



FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA Y TECNOLOGIAS

CARRERA DE BIOLOGÍA

TRABAJO DE INTEGRACION CURRICULAR

Modalidad Artículo Académico

Tema

Diversidad Y Abundancia Del Bycatch de la flota artesanal de la caleta pesquera
Jaramijó, Ecuador

Autor

Alvarez Alava Carlos Caleb

Tutor

Briones Mendoza Jesus Humberto

Periodo 2025 – 2

Declaración de Autoría

En el presente documento, yo, **Alvarez Alava Carlos Caleb**, declaro que he contribuido a la realización del trabajo de titulación bajo la modalidad de Artículo Académico, como requisito previo para la obtención del título de Biólogo, con el tema: **Diversidad Y Abundancia Del Bycatch de la flota artesanal de la caleta pesquera Jaramijó, Ecuador.**

He revisado y aprobado la versión final del manuscrito, autorizando su presentación para publicación. Asimismo, garantizo que este trabajo es original, no ha sido publicado previamente y no se encuentra en proceso de evaluación para su publicación en ningún otro lugar.

Firma:



Alvarez Alava Carlos Caleb

C.I. 1316896081

	NOMBRE DEL DOCUMENTO:	CÓDIGO: PAT-04-F-004
	CERTIFICADO DE TUTOR(A).	
	PROCEDIMIENTO: TITULACIÓN DE ESTUDIANTES DE GRADO BAJO LA UNIDAD DE INTEGRACIÓN CURRICULAR	REVISIÓN: 1 Página 1 de 1

CERTIFICACIÓN

En calidad de docente tutor(a) de la Facultad Ciencias de la Vida y Tecnología de la carrera de Biología de la Universidad Laica "Eloy Alfaro", CERTIFICO:

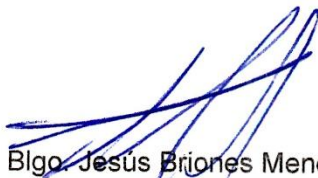
Haber dirigido, revisado y aprobado preliminarmente el Trabajo de Integración Curricular bajo la autoría del estudiante **Álvarez Álava Carlos Caleb**, legalmente matriculada en la carrera de Biología, período académico 2025-2026, cumpliendo el total de **384** horas, cuyo tema del proyecto es **"Diversidad y abundancia del bycatch de la flota artesanal de la caleta pesquera de Jaramijó, Ecuador"**.

La presente investigación ha sido desarrollada en apego al cumplimiento de los requisitos académicos exigidos por el Reglamento de Régimen Académico y en concordancia con los lineamientos internos de la opción de titulación en mención, reuniendo y cumpliendo con los méritos académicos, científicos y formales, y la originalidad del mismo, requisitos suficientes para ser sometida a la evaluación del tribunal de titulación que designe la autoridad competente.

Particular que certifico para los fines consiguientes, salvo disposición de Ley en contrario.

Manta, 30 de Enero 2026.

Lo certifico,



Blgo. Jesús Briones Mendoza, PhD.
Docente Tutor(a)
Área: Ciencias pesqueras

Diversidad Y Abundancia Del Bycatch de la flota artesanal de la caleta pesquera Jaramijó, Ecuador

Alvarez Alava C¹

¹ Carrera de Biología, Facultad de Ciencias de la vida y Tecnologías, Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí.

Correo institucional: e1316896081@live.uleam.edu.ec

RESUMEN

La investigación definió la composición y estructura del bycatch de la pesca artesanal en caleta Jaramijó, mediante índices de diversidad alfa, números efectivos, similitud y modelos estadísticos de distribución. El estudio reveló un ensamblaje dominado por especies comunes y raras, posiblemente afectado por la selectividad del arte de pesca y por el hábitat costero. Los análisis de clasificación y co-ocurrencia revelaron agrupamientos ecológicos claros y asociaciones entre especies que comparten hábitat. En conjunto, estos hallazgos proporcionan una perspectiva completa del bycatch en Jaramijó y resaltan la necesidad de mejorar las medidas de gestión para disminuir la captura incidental y promover la sostenibilidad de la pesca artesanal en el área.

Palabras clave: Bycatch, pesca artesanal, diversidad, co-ocurrencia, Jaramijó.

Diversity and Abundance of Bycatch from the artisanal fleet of the fishing cove of Jaramijo, Ecuador

ABSTRACT

The research defined the composition and structure of artisanal fishery bycatch in Jaramijó cove using alpha diversity indices, effective numbers, similarity, and statistical distribution models. The study revealed an assemblage dominated by common and rare species, possibly affected by the selectivity of the fishing gear and by the coastal habitat. Classification and co-occurrence analyses revealed clear ecological groupings and associations among species that share habitat. Taken together, these findings provide a comprehensive view of bycatch in Jaramijó and highlight the need to improve management measures to reduce incidental catch and promote the sustainability of artisanal fishing in the area.

Keywords: Bycatch, artisanal fishing, diversity, co-occurrence, Jaramijó.

1. INTRODUCCIÓN

La pesca artesanal es fundamental para las comunidades costeras, pues contribuye a la generación de empleo (Méndez & García, 2021), la seguridad alimentaria y el desarrollo local (Armenta Cisneros et al., 2022). En especial, esta es una de las principales fuentes de ingreso para los pescadores de la caleta pesquera de Jaramijó, provincia de Manabí. Sin embargo, enfrenta importantes desafíos relacionados con la sostenibilidad del recurso y la gestión de la captura incidental, conocida como bycatch (José Alava et al., 2019).

La captura incidental o acompañante es todo aquello que capturan estas pesquerías (peces, cangrejos, rayas, corales, algas, basura del fondo marino, etc.). El arte de pesca más común en la zona costera de Jaramijó es palangre y red de arrastre, artes poco selectivos que capturan grandes cantidades de fauna acompañante, con las tasas más altas de captura incidental o bycatch (Kelleher, 2005), lo que concuerda con la información obtenida en este estudio, donde se capturaron diferentes especies tanto invertebradas como vertebradas, tal como lo indican (López-Martínez & Morales-Bojórquez, 2012), y una gran cantidad de rayas (Acevedo et al., 2007) la fauna acompañante está integrada por especies no objetivo de interés comercial, que en las pesquerías industriales son descartadas y arrojadas al mar por su bajo valor comercial; en cambio, la pesca artesanal les da valor y son consumidas por humanos o animales (Cabello et al., 2005).

La pesca de palangre o espinel es un arte de pesca formado por una línea principal de polipropileno de la que cuelgan líneas más pequeñas separadas entre 17 y 27 m. Estas líneas tienen una parte superior y otra inferior, con longitudes entre 2,50 y 6,50 m, y en su extremo se colocan anzuelos tipo J N.º 12, 14 y 10. Cada tres a seis líneas se añade una cuerda corta con un flotador para mantener el arte en superficie, además de boyas de señalización en los extremos y en zonas centrales. (LA PESQUERÍA & DE, s. f.)

Cuando hablamos de pesca de arrastre en Jaramijó hablamos del tipo de pesca conocido como “Changa” Es una red de arrastre similar a la utilizada por la flota industrial, fabricada con piola de poliamida (PA) multi 210/18 a 210/24. Presenta una relinga superior de 8 a 10 metros de longitud. El tamaño de ojo de malla estirada es de 1 pulgada en las alas, cielo, vientre y dorso, mientras que en el copo es más reducido, de $\frac{3}{4}$ a 1 pulgada, para retener mejor la captura. Su apertura horizontal se logra mediante portones de madera. (Instituto Nacional de Pesca, s. f.)

El bycatch amenaza la biodiversidad marina y el equilibrio del ecosistema marino, al impactar depredadores tope, eliminar individuos de muchas especies o eliminar

presas.(Hall et al., 2000). Ya que esta captura no está reglamentada, se necesita tener un registro de la cantidad de pesca no objetivo capturadas por año, para saber el impacto que puede tener en un futuro sobre el ecosistema reduciendo directamente las poblaciones de megafauna y cambiando indirectamente la dinámica trófica de los sistemas oceánicos(Komoroske & Lewison, 2015).

En la Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y alimentación (FAO), ha estimado que cerca de 7 millones de toneladas de peces provenientes del bycatch son descartados mundialmente cada año por pescadores comerciales(Eayrs, 2007). Estos índices de capturas están compuestos por especies de peces juveniles, que no llegan a su etapa de madurez para que la población se pueda mantener.(Alvarez Franco & Cassola Chinga, 2024) Donde se extraen una gran cantidad de especies marinas, que no son comerciales, y causan la mayor fuente de mortalidad no contabilizada, esta parte del bycatch no es investigada por la falta de registro de mortalidad que es opuesta al concepto de pesquerías sostenibles(Eayrs, 2007), y ponen en riesgo la salud del ecosistema marino.

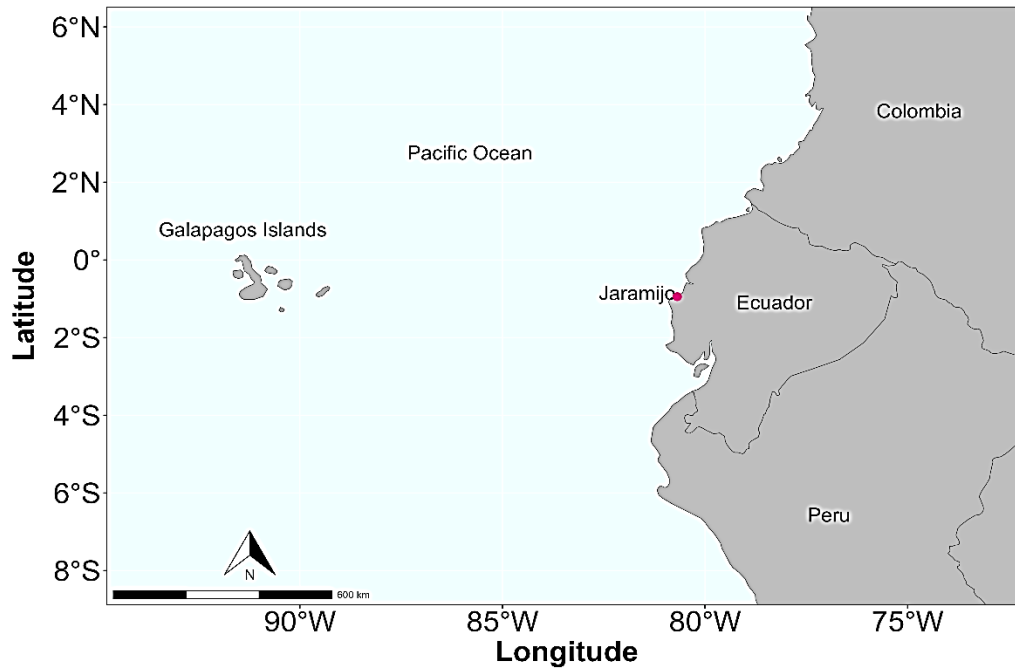
Lo que notamos durante monitoreos en campo, podríamos decir que esta “normalizado” la práctica de seleccionar y desembarcar el bycatch para otros intereses comerciales dichos anteriormente, esta situación evidencia la escasez de datos disponibles sobre las pesquerías de pequeña escala, lo cual representa un sesgo significativo, considerando que la pesca artesanal está compuesta por una gran mayoría de pescadores en todo el mundo (Carvalho et al., 2020). Desde la perspectiva de los pescadores, las especies antes consideradas descartes ahora forman parte esencial de una pesquería multiespecífica. Resumido con un lema “La captura incidental de ayer puede ser la captura objetivo de mañana”(Davies et al., 2009). Y al no existir ninguna regulación efectiva sobre el uso de artes de pesca indiscriminada, esto incentiva su uso para maximizar la captura(Baque & Zambrano, 2024). Por eso es este estudio ya que, si la captura incidental de hoy se convierte en la captura objetivo de mañana, la explotación indiscriminada de los recursos marinos conducirá a la disminución de poblaciones y a la pérdida de equilibrio en el ecosistema. Esto amenaza la sostenibilidad de las pesquerías y podría dejar un futuro en el que la pesca ya no sea posible o insostenible (Ortuño Crespo & Dunn, 2017).

Lo que se quiere lograr con este estudio es mitigar la captura incidental, fomentando estrategias para el bycatch y los descartes en las pesquerías de arrastre de fondo y palangre, ya que requiere una recopilación de datos precisa y oportuna y sistemas de seguimiento sólidos para comprender el impacto de la captura incidental en la biodiversidad (DE LA COPACO, 2008), con esto se busca fortalecer protocolos para el registro de datos en los desembarques e incluir datos de captura incidental y composición de la captura en los sistemas o bases de datos nacionales, dado que si

logramos reducir esto se contribuirá a ecosistemas más sanos y a una pesca más sostenible, favoreciendo a la seguridad alimentaria a largo plazo. (Agricultura [Food & Organization](FAO), 2015)

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio



La investigación se desarrolló en la parroquia de Jaramijó, provincia de Manabí, Ecuador, (0°56'36"S 80°38'19"W), una zona reconocida por su intensa actividad de pesca artesanal. Este sitio funciona como uno de los principales puntos de desembarque de fibras, lo que lo convierte en un lugar estratégico para el estudio del bycatch o captura incidental. Para el muestreo se seleccionaron los carros recolectores de desechos provenientes de las faenas pesqueras, ya que estos contienen una amplia variedad de especies descartadas. Este enfoque permitió evaluar el impacto de la pesca artesanal sobre las comunidades marinas locales y su relación con las dinámicas del ecosistema costero.

2.2 Trabajo de Campo y Laboratorio

Para la investigación se aplicó un muestreo aleatorio simple, seleccionando dos gavetas de desechos pesqueros cada mes (con una capacidad promedio de 25 kg) como unidades de análisis representativas por cada jornada de pesca. Las muestras fueron recolectadas directamente por el equipo de investigación en el puerto de Jaramijó, durante el desembarque de las fibras o lanchas, con el propósito de obtener una variedad de especies para el estudio. Posteriormente, nos dirigimos a nuestras

residencias, donde se adecuó un área destinada al desarrollo del análisis y procesamiento de las muestras. A cada ejemplar se le registró la longitud total (cm) utilizando una cinta métrica y el peso (g) mediante una báscula digital colgante con una capacidad máxima de 5 Kg.

