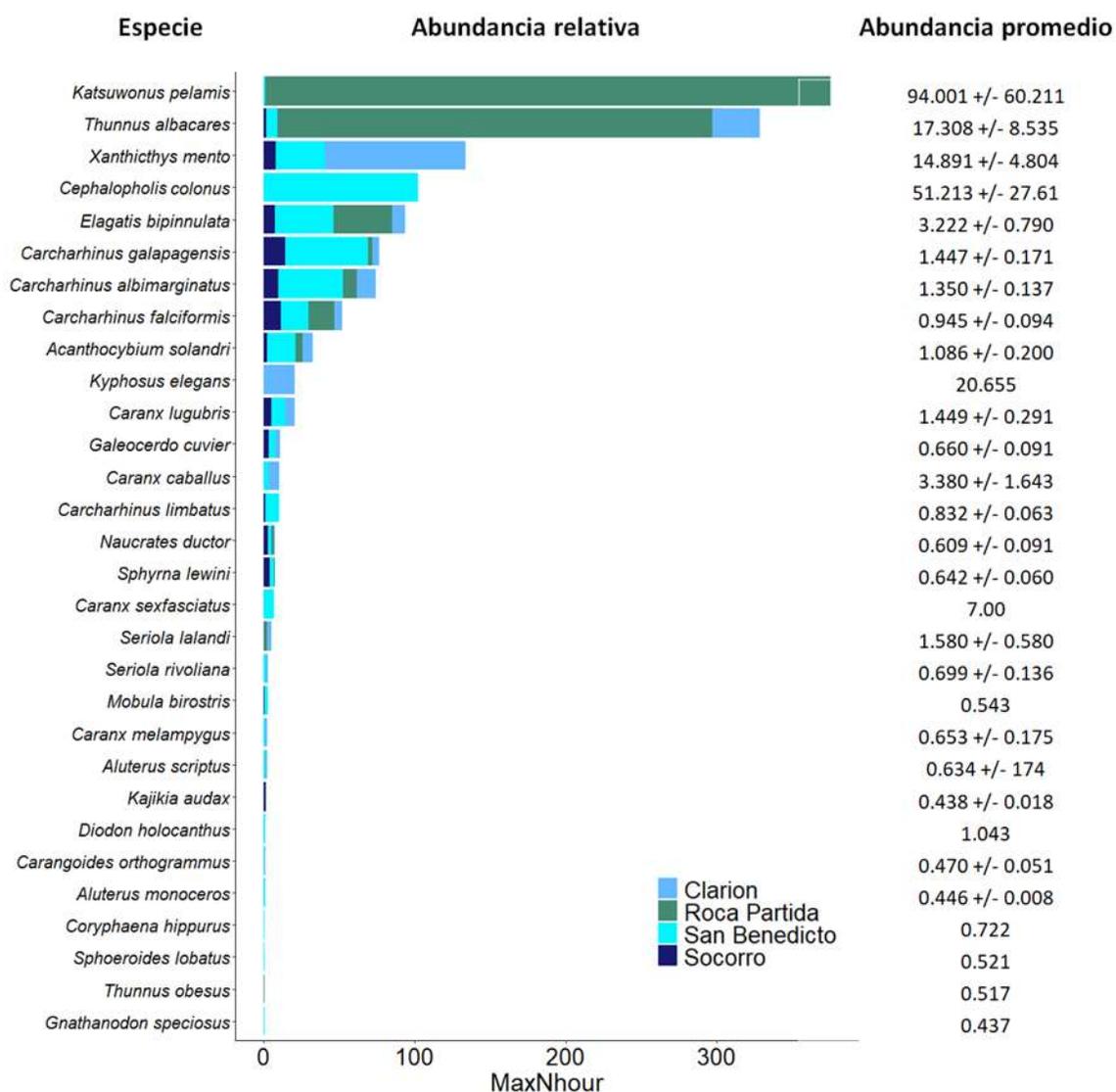


Figura 11. Abundancia relativa y abundancia promedio de las especies registradas en el Archipiélago de Revillagigedo por localidad.

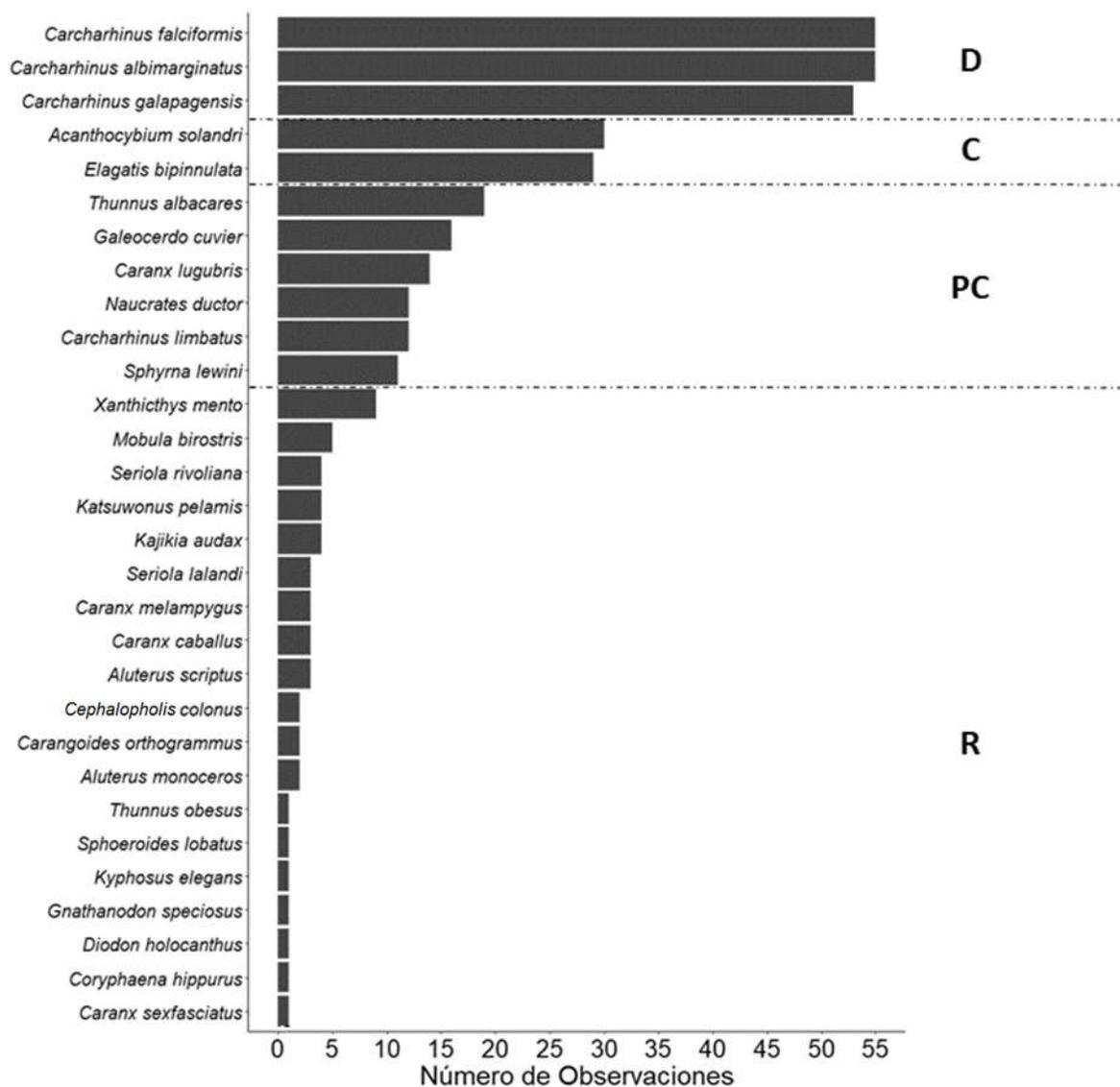


Figura 12. Número de observaciones para las especies registradas en el Archipiélago de Revillagigedo. La categoría de ocurrencia se representa por las letras D (Dominante < 40% de los monitoreos), C (Común 21% - 40% de los monitoreos), PC (Poco común 11% - 20% de los monitoreos), R (Especie rara < 10% de los monitoreos).

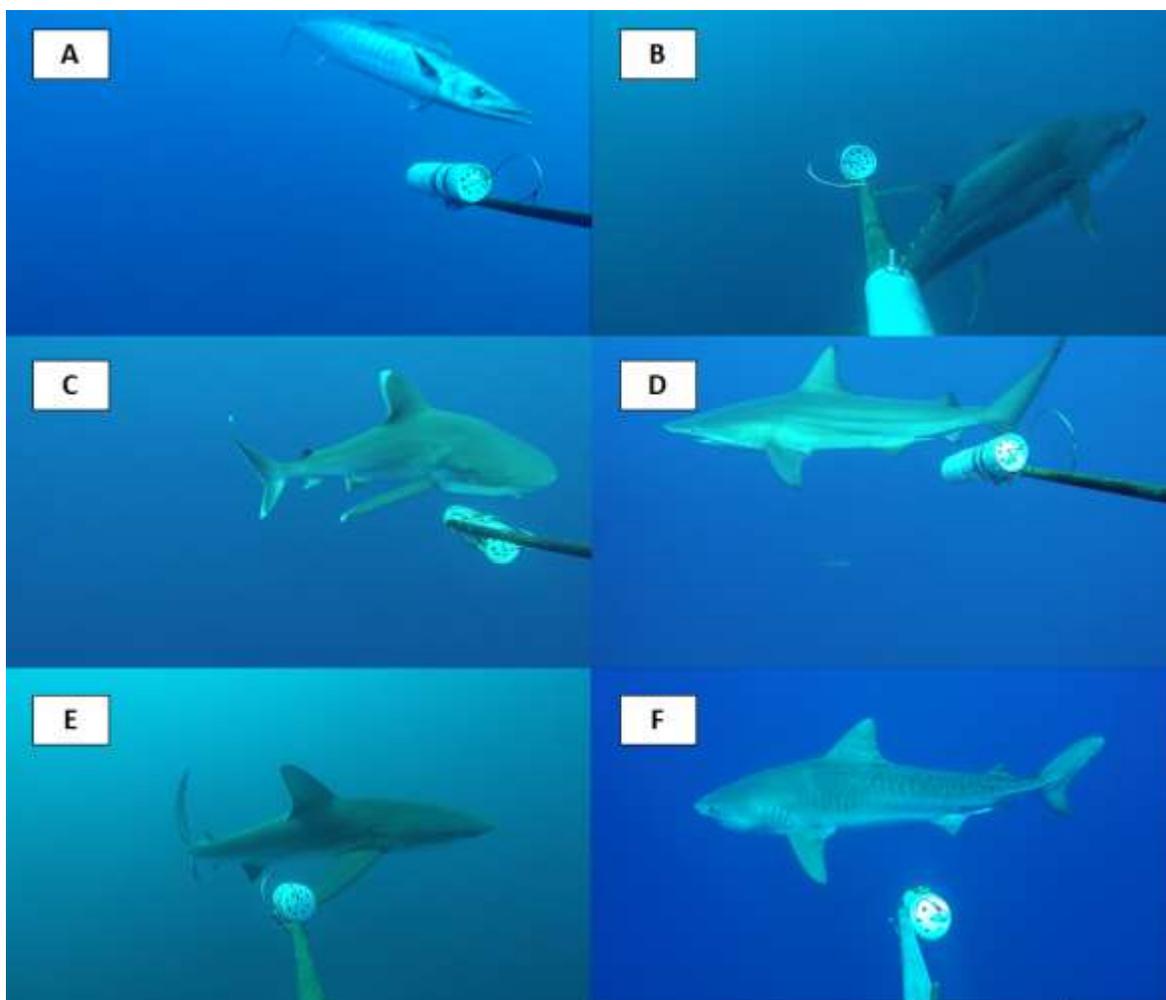


Figura 13. Ejemplo de especies observadas en el Archipiélago de Revillagigedo. A) Wahoo (*Acanthocybium solandri*), B) Atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), C) Tiburón de puntas plateadas (*Carcharhinus albimarginatus*), D) Tiburón de puntas negras (*Carcharhinus limbatus*), E) Tiburón de las Galápagos (*Carcharhinus galapagensis*) y F) Tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*).

7.7 Índices de diversidad ecológica

La mayor riqueza promedio se encontró en Cerralvo, donde el 50% de los cuartiles se encuentran por encima de las 9 especies (Fig. 14). Las Ánimas y Bajo Catalana fueron los sitios con menor riqueza, con menos de cuatro especies por cámara. Los resultados estadísticos no arrojaron diferencias significativas a nivel de región ni a nivel de localidad (Tabla 6).

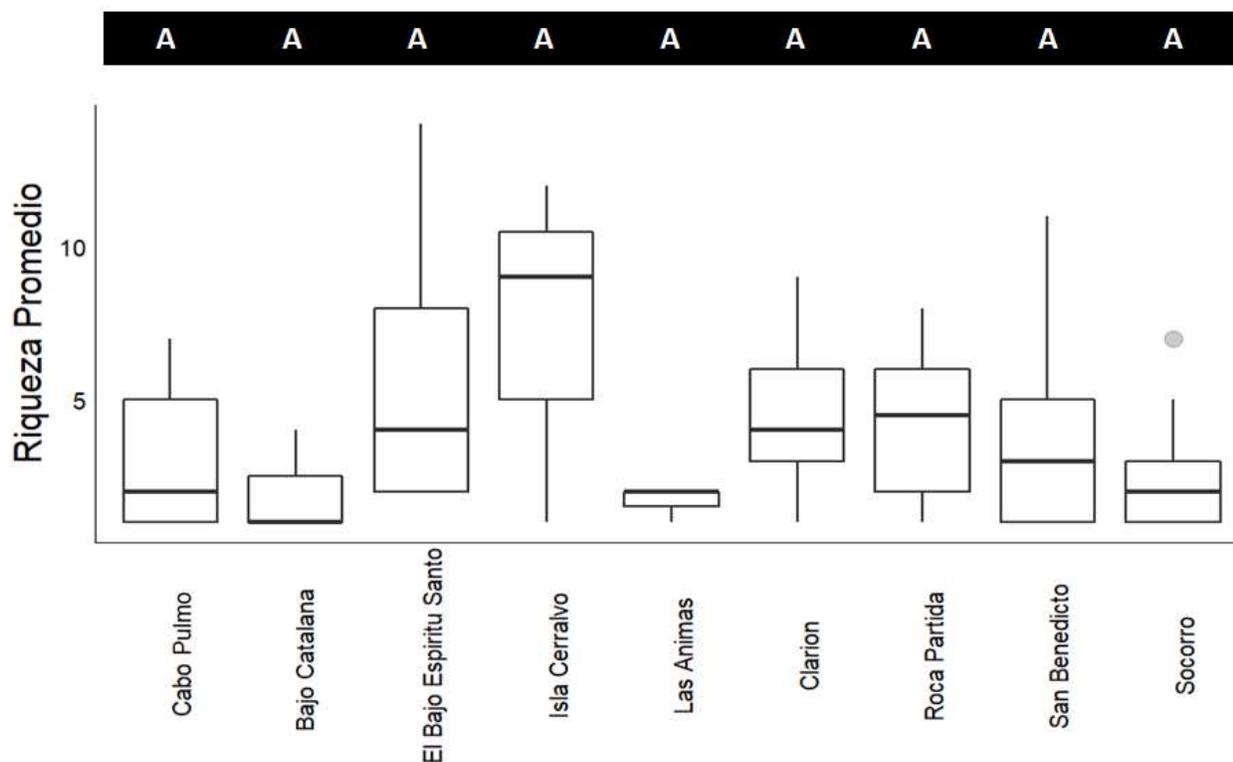


Figura 14. Riqueza promedio por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.

Con respecto al índice de Shannon (Fig. 15), el Bajo Catalana fue el sitio con menor diversidad, con el 50% de sus datos con diversidad nula (igual a cero), seguido por las Ánimas, el cual no sobrepasa un valor de 0.5. En contraste, los valores máximos se encontraron en El Bajo Espiritu Santo, Clarión y San Benedicto, con el 50% de sus valores por encima de 1. Pese a lo anterior, no se encontraron diferencias significativas a nivel de localidad, ni a nivel de Región (Tabla 6).

