



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 Palangrero En La Caleta Pesquera
Las Piñas, Ecuador

Autores

Alvarez Franco Jhon & Cassola Chinga Jarixa

Periodo 2024 - 2

Declaración de Autoría

En el presente documento, nosotros, **Álvarez Franco Jhon Kevin** y **Cassola Chinga Jarixa Dayanna**, declaramos que hemos 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 Palangrera en la Caleta Pesquera Las Piñas, Ecuador.**

Hemos revisado y aprobado la versión final del manuscrito, autorizando su presentación para publicación. Asimismo, garantizamos 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.

Además, declaramos no tener conflictos de interés en relación con este trabajo.

Firmas:



Álvarez Franco Jhon Kevin

C.I. 1316855376



Cassola Chinga Jarixa Dayanna

C.I. 1315478667

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

CERTIFICACIÓN

En calidad de docente tutor de la Facultad Ciencias de la Vida y Tecnología de la Universidad Laica "Eloy Alfaro" de Manabí, CERTIFICO:

Haber dirigido, revisado y aprobado el Trabajo de investigación/artículo académico, bajo la autoría del estudiante **Alvarez Franco Jhon Kevin**, legalmente matriculado en la carrera de biología, período académico 2023-2024, cumpliendo el total de 384 horas, bajo la opción de titulación de artículo académico, cuyo tema del proyecto es "**Diversidad y Abundancia Del Bycatch De La Flota Palangrera En La Caleta Pesquera Las Piñas, 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, 6 de enero de 2024.

Lo certifico,


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

 Uleam <small>UNIVERSIDAD LAICA</small> <small>ELOY ALFARO DE MANABÍ</small>	NOMBRE DEL DOCUMENTO: CERTIFICADO DE TUTOR(A).	CÓDIGO: PAT-04-F-004
	PROCEDIMIENTO: TITULACIÓN DE ESTUDIANTES DE GRADO BAJO LA UNIDAD DE INTEGRACIÓN CURRICULAR	REVISIÓN: 1 Página 1 de 1

CERTIFICACIÓN

En calidad de docente tutor de la Facultad Ciencias de la Vida y Tecnología de la Universidad Laica "Eloy Alfaro" de Manabí, CERTIFICO:

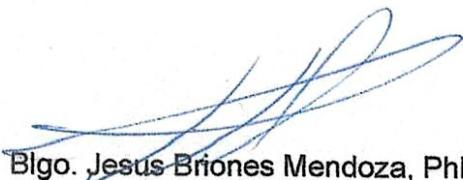
Haber dirigido, revisado y aprobado el Trabajo de investigación/artículo académico, bajo la autoría del estudiante **Cassola Chinga Jarixa Dayanna**, legalmente matriculado en la carrera de biología, período académico 2023-2024, cumpliendo el total de 384 horas, bajo la opción de titulación de artículo académico, cuyo tema del proyecto es "**Diversidad y Abundancia Del Bycatch De La Flota Palangrera En La Caleta Pesquera Las Piñas, 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, 6 de enero de 2024.

Lo certifico,


Blgo. Jesus Briones Mendoza, PhD
Docente Tutor
Área: Ciencias pesqueras



**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA Y TECNOLOGIAS
CARRERA DE BIOLOGÍA**

Modalidad Artículo Académico

**Diversidad Y Abundancia Del Bycatch De La Flota
Palangrero En La Caleta Pesquera Las Piñas, Ecuador**

Autores:

Alvarez Franco Jhon & Cassola Chinga Jarixa

Dra. Dolores Muñoz Verduga, Ph. D.
Presidente de Tribunal de Titulación

Blga. Maribel Carrera Fernández, Ph.D.
Miembro de Tribunal de Titulación

Blgo. Klever Mendoza Nieto, Ph.D.
Miembro de Tribunal de Titulación

Manta, Manabí, Ecuador
Viernes, 14 de febrero del 2025

Diversidad Y Abundancia Del Bycatch De La Flota Palangrero En La Caleta Pesquera Las Piñas, Ecuador

Alvarez Franco J¹. & Cassola Chinga J¹.

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

Correo institucional: e1316855376@live.uleam.edu.ec , e1315478667@live.uleam.edu.ec

RESUMEN

Este estudio evalúa la diversidad y abundancia de la captura incidental generada por la pesca con palangre en la caleta pesquera Las Piñas, Ecuador, durante un período de seis meses. Se identificaron 18 especies de ícticas, predominando *Gymnothorax equatorialis*, que representó el 48,9% del total. Los índices de diversidad de Shannon ($H=1,85$) y Simpson ($1-D=0,73$) indicaron baja diversidad y alta dominancia, lo que refleja una estructura comunitaria desequilibrada. El análisis de rarefacción mostró un muestreo adecuado, aunque ciertos grupos menos representados podrían requerir esfuerzos adicionales. Modelos estadísticos como Lognormal y Zipf sugieren que la composición de la captura incidental está influenciada tanto por procesos ecológicos como jerárquicos. Las redes de coocurrencia revelaron interacciones significativas entre especies dominantes, mientras que otras mostraron patrones de independencia. Estos resultados subrayan la necesidad de implementar prácticas de pesca más selectivas y adaptativas para reducir el impacto ecológico de la captura incidental.