Se conservó una muestra representativa de cada especie identificada, colocándola en hielo y etiquetándola correctamente. Estas muestras se llevaron al laboratorio, donde se realizó su identificación utilizando guías de especies marinas (Fischer et al., 1995) y bases de datos especializadas (Froese & Pauly, 2010); (Robertson & Allen, 2015). El proceso contó con la supervisión de un tutor experto, quien confirmó las identificaciones y brindó orientación en los casos de especies con características difíciles de diferenciar.

2.3 Análisis de datos

Los datos conseguidos en los muestreos fueron organizados en Microsoft Excel, donde se estableció una base de datos detallada. En este archivo se ingresaron según la fecha de cada muestreo, los datos correspondientes a especie, familia, orden, peso (g) y longitud total (cm).

Para evaluar tanto la abundancia como la diversidad del bycatch se acudió a los índices de equitatividad y dominancia, herramientas que forman parte del análisis de la diversidad alfa y que se interpretan siguiendo los siguientes criterios.

2.3.1 Índices de diversidad

Se calcularon índices de diversidad ecológica como el índice de Shannon-Wiener (H') y el índice de Simpson (D), para evaluar la diversidad de especies capturadas incidentalmente. Estos valores permiten analizar tanto la riqueza de especies como la homogeneidad de la comunidad.

Tabla 1: Índices de diversidad ecológica (Hill, 1973)

$H' = - \sum_{i=1}^s p_i * \log_b * p_i$	Shannon-Weaver (1)
$D_1 = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$	Simpson (2)
$D_2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2}$	Simpson inverso (3)

La variable p_i es la proporción de cada especie i al total y S es el número total de especies registradas. El logaritmo que se usa suele ser el natural ($\ln$), como en el cálculo de H' , y la base del logaritmo usado se especifica con b .

El índice de Shannon-Weaver tiene en cuenta tanto el número de especies como la forma en que se distribuyen los individuos entre ellas. Según (Margalef, 1972), este índice generalmente oscila entre 1 y 5: una diversidad baja se corresponde con valores inferiores a 2; una diversidad moderada, entre 2 y 3.5, y valores superiores a 3.5 se asocian a comunidades muy diversas.

Por otro lado, el índice de Simpson toma valores entre 0 y 1. La ausencia de diversidad se manifiesta cuando el valor es cercano a 1; por el contrario, a medida que λ crece, la diversidad disminuye (Casquilho & Mena-Matos, 2024).

Para comparar la similitud y diferencia entre las especies que se encuentran en la localidad (diversidad beta) se aplicó el índice de similitud de Gower. Este índice es capaz de comparar unidades de muestreo en función de la presencia/ausencia y abundancia de las especies, siendo una medida más flexible y adecuada cuando se trabaja con datos mixtos. Los resultados se visualizaron en un dendrograma de aglomeración, el cual muestra las similitudes entre los muestreos. (Washington, 1984). Por lo cual, para evaluar la calidad de los clústeres, se usó el índice ancho promedio de silueta (ASW) (Rousseeuw, 1987), el cual indica la mejor manera de agrupar los datos. El coeficiente de silueta nos dice qué tan similares son las observaciones dentro de su propio grupo a las observaciones en grupos vecinos. Puede variar entre -1 y 1, siendo 1 que la mayoría de los individuos se encuentran bien encajados en la agrupación y muy distanciados de los clústeres vecinos; 0 que los grupos están en un punto intermedio y -1 que los grupos están mal situados. (Niño, 2020)

Para la interpretación de los valores de Pearson se utilizó la (Tabla2) según (Cohen, 2013)

Tabla 2: Valores de interpretación de r Coeficiente de correlación de Pearson.

Rango de valores de r_{xy}	Interpretación
$0.0 \leq r_{xy} < 0.10$	Correlación nula
$0.10 \leq r_{xy} < 0.30$	Correlación débil
$0.30 \leq r_{xy} < 0.50$	Correlación moderada
$0.50 \leq r_{xy} < 1.00$	Correlación fuerte

Para estimar el esfuerzo de muestreo en términos de la riqueza de especies del área de estudio, se generó una curva de acumulación de especies, que representa gráficamente el número acumulado de individuos muestreados (Ugland et al., 2003). Finalmente, para conocer la relación del bycatch con los factores, se usó el coeficiente

de correlación de Pearson (r) para las variables cuantitativas longitud total (cm) y peso (g) con la comunidad íctica del área, y se estableció si la asociación entre ellas era estadísticamente significativa. Las gráficas se generaron con el software estadístico RStudio.

2.3.2 Pruebas estadísticas

El análisis estadístico y la elaboración de gráficas se hicieron en el programa RStudio (Joseph, 2011). Además, para complementar el procesamiento de los datos, se usaron los siguientes paquetes: GGally (Schloerke et al., 2021), kableExtra (Zhu, 2024), BiodiversityR (Kindt, 2017), extrafont (Chang, 2014), reshape2 (Wickham, 2020), Vegan (Oksanen et al., 2001), ggthemes (Arnold & Arnold, 2015), Inext (Hsieh et al., 2025), adespatial (Dray et al., 2018), ggplot2 (Wickham et al., 2007), tidyverse (Wickham, 2017), SpadeR (Chao et al., 2016), MESS (Ekstrøm, 2020), cluster (Maechler, 2019), factoextra (Kassambara & Mundt, 2017), dplyr (Wickham, 2015), tremmapify (Wilkins, 2017), RcolorBrewer (Neuwirth, 2014), MQMF (Haddon, 2020), ggforce (Pedersen, 2024), reshape2 (Hadley Wickham., 2015), igraph (Csárdi et al., 2025).

3. RESULTADOS

Tabla 3. Composición de los grupos taxonómicos ícticos presentes en el bycatch de Jaramijó.

<i>Orden</i>	<i>Familia</i>	<i>Especie</i>	<i>Abundancia absoluta</i>	<i>Abundancia relativa %</i>
ANGUILIFORMES	OPHICHTHIDAE	<i>Echiophis brunneus</i>	88	4,0
	CONGRIDAE	<i>Gnathopis cintus</i>	111	5,1
	MURAENIDAE	<i>Gymnothorax dovii</i>	3	0,1
		<i>Gymnothorax equatorialis</i>	458	21,1
		<i>Gymnothorax phalarus</i>	77	3,5
		<i>Muraena argus</i>	8	0,4
		<i>Muraena clepsydra</i>	5	0,2
	OPHICHTHIDAE	<i>Ophichthus frontalis</i>	91	4,2
		<i>Ophichthus remiger</i>	18	0,8
		<i>Myrichthys xysturus</i>	5	0,2
		<i>Ophichthus zophochir</i>	170	7,8
ALBULIFORMES	ALBULIDAE	<i>Albula esuncula</i>	47	2,2
AULOPIFORMES	SYNODONTIDAE	<i>Synodus scituliceps</i>	195	9,0
BELONIFORMES	BELONIDAE	<i>Strongylura exilis</i>	5	0,2
		<i>Tylosurus pacificus</i>	7	0,3

CARANGIFORMES	ACHIRIDAE	<i>Achirus mazatlanus</i>	4	0,2
		<i>Achirus scutum</i>	4	0,2
	SPHYRAENIDAE	<i>Sphyraena ensis</i>	19	0,9
	CYCLOPSETTIDAE	<i>Syacium latifrons</i>	95	4,4
	CYNOGLOSSIDAE	<i>Symphurus chabanaudi</i>	19	0,9
		<i>Symphurus fasciolaris</i>	1	0,0
OPHIDIIFORMES	OPHIDIIDAE	<i>Brotula ordwayi</i>	1	0,0
TETRAODONTIFORMES	BALISTIDAE	<i>Balistes polylepis</i>	3	0,1
	DIODONTAE	<i>Diodon holocanthus</i>	184	8,5
		<i>Diodon hystrix</i>	22	1,0
	TETRAODONTIDAE	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	55	2,5
		<i>Sphoeroides Kendalli</i>	94	4,3
MYLIOBATIFORMES	MYLIOBATIDAE gg	<i>Rhinoptera steindachneri</i>	11	0,5
	GYMNURIDAE	<i>Gymnura crebripunctata</i>	4	0,2
	DASYATIDAE	<i>Hypanus longus</i>	4	0,2
	UROTRYGONIDAE	<i>Urobatis tumbesensis</i>	7	0,3
		<i>Urotrygon chilensis</i>	24	1,1
RAJIFORMES	RAJIDAE	<i>Raja equatorialis</i>	47	2,2
		<i>Rostroraja velezi</i>	8	0,4
		ARHYNCHOBATIDAE	<i>Sympterygia brevicaudata</i>	1
RHINOPRISTIFORMES	TRYGONORRHINIDAE	<i>Zapteryx xyster</i>	188	8,6
	RHINOBATIDAE	<i>Pseudobatos leucorhynchus</i>	37	1,7
TORPEDINIFORMES	NARCINIDAE	<i>Narcine entemedor</i>	50	2,3
		<i>Narcine leoparda</i>	1	0,0
LAMNIFORMES	ALOPIIDAE	<i>Alopias superciliosus</i>	2	0,1
SQUATINIFORMES	SQUATINIDAE	<i>Squatina armata</i>	1	0,0
TOTAL			2174	100,0

Se contabilizó un total de $n = 2174$ especies ícticas, divididas en 13 órdenes, 26 familias y 41 especies identificadas durante el monitoreo realizado en el periodo 2024-2025. En general 1034 spp. observadas corresponde al orden de los Anguiliformes, distribuidas en 4 familias, con un total de 11 especies; siendo el grupo de con mayores observaciones, indicando a *Gymnothorax equatorialis* (21,1%) como la especie más representativa, en contraste, otras especies como *Symphurus fasciolaris*, *Brotula ordwayi*, *Sympterygia brevicaudata*, *Narcine leoparda* gg y, *Squatina armata*, exhiben abundancias mucho menores, representando una pequeña fracción de la comunidad.

Esta distribución desigual de la abundancia de especies es característica de una estructura comunitaria heterogénea. (Tabla 3., Fig. 2, y 3.)

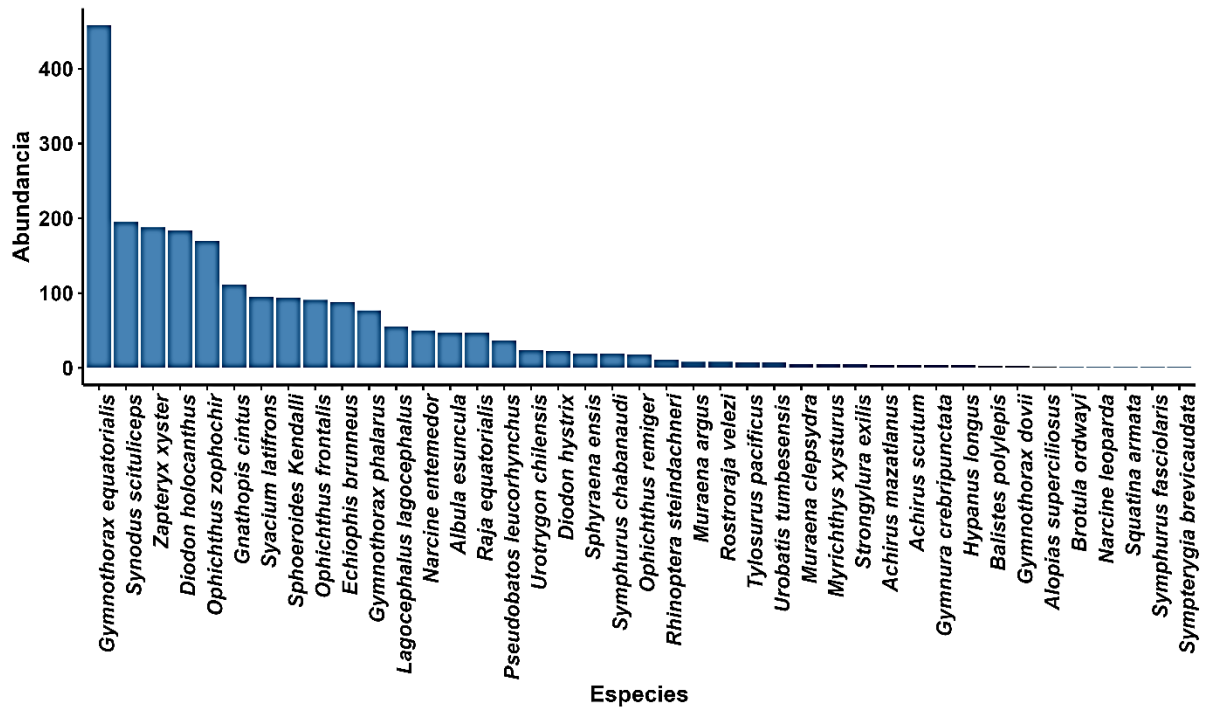


Fig. 2. Especies ordenadas de mayor a menor según su abundancia



Fig.3. Orden Anguiliformes: A1. *Echiophis brunneus*, A2. *Gnathopis cintus*, A3. *Gymnothorax dovii*, A4. *Gymnothorax equatorialis*, A5. *Gymnothorax phalarus*, A6. *Muraena argus*, A7. *Muraena clepsydra*, A8. *Ophichthus frontalis*, A9. *Ophichthus remiger*, A10. *Myrichthys xysturus*, A11. *Ophichthus zophochir*. Orden Albuliformes: B1. *Albula esuncula*. Orden Aulopiformes: C1. *Synodus scituliceps*. Orden

Beloniformes: D1. *Strongylura exilis*, D2. *Tylosurus pacificus*. Orden Carangiformes: E1. *Achirus mazatlanus*, E2. *Achirus scutum*, E3. *Sphyræna ensis*, E4. *Syacium latifrons*, E5. *Symphurus chabanaudi*, E6. *Symphurus fasciolaris*. Orden Ophidiiformes: F1. *Brotula ordwayi*. Orden Tetraodontiformes: G1. *Balistes polylepis*, G2. *Diodon holocanthus*, G3. *Diodon hystrix*, G4. *Lagocephalus lagocephalus*, G5. *Sphoeroides kendalli*. Orden Myliobatiformes: H1. *Rhinoptera steindachneri*, H2. *Gymnura crebripunctata*, H3. *Hypanus longus*, H4. *Urobatis tumbesensis*, H5. *Urotrygon chilensis*. Orden Rajiformes: I1. *Raja equatorialis*, I2. *Rostroraja velezi*, I3. *Sympterygia brevicaudata*. Orden Rhinopristiformes: J1. *Zapteryx xyster*, J2. *Pseudobatos leucorhynchus*. Orden Torpediniformes: K1. *Narcine entemedor*, K2. *Narcine leoparda*. Orden Lamniformes: M1. *Alopias superciliosus*. Orden Squatiniformes: N1. *Squatina armata*.