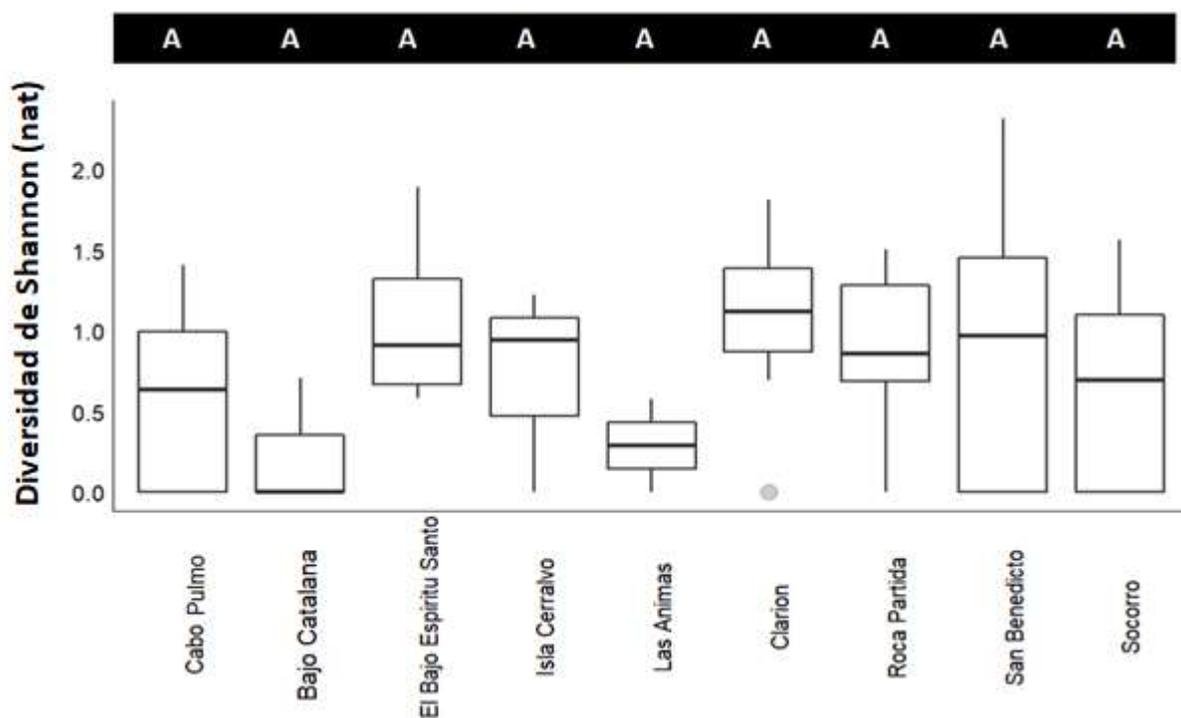


Figura 15. Índice de Shannon por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.

El índice de Simpson (Fig. 16) mostró que El Bajo Espiritu Santo, Clarión, Roca Partida, San Benedicto y Socorro fueron las localidades con mayor diversidad, con el 50% de los valores por encima de un valor de 0.5. En contraste, Bajo Catalana y las Ánimas fueron las localidades que presentaron menor diversidad, con más del 50% de sus valores por debajo de 0.25. Para este índice se encontraron diferencias significativas a nivel de región, pero no a nivel de localidad (Tabla 6).

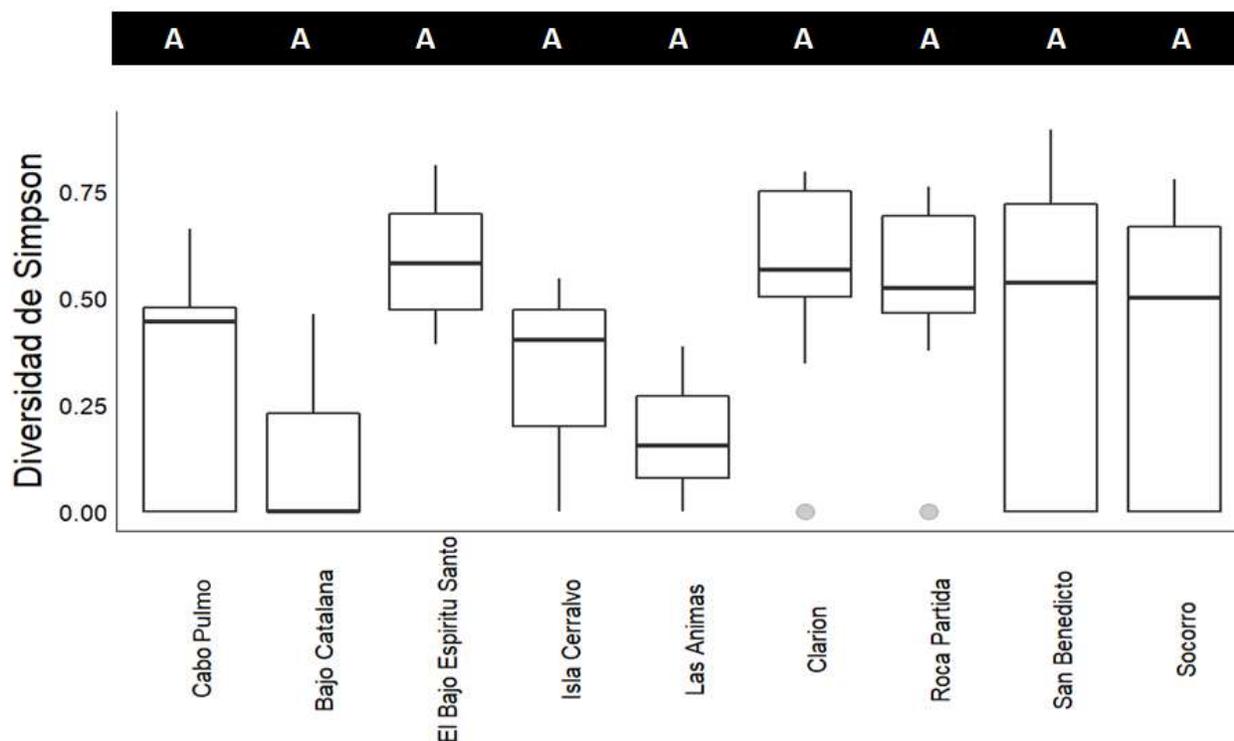


Figura 16. Índice de Simpson por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.

El índice de uniformidad de Pielou (Fig. 17) mostró valores más altos en las localidades del AR, donde más del 50% de los datos obtuvieron valores por encima de 0.8. Por su parte, El Bajo Espiritu Santo y Cabo Pulmo fueron las localidades que presentaron los valores más altos dentro del Golfo de California, con el 50% de sus datos por encima de 0.6. Bajo Catalana fue el sitio con menor valor, pues el 50% de sus datos obtuvieron un valor de cero para este índice. Con respecto a los análisis estadísticos no se encontraron diferencias entre regiones, pero si entre localidades. Las pruebas post hoc demostraron diferencias (Tabla 6) entre Clarión con Cabo Pulmo, Bajo Catalana, Cerralvo y San Benedicto, así como entre Socorro con Bajo Catalana.

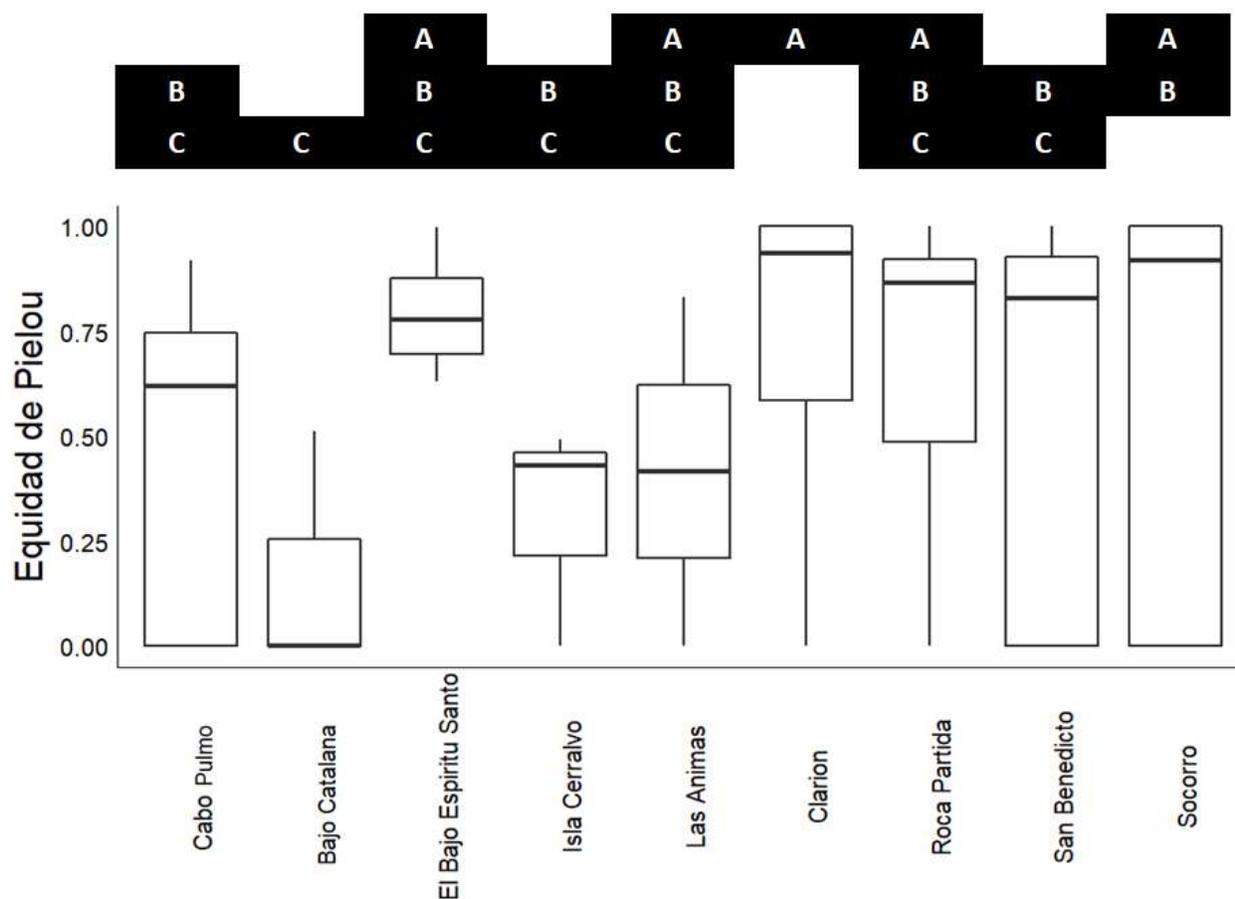


Figura 17. Índice de equidad de Pielou por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se presentan en la parte superior mediante la asignación de letras.

Tabla 6. Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los Índices de diversidad: Chi cuadrada (X^2), grados de libertad (df), valor de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados con negritas y asteriscos (*).

Variable	Nivel	X^2	df	p
Riqueza	Región	0.269	1	0.603
	Localidad	15.188	8	0.055
Shannon	Región	3.695	1	0.054
	Localidad	13.377	8	0.099
Simpson	Región	6.013	1	0.014*
	Localidad	14.374	8	0.072
Pielou	Región	0.269	1	0.603
	Localidad	15.541	8	0.049*

Con excepción de siete cámaras en el AR, el resto se encontró dentro del 95% de los límites de confianza del túnel de variación del Índice de Distintividad Taxonómica Promedio (Fig. 18). Las pruebas estadísticas no encontraron diferencias estadísticas entre el SGC y el AR para este índice ($\chi^2 = 1.309$, $df = 1$, $p = 0.2526$).

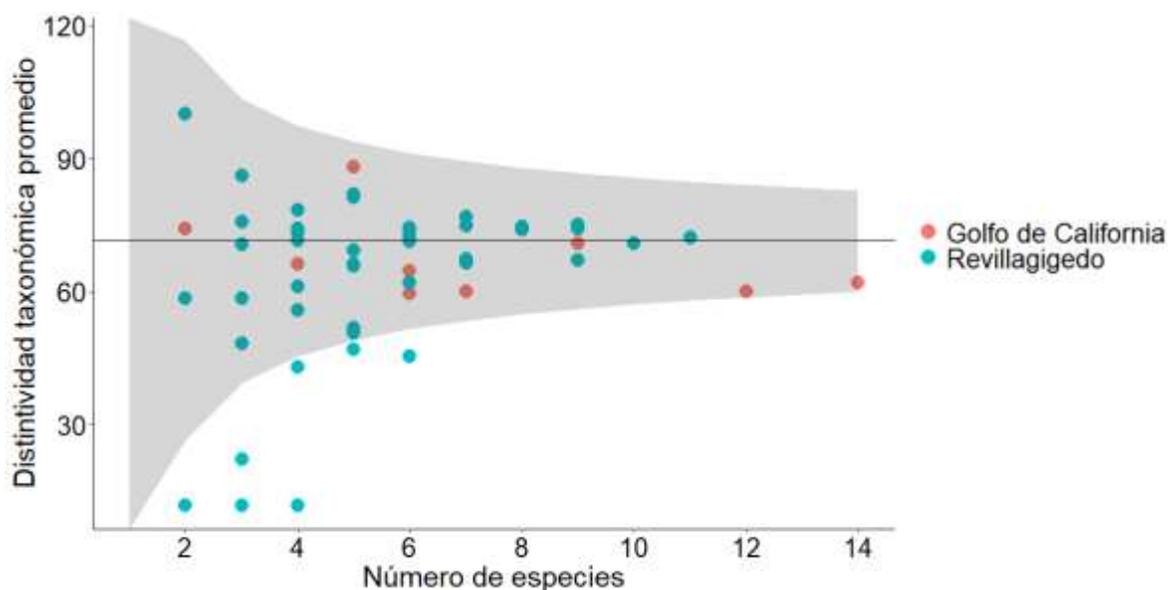


Figura 18. Túnel de variación de la Distintividad Taxonómica Promedio ($\Delta+$) entre el Suroeste del Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo.

7.8 Análisis de similitud entre localidades y regiones

El esquema de ordenación para la estructura comunitaria de peces pelágicos en el AR y el SGC mostró un Stress de 0.2787, lo cual indica un ajuste poco robusto (Fig. 19). No obstante, es posible observar un patrón a nivel regional donde la mayor cantidad de puntos correspondientes al AR se agrupan al lado derecho, y solo se presenta una minoría en el sector izquierdo, con una gran dispersión entre los mismos. Caso similar sucede con los puntos pertenecientes al SGC, que se presentan en la parte izquierda del eje. A nivel de localidad los puntos correspondientes al Bajo Espíritu Santo, Las Animas y Bajo Catalana se encuentran agrupados, mientras que Cabo Pulmo, San Benedicto y Socorro son los que poseen más dispersión (Fig.20). De forma similar, también se observa una clara separación a nivel regional, con las localidades del SGC del lado izquierdo, y las del AR del lado derecho. Por su parte, el análisis PERMANOVA encontró diferencias significativas entre regiones y localidades (Tabla 7).

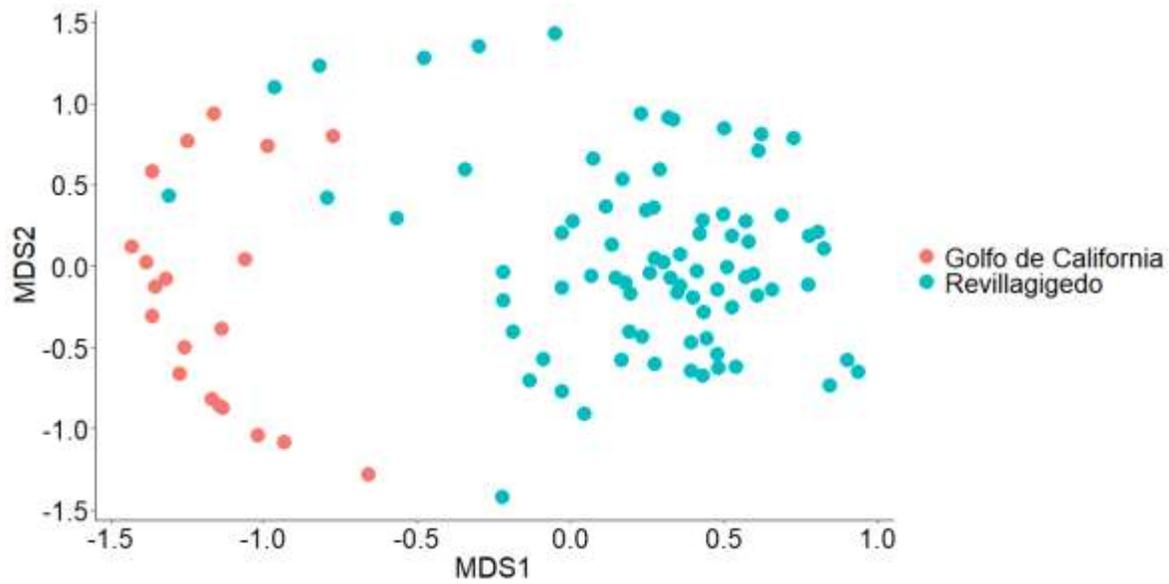


Figura 19. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de dos dimensiones correspondiente a las regiones de estudio.