Palabras clave: Abundancia, Diversidad, Pesca artesanal, Bycatch.

Diversity and Abundance of the Bycatch of the Longline Fleet in Las Piñas Fishing Cove, Ecuador

ABSTRACT

This study assesses the diversity and abundance of bycatch generated by longline fishing in the Las Piñas fishing cove, Ecuador, during a six-month period. Eighteen fish species were identified, with *Gymnothorax equatorialis* predominating, representing 48.9% of the total. Shannon ($H=1.85$) and Simpson ($1-D=0.73$) diversity indices indicated low diversity and high dominance, reflecting an unbalanced community structure. Rarefaction analysis showed adequate sampling, although certain less represented groups might require additional efforts. Statistical models such as Lognormal and Zipf suggest that bycatch composition is influenced by both ecological and hierarchical processes. Co-occurrence networks revealed significant interactions between dominant species, while others showed patterns of independence. These results underline the need to implement more selective and adaptive fishing practices to reduce the ecological impact of bycatch.

Keywords: Abundance, Diversity, Artisanal fishing, Bycatch.

1. INTRODUCCIÓN

La naturaleza multiespecífica de la pesquería artesanal ecuatoriana para especies pelágicas grandes se refleja en el uso de varios tipos de artes. Redes de enmalle y palangres de superficie pelágicos son las artes dominantes en la pesquería (J. Martínez et al., 2015). La pesca con palangre, una técnica utilizada ampliamente, implica el uso de líneas con múltiples anzuelos, lo que aumenta las probabilidades de capturar especies objetivo y no objetivo. Entre las especies más afectadas por el bycatch se encuentran peces cartilagosos, como tiburones y rayas, que son particularmente vulnerables debido a su baja tasa reproductiva y lenta madurez sexual (Baum & Worm, 2009). Además de los impactos ecológicos, el bycatch genera conflictos socioeconómicos, afectando tanto a las comunidades costeras como a la gestión sostenible de los recursos marinos (Gilman et al., 2020).

La captura incidental o *bycatch* representa un desafío significativo para la sostenibilidad de las pesquerías y la conservación de la biodiversidad marina. La pesca con palangre, empleada frecuentemente en la caleta pesquera Las Piñas, Ecuador, tiene como resultado la captura de numerosas especies no objetivo, generando impactos tanto ecológicos como socioeconómicos. Según Hall et al. (2000), el bycatch puede alterar las dinámicas de los ecosistemas y reducir la viabilidad de las poblaciones marinas, afectando indirectamente la productividad de las pesquerías. Este fenómeno ocurre cuando especies no objetivo son capturadas accidentalmente durante las operaciones de pesca. La captura incidental tiene implicaciones ecológicas profundas, ya que altera las dinámicas de los ecosistemas y amenaza la viabilidad de las poblaciones marinas. Además, reduce la eficiencia económica de las pesquerías al desperdiciar recursos que podrían ser aprovechados (Kelleher, 2005).

En un contexto de cambio climático y presión pesquera creciente, es fundamental adoptar un enfoque de gestión que considere tanto los aspectos ecológicos como económicos. La literatura destaca que el uso de prácticas pesqueras más selectivas y adaptativas puede reducir significativamente la captura incidental (Davies et al., 2009; Komoroske et al., 2015). La identificación de las especies más afectadas y el monitoreo de su abundancia relativa permitirán diseñar acciones de mitigación que minimicen las capturas no deseadas, como el ajuste de los tamaños de anzuelo o el establecimiento de vedas temporales (Lively et al., 2023). Este enfoque no solo mejora la sostenibilidad a largo plazo de las pesquerías, sino que también fortalece la resiliencia de las comunidades locales que dependen de estos recursos (Soykan et al., 2008).

El presente estudio tiene como objetivo analizar la diversidad y abundancia del bycatch generado por la flota palangrera en esta caleta pesquera. A través de la identificación y cuantificación de las especies capturadas, se pretende evaluar las correlaciones entre parámetros como la talla, el peso y la abundancia de las especies. Estos factores son fundamentales para entender la estructura de las comunidades de captura incidental y los posibles efectos de las prácticas pesqueras sobre la biodiversidad marina. La información obtenida también podría ser relevante para la conservación de la biodiversidad marina en la región, al proporcionar una visión integral de las dinámicas de captura y sus posibles consecuencias ecológicas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