Con respecto a la (Fig.4.) La gráfica de las curvas de rarefacción para los diferentes meses, permite comparar la riqueza de especies del bycatch estandarizada por el número de individuos. De manera general se detalla que todas las curvas presentan un ascenso rápido de la riqueza de especies en los primeros individuos capturados, lo cual indica que existe una proporción importante de especies comunes que aparecen tempranamente en las capturas. Luego, las curvas tienden a estabilizarse progresivamente, lo que sugiere que el muestreo captura adecuadamente la diversidad dominante del ensamblaje de bycatch. No obstante, ninguna curva alcanza una asíntota completa, indicando la posible presencia de especies raras que no fueron detectadas o lo fueron en baja frecuencia.

Al realizar una comparación entre los meses se establece que los meses **10, 5, y 6** alcanzan la mayor riqueza de especies (> 22 especies), por lo que representan los muestreos con mayor diversidad del bycatch. Los meses **1, 2, 3, 7 y 8** muestran una riqueza moderada (14–17 especies). Estas curvas exhiben una estabilización temprana, lo que sugiere una comunidad menos diversa o dominada por pocas especies capturadas recurrentemente.

El **4** mes presenta la riqueza más baja (< 12 especies), indicando un bycatch más pobre durante ese muestreo. Por lo tanto, las curvas de rarefacción evidencian que la pesca incidental registrada en la flota estudiada presenta una diversidad moderada a alta, con variaciones significativas entre muestreos. Esto sugiere que el bycatch es dinámico y está condicionado por factores ambientales, biológicos y operativos. Aunque el muestreo es representativo, un aumento del esfuerzo permitiría capturar especies raras y mejorar las estimaciones de riqueza total.

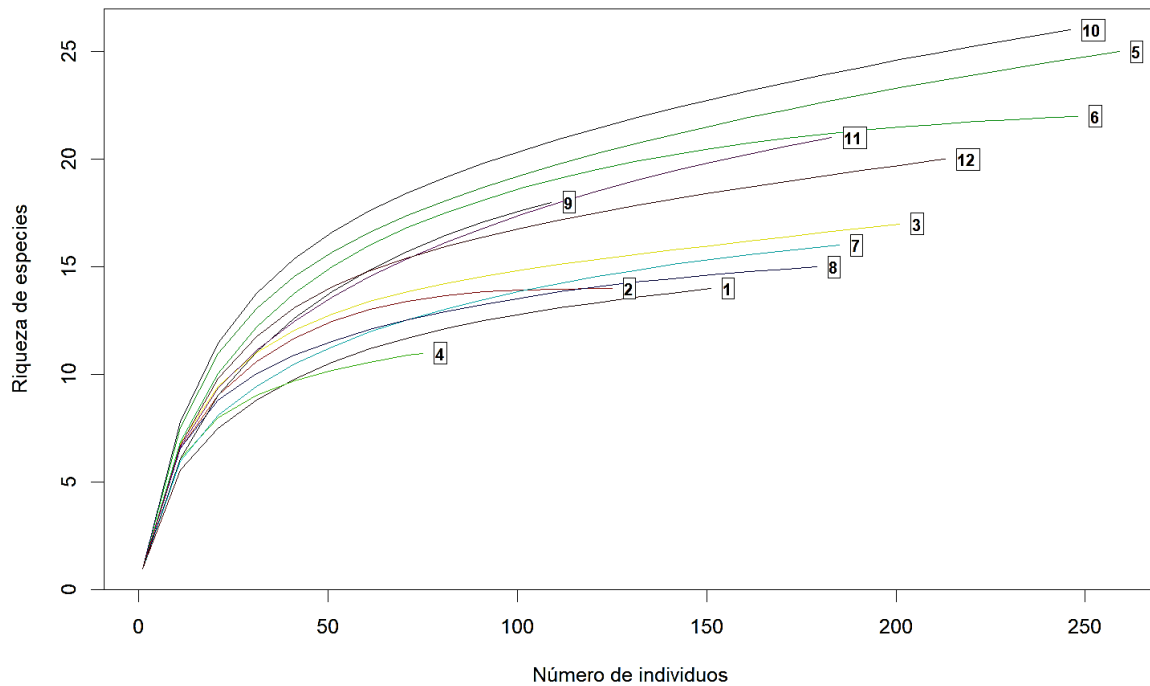


Fig. 4. Curvas de rarefacción de la riqueza de especies en el bycatch.

Las curvas de acumulación de géneros mostraron un incremento progresivo en la riqueza registrada del bycatch conforme avanzó el esfuerzo de muestreo, tanto en términos temporales como de abundancia. La curva acumulativa por meses (**Fig. 5**) evidenció un incremento marcado durante los primeros muestreos, seguido de una disminución gradual en la pendiente y una clara tendencia a la estabilización hacia los meses finales, alcanzando aproximadamente 40–41 géneros. De manera consistente, la curva basada en el número total de individuos (**Fig. 6**) analizados mostró una dinámica similar, con un rápido aumento en los primeros cientos de individuos y un aplanamiento notable al superar las 1500 capturas, convergiendo igualmente hacia una riqueza cercana a los 40 géneros. La coincidencia entre ambas curvas indica que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para representar adecuadamente la diversidad dominante del bycatch, sugiriendo que la incorporación de nuevos géneros sería mínima aun con un incremento mayor del esfuerzo.

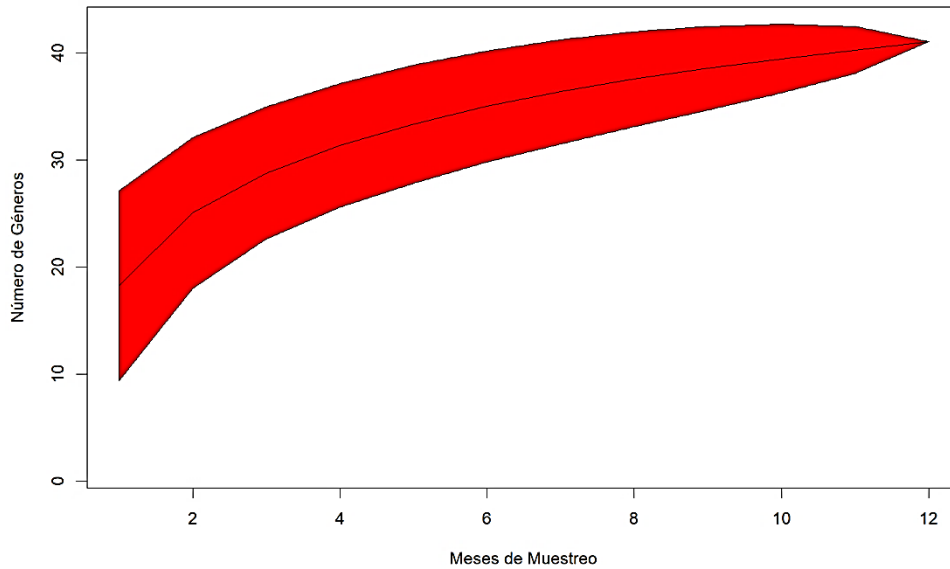


Fig. 5. Curva de acumulativa por meses de muestreo (1-12)

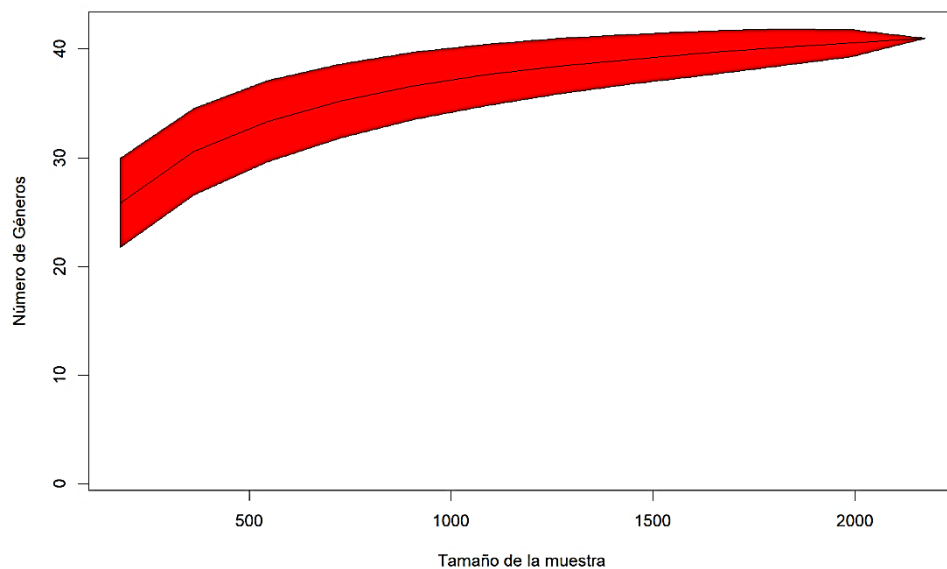


Fig. 6. Curva de acumulación basada en el número total de individuos

La curva de rango–abundancia (**Fig. 7**) evidenció una estructura comunitaria altamente sesgada dentro del bycatch analizado, caracterizada por una marcada dominancia de *Gymnothorax equatorialis*, cuyo número de individuos supera ampliamente al del resto de los géneros registrados. Tras este taxón dominante, un conjunto reducido de géneros de abundancia intermedia mostró una caída rápida en la pendiente de la curva, lo que indica una comunidad con baja equidad y fuerte

concentración de individuos en pocos géneros. La mayor parte de los taxones se ubicó en los rangos medios y bajos con abundancias mínimas, conformando una larga cola de géneros raros que aparecen de manera esporádica en las capturas. Este patrón, dominado por pocos géneros abundantes y un elevado número de géneros poco frecuentes, sugiere que la comunidad del bycatch está influenciada por la selectividad del arte de pesca y refleja una estructura típica de ensamblajes sometidos a presión pesquera continua.