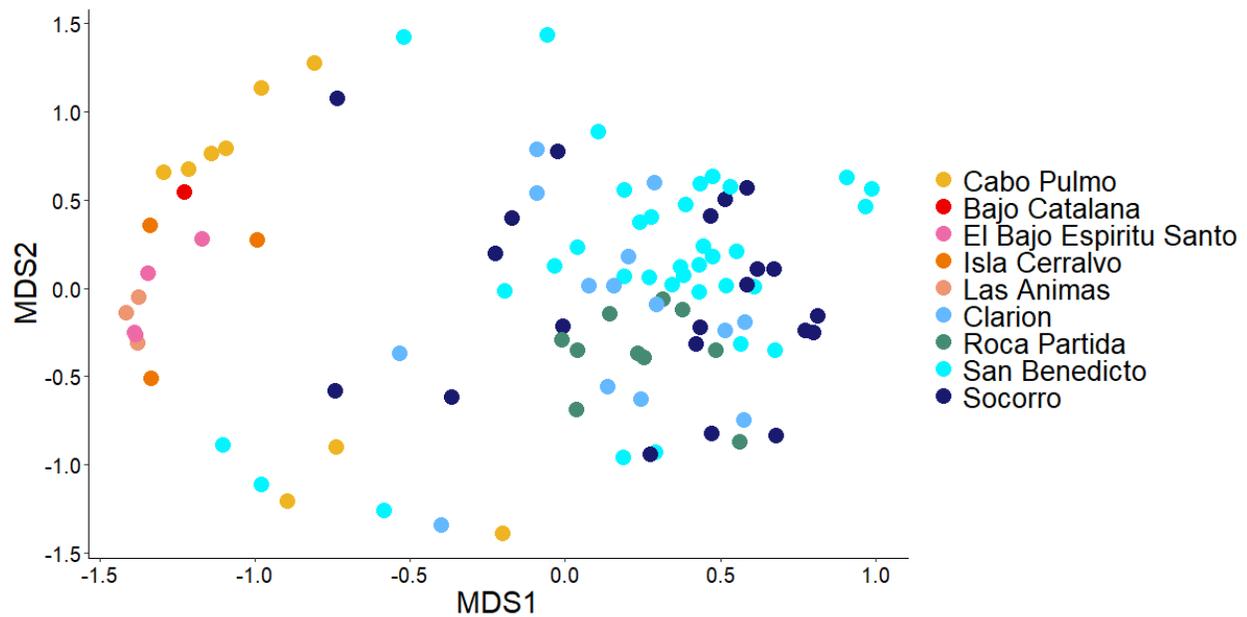


Figura 20. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de dos dimensiones correspondiente a las localidades de estudio.

Tabla 7. Resultados del análisis de varianza con permutaciones (PERMANOVA) anidado (Región: Localidad) utilizando la distancia de Bray Curtis: Grados de libertad (DF), suma de cuadrados (SC), suma de cuadrados promedio (MSC), estadístico F (F), coeficiente de correlación (R^2), nivel de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados en negritas con asteriscos (*).

Variable	Fuente de Variación	DF	SC	MSC	F	R^2	p
	Región	1.000	3.590	3.589	9.868	0.072	0.000*
Distintividad entre comunidades	Región:localidad	7.000	5.400	0.771	2.120	0.109	0.000*
	Residuales	111.000	40.376	0.363		0.817	
	Total	119.000	49.366			1.000	

El dendrograma de agrupación presentó tres grupos distintos, el primero de ellos conformado por las cuatro islas del AR, el segundo por Cabo Pulmo y el Bajo Espíritu Santo, y el tercero por Cerralvo, Bajo Catalana y las Animas (Fig. 21). En comparación a las localidades del SGC, que fueron muy distintas entre ellas, las localidades del AR resultaron ser bastante similares. San Benedicto y Socorro fueron las localidades más próximas en el AR, con un 50% de disimilitud, mientras que Roca Partida fue la más distante (70% de disimilitud). Cabo Pulmo y el Bajo Espíritu Santo fueron más parecidas a las localidades del AR que al resto de las comunidades del SGC. Bajo Catalana y las Ánimas fueron las localidades más parecidas dentro del SGC. La relación cofenética del dendrograma obtuvo valor de 0.953, lo que indica una buena preservación y representación de las distancias pareadas de los datos originales.

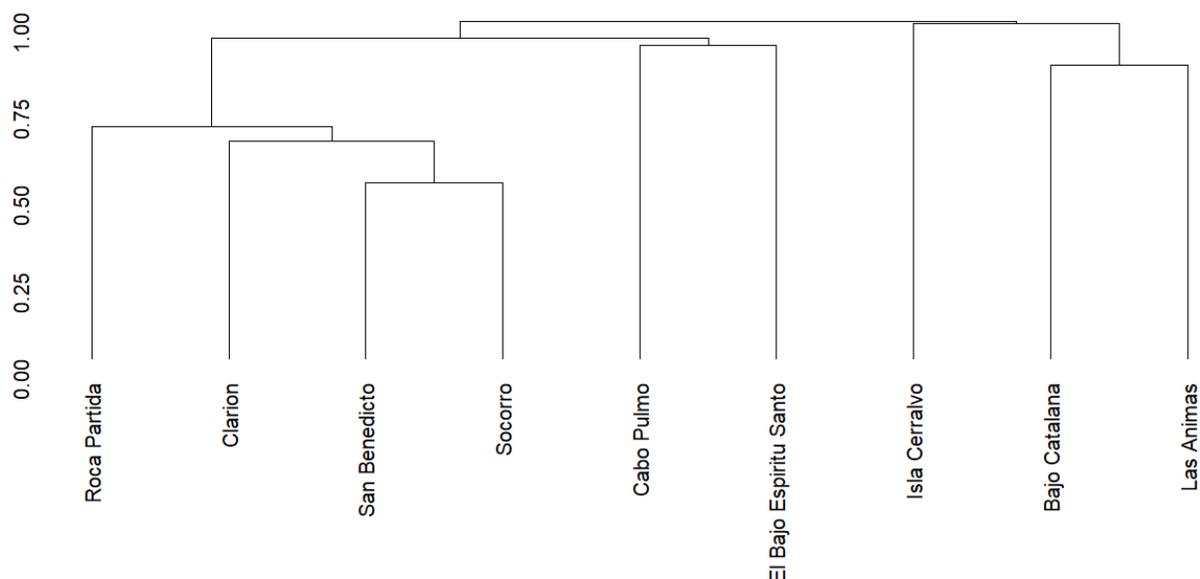


Figura 21. Dendrograma de localidades construido por medio de una estandarización doble de Wisconsin y un agrupamiento UPGMA (Unweighted Pair Group Method With Arithmetic Mean). El eje Y muestra el nivel de disimilitud entre los sitios de estudio.

El análisis SIMPER demostró que solo diez de las sesenta especies observadas son responsables de más del 70% de las diferencias entre las comunidades a nivel regional (Fig. 22). Tres de ellas pertenecen exclusivamente al SGC (*Decapterus macarellus*, *Euthynnus lineatus* y *Balistes polylepis*), cuatro al AR (*Carcharhinus galapagensis*, *Thunnus albacares*, *Carcharhinus falciformis* y *Katsuwonus pelamis*), y solo tres (*Cephalopholis colonus*, *Caranx caballus* y *Thunnus albacares*) se presentaron en ambos sitios.

Por medio de comparaciones pareadas entre localidades, se demostró que *Decapterus macarellus*, *Caranx caballus*, *Euthynnus lineatus* y *Balistes polylepis* son las especies responsables de una mayor disimilitud entre los sitios del SGC. Por otro lado, *Xanthichthys mento*, *Thunnus albacares* y *Carcharhinus albimarginatus* fueron las especies que aportaron más diferencias a las localidades dentro del AR (Ver Anexo).

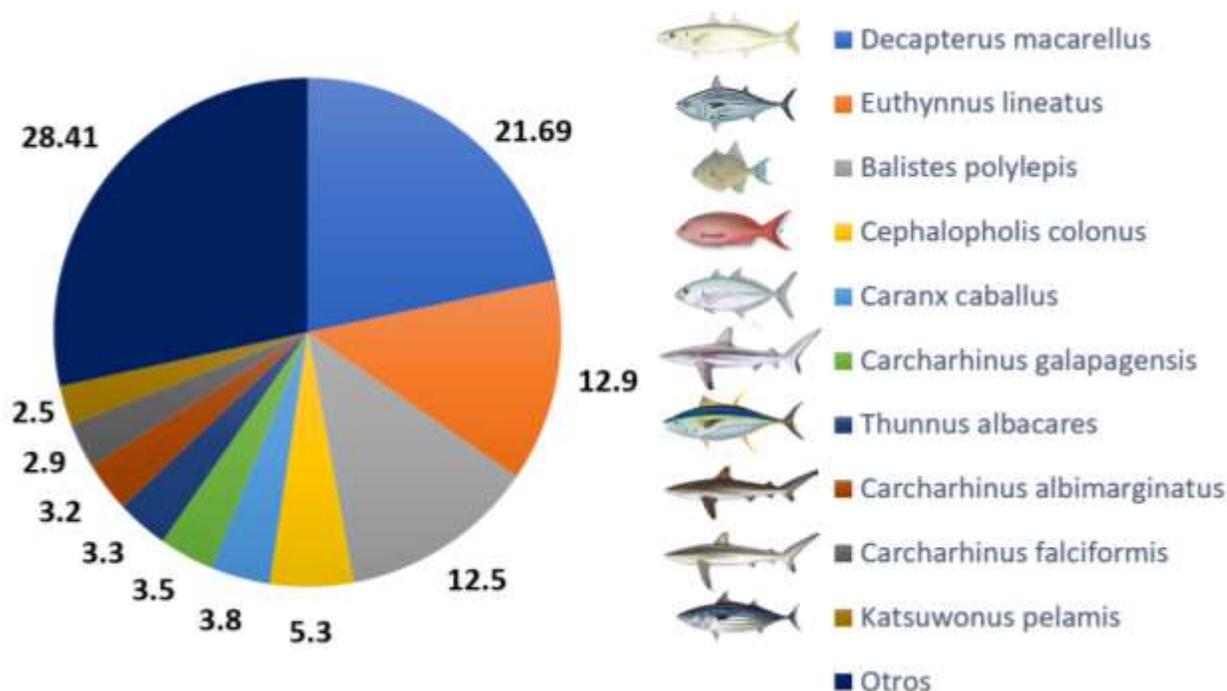


Figura 22. Contribución por especie a las diferencias entre regiones (Suroeste del Golfo de California y Archipiélago de Revillagigedo) obtenidas por medio del análisis de similitud en porcentajes (SIMPER).

7.9 Comparaciones del nivel trófico

De manera general, las localidades del AR presentaron un mayor nivel trófico promedio que las localidades del SGC (Fig. 23). Roca partida fue el sitio que presentó los valores más altos, en contraste, Cerralvo fue el sitio que presentó los menores. Estadísticamente se encontraron diferencias significativas a nivel región y localidad (Tabla 8). El análisis *post hoc* indicó la presencia de cinco grupos diferentes. El primer grupo congregó a todas las localidades del SGC; el segundo a todas las localidades del AR, con excepción de Roca Partida; el tercero fue una mezcla entre Cabo Pulmo, Bajo Catalana, las Ánimas y San Benedicto; el cuarto por Clarión, Roca Partida y Socorro; y el quinto por Cabo Pulmo, Bajo Catalana, Clarión y San Benedicto.

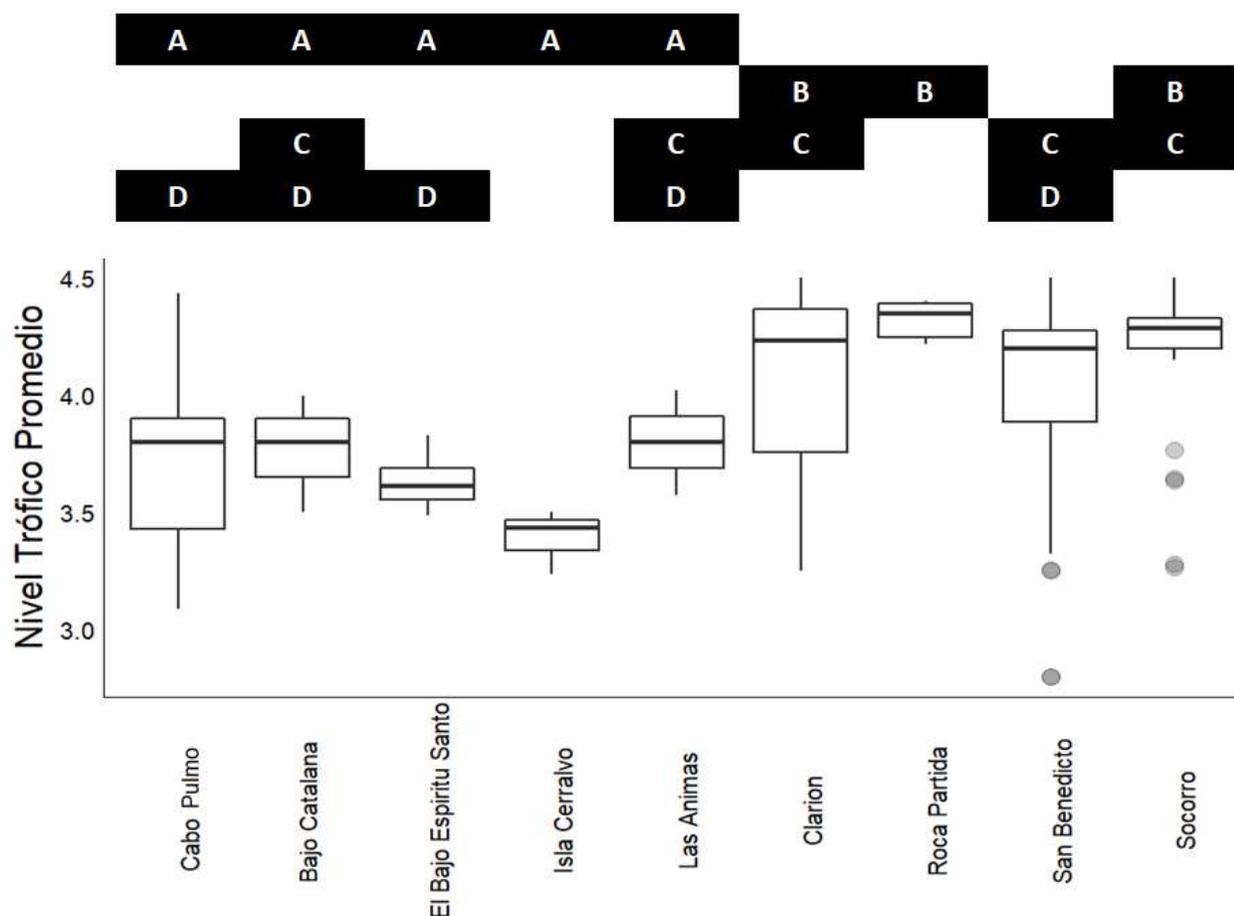


Figura 23. Nivel tráfico promedio por localidad. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal). Las diferencias estadísticas se indican en la parte superior mediante la asignación de letras.

Tabla 8. Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para el nivel tráfico promedio. Chi cuadrada (X^2) grados de libertad (df), valor de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados con negritas y asteriscos.

Nivel	Chi2	df	p
Región	26.601	1	0.000*
Localidad	3.229	8	0000*

Con respecto a la abundancia por nivel y grupo tráfico, el SGC presentó mayor cantidad de carnívoros inferiores, los cuales conformaron el 73.20 % de la abundancia ($MaxN^{hr}$), seguidos por los carnívoros superiores, que presentaron el 25.34 %. En contraste, en el AR, los carnívoros

superiores fueron el grupo más dominante, alcanzando 62.42% de la abundancia, seguidos por los carnívoros inferiores con el 37.57 %. En esta región no se presentaron especies omnívoras ni herbívoras (Fig. 24).

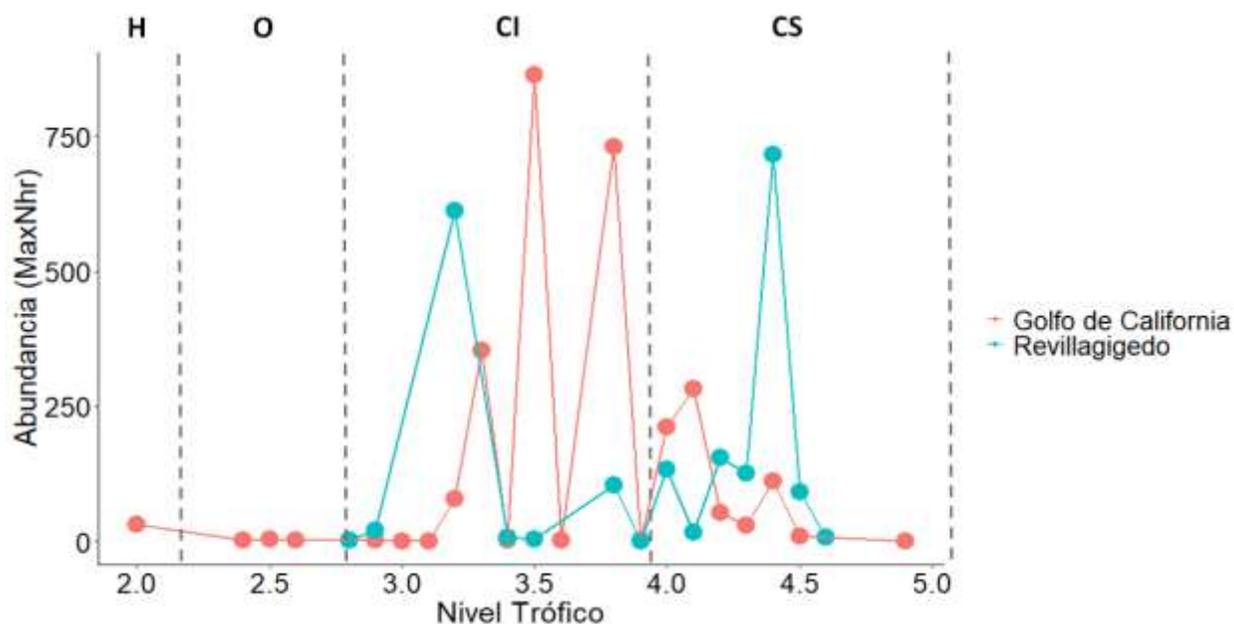


Figura 24. Abundancia por nivel y grupo trófico en función de la región: Herbívoros (H), Omnívoros (O), Carnívoros Inferiores (CI), Carnívoros Superiores (CS). Los puntos representan la abundancia relativa por nivel trófico

7.10 Efecto de la profundidad de fondo en la comunidad de peces pelágicos y el nivel trófico.

A nivel de familia, los ambientes en aguas someras tuvieron una mayor diversidad (21 especies) en comparación con los ambientes en aguas profundas (14 especies). Once familias (Acanthuridae, Balistidae, Carangidae, Carcharhinidae, Lutjanidae, Monacanthidae, Myliobatidae, Scombridae, Serranidae, Sphyrnidae y Tetraodontidae) fueron encontrados en ambos sitios, ocho fueron exclusivas de los ambientes en aguas someros y solo tres se encontraron únicamente en aguas profundas (Fig. 25). Por otro lado, el análisis PERMANOVA encontró diferencias significativas entre ambos tipos de ambientes (Tabla 9.) El 50% de estas diferencias recayeron en siete especies que estuvieron presentes en ambos sitios, pero con variaciones importantes en sus abundancias (Tabla 10).