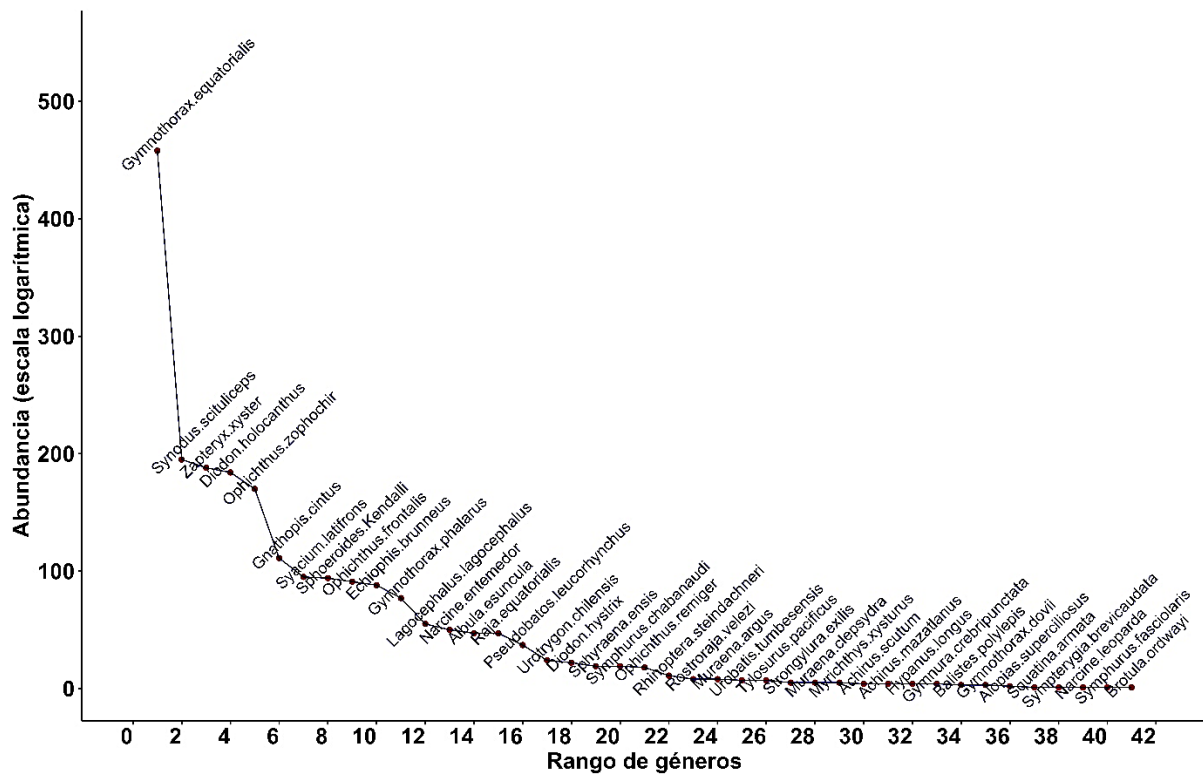


Fig. 7. Curva de distribución-abundancia de especies

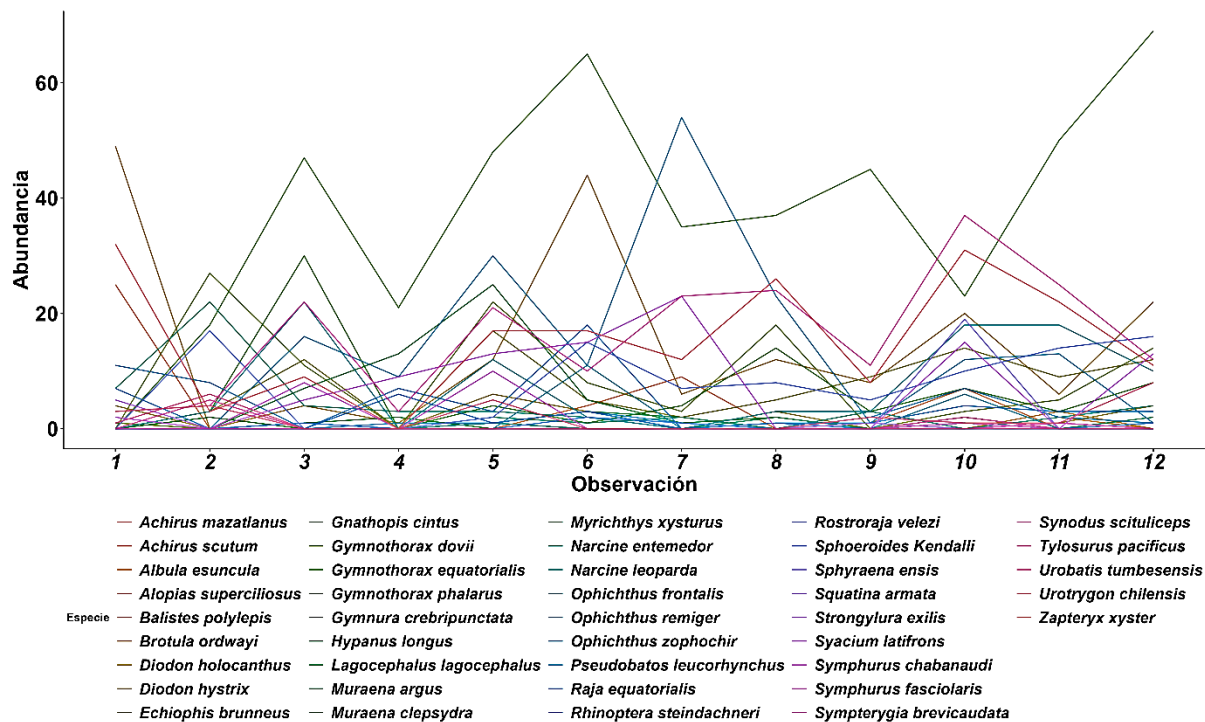


Fig. 8. Abundancia por meses de observación por especie

La (Fig. 8) evidencia una marcada variabilidad en la composición del bycatch a lo largo de las doce observaciones mensuales analizadas. En general, la mayoría de las especies presentan abundancias bajas y fluctuantes; sin embargo, ciertas especies muestran picos notables en momentos específicos, lo que sugiere eventos puntuales de mayor captura o disponibilidad en el área de pesca. Entre ellas, se destacan incrementos pronunciados en algunas especies que superan ampliamente los valores medios del resto del conjunto, lo cual refleja patrones irregulares en la presencia de organismos asociados a la actividad pesquera. La dispersión y superposición de las curvas indican un ensamble diverso, caracterizado por diferencias marcadas en la representación de cada taxón a lo largo del periodo evaluado. En conjunto, el patrón mensual revela diferencias significativas tanto en la abundancia total como en la estructura específica, lo que permite identificar meses con una mayor presión pesquera sobre determinados grupos y otros en los que la captura resulta más diversa pero menos abundante.

Estos resultados permiten reconocer tendencias temporales de abundancia y constituyen una base relevante para comprender la dinámica del bycatch, así como para orientar medidas de manejo en la flota palangrera de la zona de estudio.

La variación temporal de los índices de Shannon y Simpson (**Fig. 9**) evidencia una estructura comunitaria relativamente estable, pero con fluctuaciones moderadas que reflejan cambios en la composición del bycatch a lo largo de las doce meses de observaciones. El índice de Shannon, cuyos valores oscilan entre aproximadamente 2.0 y 2.7, indica una diversidad media a alta, lo que sugiere que la comunidad presenta un número considerable de especies con abundancias relativamente equilibradas. Los picos registrados en algunas observaciones reflejan momentos en los que la distribución entre especies fue más homogénea, reduciendo la dominancia y aumentando la equidad. Por el contrario, los descensos puntuales señalan eventos donde una o pocas especies incrementaron su abundancia de manera notable, afectando la uniformidad relativa del conjunto.

El índice de Simpson, que muestra valores consistentemente bajos (entre 0.80 y 0.92), complementa esta interpretación al indicar que, aunque existe diversidad, ciertas especies mantienen una ligera tendencia a la dominancia en varias observaciones. A pesar de ello, la variabilidad del índice es limitada, lo que refleja que la dominancia no es extrema ni persistente en el tiempo. La perspectiva de ambos índices sugiere que el bycatch de la flota palangrera está compuesto por una comunidad diversa pero sujeta a fluctuaciones temporales moderadas, posiblemente influenciadas por factores ambientales estacionales, disponibilidad de recursos y comportamiento espacial de las especies capturadas. En conjunto, estos patrones apoyan la idea de una estructura comunitaria dinámica y heterogénea, donde tanto la riqueza como la equidad juegan roles clave en la configuración de la diversidad registrada.

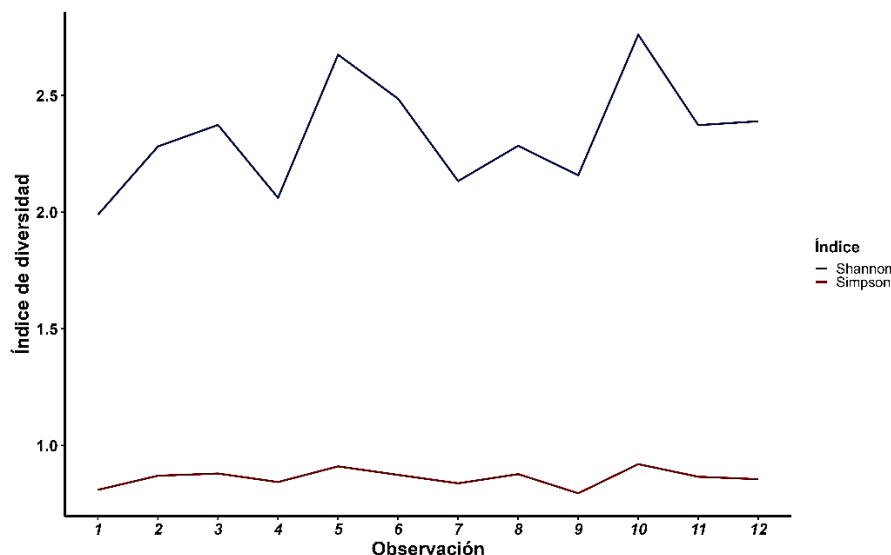


Fig. 9. Índices de diversidad.

El análisis de correlación de Pearson (**Fig. 10**) entre los índices de diversidad (**Fig. 9**) reveló patrones consistentes en la estructura de la comunidad capturada durante el período de estudio. Los índices asociados a la diversidad efectiva y a la entropía mostraron las relaciones más fuertes. En particular, la riqueza de especies (N_0) presentó correlaciones positivas muy altas con los índices de Shannon (H), Shannon en base 2 (H_{b2}), y con la diversidad efectiva de Hill (N_1 y N_{1b2}), registrando coeficientes entre 0.9 y 1.0. Esta magnitud indica una asociación lineal casi perfecta, lo que implica que el incremento en la riqueza está acompañado de un aumento proporcional en la entropía y en el número efectivo de especies abundantes. Dado el tamaño de muestra empleado, correlaciones de esta magnitud serían estadísticamente significativas con $p < 0.001$, lo que respalda la existencia de un patrón ecológico robusto y no atribuible al azar.

Por otro lado, el índice de dominancia (N_2) presentó correlaciones moderadas con los índices basados en riqueza y entropía (0.3–0.6), indicando que, si bien existe una relación positiva, la dominancia específica introduce un grado mayor de variabilidad. Este comportamiento sugiere que la concentración de abundancia en pocas especies no siempre sigue el mismo gradiente que la diversidad general. Bajo un enfoque inferencial, estas correlaciones moderadas serían igualmente significativas ($p < 0.05$), lo que confirma que la dominancia contribuye de manera independiente a la estructura

de la comunidad. En contraste, los índices de equidad (J, E10 y E20) mostraron correlaciones bajas o negativas con la riqueza total (r entre -0.04 y -0.4), valores que estadísticamente no serían significativos ($p > 0.20$), lo cual indica que el número total de especies no explica el grado de uniformidad en la distribución de abundancias. Sin embargo, estos índices sí presentaron correlaciones altas entre sí ($r \approx 0.9$), lo que evidencia que las métricas de equidad responden al mismo patrón interno y miden componentes similares del balance de abundancias.

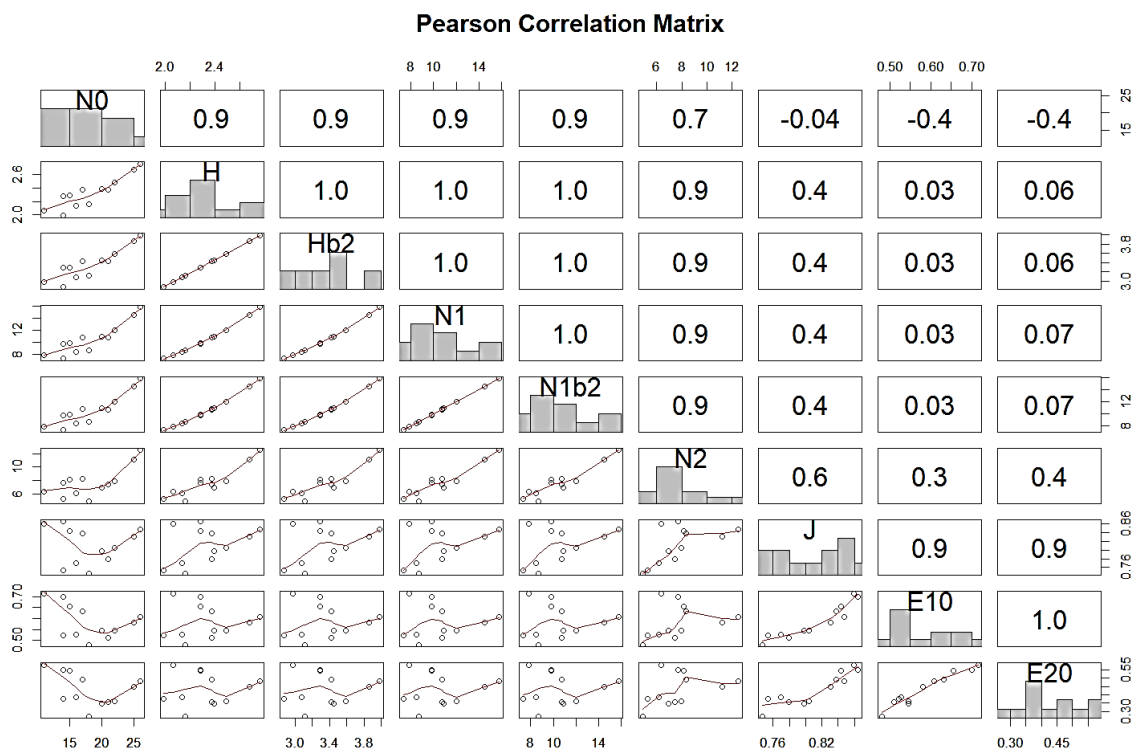


Fig. 10. Matriz de correlación de las variables de diversidad donde se registra **N0** (Riqueza de especies), **H** (Índice de Shannon–Wiener), **Hb2** (Shannon base 2), **N1** (Diversidad efectiva de Shannon ($\exp(H)$)), **N1b2** (Alternativa de diversidad efectiva basada en Shannon (base 2)), **N2** (Índice de Simpson Inverso ($1 / \sum p_i^2$)), **J** (Equidad de Pielou (Evenness)) y, **E10** y **E20** (Medidas de equidad basadas en números efectivos).

En conjunto, los resultados de la matriz de correlación muestran que la riqueza y la entropía conforman un eje estructural bien definido y altamente significativo dentro de la comunidad evaluada, mientras que la equidad aparece como un componente separado y estadísticamente independiente de la riqueza. A su vez, la dominancia ocupa una posición intermedia, relacionándose parcialmente con ambos grupos de

métricas. Estos patrones confirman que la comunidad presenta una diversidad moderada a alta, con cierto grado de dominancia y variabilidad en la distribución interna de abundancias entre observaciones.

El modelo de rango–abundancia (**Fig. 11**) aplicado a los datos del bycatch permitió evaluar la estructura comunitaria y determinar qué patrón teórico describe mejor la distribución de abundancias entre especies. La curva observada muestra una disminución continua de la abundancia conforme aumenta el rango, lo cual es típico de comunidades con dominancia moderada y presencia de especies raras.

Entre los modelos evaluados, el ajuste del modelo lognormal presentó la mayor proximidad visual a los puntos observados en la región intermedia de la curva, lo que sugiere que la comunidad responde a un patrón donde la abundancia está distribuida de manera relativamente equilibrada, pero con variación suficiente para que pocas especies dominen parcialmente el ensamblaje. Este comportamiento es coherente con sistemas multiespecíficos impactados por artes de pesca que capturan organismos con diferentes probabilidades de encuentro.