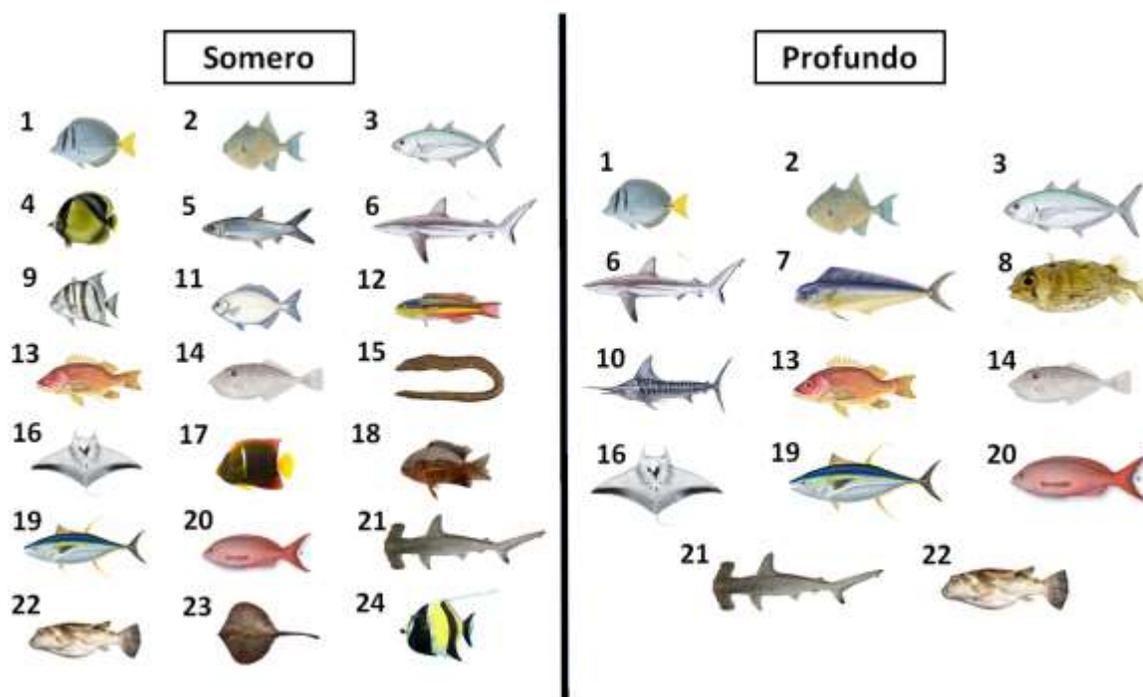


Figura 25. Familias presentes en ambientes Someros y Profundos: 1) Acanthuridae, 2) Balistidae, 3) Carangidae, 4) Chaetodontidae, 5) Chanidae, 6) Carcharinidae, 7) Coryphaenidae, 8) Diodontidae, 9) Ehippidae, 10) Istophoridae, 11) Kyphosidae, 12) Labridae, 13) Lutjanidae, 14) Monacanthidae, 15) Muraenidae, 16) Myliobatidae, 17) Pomacanthidae, 18) Pomacentridae, 19) Scombridae, 20) Serranidae, 21) Sphyrnidae, 22) Tetraodontidae, 23) Urotrygonidae y 24) Zanclidae

Tabla 9. Resultados del análisis de varianza con permutaciones (PERMANOVA) utilizando la distancia de Bray Curtis: Grados de libertad (DF), suma de cuadrados (SC), suma de cuadrados promedio (MSC), estadístico F (F), coeficiente de correlación (R^2), nivel de significancia (p). Los resultados significativos se encuentran marcados en negritas con asteriscos (*).

Variable	Fuente de Variación	DF	SC	MSC	F	R^2	p
Distintividad entre profundidades	Región	1.000	1.193	1.192	2.921	0.024	0.000*
	Residuales	118.000	48.173	0.408		0.975	
	Total	119.000	49.366			1.000	

Tabla 10. Contribución de las especies más importantes a las diferencia entre ambientes en aguas someras y profundas obtenidos por el análisis SIMPER: Aportación a las diferencias (AD), Desviación Estándar de la Aportación a las Diferencias (SD), Contribución a los Ambientes Someros (CAS), Contribución a los Ambientes Profundos (CAP), y Valor Acumulado (Acum).

Especie	AD	SD	CAS	CAP	Acum
<i>Decapterus macarellus</i>	0.830	0.235	3.743	8.631	0.090
<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.795	0.116	0.417	0.728	0.177
<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	0.761	0.119	0.417	0.715	0.259
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0.657	0.135	0.425	0.949	0.331
<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.620	0.107	0.152	0.568	0.399
<i>Balistes polylepis</i>	0.615	0.173	3.586	2.557	0.466
<i>Thunnus albacares</i>	0.554	0.129	0.181	3.982	0.526

De manera general, el nivel trófico en los ambientes en aguas profundas fue más alto que en los ambientes en aguas someras, puesto que más del cincuenta por ciento de las cámaras colocadas obtuvieron valores superiores a 4.2. En contraste, el cincuenta por ciento de las cámaras en ambientes someros no superaron valores de 4.0, y solo un veinticinco por ciento fue comparable a los valores máximos de los ambientes profundos (Fig. 26). Por su parte, la prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas entre ambos tipos de ambientes ($X^2 = 6.238$, $df = 1$, $p = 0.012$).

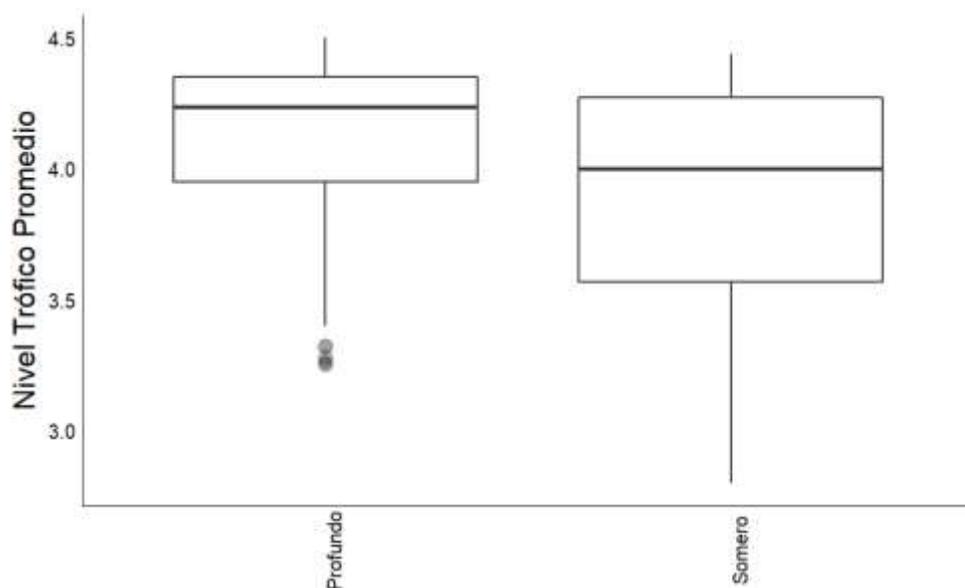


Figura 26. Comparación del Nivel trófico promedio entre ambientes somero y profundo. El primer y cuarto cuartil se representan con la línea vertical, el segundo y tercer cuartil son divididos por la mediana (línea horizontal).

Con respecto a la abundancia total (MaxN^{hr}) por hábitat preferencial de las especies reportadas en los ambientes en aguas profundas, se encontró que las especies pelágicas fueron las que dominaron este tipo de ambientes con poco más del 75% de la abundancia total. En contraste, en los ambientes en aguas someras, las especies más importantes fueron las arrecifales, con aproximadamente el 60% de la abundancia (Fig. 27a). En cuanto al gremio trófico, en los ambientes en aguas profundas se encontró una cantidad parecida de depredadores inferiores y superiores, mientras que en los ambientes en aguas someras los carnívoros inferiores fueron los que dominaron el ensamblaje con casi el 75% de la abundancia (Fig. 27b).

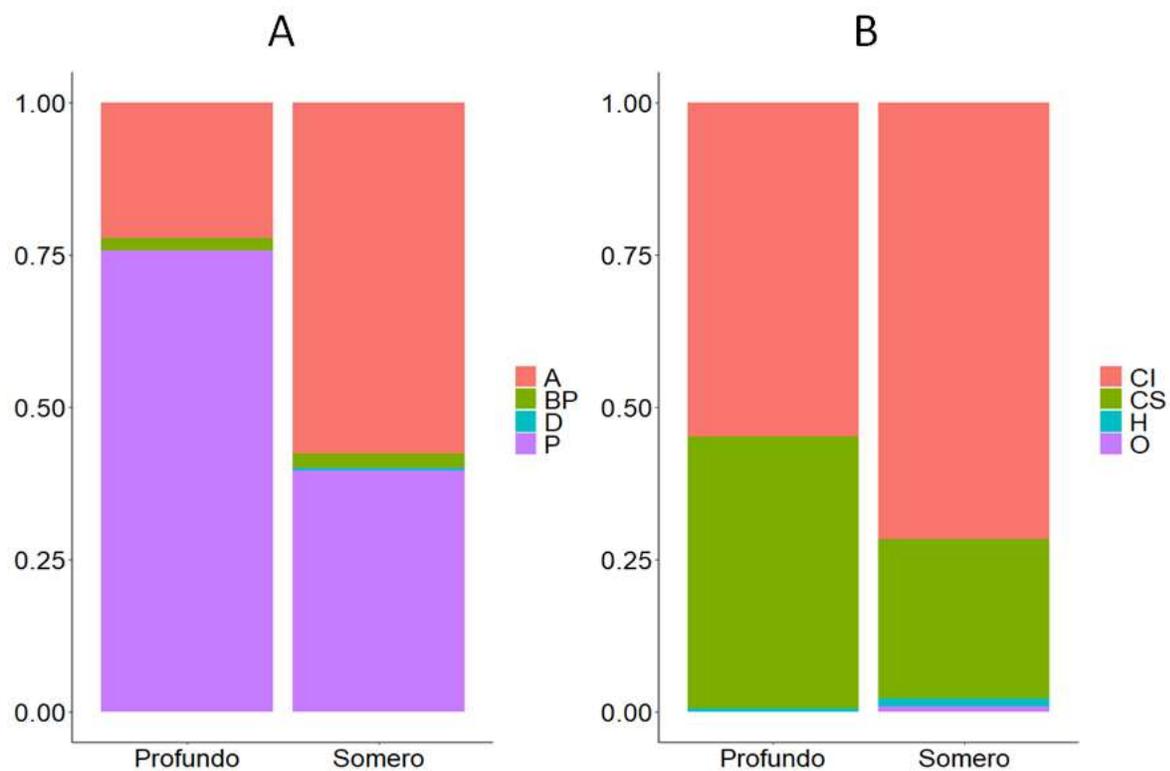


Figura 27. Aportación a la abundancia total (MaxN^{hr}) por (A) hábitat preferencial de las especies [Hábitos arrecifales (A), Bentopelágicos (BP), Demersales (D), Pelágicos (D)], y (B) gremio trófico [Carnívoro Inferior (CI), Carnívoro superior (CS), Herbívoro (H) y Omnívoro (O)]

8. DISCUSION

En este estudio se analizó por primera vez la abundancia y diversidad regional de peces en el SGC y el AR mediante una técnica poco invasiva y efectiva. Se encontraron diferencias significativas entre las dos regiones, particularmente en cuanto a la composición y riqueza de especies. El SGC fue la región que presentó la mayor cantidad de especies, y está dominado por peces de las familias Balistidae, Scombridae, Serranidae y Carangidae. Por otro lado, el grupo de los elasmobranquios, que se encuentra poco representado en el SGC, fue el más representativo en el AR junto con las familias Scombridae y Carangidae. Diez de las especies fueron responsables de más del 70% de las diferencias entre regiones, siendo las principales *Euthynnus lineatus*, *Balistes polylepis* y *Decapterus macarellus*. Se encontraron diferencias significativas en el nivel trófico promedio entre las comunidades de peces pelágicos del SGC y el AR. El gremio trófico dominante en el SGC fue el de los carnívoros inferiores, mientras que en el AR fue el de los carnívoros superiores. Se encontraron diferencias significativas entre los ensamblajes pelágicos someros y profundos. Mientras que en los ensamblajes someros hubo mayor cantidad de especies arrecifales, los ensamblajes profundos estuvieron dominados por una mayor cantidad de especies de hábitos pelágicos

8.1 Diseño y despliegue de las BRUVS

En el presente estudio se utilizaron dos tipos de sistemas (MonoBRUVS y EstereoBRUVS), los cuales a pesar de tener diferencias en su tamaño, número de cámaras y estaciones, funcionan de forma similar al momento de medir la diversidad de especies (Bouchet *et al.*, 2018). Si bien no es posible descartar por completo el recuento de algunos individuos entre las estaciones de un mismo lance, la separación entre estaciones (250 metros) ayuda a reducir de manera significativa la sobreestimación en MaxN (Bouchet *et al.*, 2018), que ya de por sí es una medida conservadora al medir únicamente la abundancia máxima para una especie observada. Incluso, algunos estudios sugieren que MaxN subestima la abundancia, pues al comparar esta medida, contra la cantidad de individuos reconocidos con foto identificación (IndN), sus abundancias resultan menores (Sherman *et al.*, 2018; Gore *et al.*, 2020). Lo anterior se observó en los tiburones tigre, pues al presentar patrones únicos en sus rayas fue posible reconocerlos a nivel individuo.

Por cuestiones de logística no fue posible estandarizar un tiempo de grabación para este trabajo. Este es considerado como un problema común en los estudios con BRUVS, donde es frecuente encontrar tiempos de grabación que oscilan entre 45 y 180 minutos (Bouchet *et al.*, 2018; Currey-Randall *et al.*, 2020). Si bien hay quienes sostienen que el tiempo óptimo de grabación se encuentra alrededor de los 120 minutos para el ambiente pelágico, los mismos autores consideran que es preferible incrementar el esfuerzo de monitoreo por medio del número de lances que aumentar tiempos de grabación (Santana-Garcon *et al.*, 2014). No obstante, para mantener una calidad mínima en este trabajo, se eliminaron aquellas cámaras con tiempos de grabación menores a 45 minutos. Afortunadamente, la estandarización de MaxN a MaxN^{hr} permitió comparar las abundancias entre localidades y regiones a pesar de las diferencias entre el número de cámaras y horas de grabación (Santana-Garcon *et al.*, 2014; Sherman *et al.*, 2020).

8.2 Curvas de acumulación y estimadores de diversidad

Las curvas de acumulación de especies demostraron claramente las diferencias del esfuerzo de muestreo en ambas regiones. En el SGC, así como en todas sus localidades, las curvas de acumulación no alcanzaron un comportamiento asintótico, por lo que es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo para tener una mejor representación de los ensambles (Ugland *et al.*, 2003). Por su parte, el esfuerzo de monitoreo en el AR demostró ser lo suficientemente robusto como para alcanzar un comportamiento asintótico, y por ende, una buena representación de la riqueza de los peces pelágicos en la región. A nivel de localidad solo isla Clarión no alcanzó el punto de inflexión, lo cual no es extraño debido a que es la isla con menor esfuerzo de muestreo. Lo anterior se debe a las complicaciones metodológicas que conlleva muestrear este sitio, pues se trata de la isla más alejada y menos visitada del archipiélago, pues se encuentra a más de 700 kilómetros de la franja continental (CONANP, 2017)

Los resultados obtenidos por los estimadores de riqueza indican una eficiencia baja para el complejo de especies observadas en el SGC, pues solo con el método por *bootstrap* se sobrepasa el valor mínimo de eficiencia del 70% (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Si bien todos los estimadores de riqueza utilizados en este trabajo se consideran bastante eficientes y presentan poco sesgo (Hortal *et al.*, 2006), el método *bootstrap* resulta menos preciso que el resto, y solo los supera cuando el tamaño de muestra es grande (Walther y Morand, 1998).

Debido al bajo tamaño de muestra, este método no puede considerarse como el más preciso para esta región. En contraste, todos los estimadores de diversidad para el AR sobrepasaron el valor mínimo de eficiencia del 70%, lo que indica una buena representación de la comunidad de peces pelágicos en esta región.

8.3 Diversidad y composición de especies

En comparación a otros estudios de BRUVS pelágicas, donde se han reportado 19 (Cambra *et al.*, 2021), 24 (Santana Garcon *et al.*, 2014b) y 31 (Clarke *et al.*, 2019) especies, la cantidad de taxa observados en el presente estudio (60 especies) resulta mayor, lo cual es un indicativo de la eficiencia de las BRUVS pelágicas. Esta eficiencia se mantiene a nivel de regiones, donde se reportaron 41 especies para el SGC y 30 para el AR. No obstante, esto no aplica a nivel de localidad, especialmente para Bajo Catalana y las Ánimas, donde únicamente se reportan 6 y 3 especies respectivamente. Esto podría explicarse por dos motivos: El bajo esfuerzo de muestreo realizado en estos sitios, que se sustenta por el comportamiento de las curvas de acumulación, o bien, por la poca abundancia de especies pelágicas en estas localidades. Incrementar el esfuerzo de monitoreo en estas localidades ayudaría a esclarecer esta interrogante.

8.3.1 Suroeste del Golfo de California

En el SGC predominaron grandes cardúmenes de peces de tamaño pequeño y mediano como la macarela verde (*Decapterus macarellus*), el pez sandía (*Cephalopholis colonus*), el pez ballesta o “cochito” (*Balistes polylepis*) y el barrilete negro (*Euthynnus lineatus*). *D. macarellus*, la especie más abundante, es un pez de distribución circumtropical (Del Moral-Flores *et al.*, 2013), con una gran preferencia por los montes submarinos dentro del GC, como el Bajo Espíritu Santo. Los altos valores observados de este pez concuerdan con el de otros estudios para la misma región, donde por medio de censos visuales se demostró que esta especie se encuentra entre las dieciséis más abundantes (Rodríguez-Romero *et al.*, 2005), presentándose durante todo el año (Jorgensen *et al.*, 2016).

Con base a su ocurrencia en las cámaras, el pez ballesta o cochito (*B. polylepis*) fue la especie más común en el SGC. Esta especie es de gran importancia comercial en las pesquerías artesanales y se le considera una de las más abundantes (Erisman *et al.*, 2010). La gran abundancia y ocurrencia de esta especie también ha sido reportada en BRUVS de Islas Marías

(Tholan *et al.*, 2020). Desafortunadamente debido a la diferencia de medidas utilizadas (MaxN vs MaxN^{hr}), la abundancia relativa y abundancia promedio no pueden ser comparados directamente entre ambos estudios, no obstante, ambas investigaciones son un reflejo de la dominancia de esta especie.

El barrilete negro (*E. linneatus*) y el pez sandía (*C. colonus*) fueron otras taxa con grandes abundancias. Al primero le consideró como una especie común dada su ocurrencia en las cámaras, lo cual concuerda con otras investigaciones que consideran a este escómbrido como parte importante del elenco de especies en algunos puntos del GC (Muhlia-Melo *et al.*, 2003; Rodríguez-Romero *et al.*, 2005; Jorgensen *et al.*, 2016). Por su parte, el pez sandía fue considerado como una especie poco común, debiendo su abundancia a pocos avistamientos con grandes números, sin embargo se necesitan colocar más cámaras para corroborar su ocurrencia real, ya que también ha sido considerado como una especie importante en la región (Rodríguez-Romero *et al.*, 2005; Jorgensen *et al.*, 2016)

Dos especies que presentaron valores altos de MaxN^{hr}, el pargo negro (*Lutjanus novemfasciatus*) y el barrilete listado (*Katsuwonus pelamis*), tuvieron un solo avistamiento, por lo que su gran abundancia se debe al tamaño de ese único gran cardumen. El cardumen de *Katsuwonus pelamis* fue observado en el bajo Catalana, en las inmediaciones de Isla Santa Catalina. Esto implica un nuevo registro de esta especie para esta localidad, pues en las islas del Golfo de California este pez se ha documentado únicamente en Isla Danzante, Isla San José, Isla Espíritu Santo e Isla Cerralvo (Del Moral-Flores *et al.*, 2013).

Con excepción del Jurel lengua blanca (*Uraspis helvola*), todas las demás especies registradas en este trabajo poseen una distribución bastante amplia dentro del Golfo de California, y han sido registradas por medio de diferentes metodologías (UVC y pesquerías) a través de distintas localidades (Palacios-Salgado *et al.*, 2012; Fernández-Rivera Melo *et al.*, 2018). En contraste, este carángido ha sido reportado solamente en la boca del Golfo de California, y ni siquiera se encuentra listado en la ictiofauna del Parque Nacional Cabo Pulmo (Ayala Bocos *et al.*, 2018), sitio donde fue observado en el presente estudio. Es por ello que la observación de esta especie en esta localidad puede considerarse como un nuevo registro.

8.3.2 Archipiélago de Revillagigedo

En el AR predominaron diferentes grupos de pelágicos mayores, los cuales se agruparon en tres familias: Carangidae, Carcharhinidae y Scombridae. En mayor o menor medida, estos peces dominaron todas y cada una de las islas que conforman el archipiélago. Esto concuerda con lo planteado por otros autores, quienes aseguran que estos grupos son los más importantes en el ensamble pelágico (CONANP, 2017; Lara-Lizardi, 2018; Fourriére *et al.*, 2019).

Si bien el barrilete listado (*Katsuwonus pelamis*) fue la especie más abundante en la región, esta solo se reportó en cuatro ocasiones, por lo que se le consideró como una especie rara en el AR. En contraste, el atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*), la segunda especie más abundante, fue un poco más recurrente, reportándose en múltiples ocasiones individuos solitarios. Las altas abundancias de ambas especies se deben a un pequeño número de grandes cardúmenes, que en algunas ocasiones resultaban ser mixtos entre ambas especies. Esta observación concuerda con otras investigaciones, donde también se han reportado este tipo de agregaciones conjuntas (Scott *et al.*, 2012; Alatorre-Ramirez *et al.*, 2017).

Las grandes abundancias y ocurrencias observadas de otras especies de peces óseos, como el pez ballesta de cola roja (*Xanthichthys mento*) o el pez sandía (*Cephalopholis colonus*), también han sido registradas en otros trabajos. Estos peces son considerados como una parte importante en el elenco de especies arrecifales en el AR, alcanzando el 10% y 22% respectivamente en la abundancia relativa (Fourriére *et al.*, 2019). Incluso se han observado ocurrencias mayores al 50% en transectos realizados por DOVs, destacando la preferencia de estas especies por ambientes arrecifales y rocosos de carácter oceánico (Velasco-Lozano *et al.*, 2020).

Respecto a elasmobranquios, se ha demostrado con BRUVS (Lara-Lizardi, 2018) y UVC (Cortes-Fuentes, 2018) que *Carcharhinus albimarginatus*, *C. falciformis*, *C. galapagensis* y *Triaenodon obesus* son las especies más comunes de tiburones en el AR. Las tres primeras pudieron ser observadas en cantidades parecidas y sitios similares, sin embargo, no fue posible registrar a *T. obesus* con las BRUVS pelágicas debido a sus hábitos arrecifales y demersales (Whitney *et al.*, 2012). Otras especies como *Galeocerdo cuvier* y *Carcharhinus limbatus*, aunque menos frecuentes y abundantes, también han sido documentadas en estos trabajos. Para *G. cuvier*

incluso fue posible identificar hasta nivel individuo en la mayor parte de las observaciones gracias a distintas tomas en el patrón de sus rayas, que son distintivas y únicas, como la huella digital para cada individuo (Bègue *et al.*, 2020).

De acuerdo a los listados taxonómicos, de las siete especies que fueron observadas en todas las islas del AR (*Elagatis bipinnulata*, *Naucrates ductor*, *Carcharhinus albimarginatus*, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus galapagensis*, *Acanthocybium solandri* y *Thunnus albacares*), solo el wahoo (*A. solandri*) tiene registros en todas de ellas (Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Otras especies como *C. albimarginatus*, *C. galapagensis* y *C. falciformis* solo se encuentran listados en algunas de las islas. Sin embargo en estudios posteriores, los reportes de estos elasmobranquios en las islas donde no se encontraban listados, resulta bastante común (Muntaner López, 2016; Cortes-Fuentes, 2018; Lara-Lizardi, 2018).

De manera similar, otras especies observadas en las BRUVS, como *T. albacares*, *T. obesus* y *K. audax*, aunque se encuentran listadas dentro del AR, no se reportan para la ictiofauna en particular de cada isla (Del Moral-Flores *et al.*, 2016). Lo anterior es un reflejo de los hábitos pelágicos que presentan estos peces, y su tendencia a evitar a los buzos durante sus transectos (Letessier *et al.*, 2013), principal metodología empleada para el monitoreo de peces en las inmediaciones de las islas (Fourrière *et al.*, 2019). Dada la prohibición de toda actividad pesquera (método común para el monitoreo de las especies pelágicas) dentro de Revillagigedo, las BRUVS demuestran ser una alternativa viable para la vigilancia y seguimiento de estas especies en la región (Whitmarsh *et al.*, 2017).

8.4 Comparación de la diversidad ecológica entre regiones y localidades

Si bien el SGC presentó una mayor riqueza específica que el AR, no se encontraron diferencias significativas en la riqueza promedio por cámara entre regiones y localidades. Lo anterior sugiere que, pese a las diferencias en el esfuerzo de muestreo entre regiones, la capacidad para registrar especies en las BRUVS pelágicas en todos los sitios es similar. Esto puede deberse a la naturaleza misma del ambiente pelágico, que en comparación con otros ecosistemas marinos asociados al bentos, presenta una menor cantidad de especies (Clarke *et al.*, 2019), además de que requiere de tiempos mayores de grabación en las BRUVS debido a la extensión del

ecosistema (Torres *et al.*, 2020). Es por ello que no resulta extraño encontrar bastantes cámaras con una o ninguna especie. Estadísticamente hablando, esto influye en la distribución de los datos al concentrar una buena parte de los mismos en la parte inferior de los cuartiles.

De manera similar, el índice de Shannon tampoco presentó diferencias significativas a nivel región o localidad. En el SGC los sitios más al norte presentaron los valores más bajos de diversidad. Esta observación es parecida a la presentada por otros estudios que comparan la diversidad en especies de peces arrecifales en la región, donde se han encontrado diferencias significativas de acorde a la latitud (Fernández-Rivera Melo, 2007; Fernández-Rivera Melo *et al.*, 2018), así como valores más bajos de diversidad en sitios como las Ánimas con respecto a otras localidades como Espíritu Santo o isla Cerralvo (Arreola-Robles y Elorduy-Garay, 2002). Pese a lo anterior, hay que considerar que estos estudios fueron enfocados a ambientes arrecifales, por lo que es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo en el ambiente pelágico para comprobar si este patrón se repite en este ecosistema. El comportamiento del índice de Shannon en el AR también es similar al de otros trabajos enfocados en ambientes arrecifales, donde se menciona que todos los sitios son muy similares entre sí, sin presentar diferencias estadísticamente significativas (Fourrière *et al.*, 2019). Esto puede ser debido a la gran similitud que presentan estas islas de carácter oceánico al estar agrupadas en una misma provincia biogeográfica, con características ambientales y especies muy similares entre sí (Del Moral-Flores *et al.*, 2016).

A pesar de obtener valores parecidos, los índices basados en la equidad y dominancia de especies (Pielou y Simpson) mostraron contrastes notorios respecto a los resultados de los análisis estadísticos. Por un lado, el índice de Simpson solo encontró diferencias significativas a nivel de región, mientras que el índice de Pielou las encontró a nivel de localidad. Las diferencias a nivel de región podrían explicarse por la presencia de solo cuatro especies comunes o dominantes en el SGC, que ni siquiera alcanzan el 10% de la composición de especies, en contraste, en el AR estas especies dominantes superan el 16% de la composición. Por su parte, las diferencias entre localidades de acuerdo al índice de Pielou indican la gran disparidad entre sitios como Bajo Catalana, que cuenta con pocas especies, y de las cuales una (*Decapterus macarellus*), es la más abundante en la región, en comparación con otros sitios como Clarión, que cuenta con una gran cantidad de especies y abundancias homogéneas

(Valdez Marroquín *et al.*, 2018). No obstante, hay que tener presente el esfuerzo de muestreo, pues es probable que a medida que éste se incremente en el SGC, las diferencias para estos índices se reduzcan.

Por su parte, el índice de distintividad taxonómica promedio ($\Delta+$) no encontró diferencias significativas a nivel región. Esto ocurre porque el ambiente pelágico, a diferencia del bentónico, está dominado por pocas familias como Carangidae, Scombridae o Carcharhinidae (Heagney *et al.*, 2007). Estos grupos, junto con las familias Balistidae y Lutjanidae, son las que presentaron las mayores ocurrencias en las cámaras, lo que implica que las distancias taxonómicas entre las especies de ambas regiones sean bastante similares debido a su proximidad linneana. Si bien algunas de estas familias se encuentran en solo una de las dos regiones, como Lutjanidae en el SGC y Carcharhinidae en el AR, la misma dualidad entre ambas podría estar ocasionando un equilibrio en la distintividad taxonómica (Clarke y Warwick, 1998).

8.5 Comparación de la composición de especies entre regiones y localidades

Hasta ahora los índices de diversidad indican que no existen diferencias notorias entre los ensamblajes del SGC y el AR. No obstante, los análisis de ordenación y similitud indican lo contrario, encontrando diferencias significativas en la composición de especies entre regiones y localidades. Esta diferencia es evidente al observar tanto el análisis de escalamiento multidimensional no métrico, como el dendrograma de agrupación. Lo anterior podría explicarse por dos motivos: Las diferencias entre provincias (Cortés y Panámica) y la naturaleza del AR como área natural completamente protegida.

Por un lado, el SGC pertenece a la provincia de Cortés. Esta región se caracteriza por la presencia de especies afines a temperaturas cálidas y templadas (Briggs y Bowen, 2012), tal y como son algunas especies dominantes en las cámaras como *Balistes polylepis*, *Prionurus punctatus* o *Lutjanus argentiventris* (Del Moral-Flores *et al.*, 2013). En contraste, el AR posee más semejanza con la provincia Panámica (42.3% de similitud), donde incluso se le considera como una sub-provincia, dominada por una mayor cantidad de especies tropicales como *Carcharhinus albimarginatus* y *Xanthichthys mento*. (Briggs y Bowen, 2012).

A nivel de localidad, el dendrograma de agrupación mostró que Cabo Pulmo y EBES son ligeramente más parecidas al AR que al resto de los sitios dentro del GC. En el caso de Cabo

Pulmo esto podría deberse a que posee una mayor cantidad de especies pertenecientes a la región panámica (Alvarez-Filip *et al.*, 2006), mientras que en EBES, esto puede ser explicado por las altas abundancias de especies como *Cephalopholis colonus* y *Euthynnus lineatus*, las cuales también fueron observadas en el AR.

Pese a todo lo anterior, es necesario recalcar la alta capacidad de movimiento y dispersión que poseen la mayoría de las especies pelágicas (Maxwell *et al.*, 2014). Muchas de ellas se consideran circumglobales, como *Thunnus albacares*, *Decapterus macarellus* o *Carcharhinus falciformis* (Del Moral-Flores *et al.*, 2016), por lo que su presencia en diferentes localidades, regiones y provincias biogeográficas no resulta extraña. Ejemplo de ello es *C. falciformis*, que si bien solo fue documentado en el AR, su incidencia en el GC se considera común (Bizarro *et al.*, 2009), especialmente durante su temporada reproductiva que tiene lugar entre mayo y agosto (Salomón-Aguilar *et al.*, 2009).

Adicionalmente a las diferencias biogeográficas, la condición del AR como área natural protegida implica un cierre total a toda actividad pesquera, al menos nominal, dentro de su polígono de protección (CONANP, 2017). Este tipo de medidas suele beneficiar a los eslabones más altos de las redes tróficas, los cuales presentan un aumento considerable en su abundancia y biomasa (Prato *et al.*, 2013; Rojo *et al.*, 2021). Es por ello que uno esperaría que las diferencias en la composición de especies estuvieran en función de grupos taxonómicos pertenecientes a niveles tróficos superiores. Lo anterior se observa claramente en el análisis SIMPER, pues las diferencias en el SGC son ocasionadas por especies pequeñas o medianas como *Decapterus macarellus*, *Balistes polylepis*, o *Euthynnus lineatus*. En contraste, en el AR, estas diferencias son causadas por especies carnívoras de gran tamaño como *Thunnus albacares*, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus galapagensis* y *Carcharhinus albimarginatus*.

8.6 Comparaciones del nivel trófico entre regiones y localidades

Como se ha mencionado, el AR cuenta con una mayor abundancia de peces depredadores que el SGC. Esto se refleja en el nivel trófico promedio, pues de manera general todas las localidades del AR superan a las del SGC. Lo anterior puede ser un indicativo de: i) El efecto de “la sobrepesca en la red alimenticia” (Pauly *et al.*, 1998) y ii) la necesidad de crear reservas marinas como herramientas de conservación (Sobel y Dahlgren, 2004).