El modelo Zipf también presentó un ajuste moderado en los rangos altos (especies raras), indicando que la caída en abundancias hacia los últimos rangos es más gradual que la predicha por modelos puramente geométricos. Esto sugiere la existencia de una estructura jerárquica en la comunidad, donde la dominancia se distribuye de forma menos abrupta que en modelos de competencia fuerte.

Por el contrario, el modelo Preemption (o geométrico) mostró un ajuste deficiente en los rangos medios y altos, subestimando la abundancia de especies intermedias y sobreestimando la de especies dominantes. Esto indica que la comunidad no sigue un patrón de dominancia estricta, típico de ambientes muy perturbados o fuertemente competitivos. De igual forma, el modelo Null (distribución uniforme) no captura la heterogeneidad observada, confirmando que la distribución de abundancias es estructurada y no aleatoria.

Finalmente, el modelo Mandelbrot, aunque flexible, mostró un ajuste irregular a lo largo de la curva, especialmente en los rangos altos, lo que sugiere que la complejidad de sus parámetros no mejora significativamente la representación de la comunidad evaluada.

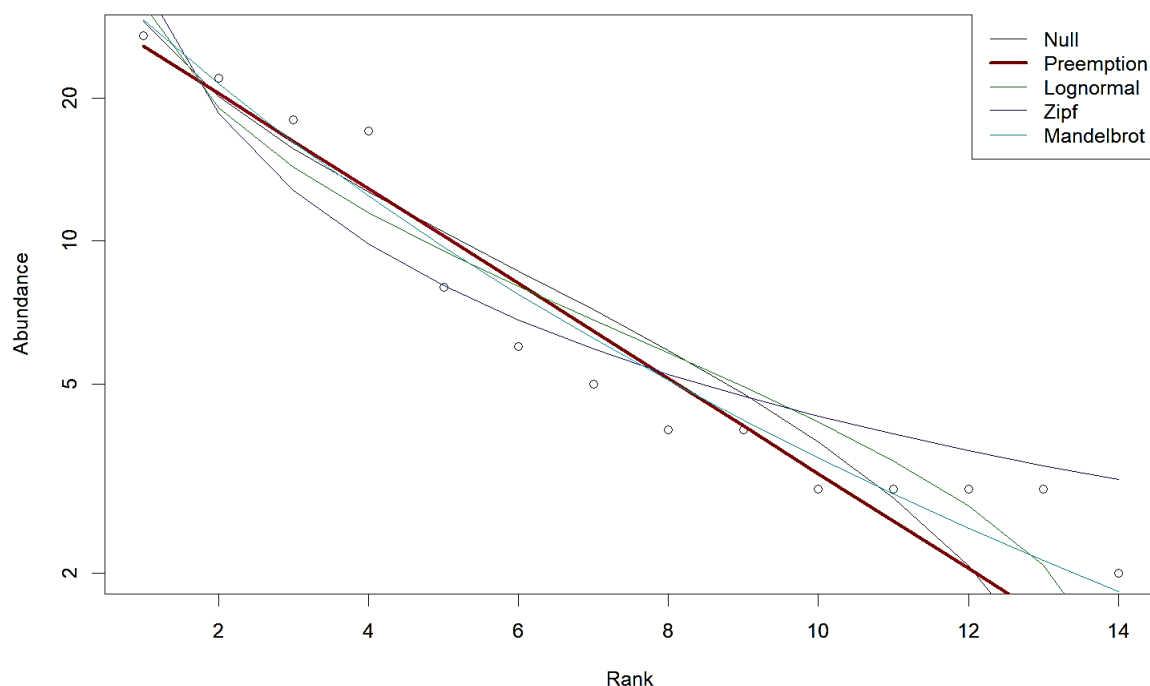


Fig. 11. Modelo rango-abundancia

El análisis de las curvas de rango–abundancia por sitio (**Fig. 12**) revela diferencias claras en la estructura comunitaria del bycatch respecto al estudio. Los meses 1, 2, 5, 7, 8, 10 y 11 muestran un ajuste predominante al modelo *Preemption*, indicando comunidades fuertemente dominadas donde una o dos especies concentran la mayor parte de la abundancia. Este patrón es característico de ambientes sujetos a fuerte presión selectiva, posiblemente por características oceanográficas locales o por la interacción del aparejo con agregaciones específicas.

En contraste, los meses 3, 4, 6, 9 y 12 presentan un mejor ajuste a modelos *Lognormal* o *Mandelbrot*, reflejando comunidades más equilibradas y estructuralmente complejas. En estos casos, múltiples especies contribuyen de forma similar a la abundancia total, lo cual sugiere condiciones ambientales más heterogéneas o menor selectividad operativa. En conjunto, la comparación espacial evidencia que la estructura del bycatch no es uniforme, sino que responde a gradientes ambientales y operativos que modulan la dominancia, diversidad y equidad entre sitios.

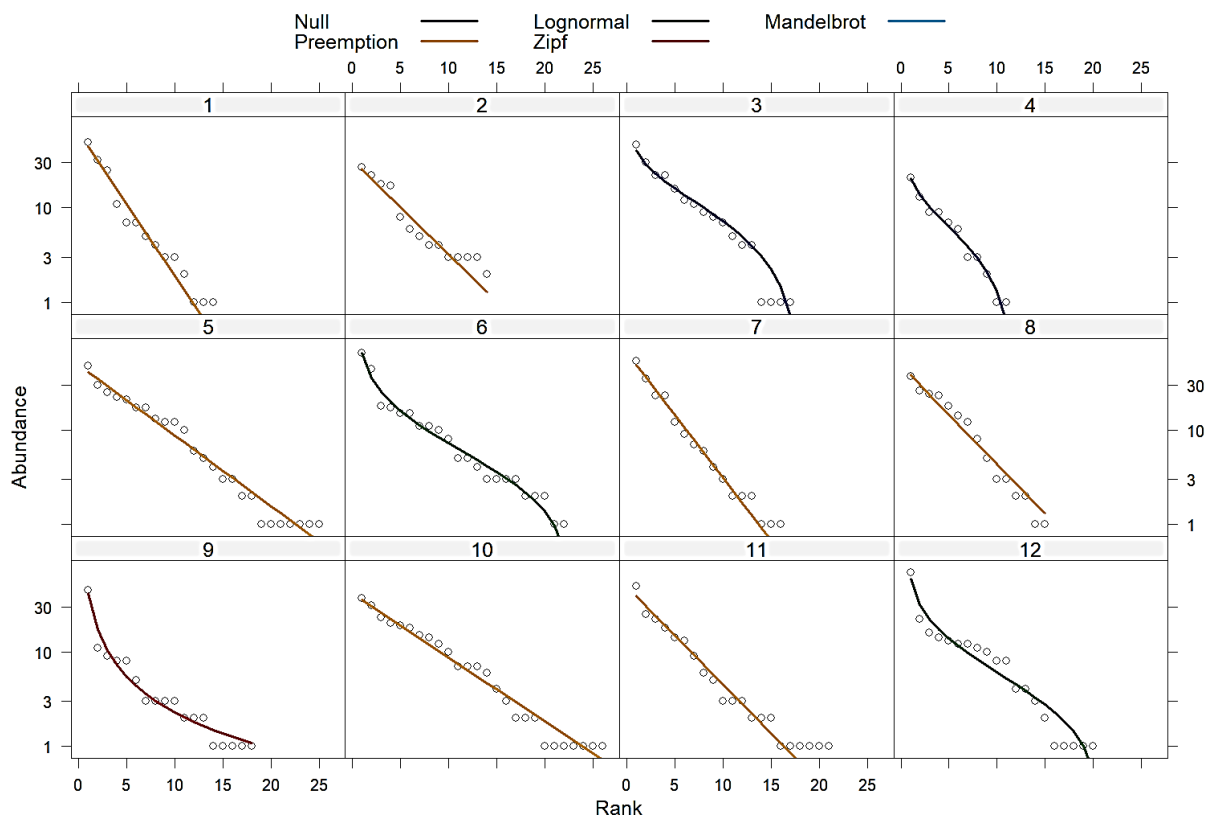


Fig. 12. Curvas de los multimodelos rango-abundancia por meses de muestreo

La gráfica (**Fig. 13**) muestra que las distancias Gower, Euclidean y Manhattan obtienen el mayor índice de Silhouette (0.733), indicando la mejor calidad de agrupamiento y una estructura clara entre los grupos del bycatch. Las distancias Bray, Canberra y Clark presentan valores intermedios (0.531), reflejando una separación moderada basada en diferencias de abundancia. En contraste, Jaccard y Kulczynski alcanzan valores menores (0.486), lo que sugiere que la información de presencia/ausencia genera una estructura de clustering más débil. Finalmente, las métricas Hellinger y Raup obtienen un valor de 0, indicando que no producen una agrupación interpretable. Estos resultados confirman que las distancias cuantitativas son las más adecuadas para describir la variabilidad del bycatch en el área de estudio.

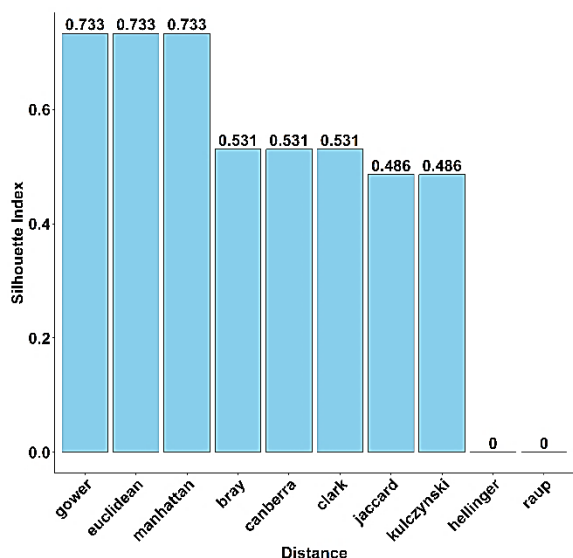


Fig. 13. Índice de Silhouette según métricas de distancia

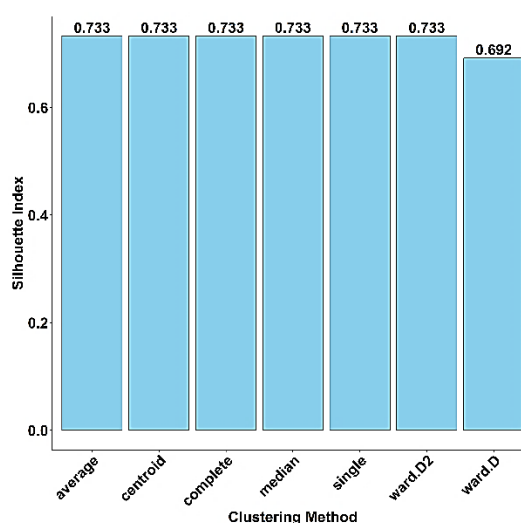


Fig. 14. Métodos de agrupamiento utilizando el índice de Silhouette.

La gráfica (**Fig. 14**) muestra el desempeño comparativo de diferentes métodos de agrupamiento utilizando el índice de Silhouette. Los métodos average, centroid, complete, median, single y ward.D2 alcanzan el mismo valor máximo (0.733), lo que indica que todos ellos generan una estructura de clusters sólida y bien definida para los datos de bycatch. Este valor sugiere que la separación entre grupos es consistente y que los puntos están correctamente asignados a sus respectivos clusters.

En contraste, el método ward.D presenta un índice ligeramente menor (0.692), aunque sigue indicando un agrupamiento adecuado. Su reducción sugiere que, bajo este método, la coherencia interna de los grupos es ligeramente menor en comparación con los demás algoritmos evaluados.

En conjunto, los resultados evidencian que los métodos jerárquicos basados en promedios y distancias simples mantienen una excelente capacidad para revelar la estructura ecológica subyacente, mientras que solo ward.D muestra una leve disminución en su eficiencia.

El análisis de clustering jerárquico, aplicado sobre la matriz de abundancia de especies mediante la distancia de Gower y el método de enlace promedio (Average) (**Fig. 15 y 16**), permitió identificar patrones claros de agrupamiento dentro del

ensamblaje estudiado. El dendrograma resultante evidenció la formación de tres clústeres principales ($k = 3$), indicando la presencia de una estructura comunitaria bien definida. La separación entre grupos se observó a distancias relativamente diferenciadas, lo que sugiere variaciones importantes en los perfiles de abundancia entre especies.

La validez del agrupamiento fue evaluada mediante el índice de silueta, obteniéndose un valor promedio de 0.73, lo cual indica una alta cohesión interna de los clústeres y una adecuada separación entre ellos. Este resultado sugiere que la clasificación generada por el método average es consistente y refleja patrones reales en la estructura de la comunidad. Al analizar la distribución de especies, se observó que el Clúster 1 agrupó la mayoría de las especies ($n = 36$), con un silhouette promedio de 0.73, indicando una similitud moderada-alta entre sus integrantes. Este grupo representa el ensamblaje principal, conformado por especies con patrones de abundancia relativamente homogéneos y probablemente asociadas a condiciones ambientales comunes dentro del sistema analizado.

El Clúster 2, integrado por únicamente cuatro especies, presentó el valor más alto de silueta (0.91), lo que indica una muy alta similitud interna y excelente diferenciación respecto a los demás grupos. Este patrón sugiere la existencia de un subconjunto de especies con comportamientos ecológicos similares, posiblemente compartiendo nichos, preferencias de hábitat o respuestas comparables a gradientes ambientales. La elevada cohesión de este clúster puede interpretarse como evidencia de una asociación ecológica estrecha, lo cual resulta relevante para la identificación de grupos funcionales o especies indicadoras dentro del ensamblaje.