El efecto de "la sobrepesca en la red alimenticia" es descrito como un cambio en los ensamblajes y comunidades a través del tiempo debido a la sobreexplotación pesquera, lo cual se refleja como una reducción en las abundancias de especies de gran tamaño y alto nivel trófico (Pauly *et al.*, 1998; Pauly y Palomares, 2005). Es por ello que el valor trófico promedio es considerado por algunos como un indicador para medir el impacto de las actividades antropogénicas, pues asume que en aquellas localidades o sitios sujetos a una fuerte explotación su valor se verá reducido (Fourrière *et al.*, 2019). Sin embargo, otros autores sugieren que este índice no es el indicado para medir el efecto de las pesquerías en los ecosistemas marinos, especialmente cuando estas afectan desproporcionadamente diferentes eslabones de la cadena alimenticia, lo que provoca un desfase entre el nivel trófico de las capturas y el nivel trófico del ecosistema. Por lo anterior, estos autores recomiendan tener mayor énfasis en medir y reportar cambios en la abundancia relativa de las especies, de tal forma que puedan ser utilizados como puntos de referencia para investigaciones futuras (Branch *et al.*, 2010).

En el Golfo de California las reducciones en las capturas y la abundancia relativa de peces depredadores se han documentado en mayor medida en los elasmobranquios, pues se ha demostrado que especies como el tiburón oscuro (*Carcharhinus obscurus*) y la cornuda común (*Sphyrna lewini*) han sufrido reducciones drásticas en sus poblaciones (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2017), mientras que otras como la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) incluso se consideran como localmente extintas (Pérez-Jiménez, 2014).

Interesante es discutir el caso de Cabo Pulmo, que al igual que el AR se trata de un área natural protegida (CONANP, 2006). Si bien dentro de las localidades del SGC esta zona estuvo entre las que presentó mayores valores en el nivel trófico promedio, estos siguen siendo menores que los de las localidades oceánicas. Esto podría deberse a dos motivos, el primero de ellos se relaciona con el tamaño de Cabo Pulmo y su capacidad de carga, que es mucho menor al del AR, limitando el número de depredadores tope. El segundo, podría deberse a la preferencia de hábitat que presentan estas especies hacia sitios específicos del parque, donde no fueron colocadas las cámaras, y que gracias a otras técnicas de monitoreo como censos visuales, aéreos y buceos se sabe que son zonas frecuentadas por estos grandes depredadores (Asunsolo Rivera, 2016; Pasos-Acuña, 2018; Ayres *et al.*, 2021). En algunas de estas especies, como el tiburón de puntas negras (*Carcharhinus limbatus*), incluso se han documentado agregaciones bastante grandes

dentro del parque, donde se han contabilizado más de 1,000 individuos en una franja de costera de un kilómetro de largo (Ayres *et al.*, 2021a).

Pese a todo lo anterior, el nivel trófico promedio calculado para Cabo Pulmo en este trabajo, sigue siendo mayor al de otras investigaciones realizadas en el mismo sitio, aunque enfocadas en ambientes arrecifales y llevados a cabo con equipo scuba (Rodríguez, 2009), por lo que resulta interesante realizar una comparación entre ambos métodos en un futuro.

Por otro lado, en el AR es evidente el dominio de los depredadores superiores por sobre los depredadores inferiores, puesto que conformaron poco más del sesenta por ciento de la abundancia relativa. Esta tendencia también ha sido observada en otras áreas naturales protegidas de carácter oceánico, como Isla del Coco (Friedlander *et al.*, 2012), Cabo de Palos e islas Hormigas (Rojo *et al.*, 2021), donde estos organismos conforman casi el cuarenta por ciento de la biomasa.

Las abundancias de depredadores tope han sido previamente comparadas entre áreas naturales protegidas y zonas abiertas a las pesquerías (Jaiteh *et al.*, 2016). De manera general, las primeras poseen una mayor cantidad de especies de niveles tróficos altos, como los elasmobranchios, cuyas abundancias tienden a disminuir en zonas no protegidas (Hooker *et al.*, 2011). Este patrón es evidente en este estudio, pues el AR, que es un área cerrada a la pesca, posee grandes abundancias de estos grupos, mientras que en el SGC es notorio el dominio de las especies meso-depredadoras.

8.7 Efecto de la profundidad de fondo en el ensamblaje de especies y el nivel trófico

Las comparaciones entre los ensamblajes someros y profundos dejan en evidencia las diferencias en el tipo de especies y familias que se pueden observar. Por un lado, en las aguas someras las cámaras detectaron peces de las familias Pomacanthidae, Pomacentridae, Labridae, Urotrygonidae y Zanclidae, las cuales se caracterizan por habitar arrecifes coralinos y rocosos (Arreola-Robles y Elorduy-Garay, 2002), mientras que en las cámaras colocadas en sitios profundos, se observaron representantes de las familias Coryphaenidae e Istiophoridae, que se caracterizan por ser grupos completamente pelágicos (Muhlía-Melo *et al.*, 2003). La presencia de la familia Acanthuridae (comúnmente asociada a arrecifes) en zonas profundas corresponde a unos cuantos individuos observados en el límite de profundidad de este estrato (32 metros).

Por otro lado, los avistamientos de otros taxa de hábitos arrecifales y bentónicos en esta misma zona, como las familias Diodontidae, Monacanthidae y Tetraodontidae aparentemente corresponden a individuos solitarios que fueron atraídos por la carnada.

Algunos autores describen estos avistamientos como una “contaminación de especies bentónicas”, que ocurre cuando la profundidad de fondo se encuentra cercano a las cámaras en suspensión (Bouchet *et al.*, 2018). Pese a lo anterior, las diferencias entre ambos ambientes no recayeron en estas familias de peces, aunque sí lo hicieron otras especies también consideradas como “arrecifales”. Tal es el caso de *Carcharhinus albimarginatus* y *Balistes polylepis*, que a pesar de ser consideradas dentro de esta categoría, se sabe que incurren frecuentemente en el ambiente pelágico (Bond *et al.*, 2015; Tholan *et al.*, 2020).

Con respecto al nivel trófico, se sabe que en el ambiente pelágico existe un mayor dominio de consumidores secundarios y terciarios por sobre los consumidores primarios (Letessier *et al.*, 2013), por lo cual no extraño que el ambiente pelágico posea un nivel trófico mayor al bentónico. Ejemplo de ello se observa al comparar el nivel trófico promedio, obtenido en este estudio para el AR (superior a 4.0), con respecto al obtenido por otros autores para el mismo sitio, pero llevados a cabo en los sistemas arrecifales (NTP=3.5). Estas diferencias en el nivel trófico promedio se explican por las grandes abundancias de peces herbívoros y ramoneadores como *Chromis atrilobata* y *Thalassoma lucassanum*, los cuales rara vez son encontrados nadando libremente en el ambiente pelágico (Fourrière *et al.*, 2019; Palacios-Narváez *et al.*, 2020).

Pese a lo anterior, en este estudio la abundancia de especies herbívoras u omnívoras es mínima si las comparamos con la abundancia de carnívoros, por lo que las diferencias en el nivel trófico están más bien marcadas por la proporción entre carnívoros inferiores y superiores. Todo lo anterior sugiere la existencia de un gradiente: mientras más próximo se encuentren las cámaras pelágicas del fondo, el nivel trófico se verá reducido debido a un aumento de en la abundancia de las especies arrecifales o bentónicas que poseen niveles tróficos menores debido a una mayor cobertura del lecho oceánico (Velasco-Lozano *et al.*, 2020).

9. CONCLUSIONES

- Se encontraron diferencias significativas en las comunidades de peces pelágicos del suroeste del Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo. La primera región estuvo dominada por peces de las familias Carangidae, Lutjanidae, Scombridae y Balistidae, mientras que en la segunda predominaron las familias Carangidae, Scombridae y Carcharhinidae.
- Se encontraron diferencias significativas en el nivel trófico promedio entre las comunidades de peces pelágicos del suroeste del Golfo de California y el Archipiélago de Revillagigedo, siendo mayor en el segundo debido a la gran abundancia de carnívoros superiores, los cuales fueron el grupo predominante en esta región.
- Se encontraron diferencias significativas entre los ensamblajes pelágicos someros y profundos. En los ensamblajes someros hubo una mayor abundancia de especies de hábitos arrecifales, mientras que los ensamblajes profundos estuvieron dominados por especies de hábitos pelágicos-oceánicos. Debido a una mayor cantidad de depredadores inferiores de hábitos arrecifales, el nivel trófico promedio de los ambientes someros fue menor que el de los ambientes profundos.
- Se recomienda incrementar el esfuerzo de muestreo dentro del Golfo de California, así como implementar de forma sistemática este monitoreo en todas las localidades, con el objetivo de establecer puntos de comparación estacionales y detectar cambios en la estructura comunitaria y nivel trófico de los ensamblajes de peces pelágicos en un futuro.
- Los sistemas de BRUVS pelágicos resultaron ser bastante eficientes para el monitoreo de las comunidades de peces, son prácticos y útiles para el estudio de las áreas cerradas a las pesquerías, sin embargo hay que tener cuidado cuando se colocan en zonas someras o muy cercanas a la costa, pues las corrientes pueden hacer que encallen, o que choquen con el fondo marino, por lo que se recomienda estudiar bien las características del sitio
- Es necesario implementar mejores medidas de conservación y manejo con base en distintos métodos de monitoreo. Por ello, se recomienda utilizar las BRUVS en conjunto con otras metodologías, especialmente para estudiar aquellas especies listadas en alguna categoría de riesgo.

10. LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza, O. y Balart, E.F. (2001). Community structure of reef fish in several habitats of rocky reef in gulf of California. *Marine Ecology*, 22(4): 283–305. doi: 10.1046/j.1439-0485.2001.t01-1-01747.x
- Agardy, T. (2000). Effects of fisheries on marine ecosystems: A conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3): 761–765. doi: 10.1006/jmsc.2000.0721
- Alatorre-Ramirez, V.G., Galván-Magaña, F., Torres-Rojas, Y.E. y Olson, R.J. (2017). Trophic segregation of mixed schools of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and skipjack tuna (*katsuwonus pelamis*) caught in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 115(2): 252–268. doi: 10.7755/FB.115.2.11
- Alvarez-Filip, L., Reyes-Bonilla, H. y Calderon-Aguilera, L.E. (2006). Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology*, 27(3): 253–262. doi: 10.1111/j.1439-0485.2006.00108.x
- Anderson, M.J. y Walsh, D.C.I. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83(4): 557–574. doi: 10.1890/12-2010.1
- Arreola-Robles, J.L. y Elorduy-Garay, J.F. (2002). Reef fish diversity in the region of La Paz, Baja California Sur, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 70(1): 1–18
- Asunsolo Rivera, A. (2016). Distribución, abundancia y riqueza de especies de tiburones del arrecife Cabo Pulmo, B.C.S México. Universidad Autónoma de Baja California Sur
- Ayala Bocos, A., Fernández Rivera Melo, F.J. y Reyes Bonilla, H. (2018). Listado actualizado de peces del arrecife de Cabo Pulmo, Golfo de California, México. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 10(1): 9. doi: 10.15359/revmar.10-1.1
- Ayres, K., Ketchum, J.T, González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Hearn, A., Elorriaga-Verplancken, F., Martínez-Rincón, R., Hoyos-Padilla, E. y Kajiura, S. (2021a). Seasonal aggregations of blacktip sharks *Carcharhinus limbatus* at a marine protected area in the Gulf of California, assessed by unoccupied aerial vehicle surveys. *Marine Ecology Progress Series*, 678: 95–107. doi: 10.3354/meps13897
- Ayres, K.A., Ketchum, J.T., González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Hearn, A., Elorriaga-Verplancken, FR., Hoyos-Padilla, EM. y Kajiura, SM. (2021b). The use of an unoccupied aerial vehicle to survey shark species over sand and rocky-reef habitats in a marine protected area. *Journal of Fish Biology*, 99(5): 1735–1740. doi: 10.1111/jfb.14838
- Backeljau, T., De Bruyn, L., De Wolf, H., Jordaens, K., Van Dongen, S. y Winnepenninckx, B. (1996). Multiple UPGMA and neighbor-joining trees and the performance of some computer packages. *Molecular Biology and Evolution*, 13(2): 309–313. doi: 10.1093/oxfordjournals.molbev.a025590
- Baeta, F., Batista, M., Maia, A., José, M. y Cabral, H. (2010). Elasmobranch bycatch in a trammel net fishery in the Portuguese west coast. *Fisheries Research*, 102: 123–129. doi: 10.1016/j.fishres.2009.10.016
- Barjau-González, E., Rodríguez-Romero, J., Galván-Magaña, F. y López-Martínez, J. (2012). Changes in the taxonomic diversity of the reef fish community of San José Island, Gulf of California, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 21(14): 3543–3554. doi: 10.1007/s10531-012-0378-z
- Becerril-García, E.E., Hoyos-Padilla, E.M., Henning, B. y Salinas-De León, P. (2020). Sharks, rays, and chimaeras of the Revillagigedo National Park: An update of new and confirmed

- records. *Journal of Fish Biology*, 97(4): 1228–1232. doi: 10.1111/jfb.14457
- Bègue, M., Clua, E., Siu, G. y Meyer, C. (2020). Prevalence, persistence and impacts of residual fishing hooks on tiger sharks. *Fisheries Research*, 224(November 2019): 105462. doi: 10.1016/j.fishres.2019.105462
- Bethea, D.M., Ajemian, M.J., Carlson, J.K., Hoffmayer, E.R., Imhoff, J.L., Grubbs, R.D., Peterson, C.T. y Burgess, G.H. (2014). Distribution and community structure of coastal sharks in the northeastern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 98(5): 1233–1254. doi: 10.1007/s10641-014-0355-3
- Bizzarro, J.J., Smith, W.D., Hueter, R.E. y Villavicencio–Garayzar, C.J. (2009). Activities and Catch Composition of Artisanal Elasmobranch Fishing Sites on the Eastern Coast of Baja California Sur, Mexico. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 108(3): 137–151. doi: 10.3160/0038-3872-108.3.137
- Bocos Ayala, A., Fernández Rivera, M. y Reyes-Bonilla, H. (2018). Updated checklist of fishes at Cabo Pulmo reef, Gulf of California, Mexico Listado actualizado de peces del arrecife de Cabo Pulmo, Golfo de California, México. *Revista de Ciencias Marinas y Costeras*, 10(1): 9–29
- Bond, M.E., Tolentino, E., Mangubhai, S. y Howey, L.A. (2015). Vertical and horizontal movements of a silvertip shark (*Carcharhinus albimarginatus*) in the Fijian archipelago. *Animal Biotelemetry*, 3(19): 1–7. doi: 10.1186/s40317-015-0055-6
- Bouchet, P., Meeuwig, J., Huveneers, C., Langlois, T., Lowry, M., Rees, M., Santana-Garçon, J., Scott, M., Taylor, M., Thompson, C., Vigliola, L. y Whitmarsh, S. (2018). Marine Sampling Field Manual for Benthic Stereo BRUVS (Baited Remote Underwater Videos). En: Preslawski R, Foster S (eds) Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters National Environmental Science Program, pp 105–132
- Boussarie, G., Bakker, J., Wangensteen, O.S., Mariani, S., Bonnín, L., Juhel, J.B., Kiszka, J.J., Kulbicki, M., Manel, S., Robbins, W.D., Vigliola, L. y Mouillot, D. (2018). Environmental DNA illuminates the dark diversity of sharks. *Science Advances*, 4(5). doi: 10.1126/sciadv.aap9661
- Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, D. y Tracey, S.R. (2010). The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature*, 468(7322): 431–435. doi: 10.1038/nature09528
- Brattstrom, B.H. (1990). Biogeography of the Islas Revillagigedo, Mexico. *Journal of Biogeography*, 17(2): 177. doi: 10.2307/2845325
- Briggs, J.C. y Bowen, B.W. (2012). A realignment of marine biogeographic provinces with particular reference to fish distributions. *Journal of Biogeography*, 39(1): 12–30. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02613.x
- Brooks, E.J., Sloman, K.A., Sims, D.W. y Danylchuk, A.J. (2011). Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. *Endangered Species Research*, 13(3): 231–243. doi: 10.3354/esr00331
- Brusca, R.C. (1980). *Common intertidal invertebrates of the Gulf of California*. 1st ed. The University of Arizona Press. Arizona
- Brusca, R.C. (2010). *The Gulf of California, biodiversity and conservation*. 4th ed. The University of Arizona Press. Arizona
- Caldwell, Z.R., Zgliczynski, B.J., Williams, G.J. y Sandin, S.A. (2016). Reef fish survey techniques:

- Assessing the potential for standardizing methodologies. *PLoS ONE*, 11(4): 1–14. doi: 10.1371/journal.pone.0153066
- Cambra, M., Lara-Lizardi, F., Peñaherrera-Palma, C., Hearn, A., Ketchum, J.T., Zarate, P., Chacón, C., Suárez-Moncada, J., Herrera, E. y Espinoza, M. (2021). A first assessment of the distribution and abundance of large pelagic species at Cocos Ridge seamounts (Eastern Tropical Pacific) using drifting pelagic baited remote cameras. *PLoS ONE*, 16(11). doi: 10.1371/journal.pone.0244343
- Carreño, A.L. y Helenes, J. (2002). Geology and Ages of the Islands. En: Case TJ, M.L. C, Ezcurra E (eds) A new Island Biogeography of the Sea of Cortés II. Oxford University Press, p 14:40
- Caselle, J.E., Hamilton, S.L., Davis, K., Thompson, C.D.H., Turchik, A., Jenkinson, R., Simpson, D. y Sala, E. (2018). First quantification of subtidal community structure at tristan da cunha islands in the remote south atlantic: From kelp forests to the deep sea. 13(3): e0195167. doi: 10.1371/journal.pone.0195167
- Castillo-Géniz, J.L., Márquez-Farias, J.F., Rodríguez de la Cruz, MC., Cortes, E. y Cid del Prado, A. (1998). The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: towards a regulated fishery. *Marine & Freshwater Research*, 49: 611–620
- Castro-Aguirre, J.L. y Balart, E.F. (2002). La ictiofauna de las Islas Revillagigedo y sus relaciones zoogeográficas , con comentarios acerca de su origen y evolución. En: Libro jubilar en honor del Dr. Salvador Contreras Balderas Monterrey, pp 53–170
- Cipresso Pereira, P.H., Bezerra Dos Santos, M.V., Lino Lippi, D., Henrique de Paula Silva, P. y Barros, B. (2017). Difference in the trophic structure of fish communities between artificial and natural habitats in a tropical estuary. *Marine and Freshwater Research*, 68(3): 473–483. doi: 10.1071/MF15326
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1): 117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Clarke, K.R. y Warwick, R. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35: 523–531
- Clarke, T.M., Whitmarsh, S.K., Fairweather, P.G. y Huveneers, C. (2019). Overlap in fish assemblages observed using pelagic and benthic BRUVS. *Marine & Freshwater Research*, (1): 1–11. doi: 10.1071/MF18224
- CONANP. (2017). Programa de manejo: Parque Nacional Revillagigedo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
- CONANP. (2006). Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Cabo Pulmo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
- Cortes-Fuentes, C. (2018). Distribución espacio-temporal y preferencias ambientales de tiburones. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Orientación en Biología Marina, La Paz B.C.S.
- Currey-Randall, L.M., Cappo, M., Simpfendorfer, C.A., Farabaugh, N.F. y Heupel, MR. (2020). Optimal soak times for Baited Remote Underwater Video Station surveys of reef-associated elasmobranchs. *PLoS ONE*, 15(5). doi: 10.1371/journal.pone.0231688
- Del Moral-Flores, L.F., Gracian-Negrete, J.M. y Guzmán-Camacho, A. (2016). Fishes of Archipelago of Revillagigedo Islands: a systematic and biogeographic update. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología*, 9(34): 596–619
- Del Moral-Flores, L.F., González-Acosta, A.F., Espinosa-Pérez, H., Ruiz-Campos, G. y Castro-Aguirre, J.L. (2013). Lista anotada de la ictiofauna de las islas del Golfo de California, con

- comentarios sobre sus afinidades zoogeográficas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1): 184–214. doi: 10.7550/rmb.27335
- Dinno, A. (2015). Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. *Stata Journal*, 15(1): 292–300. doi: 10.1177/1536867x1501500117
- Ellis, D.M. y DeMartini, EE. (1995). Evaluation of a video camera technique for indexing abundances of juvenile pink snapper, *Pristipomoides filamentosus*, and other Hawaiian insular shelf fishes. *Fishery Bulletin*, 93(1): 67–77
- Enríquez-Andrade, R., Anaya-Reyna, G., Barrera-Guevara, J.C., De Los Ángeles Carvajal-Moreno, M., Martínez-Delgado, ME., Vaca-Rodríguez, J. y Valdés-Casillas, C. (2005). An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean and Coastal Management*, 48(1): 31–50. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2004.11.002
- Erisman, B., Mascarenas, I., Paredes, G., Sadovy de Mitcheson, Y., Aburto-Oropeza, O. y Hastings, P. (2010). Seasonal, annual, and long-term trends in commercial fisheries for aggregating reef fishes in the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 106(3): 279–288. doi: 10.1016/j.fishres.2010.08.007
- Fausch, Kurt, D., Lyons, J., Karr, James, R. y Angermeier, Paul, L. (1990). Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.* 8:123–144
- Fernández-Rivera Melo, F.J. (2007). Estructura comunitaria de peces arrecifales en el oeste del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S.
- Fernández-Rivera Melo, F.J., Reyes-Bonilla, H., Ramírez-Ortiz, G. y Alvarez-Filip, L. (2018). Latitudinal variation in structure and function of conspicuous reef fish assemblages along the western Gulf of California. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(4): 1154–1166. doi: 10.22201/ib.20078706e.2018.4.2231
- Fourriére, M., Reyes-Bonilla, H., Ayala-Bocos, A., Ketchum, J. y Chávez-Comparan, JC. (2016). Checklist and analysis of completeness of the reef fish fauna of the Revillagigedo Archipelago, Mexico. *Zootaxa*, 4150(4): 436–466. doi: 10.11646/zootaxa.4150.4.4
- Fourriére, M., Reyes-Bonilla, H., Galván-Villa, C.M., Ayala Bocos, A. y Alejandro Rodríguez-Zaragoza, F. (2019). Reef fish structure assemblages in oceanic islands of the eastern tropical Pacific: Revillagigedo Archipelago and Clipperton atoll. *Marine Ecology*, 40(3): 1–14. doi: 10.1111/maec.12539
- Friedlander, A.M., Zgliczynski, B.J., Ballesteros, E., Aburto-Oropeza, O., Bolaños, A. y Sala, E. (2012). The shallow-water fish assemblage of Isla del Coco National Park, Costa Rica: Structure and patterns in an isolated, predator-dominated ecosystem. *Revista de Biología Tropical*, 60(November): 321–338. doi: 10.15517/rbt.v60i3.28407
- Ghazilou, A., Shokri, M.R. y Gladstone, W. (2019). Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of reef fish in a marginal reef in the Northern Persian gulf. *Iranian Journal of Ichthyology*, 6(3): 197–207. doi: 10.22034/iji.v6i3.353
- González-Armas, R., Funes-Rodríguez, R. y Amador-Buenrostro, A. (2008). Estructura de la comunidad de larvas de peces en una montaña submarina del Golfo de California. *Hidrobiologica*, 18(1 SUPPL.): 77–88
- González-Armas, R. y Palomares, R. (2002). Copepod and macrozooplankton distribution associated to El Bajo Espíritu Santo seamount. En: Contributions to the study of East Pacific Crustaceans. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM, Mexico, pp 183–193

- Gore, M., Ormond, R., Clarke, C., Kohler, J., Millar, C. y Brooks, E. (2020). Application of photo-identification and lengthened deployment periods to Baited Remote Underwater Video Stations (BRUVS) abundance estimates of coral reef sharks. *Oceans*, 1(4): 274–299. doi: 10.3390/oceans1040019
- Grazia Peninno, M., Conesa, D., López Quílez, A., Muñoz, F., Fernández, A. y Bellido, JM. (2016). Fishery-dependent and independent data lead to consistent estimations of essential habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 73(9): 2302–2310
- Hammann, M.G., Baumgartner, T.R. y Badan Dagon, A. (1988). Coupling of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caeruleus*) life cycle with the Gulf of California pelagic environment. *CalCOFI Rep*, 29: 102–109
- Heagney, E.C., Lynch, TP., Babcock, R.C. y Suthers, I.M. (2007). Pelagic fish assemblages assessed using mid-water baited video: Standardising fish counts using bait plume size. *Marine Ecology Progress Series*, 350(March 2015): 255–266. doi: 10.3354/meps07193
- Hooker, S.K., Cañadas, A., Hyrenbach, K.D., Corrigan, C., Polovina, J.J. y Reeves, R.R. (2011). Making protected area networks effective for marine top predators. *Endangered Species Research*, 13(3): 203–218. doi: 10.3354/esr00322
- Hortal, J., Borges, P.A.V. y Gaspar, C. (2006). Evaluating the performance of species richness estimators: Sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, 75(1): 274–287. doi: 10.1111/j.1365-2656.2006.01048.x
- Jaiteh, V.F., Lindfield, SJ., Mangubhai, S., Warren, C., Fitzpatrick, B. y Loneragan, N.R. (2016). Higher abundance of marine predators and changes in fishers' behavior following spatial protection within the world's biggest shark fishery. *Frontiers in Marine Science*, 3(APR): 1–15. doi: 10.3389/fmars.2016.00043
- Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista ibérica de arcnología*, 8(31): 151–161
- John, R.E., Jorgensen, S.J., Ketchum, J.T., Mohajerani, L. y Klimley, P. (2017). The importance of pinnacles and seamounts to pelagic fishes and fisheries off the Southern Baja California Peninsula. *Oceanography & Fisheries Open access Journal*, 4(2). doi: 10.19080/foaj.2017.04.555634
- Jorgensen, SJ., Klimley, A.P., Muhlia-Melo, A. y Morgan, S.G. (2016). Seasonal changes in fish assemblage structure at a shallow seamount in the Gulf of California. *PeerJ*, 2016(9): 1–21. doi: 10.7717/peerj.2357
- Karr, JR. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21–27. doi: 10.1577/1548-8446(1981)006<0021:aobiuf>2.0.co;2
- Klimley, A.P., Jorgensen, S.J., Muhlia-Melo, A. y Beavers, S., C. (2003). The occurrence of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at Espiritu Santo Seamount in the Gulf of California. *Fishery Bulletin*, 101(3): 684–692
- Langlois, T.J., Williams, J., Monk, J., Bouchet, P.J., Currey, L., Goetze, J., Harasti, D., Huveneers, C., Ierodiaconou, D., Malcolm, H.A. y Whitmore, S. (2018). Marine sampling field manual for benthic stereo BRUVS (Baited Remote Underwater Videos). En: Przeslawski R, Foster S (eds) Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters. National Environmental Science Program, pp 105–182
- Lara-Lizardi, F. (2018). Distribution Patterns of Sharks in the Revillagigedo Archipelago and Their Connectivity in the Eastern Tropical Pacific. Tesis de Doctorado. Instituto Politécnico

- Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar, La Paz, B.C.S.
- Laurans, M., Gascuel, D., Chassot, E. y Thiam, D. (2004). Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in the three last decades. *Aquatic Living Resources*, 17(2): 163–173. doi: 10.1051/alr:2004023
- Letessier, T.B., Meeuwig, J.J., Gollock, M., Groves, L., Bouchet, P.J., Chapuis, L., Vianna, G.M.S., Kemp, K. y Koldewey, H.J. (2013). Assessing pelagic fish populations : The application of demersal video techniques to the mid-water environment. *Methods in Oceanography* 8: 41-55. doi: 10.1016/j.mio.2013.11.003
- Letessier, T.B., Mouillot, D., Bouchet, P.J., Vigliola, L., Fernandes, M.C., Thompson, C., Boussarie, G., Turner, J., Juhel, J.B., Maire, E., Julian Caley, M., Koldewey, H.J., Friedlander, A., Sala, E. y Meeuwig, J.J. (2019). Correction: Remote reefs and seamounts are the last refuges for marine predators across the Indo-Pacific. *PLoS Biology*, 17(9): 1–20. doi: 10.1371/journal.pbio.3000489
- Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M. y McKenzie, R. (2011). A comparison of methods for estimating fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(SPEC. ISSUE 1): 119–131. doi: 10.1590/s1679-87592011000500014
- Martínez-Sanz, C., García-Criado, F., Aláez, C.F. y Aláez, M.F. (2010). Assessment of richness estimation methods on macroinvertebrate communities of mountain ponds in Castilla y León (Spain). *Annales de Limnologie*, 46(2): 101–110. doi: 10.1051/limn/2010008
- Maxwell, S.M., Ban, N.C. y Morgan, L.E. (2014). Pragmatic approaches for effective management of pelagic marine protected areas. *Endangered Species Research*, 26(1): 59–74. doi: 10.3354/esr00617
- McCauley, D.J., McLean, K.A., Bauer, J., Young, H.S. y Micheli, F. (2012). Evaluating the performance of methods for estimating the abundance of rapidly declining coastal shark populations. *Ecological Applications*, 23(3): 515–522
- McLean, D.L., Green, M., Harvey, E.S., Williams, A., Daley, R. y Graham, K.J. (2015). Comparison of baited longlines and baited underwater cameras for assessing the composition of continental slope deepwater fish assemblages off southeast Australia. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 98: 10–20. doi: 10.1016/j.dsr.2014.11.013
- Muhlia-Melo, A., Klimley, P., González-Armas, R., Jorgensen, S., Trasvina-Castro, A., Rodríguez-Romero, J. y Buenrostro, AA. (2003). Pelagic fish assemblages at the Espíritu Santo seamount in the Gulf of California during El Niño 1997-1998 and no-El Niño conditions. *Geofísica Internacional*, 42(3): 473–481
- Muntaner López, G. (2016). Movement patterns and habitat use of the silver tip shark (*Carcharhinus albimarginatus*) at the Revillagigedo Archipelago. Tesis de Licenciatura, Universidad de las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria
- Myers, R.A. y Worm, B. (2005). Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1453): 13–20. doi: 10.1098/rstb.2004.1573
- Nicholson, M.D. y Jennings, S. (2004). Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: The power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES Journal of Marine Science*, 61(1): 35–42. doi: 10.1016/j.icesjms.2003.09.004
- Ostertagová, E., Ostertag, O. y Kováč, J. (2014). Methodology and application of the Kruskal-Wallis test. *Applied Mechanics and Materials*, 611(January): 115–120. doi:

10.4028/www.scientific.net/AMM.611.115

- Paden, C.A., Abbott, M.R. y Winant, C.D. (1991). Tidal and atmospheric forcing of the upper ocean in the Gulf of California. Sea surface temperature variability. *Journal of Geophysical Research*, 96(C10). doi: 10.1029/91jc01597
- Palacios-Narváez, S., Valencia, B. y Giraldo, A. (2020). Aproximación a la dieta de *Thalassoma lucasanum* (familia Labridae) en el arrecife coralino de La Azufrada, isla Gorgona, Pacífico Oriental Tropical. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 49: 251–258
- Palacios-Salgado, D.S., Moreno-Sanchez, X.G., Abitia-Cardenas, L.A., Gutierrez-Sanchez, F.J. y Rodriguez-Romero, J. (2012). Ichthyodiversity of San Jose, San Francisquito, and El Pardito islands in the Southwestern Gulf of California, Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 42(3): 177–191. doi: 10.3750/AIP2011.42.3.03
- Pasos-Acuña, C. (2018). Efecto del buceo en el comportamiento del tiburón toro *Carcharhinus leucas* y evaluación económica de la especie en el parque nacional Cabo Pulmo. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Orientación en Biología Marina, La Paz, .BC.S.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. y Torres Jr, F. (1998). Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279(5352): 860–863
- Pauly, D. y Palomares, M.L. (2005). Fishing down marine food web: It is far more pervasive than we thought. *Bulletin of Marine Science*, 76(2): 197–211
- Pérez-Jiménez, J.C. (2014). Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (*Sphyrna spp.*) in Mexican Pacific waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(2): 671–683. doi: 10.1007/s11160-014-9353-y
- Piet, G.J. y Jennings, S. (2005). Response of potential fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62(2): 214–225. doi: 10.1016/j.icesjms.2004.09.007
- Pimentel, C.R., Andrades, R., Ferreira, C.E.L., Gadig, O.B.F., Harvey, E.S., Joyeux, J.C. y Giarrizzo, T. (2020). BRUVS reveal locally extinct shark and the way for shark monitoring in Brazilian oceanic islands. *Journal of Fish Biology*, 96(2): 539–542. doi: 10.1111/jfb.14228
- Prato, G., Guidetti, P., Bartolini, F., Mangialajo, L. y Francour, P. (2013). The importance of high-level predators in marine protected area management: Consequences of their decline and their potential recovery in the Mediterranean context. *Advances in Oceanography and Limnology*, 4(2): 176–193. doi: 10.1080/19475721.2013.841754
- Rabinowitz, G.B. (1975). An introduction to nonmetric multidimensional scaling. *American Journal of Political Science*, 19(2): 343. doi: 10.2307/2110441
- Rees, M.J., Knott, N.A., Fenech, G V. y Davis, A.R. (2015). Rules of attraction: Enticing pelagic fish to mid-water remote underwater video systems (RUVS). *Marine Ecology Progress Series*, 529: 213–218. doi: 10.3354/meps11274
- Ricotta, C. y Podani, J. (2017). On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and their ecological meaning. *Ecological Complexity*, 31: 201–205. doi: 10.1016/j.ecocom.2017.07.003
- Robertson, D.R. y Allen, G.R. (2015). Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: Sistema de información en línea. In: Inst. Smithson. Investig. Trop. Disponible en: <https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/en/pages>
- Rodríguez-Romero, J., Muhlia-Melo, A.F., Galván-Magaña, F., Gutiérrez-Sánchez, F.J. y Gracia-Lopez, V. (2005). Fish assemblages around Espiritu Santo Island and Espiritu Santo Seamount in the lower Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 77(1): 33–50

- Rodríguez, A. (2009). Cambios en la estructura trófica de las comunidades de peces arrecifales en el Pacífico Mexicano. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, B.C.
- Rojo, I., Anadon, J.D. y Garcia-Charton, J.A. (2021). Exceptionally high but still growing predatory reef fish biomass after 23 years of protection in a marine protected area. *PLoS ONE*, 16(2 February): 1–20. doi: 10.1371/journal.pone.0246335
- Saldaña-Ruiz, L.E., Sosa-Nishizaki, O. y Cartamil, D. (2017). Historical reconstruction of Gulf of California shark fishery landings and species composition, 1939–2014, in a data-poor fishery context. *Fisheries Research*, 195(July): 116–129. doi: 10.1016/j.fishres.2017.07.011
- Salomón-Aguilar, C.A., Villavicencio-Garayzar, C.J. y Reyes-Bonilla, H. (2009). Zonas y temporadas de reproducción y crianza de tiburones en el Golfo de California: Estrategia para su conservación y manejo pesquero. *Ciencias Marinas*, 35(4): 369–388. doi: 10.7773/cm.v35i4.1435
- Sancibrán Span, I. (2016). Comparación de dos métodos de muestreo visual de peces de arrecifes coralinos en la Bahía de Murdeira, isla de Sal, Cabo Verde. Tesis de Licenciatura. Universidad de la Laguna, San Cristóbal
- Santana-Garcon, J., Braccini, M., Langlois, T.J., Newman, S.J., Mcauley, R.B. y Harvey, E.S. (2014). Calibration of pelagic stereo-BRUVs and scientific longline surveys for sampling sharks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(8): 824–833. doi: 10.1111/2041-210X.12216
- Santana Garcon, J., Newman, S.J. y Harvey, E.S. (2014a). Development and validation of a mid-water baited stereo-video technique for investigating pelagic fish assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 452: 82–90. doi: 10.1016/j.jembe.2013.12.009
- Santana Garcon, J., Newman, S.J., Langlois, T.J. y Harvey, E.S. (2014b). Effects of a spatial closure on highly mobile fish species: An assessment using pelagic stereo-BRUVs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 460: 153–161. doi: 10.1016/j.jembe.2014.07.003
- Scott, M.D., Chivers, S.J., Olson, R.J., Fiedler, P.C. y Holland, K. (2012). Pelagic predator associations: Tuna and dolphins in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 458(September 2014): 283–302. doi: 10.3354/meps09740
- Scott, M.E., Smith, J.A., Lowry, M.B., Taylor, M.D. y Suthers, I.M. (2015). The influence of an offshore artificial reef on the abundance of fish in the surrounding pelagic environment. *Marine and Freshwater Research*, 66(5): 429–437. doi: 10.1071/MF14064
- Shannon, L., Coll, M., Bundy, A., Gascuel, D., Heymans, J.J., Kleisner, K., Lynam, C.P., Piroddi, C., Tam, J., Travers-Trolet, M. y Shin, Y. (2014). Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 512(October): 115–140. doi: 10.3354/meps10821
- Sheehan, E.V., Bridger, D., Nancollas, S.J. y Pittman, S.J. (2020). PelagiCam: a novel underwater imaging system with computer vision for semi-automated monitoring of mobile marine fauna at offshore structures. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(1). doi: 10.1007/s10661-019-7980-4
- Sherman, C.S., Chin, A., Heupel, M.R. y Simpfendorfer, C.A. (2018). Are we underestimating elasmobranch abundances on baited remote underwater video systems (BRUVS) using traditional metrics? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 503(September 2017): 80–85. doi: 10.1016/j.jembe.2018.03.002
- Sherman, S.C., Heupel, M.R., Johnson, M., Kaimuddin, M., Sjamsul Qamar, L.M., Chin, A. y Simpfendorfer, C.A. (2020). Repeatability of baited remote underwater video station

- (BRUVS) results within and between seasons. *PLoS ONE*, 15(12): 1–18. doi: 10.1371/journal.pone.0244154
- Smith, W.D., Bizzarro, J.J. y Cailliet, G.M. (2009). The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations. *Ciencias Marinas*, 35(2): 209–236
- Sobel, J.A. y Dahlgren, C. (2004) Marine reserves: a guide to science, design, and use. Island Press, Washington, DC.
- Soler, G.A., Edgar, G.J., Thomson, R.J., Kininmonth, S., Campbell, S.J., Dawson, T.P., Barrett, N.S., Bernard, A.T.F., Galván, D.E., Willis, T.J., Alexander, T.J. y Stuart-Smith, R.D. (2015). Reef fishes at all trophic levels respond positively to effective marine protected areas. *PLoS ONE*, 10(10): 1–12. doi: 10.1371/journal.pone.0140270
- Stasko, A.D., Swanson, H., Majewski, A., Atchison, S., Reist, J. y Power, M. (2016). Influences of depth and pelagic subsidies on the size-based trophic structure of Beaufort Sea fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 549(May): 153–166. doi: 10.3354/meps11709
- Talwar, B.S., Stein, J.A., Connett, S.M.H., Liss, S.A. y Brooks, E.J. (2020). Results of a fishery-independent longline survey targeting coastal sharks in the eastern Bahamas between 1979 and 2013. *Fisheries Research*, 230(June): 105683. doi: 10.1016/j.fishres.2020.105683
- Tholan, B., Carlson, P., Tortolero-Langarica, A.J., Ketchum, J.T., Trejo-Ramírez, A., Aceves-Bueno, E. y Caselle, J.E. (2020). The biodiversity of fishes at the Islas Marías Biosphere Reserve, Mexico, as determined by baited remote underwater video Biodiversidad de peces en la Reserva de la Biosfera Islas Marías, México, determinada por video subacuático remoto cebado con carnada. *Ciencias Marinas*, 46(4):227–252 doi:10.7773/cm.v46i4.3104
- Thomson, D.A., Findley, L.T. y Kerstich, A.N. (2000). Reef fishes of the sea of Cortez. The rocky shore fishes of the Gulf of California. Revised edition. The University of Arizona Press, Arizona
- Thomsen, P.F. y Willerslev, E. (2015). Environmental DNA - An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183: 4–18. doi: 10.1016/j.biocon.2014.11.019
- Torres, A., Abril, A.M. y Clua, E.E.G. (2020). A time-extended (24 h) baited remote underwater video (BRUV) for monitoring pelagic and nocturnal marine species. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(3). doi: 10.3390/jmse8030208
- Trujillo-Milan, O. (2003). Reclutamiento de Peces de Arrecife en Isla Cerralvo y Punta Perico, B.C.S, Mexico. Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar. Tesis doctoral.
- Ugland, K.I., Gray, J.S. y Ellingsen, K.E. (2003). The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology*, 72(5): 888–897. doi: 10.1046/j.1365-2656.2003.00748.x
- Valdez Marroquín, C.G., Guzmán, M.A., Valdés, A., Forougbakhch, R., Alvarado, M.A. y Rocha, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación del matorral espinoso tamaulipeco con condiciones prístinas en el noreste de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4): 1674–1682. doi: 10.15517/rbt.v66i4.32135
- Vázquez-Hurtado, M., Maldonado-García, M., Lechuga-Devéze, C.H., Acosta-Salmón, H. y Ortega-Rubio, A. (2010). Artisanal fisheries in La Paz Bay and adjacent oceanic area (Gulf of California, Mexico). *Ciencias Marinas*, 36(4): 433–444. doi: 10.7773/cm.v36i4.1669
- Velasco-Lozano, M.F., Ramírez-Ortiz, G., Reyes-Bonilla, H. y Hollarsmith, J.A. (2020). Fish

- assemblages at mesophotic depths in the pacific: A comparison between continental and oceanic islands of mexico. *Ciencias Marinas*, 46(4): 321–342. doi: 10.7773/CM.V46I4.3112
- Verity, P.G., Smetacek, V. y Smayda, T.J. (2002). Status, trends and the future of the marine pelagic ecosystem. *Environmental Conservation*, 29(2): 207–237. doi: 10.1017/S0376892902000139
- Walther, B.A. y Morand, S. (1998). Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology*, 116(4): 395–405. doi: 10.1017/S0031182097002230
- Watson, D.L., Harvey, E.S., Fitzpatrick, B.M., Langlois, T.J. y Shedrawi, G. (2010). Assessing reef fish assemblage structure: How do different stereo-video techniques compare? *Marine Biology*, 157(6): 1237–1250. doi: 10.1007/s00227-010-1404-x
- Werry, J.M., Planes, S., Berumen, M.L., Lee, K.A., Braun, C.D. y Clua, E. (2014). Reef-fidelity and migration of tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, across the coral sea. *PLoS ONE*, 9(1). doi: 10.1371/journal.pone.0083249
- White, J., Simpfendorfer, C.A., Tobin, A.J. y Heupel, M.R. (2013). Application of baited remote underwater video surveys to quantify spatial distribution of elasmobranchs at an ecosystem scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448: 281–288. doi: 10.1016/j.jembe.2013.08.004
- Whitmarsh, S.K., Fairweather, P.G. y Huveneers, C. (2017). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1): 53–73. doi: 10.1007/s11160-016-9450-1
- Whitney, N.M., Robbins, W.D., Schultz, J.K., Bowen, B.W. y Holland, K.N. (2012). Oceanic dispersal in a sedentary reef shark (*Triaenodon obesus*): Genetic evidence for extensive connectivity without a pelagic larval stage. *Journal of Biogeography*, 39(6): 1144–1156. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02660.x

11. ANEXOS

Anexo 1.-Tabla 11. Contribución de las especies más importantes a las diferencias obtenidas por el análisis SIMPER por medio de comparaciones pareadas: Aportación a las diferencias (AD), Desviación Estándar de la Aportación a las Diferencias (SD), Contribución a la localidad "A" (AMa), Contribución a la localidad "B" (AMb), Valor Acumulado (Acum)

	AD	SD	AMa	AMb	Acum
Catalana: Las Ánimas					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.320	0.368	12.059	123.670	0.366
<i>Caranx caballus</i>	0.188	0.299	0.000	69.286	0.582
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.152	0.112	5.000	43.497	0.756
Catalana: El Bajo Espíritu Santo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.212	0.152	12.059	82.040	0.269
<i>Cephalopholis colonus</i>	0.158	0.214	71.392	36.216	0.470
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.142	0.098	5.000	50.726	0.651
Catalana: Cerralvo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.245	0.252	12.059	36.611	0.293
<i>Cephalopholis colonus</i>	0.199	0.255	71.392	4.783	0.532
<i>Balistes polylepis</i>	0.166	0.228	0.253	21.564	0.730
Catalana: Cabo Pulmo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.264	0.403	12.059	0.000	0.265
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.227	0.368	5.000	0.000	0.492
<i>Cephalopholis colonus</i>	0.209	0.302	71.392	0.000	0.701
Catalana: San Benedicto					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.285	0.415	12.059	0.000	0.286
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.249	0.375	5.000	0.000	0.537
<i>Cephalopholis colonus</i>	0.229	0.305	71.392	2.439	0.766
Catalana: Clarión					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.264	0.395	12.059	0.000	0.264
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.223	0.355	5.000	0.000	0.487
<i>Cephalopholis colonus</i>	0.210	0.301	71.392	0.000	0.697
Catalana: Socorro					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.314	0.448	12.059	0.000	0.314
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.293	0.420	5.000	0.000	0.607
<i>Cephalopholis colonus</i>	0.217	0.308	71.392	0.000	0.823
Catalana: Roca Partida					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.232	0.380	12.059	0.000	0.236
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.195	0.340	5.000	0.000	0.436

<i>Cephalopholis colonus</i>	0.195	0.287	71.392	0.000	0.635
Las Ánimas: El Bajo Espiritu Santo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.316	0.231	123.670	82.040	0.403
<i>Caranx caballus</i>	0.145	0.242	69.286	0.000	0.588
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.103	0.090	43.497	50.726	0.719
Las Ánimas: Cerralvo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.396	0.322	123.670	36.611	0.418
<i>Caranx caballus</i>	0.204	0.291	69.286	1.720	0.633
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.186	0.110	43.497	0.000	0.830
Las Ánimas: Cabo Pulmo					
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.355	0.321	43.497	0.000	0.355
<i>Decapterus macarellus</i>	0.295	0.426	123.670	0.000	0.650
<i>Caranx caballus</i>	0.234	0.339	69.286	0.000	0.885
Las Ánimas: San Benedicto					
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.380	0.327	43.497	0.000	0.380
<i>Decapterus macarellus</i>	0.299	0.425	123.670	0.000	0.679
<i>Caranx caballus</i>	0.240	0.339	69.286	0.084	0.919
Las Ánimas: Clarión					
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.353	0.311	43.497	0.000	0.354
<i>Decapterus macarellus</i>	0.296	0.423	123.670	0.000	0.650
<i>Caranx caballus</i>	0.237	0.335	69.286	0.441	0.887
Las Ánimas: Socorro					
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.419	0.361	43.497	0.000	0.419
<i>Decapterus macarellus</i>	0.303	0.432	123.670	0.000	0.722
<i>Caranx caballus</i>	0.244	0.347	69.286	0.000	0.966
Las Ánimas: Roca Partida					
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.315	0.309	43.497	0.000	0.315
<i>Decapterus macarellus</i>	0.277	0.405	123.670	0.000	0.592
<i>Caranx caballus</i>	0.217	0.321	69.286	0.000	0.809
El Bajo: Cerralvo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.196	0.113	82.040	36.611	0.264
<i>Balistes polylepis</i>	0.166	0.172	51.793	21.564	0.487
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.157	0.099	50.726	0.000	0.698
El Bajo: Cabo Pulmo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.378	0.190	82.040	0.000	0.384

<i>Euthynnus lineatus</i>	0.230	0.139	50.726	0.000	0.617
<i>Balistes polylepis</i>	0.136	0.167	51.793	8.271	0.755
El Bajo: San Benedicto					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.398	0.190	82.040	0.000	0.398
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.241	0.139	50.726	0.000	0.639
<i>Balistes polylepis</i>	0.103	0.154	51.793	0.000	0.743
El Bajo: Clarión					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.378	0.184	82.040	0.000	0.379
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.230	0.137	50.726	0.000	0.609
<i>Balistes polylepis</i>	0.102	0.154	51.793	0.000	0.711
El Bajo: Socorro					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.423	0.204	82.040	0.000	0.423
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.254	0.144	50.726	0.000	0.677
<i>Balistes polylepis</i>	0.104	0.156	51.793	0.000	0.782
El Bajo: Roca Partida					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.341	0.199	82.040	0.000	0.341
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.208	0.140	50.726	0.000	0.549
<i>Balistes polylepis</i>	0.096	0.147	51.793	0.000	0.646
Cerralvo: Cabo Pulmo					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.456	0.368	36.611	0.000	0.487
<i>Balistes polylepis</i>	0.275	0.287	21.564	8.271	0.780
<i>Cephalopolis colonus</i>	0.036	0.053	4.783	0.000	0.819
Cerralvo: Clarión					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.456	0.359	36.611	0.000	0.458
<i>Balistes polylepis</i>	0.260	0.295	21.564	0.000	0.719
<i>Xanthichthys mento</i>	0.063	0.116	0.000	6.251	0.782
Cerralvo: Socorro					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.524	0.394	36.611	0.000	0.525
<i>Balistes polylepis</i>	0.291	0.323	21.564	0.000	0.816
<i>Cephalopholis colonus</i>	0.040	0.056	4.783	0.000	0.855
Cerralvo: Roca Partida					
<i>Decapterus macarellus</i>	0.404	0.364	36.611	0.000	0.405
<i>Balistes polylepis</i>	0.230	0.286	21.563	0.000	0.635
<i>Thunnus albacares</i>	0.095	0.146	0.000	24.058	0.730
Cabo Pulmo: San Benedicto					
<i>Balistes polylepis</i>	0.170	0.255	8.271	0.000	0.171

<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.098	0.124	0.000	1.301	0.270
<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	0.082	0.132	0.000	1.022	0.353
Cabo Pulmo: Clarión					
<i>Balistes polylepis</i>	0.156	0.244	8.271	0.000	0.157
<i>Xanthichthys mento</i>	0.145	0.231	0.000	6.251	0.304
<i>Thunnus albacares</i>	0.079	0.158	0.089	2.089	0.384
Cabo Pulmo: Socorro					
<i>Balistes polylepis</i>	0.194	0.272	8.271	0.000	0.195
<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.078	0.131	0.000	0.446	0.273
<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.077	0.120	0.000	0.385	0.351
Cabo Pulmo: Roca Partida					
<i>Thunnus albacares</i>	0.160	0.223	0.089	24.058	0.160
<i>Balistes polylepis</i>	0.136	0.230	8.271	0.000	0.297
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.107	0.206	0.000	31.258	0.404
San Benedicto: Clarión					
<i>Xanthichthys mento</i>	0.168	0.248	0.766	6.251	0.190
<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.096	0.108	1.301	0.331	0.299
<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	0.094	0.124	1.022	0.841	0.405
San Benedicto: Socorro					
<i>Carcharhinus galapagensis</i>	0.159	0.140	1.301	0.446	0.189
<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	0.131	0.142	1.022	0.322	0.344
<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.104	0.141	0.445	0.385	0.468
San Benedicto: Roca Partida					
<i>Thunnus albacares</i>	0.159	0.225	0.172	24.058	0.181
<i>Elagatis bipinnulata</i>	0.131	0.158	0.930	3.229	30.330
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.111	0.208	0.022	31.258	0.456
Clarión: Socorro					
<i>Xanthichthys mento</i>	0.185	0.259	6.251	0.279	0.215
<i>Carcharhinus albimarginatus</i>	0.085	0.101	0.841	0.322	0.313
<i>Thunnus albacares</i>	0.082	0.162	2.089	0.055	0.409
Clarión: Roca Partida					
<i>Thunnus albacares</i>	0.183	0.226	2.089	24.058	0.211
<i>Xanthichthys mento</i>	0.126	0.217	6.251	0.000	0.356
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.107	0.206	0.000	31.258	0.480
Socorro: Roca Partida					
<i>Thunnus albacares</i>	0.164	0.239	0.055	24.059	0.190

<i>Elagatis bipinnulata</i>	0.144	0.167	0.251	3.229	0.356
<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.120	0.137	0.385	1.436	0.496