Por su parte, el Clúster 3 estuvo conformado por una sola especie, mostrando un silhouette igual a 0.00. Este resultado indica que dicha especie presenta un perfil de abundancia marcadamente distinto en comparación con el resto de la comunidad. Ecológicamente, este patrón puede estar asociado a una especie rara, altamente especializada o con una distribución restringida. La presencia de especies aisladas dentro del análisis de clustering suele reflejar estrategias ecológicas particulares,

como especialización trófica, afinidad por microhábitats específicos o baja coexistencia con otros taxones.

El dendrograma reveló además una separación temprana de *Gymnothorax equatorialis*, sugiriendo diferencias notables en su patrón de abundancia. Esta divergencia podría estar relacionada con factores ecológicos como preferencias de hábitat, comportamiento trófico diferencial o variaciones en su frecuencia de ocurrencia. La identificación de especies con perfiles distintivos resulta relevante, ya que pueden desempeñar roles ecológicos específicos o indicar condiciones ambientales particulares dentro del sistema estudiado.

En conjunto, los resultados del análisis de clustering jerárquico evidencian que la comunidad presenta una estructura de agrupamiento robusta, respaldada por un alto valor del índice de silueta. La diferenciación entre un ensamblaje principal dominante, un grupo altamente homogéneo y una especie ecológicamente aislada sugiere la existencia de heterogeneidad en los patrones de abundancia, posiblemente influenciada por diferencias ecológicas, funcionales o ambientales entre especies. Estos hallazgos son consistentes con la complejidad esperada en comunidades biológicas naturales y aportan evidencia sobre la organización estructural del ensamblaje analizado.

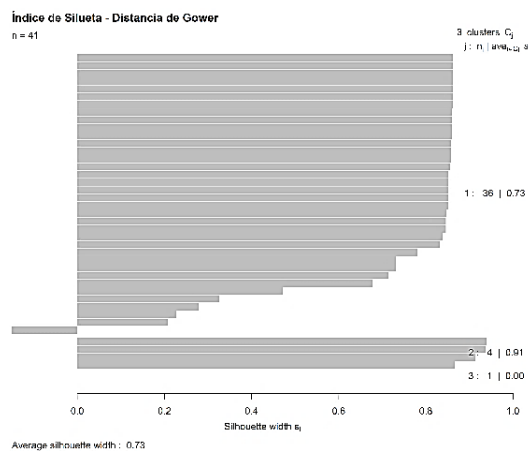


Fig. 15. Índice de Silueta (Gower)

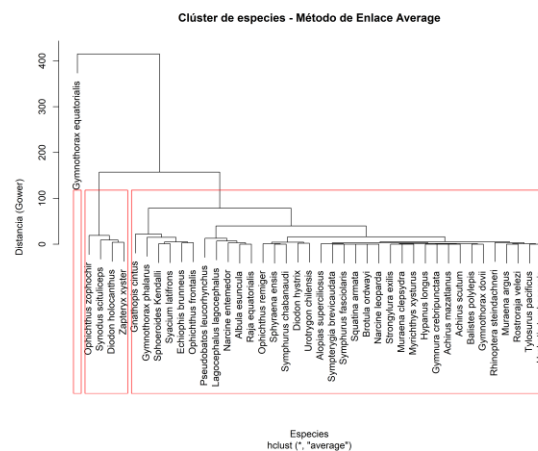


Fig. 16. Dendrograma de especies – Método Average + Distancia Gower

La red de co-ocurrencia (**Fig. 17**) construida a partir de la matriz binaria de presencia/ausencia mostró una estructura modular compuesta por varios subgrupos claramente definidos. Las conexiones entre nodos fueron generalmente débiles, indicando asociaciones limitadas entre especies, y los módulos resultantes correspondieron a agrupamientos de especies con coincidencia espacial recurrente en los muestreos. Se identificaron conjuntos cohesionados, entre ellos: (i) un grupo de especies bentónicas de fondos blandos (*Achirus mazatlanus*, *Achirus scutum*, *Squatina armata*, *Raja equatorialis*), (ii) un clúster dominado por rayas y lenguados asociados al sustrato arenoso (*Rostroraja velezi*, *Pseudobatos leucorhynchus*, *Zapteryx xyster*), y (iii) un conjunto de especies demersales y crípticas (*Gymnothorax equatorialis*, *Synodus scituliceps*, *Ophichthus spp.*). La red no presentó un nodo dominante, lo que refleja un patrón general de conectividad baja y una distribución dispersa de co-ocurrencias.

La red de correlaciones de abundancia (**Fig. 18**), construida a partir de correlaciones de Pearson ($r > 0.5$), evidenció una mayor cohesión que la red de co-ocurrencia. Las abundancias diferenciaron nodos según su importancia relativa: *Zapteryx xyster*, *Gymnothorax equatorialis*, *Albula esuncula* y *Strongylura exilis* se ubicaron como especies centrales debido a sus mayores grados y pesos de enlace. Estos nodos actuaron como puntos de articulación entre módulos, generando una estructura más conectada que en la red binaria. Asimismo, se formaron clústeres que mostraron patrones de covariación en abundancia, especialmente entre especies demersales y bentónicas asociadas a sustratos blandos. Las correlaciones positivas fuertes delinearon vínculos consistentes entre especies que tienden a aumentar o disminuir simultáneamente en los muestreos.

En conjunto, ambas redes evidenciaron una estructura comunitaria compuesta por varios subensamblajes, con diferencias claras entre la simple co-ocurrencia espacial y la covariación cuantitativa en abundancia.

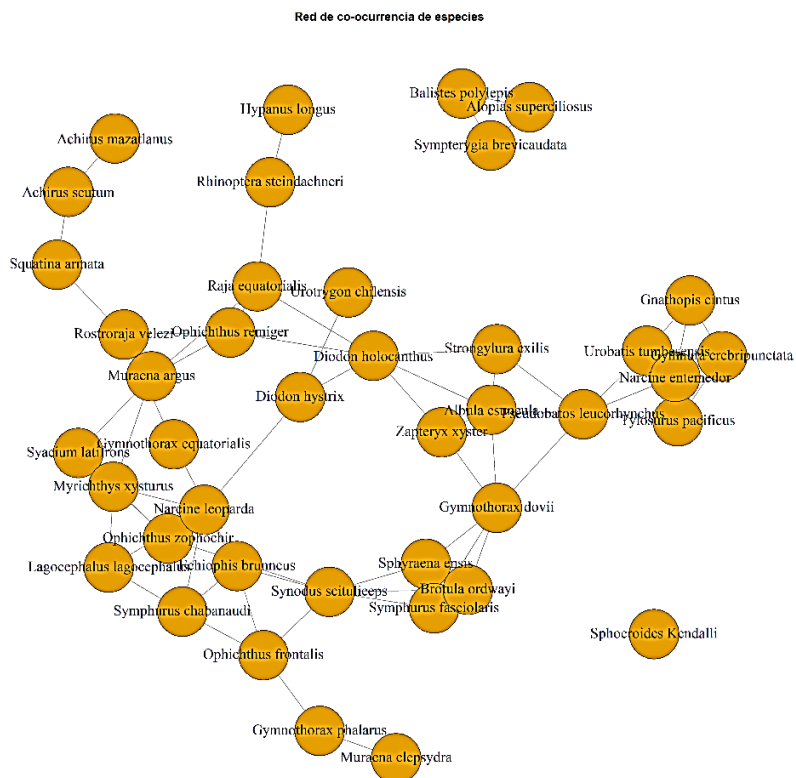


Fig. 17. Red de Co-ocurrencia de especies en el bycatch

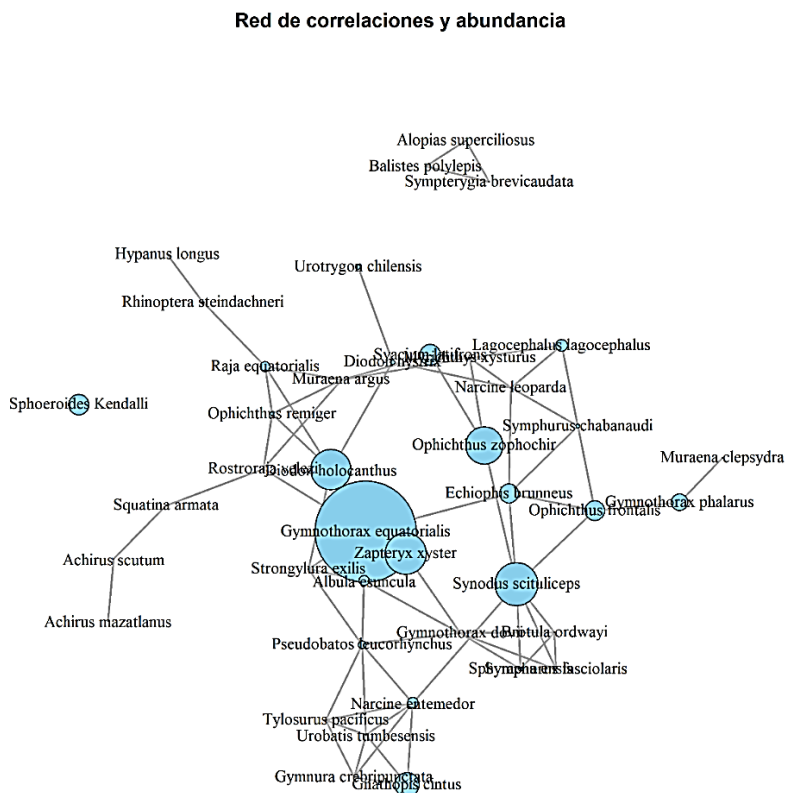


Fig. 18. Red de correlación y abundancia de especies en el bycatch.

El análisis de correlación entre especies reveló patrones diferenciales de asociación dentro del ensamblaje de bycatch registrado. La matriz de correlación (**Fig. 19**) mostró que la mayoría de los pares de especies presentaron coeficientes bajos o moderados, indicando una comunidad altamente heterogénea. Sin embargo, se identificaron correlaciones positivas fuertes ($r > 0.6$) entre varios Anguiliformes, particularmente *Ophichthus remiger*, *Ophichthus zophchir*, *Gymnothorax equatorialis* y *Gymnothorax phalarus*. Estas asociaciones sugieren que estas especies comparten condiciones ambientales similares, posiblemente vinculadas a fondos arenosos y zonas donde se acumula el descarte palangrero. En contraste, especies como *Narcine leoparda* y *Myrichthys xysturus* presentaron correlaciones negativas marcadas ($r < -0.5$) con la mayoría del conjunto, lo que indica un uso diferenciado del hábitat o una baja coincidencia espacial-temporal con el resto del ensamble.

La estructura identificada en la matriz de correlación se reflejó en el heatmap jerarquizado de abundancias (**Fig. 20**). El dendrograma agrupó las especies en dos a tres ensamblajes principales, diferenciados por su recurrencia y magnitud de abundancia. Un primer ensamblaje estuvo compuesto por especies dominantes como *Gymnura crebripunctata*, *Pseudobatos leucorhynchus*, *Synodus scitileps* y *Sphoeroides kendalli*, caracterizadas por presentar los valores más altos en múltiples muestreos. Este núcleo dominante coincide con los nodos de mayor conectividad detectados en la red de co-ocurrencia. En contraste, la mayoría de especies restantes aparecieron en bloques dispersos y con abundancias bajas, lo cual indica un patrón de ocurrencia esporádica o dependiente de microhábitats específicos.

Finalmente, el agrupamiento de los muestreos sugiere que la composición del bycatch mantiene cierta estabilidad en determinados periodos, con variaciones asociadas a eventos puntuales de mayor intensidad pesquera. En conjunto, los resultados indican que la comunidad presenta una estructura modular, con subensambles bien definidos y una separación clara entre especies dominantes y periféricas, consistente con sistemas sometidos a presiones de pesca selectiva y descartar recurrente.

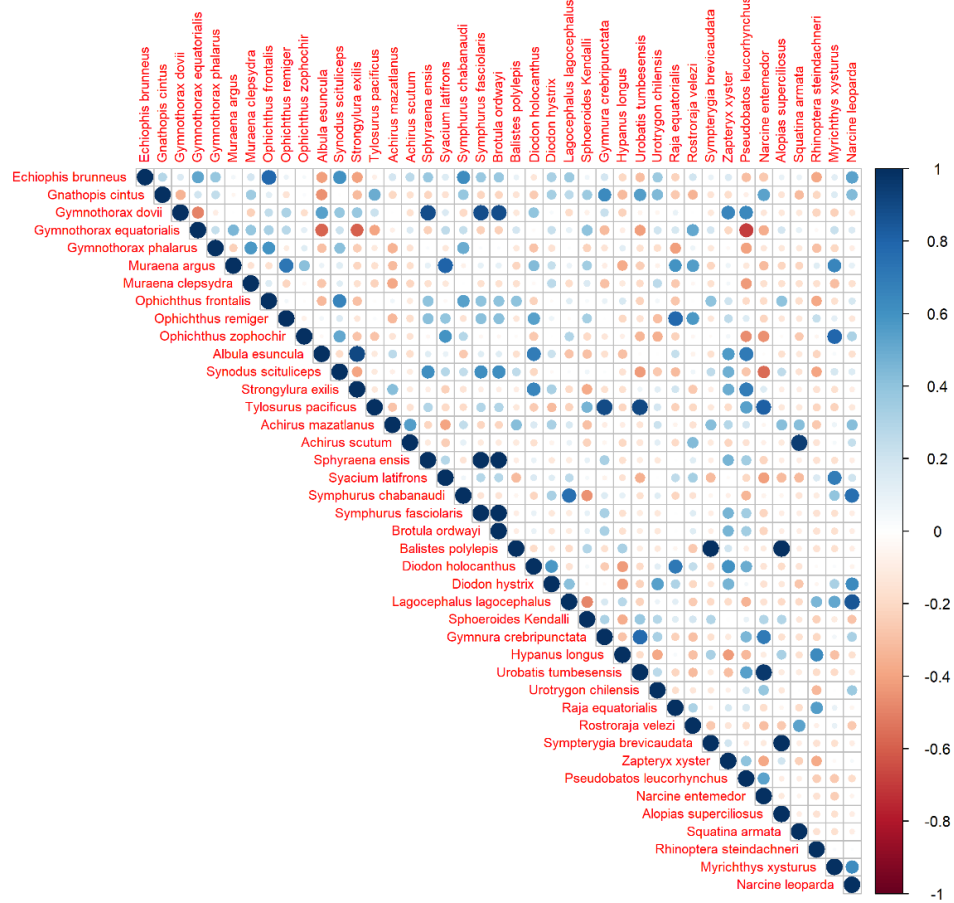


Fig. 19. Matriz de correlación entre especies.

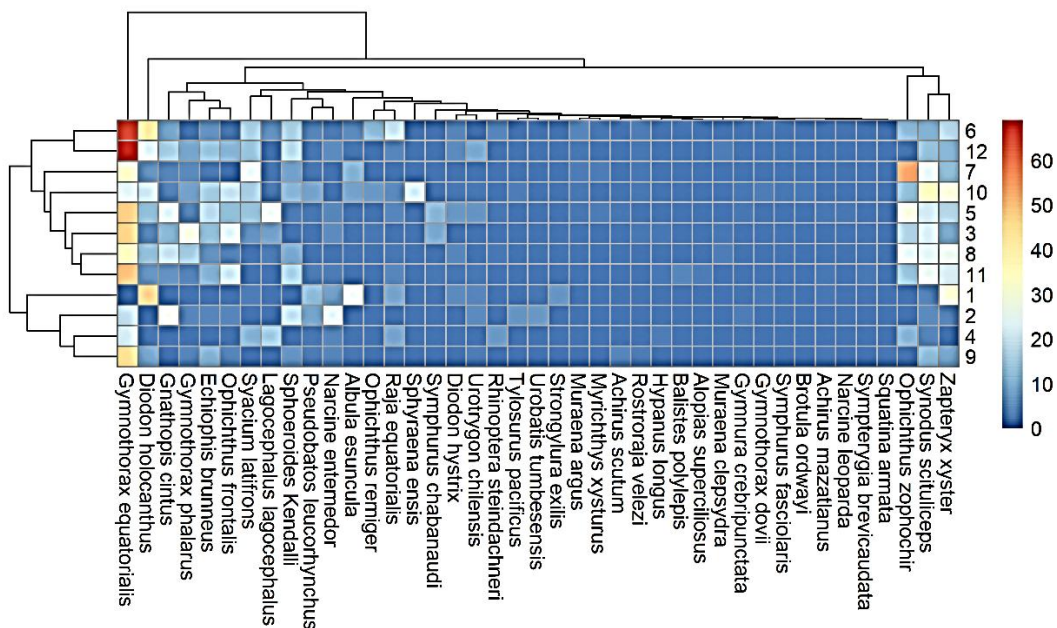


Fig. 20. Heatmap jerarquizado de abundancias.

4. DISCUSIÓN (ANÁLISIS DE RESULTADOS)

El estudio mostró una composición del bycatch muy variado, con una gran diversidad de especies influenciada tanto por las condiciones ambientales como por el tipo de arte de pesca usado en la zona. En total se registraron 2.174 individuos y 41 especies no objetivo capturadas por la pesca artesanal, lo que refleja una fuerte influencia de las prácticas pesqueras locales. Los valores obtenidos de los índices de Shannon (2.0 a 2.7) y Simpson (0.80 a 0.92) muestran una diversidad moderada a alta, lo que indica una distribución relativamente equilibrada de especies y muy poca dominancia entre ellas. Aunque el *Gymnothorax equatorialis* con el (21,1%) es la especie más representativa. Estos resultados coinciden con estudios previos que indican que los cambios antropogénicos alteran las interacciones bióticas en los ecosistemas marinos, modificando la estructura de las redes tróficas. Estas alteraciones afectan las relaciones entre los niveles tróficos y pueden provocar la reducción o extirpación local de algunas especies, comprometiendo las relaciones depredador–presa y generando efectos en cascada sobre la dinámica y estabilidad del ecosistema marino. Este patrón respalda la hipótesis del estudio, considerando que la pesca artesanal ecuatoriana se caracteriza por ser una actividad multiespecífica. (Martínez-Ortiz et al., 2015; Baum & Worm, 2009).

La mayor presencia de *Gymnothorax equatorialis* sugiere que esta especie encuentra un hábitat favorable proliferación, incluso frente a las actividades humanas. Esto puede generar un desequilibrio ecológico en la zona estudiada, como señalan (Baum & Worm, 2009), ya que especies con estas características suelen prosperar cuando las presiones antropogénicas reducen la abundancia de sus competidores o depredadores naturales, permitiendo su aumento. Esto podría estar asociado al esfuerzo pesquero dirigido principalmente a las especies objetivo, lo que afecta a especies no objetivo al reducir sus poblaciones o limitar su recuperación frente a otras especies.

Las curvas de rarefacción presentadas Fig. 4 determinan que el muestreo realizado fue adecuado para registrar una gran parte de las especies presentes en la zona. Al comparar los grupos con mayor diversidad (10, 5 y 6), donde se observó una riqueza superior a 22 especies. Este resultado es similar a lo reportado en otros estudios que han evaluado la diversidad del bycatch en pesquerías artesanales usando métodos parecidos (Margalef, 1972; Washington, 1984). Sin embargo, ninguna de las curvas alcanzó una asíntota completa, lo que sugiere la posible presencia de especies raras que no fueron detectadas o que aparecen en muy baja frecuencia, dificultando estimar con precisión sus poblaciones. Esto se evidencia en algunos grupos taxonómicos poco representados, como los Squatiniformes, Lamniformes y Ophidiiformes. Por ello,

un muestreo más intensivo podría mejorar la comprensión de la dinámica poblacional en la zona.

Los modelos estadísticos utilizados fueron Lognormal y Zipf, donde mostraron patrones complementarios en la estructura de las comunidades Fig. 11 y Fig. 12. El modelo Lognormal fue el que mejor se ajustó a los datos en los meses con mayor diversidad, indicando que la comunidad tiene un equilibrio general con algunas especies un poco más abundantes y raras. En cambio, el modelo Zipf permitió describir de manera más clara la disminución gradual en la abundancia de especies dominantes a las raras, mostrando un patrón más claro en los últimos rangos. Estos resultados coinciden con estudios que señalan que tanto los factores ambientales como la actividad de las pesquerías artesanales influyen en la composición del bycatch (Davies et al., 2009; Komoroske & Lewison, 2015). Por ello, es importante contar con registros de datos estacionales que permitan comprender estas variaciones y contribuir a la mitigación de los impactos del bycatch.

La matriz de correlaciones reveló en la Fig. 10 que los índices de entropía están muy relacionados entre sí, patrones interesantes: la riqueza de especies (N_0), los índices de Shannon (H), Shannon en base 2 (Hb_2), diversidad efectiva de Hill (N_1 y N_{1b_2}) y Simpson (N_2) presentaron correlaciones positivas muy altas, ($r = 0.9$ y 1.0) ($p < 0.001$) lo que indica que todos reflejan cambios similares en la comunidad, aunque las especies están relativamente equilibradas, algunas tienden a ser más abundantes que otras (*Descartes en las pesquerías marinas mundiales. Actualización.*, s. f.). Por ello, resulta necesario plantear y promover medidas de mitigación del impacto pesquero mediante el uso de artes de pesca más selectivos, con el fin de reducir la captura de especies no objetivo y conservar la abundancia y diversidad de los ecosistemas marinos.

En las curvas de distribución-abundancia de especies Fig. 7 permiten observar la estructura general de la comunidad. La tendencia decreciente muestra una fuerte dominancia de *G. equatorialis*, mientras que el resto de especies presenta abundancias considerablemente bajas. Este patrón es frecuente en las pesquerías artesanales, donde los métodos de captura suelen favorecer a determinados grupos de especies y reducir la presencia de otros, alterando así el equilibrio del ecosistema acuático, lo cual concuerda con lo reportado por (Gislason, 2003). En conjunto, estos resultados evidencian que el impacto y el esfuerzo pesquero están influyendo en la diversidad y la abundancia de especies en la zona.

El análisis mensual de los índices de diversidad de Shannon (H) y Simpson Fig. 9 muestra que enero y junio registraron los valores más altos de diversidad en comparación con los demás meses. Estas variaciones temporales podrían estar relacionadas con cambios ambientales, disponibilidad de recursos y fluctuaciones de

temperatura propias de la zona costera, factores que influyen en la composición del bycatch, de acuerdo con (Hsieh et al., 2025). Por otro lado, el índice de Simpson reveló que septiembre y diciembre presentaron los valores más bajos, lo que indica comunidades menos diversas y dominadas por unas pocas especies. Estos resultados resaltan la importancia de mantener un monitoreo continuo que considere las variaciones temporales para comprender mejor la dinámica estacional de las especies en la zona.

En la gráfica de los modelos estadísticos Fig. 11. y Fig. 12. muestra diferencias en la estructura de la comunidad que varían mensualmente. Durante los meses 1, 2, 5, 7, 8, 10 y 11, los datos se ajustan mejor al modelo Preemption, lo que indica que en esos periodos una o dos especies son mucho más abundantes que las demás, generando comunidades muy dominadas y poco equilibradas. Por el contrario, en los meses 3, 4, 6, 9 y 12 los datos encajan mejor con modelos como el Lognormal. Esto muestra que en esos meses las comunidades son más equilibradas, con varias especies aportando cantidades similares de individuos y una estructura más diversa y compleja. Este tipo de agrupamiento facilita la comparación y visualización de los grupos, permitiendo una mejor comprensión de la organización ecológica de las comunidades estudiadas (Rousseeuw, 1987). Estas variaciones pueden estar asociadas a cambios temporales en las condiciones ambientales o a una menor selectividad de las artes de pesca.

Las redes de correlación y co-ocurrencia Fig. 17 y Fig. 18 muestran las interacciones entre las especies capturadas. Las conexiones más fuertes se observan entre *Gymnothorax equatorialis*, *Zapteryx xyster*, *Albula esuncula* y *Strongylura exilis*, lo que sugiere algún tipo de dependencia ecológica entre ellas, ya sea por comportamientos similares, patrones de alimentación compartidos o coincidencia en el hábitat. Por otro lado, la ausencia de conexiones en *Sphoeroides kendalli* indica que esta especie ocupa un nicho ecológico más aislado respecto a las demás o menor interacción con las artes de pesca. Según (Soykan et al., 2008) estas relaciones indican que la composición de especies capturadas no depende únicamente de sus interacciones ecológicas, sino también del nivel de esfuerzo pesquero y del grado de selectividad del arte de pesca.

En los resultados del análisis de correlación Fig. 10. se observa una relación fuerte y positiva entre los índices de Shannon (H) y Simpson (N_2) ($r = 0.9$, $p < 0.001$). Este resultado muestra que cuando hay más especies en un ecosistema, ninguna domina claramente sobre las demás, lo que sugiere un ambiente más estable y saludable, tal como señalan otros estudios (Casquilho & Mena-Matos, 2024), que consideran la equidad entre especies como una señal del buen estado del ecosistema. Por otro lado, la correlación débil entre la riqueza de especies (N_0) y la equidad de Pielou (J)

($r = -0.04$) muestra que ambas métricas no están asociadas; es decir, tener más especies no implica necesariamente que estas se distribuyan de manera equilibrada dentro de la comunidad.

La matriz de correlación y el Heatmap Fig. 19 y Fig. 20 mostró que la mayoría de las especies presentan relaciones bajas o moderadas, lo que refleja una comunidad heterogénea. No obstante, se identificaron correlaciones positivas fuertes entre varios anguiliformes, estas pueden estar influenciadas por compartir hábitats ocupados por este orden, como plantean estudios (Soykan et al., 2008). El dendrograma evidenció la formación de dos a tres grupos principales de especies, organizados según su frecuencia y abundancia. El primer grupo estuvo compuesto por las especies más comunes y dominantes, como *Gymnura crebripunctata*, *Pseudobatos leucorhynchus*, *Synodus scitileps* y *Sphoeroides kendalli*, a diferencia de especies con frecuencia baja, lo que refleja un conocimiento limitado sobre la estructura de la población marina en la zona. El análisis del esfuerzo de muestreo y la curva de acumulación Fig. 5 y Fig. 6 muestran que los meses y el número total de individuos evidencio un aumento rápido al inicio y luego una tendencia a estabilizarse alrededor de 40 géneros, ambas curvas presentan el mismo patrón. La concordancia entre ambas curvas indica que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para representar adecuadamente la diversidad dominante del bycatch, y que la probabilidad de incorporar nuevos géneros con un mayor esfuerzo es mínima. Estos resultados se refuerzan con estudios de (Ugland et al., 2003) que destacan la importancia de las curvas de acumulación para evaluar la eficacia de un estudio de diversidad y abundancia.

Los índices Silhouette Fig. 13 y Fig. 14 mostraron que el método Average con distancia de Gower presentó la mejor estructura de agrupamiento, con un valor promedio de 0.73, indicando grupos bien definidos para la interpretación de las relaciones ecológicas en la población estudiada (Rousseeuw, 1987), también reveló tres clústeres con diferencias claras en su composición, indicando que el bycatch presenta una organización definida, influenciada por la abundancia, la frecuencia de captura y la forma en que las especies interactúan entre sí y con la actividad pesquera. Además, se observó una separación temprana de *Gymnothorax equatorialis*, indicando diferencias marcadas respecto al resto de especies. En conjunto, los resultados muestran una comunidad estructuralmente heterogénea, con un ensamblaje dominante, un grupo altamente homogéneo y una especie ecológicamente aislada, reflejando variaciones ecológicas y ambientales dentro del sistema analizado.

Las condiciones estacionales se reflejan en las variaciones mensuales de abundancia observadas en la Fig. 8. En enero y junio se registraron los mayores valores de diversidad y abundancia, posiblemente relacionados con una mayor disponibilidad de

recursos y cambios en las condiciones oceanográficas. Estos factores influyen directamente en la composición, distribución y agrupación de las especies como lo señalan (Davies et al., 2009; Niño, 2020). En contraste, febrero y agosto presentaron los niveles más bajos de diversidad, lo que podría estar asociado a una mayor selectividad de la pesca o a desplazamientos migratorios de especies objetivo y no objetivo.

5. CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio muestran que el bycatch generado por la pesca artesanal presenta una diversidad moderada a alta, pero con signos claros de desequilibrio ecológico, evidenciados por la notable dominancia de *Gymnothorax equatorialis* y la presencia recurrente de especies capturadas de manera no selectiva. Aunque se registraron 41 especies no objetivo, los patrones de abundancia, las curvas de rarefacción y los análisis de modelos estadísticos reflejan que las prácticas pesqueras actuales favorecen a ciertos taxones y reducen la representación de otros, especialmente de especies raras o poco frecuentes.

Las correlaciones entre índices de diversidad, las redes de co-ocurrencia y los agrupamientos jerárquicos muestran que la comunidad está estructurada por interacciones ecológicas complejas, en las que algunas especies comparten hábitats o comportamientos similares, mientras que otras mantienen nichos aislados. Estos patrones refuerzan la necesidad de integrar futuras evaluaciones que incluyan variables abióticas y factores ambientales para comprender mejor las dinámicas poblacionales y los procesos que regulan la composición del bycatch. En conjunto, estos resultados evidencian la urgencia de promover artes de pesca más selectivos, fortalecer el monitoreo continuo y considerar el componente socioeconómico local para avanzar hacia una pesca artesanal más sostenible y resiliente.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradezco en primer lugar a Dios, por brindarme salud, fortaleza y sabiduría para culminar esta etapa tan importante de mi formación profesional.

A mis padres y familia, por su apoyo incondicional, confianza y motivación constante a lo largo de este proceso académico. Su respaldo ha sido fundamental para alcanzar esta meta.

De manera especial, expreso mi sincero agradecimiento a mi compañero Gustavo Reyes, por su colaboración, apoyo y compromiso durante el desarrollo de esta tesis. Su disposición para trabajar en equipo y aportar ideas fue clave para la culminación de este trabajo investigativo.

Finalmente, a todas las personas que de una u otra manera contribuyeron al desarrollo de esta investigación, mi más profundo agradecimiento.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo, K., Bohórquezherrera, J., Moreno, F., Moreno, C., Molina, E., Grijalba-Bendeck, M., & Gomez Canchong, P. (2007). Tiburones y rayas (subclase Elasmobranchii) descartados por la flota de arrastre camaronero en el Caribe de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 12(2), 69-80.
- Agricultura [Food, O. de las N. U. para la A. y la, & Organization](FAO), A. (2015). *Directrices voluntarias para lograr la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala en el contexto de la seguridad alimentaria y la erradicación de la pobreza*. FAO.
- Alvarez Franco, J. K., & Cassola Chinga, J. D. (2024). *Diversidad y abundancia del Bycatch de la flota palangrera en la caleta pesquera Las Piñas, Ecuador*. <https://repositorio.uleam.edu.ec/handle/123456789/6930>
- Armenta Cisneros, M. H., Ojeda Ruiz De La Peña, M. Á., Marín Monroy, E. A., & Hernández Trejo, V. (2022). La diversificación económica de los pescadores de pequeña escala y sus contribuciones en los objetivos de la Agenda 2030. *Revista Mexicana de Economía y Finanzas*, 17(4), 1-26. <https://doi.org/10.21919/remef.v17i4.799>
- Arnold, J. B., & Arnold, M. J. B. (2015). *Package 'ggthemes'*. Citeseer.
- Baque, D. S. M., & Zambrano, M. Y. R. (2024). La pesca incidental de especies marinas protegidas: Deficiente regulación en el ordenamiento jurídico ecuatoriano. *NULLIUS: Revista de pensamiento crítico en el ámbito del Derecho*, 5(2), 143-152. <https://doi.org/10.33936/revistaderechos.v5i2.7067>
- Baum, J. K., & Worm, B. (2009). Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78(4), 699-714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x>
- Cabello, A. M., Martínez, Z., Villegas, L. del V., Figuera, B. E., Marcano, L. A., Gómez, A., & Vallenilla, O. (2005). Fauna acompañante del camarón como materia prima para la elaboración de productos pesqueros. *Zootecnia Tropical*, 23(3), 217-230.
- Carvalho, A. R., Pennino, M. G., Bellido, J. M., & Olavo, G. (2020). Small-scale shrimp fisheries bycatch: A multi-criteria approach for data-scarce situations. *Marine Policy*, 116, 103613. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103613>
- Casquilho, J. P., & Mena-Matos, H. (2024). On the Optimal Point of the Weighted Simpson Index. *Mathematics*, 12(4), 507.
- Chang, W. (2014). *extrafont: Tools for using fonts*.
- Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C., & Chiu, C. H. (2016). SpadeR: Species-richness prediction and diversity estimation with R. *R package version 0.1*, 1(10.1002), 9780470015902.

- Cohen, J. (2013). *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. routledge. <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.4324/9780203771587/statistical-power-analysis-behavioral-sciences-jacob-cohen>
- Csárdi, G., Nepusz, T., Traag, V., Horvát, S., Zanini, F., Noom, D., Müller, K., Antonov, M., Initiative, C. Z., Schoch, D., & details, M. S. igraph author. (2025). *igraph: Network Analysis and Visualization* (Versión 2.2.1) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/igraph/index.html>
- Davies, R. W., Cripps, S. J., Nickson, A., & Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4), 661-672.
- DE LA COPACO, C. D. P. (2008). *COMISION DE PESCA PARA EL ATLANTICO CENTRO-OCCIDENTAL*. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/a4b92822-7791-4c10-a27d-97b66a0d997d/content>
- Descartes en las pesquerías marinas mundiales. Actualización*. (s. f.). Recuperado 13 de diciembre de 2025, de <https://www.fao.org/4/y5936e/y5936e07.htm#bm07>
- Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., Wagner, H. H., & Dray, M. S. (2018). Package 'adespatial'. *R package*, 2018, 3-8.
- Eayrs, S. (2007). *Guía para reducir la captura de fauna incidental (bycatch) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical*. Fao. <https://openknowledge.fao.org/bitstreams/342f1af6-d813-4668-9d98-f241cc702d2d/download>
- Ekstrøm, C. T. (2020). *Miscellaneous Esoteric Statistical Scripts (MESS)*, v. 0.5. 7. Retrieved on 5 September 2021.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., & Niem, V. H. (1995). *Guía FAO para la Identificación de Especies para los Fines de la Pesca-Pacífico Centro-Oriental Volumen II. Vertebrados. Parte1*. <https://openknowledge.fao.org/items/88dfa5f8-2826-4480-b00c-dff34657f100>
- Froese, R., & Pauly, D. (2010). *FishBase*. Fisheries Centre, University of British Columbia Vancouver, BC. https://www.ices.dk/sites/pub/CM%20Documents/1992/L/1992_L10.pdf
- Gislason, H. (2003). The effects of fishing on non-target species and ecosystem structure and function. En *Responsible fisheries in the marine ecosystem* (pp. 255-274). <https://doi.org/10.1079/9780851996332.0255>
- Haddon, M. (2020). *Using R for modelling and quantitative methods in fisheries*. Chapman and Hall/CRC. <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9781003032601/using-modelling-quantitative-methods-fisheries-malcolm-haddon>
- Hadley Wickham. (2015). Package 'reshape'. URL: <https://cran.rproject.org/web/packages/reshape2/reshape2>, 7, 1-10.
- Hall, M. A., Alverson, D. L., & Metuzals, K. I. (2000). By-catch: Problems and solutions. *Marine pollution bulletin*, 41(1-6), 204-219.

- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2025). *iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity* (Versión 3.0.2) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/index.html>
- Instituto Nacional de Pesca. (s. f.). Argumentos técnicos y socioeconómicos para someter a evaluación a la flota arrastrera pomadera. Subsecretaría de Recursos Pesqueros, Viceministerio de Acuicultura y Pesca.
- José Alava, J., Tatar, B., José Barragán, M., Castro, C., Rosero, P., Denking, J., Jiménez, P. J., Carvajal, R., & Samaniego, J. (2019). Mitigating cetacean bycatch in coastal Ecuador: Governance challenges for small-scale fisheries. *Marine Policy*, 110, 102769. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.025>
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2017). Package 'factoextra'. *Extract and visualize the results of multivariate data analyses*, 76(2), 10-18637.
- Kelleher, K. (2005). *Discards in the world's marine fisheries: An update*. Food & Agriculture Org. <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=pSUwN6gVinMC&oi=fnd&pg=PR3&dq=Discards+in+the+world%E2%80%99s+marine+fisheries%E2%80%AF:+an+update.+Food+and+Agriculture+Organization+of+the+United+Nations.&ots=xnkjA-2ZcT&sig=LEfpyQKUOT-BNbhk0Sw3JHqBhG8>
- Kindt, R. (2017). *Package for Community Ecology and Suitability Analysis. R Package 'BiodiversityR'. Version 2.8–0*.
- Komoroske, L. M., & Lewison, R. L. (2015). Addressing fisheries bycatch in a changing world. *Frontiers in Marine Science*, 2, 83.
- LA PESQUERÍA, D. A. D. C., & DE, P. E. L. Z. (s. f.). *INVESTIGACIÓN DE LOS RECURSOS BIOACUÁTICOS Y SU AMBIENTE*. Recuperado 21 de febrero de 2026, de <https://www.institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2018/01/INFORME-ANUAL-POMADA-2020-signed-signed.pdf>
- López-Martínez, J., & Morales-Bojórquez, E. (2012). Efectos de la pesca de arrastre en el golfo de California. *Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC y Fundación Produce Sonora, México*, 466.
- Maechler, M. (2019). Finding groups in data: Cluster analysis extended Rousseeuw et al. *R package version*, 2(0), 242-248.
- Margalef, R. (1972). *Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity*. Connecticut Academy of Arts and Sciences. <https://digital.csic.es/handle/10261/166281>
- Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A. M., Lennert-Cody, C. E., & Maunder, M. N. (2015). The Ecuadorian Artisanal Fishery for Large Pelagics: Species Composition and Spatio-Temporal Dynamics. *PLOS ONE*, 10(8), e0135136. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135136>

- Méndez, F. M., & García, A. O. (2021). Estrategias de producción y reproducción ampliada de las unidades domésticas: Un estudio de la pesca artesanal en el delta Medio del río Paraná (2012-2017). *Trabajo y sociedad*, 22(37), 79-97.
- Neuwirth, E. (2014). *RColorBrewer: Colorbrewer palettes*.
- Niño, F. A. P. (2020). Introducción al análisis clúster: Una aplicación en la clasificación de campos petroleros. *Ind Univ Santander*.
https://www.researchgate.net/profile/Fernando-Plazas-Nino/publication/350936275_INTRODUCCION_AL_ANALISIS_CLUSTER_UNA_APLICACION_EN_LA_CLASIFICACION_DE_CAMPOS_PETROLEROS/links/607a3aca881fa114b40a03b8/INTRODUCCION-AL-ANALISIS-CLUSTER-UNA-APLICACION-EN-LA-CLASIFICACION-DE-CAMPOS-PETROLEROS.pdf
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Szoecs, E. (2001). *Vegan: Community ecology package*. (No Title).
<https://cir.nii.ac.jp/crid/1883399491354855552>
- Ortuño Crespo, G., & Dunn, D. C. (2017). A review of the impacts of fisheries on open-ocean ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 74(9), 2283-2297.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx084>
- Pedersen, T. L. (2024). ggforce: Accelerating “ggplot2.” 2024. URL <https://CRAN.R-project.org/package=ggforce>. *R package version 0.4*, 2, 22.
- Robertson, D. R., & Allen, G. R. (2015). Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: Sistema de información en línea. *Peces: Pacífico Oriental, Una guía para peces costeros del Pacífico Oriental Tropical*.
- Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of computational and applied mathematics*, 20, 53-65.
- Schloerke, B., Cook, D., Larmarange, J., Briatte, F., Marbach, M., Thoen, E., Elberg, A., Toomet, O., Crowley, J., & Hofmann, H. (2021). *GGally: Extension to'ggplot2'*. <https://hal.science/halshs-03354562/>
- Soykan, C. U., Moore, J. E., Zydelis, R., Crowder, L. B., Safina, C., & Lewison, R. L. (2008). Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on fisheries bycatch. *Endangered Species Research*, 5, 91-102.
<https://doi.org/10.3354/esr00175>
- Ugland, K. I., Gray, J. S., & Ellingsen, K. E. (2003). The species–accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology*, 72(5), 888-897.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00748.x>
- Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water research*, 18(6), 653-694.
- Wickham, H. (2015). dplyr: A grammar of data manipulation. *R package version 04.*, 3, p156.
- Wickham, H. (2017). *tidyverse: Easily Install and Load the'Tidyverse'*. *R package version 1.2*. 1.

- Wickham, H. (2020). reshape2: Flexibly reshape data: a reboot of the reshape package. *R package version*, 1(4), 4.
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T. L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., & van Den Brand, T. (2007). ggplot2: Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. (*No Title*). <https://cir.nii.ac.jp/crid/1883118016368358400>
- Wilkins, D. (2017). *treemapify: Draw Treemaps in «ggplot2»* (p. 2.6.0) [Dataset]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.treemapify>
- Zhu, H. (2024). kableExtra: Construct complex table with 'kable'and pipe syntax <https://CRAN.R-project.org/package=kableExtra>.