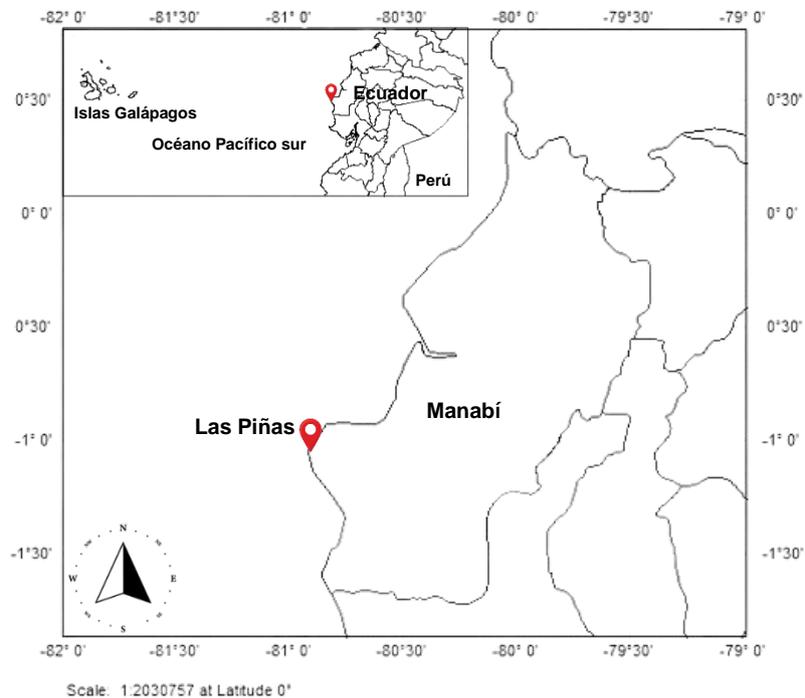


Fig. 1. Distribución geográfica de la zona de muestreo.

La investigación se llevó a cabo en Santa Rosa, Las Piñas, con coordenadas: 1°05'35.6"S y 80°53'55.0"W (Fig.1.), una zona que alberga una intensa actividad de pesca artesanal. Esta área se caracteriza por ser un punto de desembarque de la flota palangrera, lo que la convierte en un lugar idóneo para estudiar el bycatch o captura incidental. Los carros recolectores de desperdicios generados durante las operaciones de pesca se seleccionaron como la fuente principal de muestreo, debido a que contienen una representación variada de especies descartadas, lo que permite

analizar 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

Durante el estudio, se utilizó un muestreo aleatorio simple, seleccionando dos gavetas (con capacidad promedio de 25 kg) de desechos como unidad de análisis representativa por cada jornada de pesca. Estas gavetas fueron recolectadas al final de las faenas, asegurando una muestra variada en términos de horarios y volúmenes de captura. Los especímenes recolectados durante el trabajo de campo fueron transportados a Montecristi, a la residencia de un colaborador del equipo, donde se estableció un espacio adecuado para su procesamiento. Se midió la longitud total (cm) utilizando una cinta métrica y el peso (g) con una báscula digital colgante de capacidad máxima de 50Kg.

Una muestra representativa de cada especie identificada fue preservada con hielo y etiquetada adecuadamente. Estas muestras fueron trasladadas al laboratorio, donde se identificaron con la ayuda de guías de identificación de especies marinas (Fischer et al., 1995; ARAP, 2011) y en la base de datos Fishbase.org (Froese y Pauly, 2024). El análisis de identificación contó con el apoyo de un tutor especializado, quien corroboró las identificaciones y proporcionó asesoramiento en casos de especies con características ambiguas.

2.3. Análisis de datos

Para el registro de los datos se utilizó el programa de Microsoft Excel, donde se registró la base de datos con todos los muestreos, se rotuló por fechas los datos obtenidos como el orden, familia, especie, longitud total (cm) y peso (g). Para determinar la diversidad y abundancia del bycatch se utilizaron los índices de dominancia y equitatividad (diversidad alfa) expresado en los siguientes criterios:

2.3.1. Índices de diversidad

Para evaluar la diversidad de especies presentes en el bycatch, se calcularon índices de diversidad ecológica como Shannon-Wiener (H') y Simpson (D). Permiten analizar tanto la riqueza específica como la equidad 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)

$$D_2 = \frac{1}{-\sum_{i=1}^S pi^2} \quad \text{Simpson inverso (3)}$$

Donde p_i es la proporción de las especies i , S es el número de especies, y b la base del logaritmo (usualmente se usa \ln , y en este caso se usa H').

El logaritmo de Shannon-Weaver se considera no sólo el número de especies sino su representación (cuantos individuos por especie). Margalef (1972) refiere que el índice de Shannon-Wiener, normalmente, varía de 1 a 5, e interpreta a valores menores de 2 como diversidad baja, de 2 a 3.5 media y superiores a 3.5 como diversidad alta. Para la interpretación del índice de Simpson, oscila de 0 a 1, el valor de 1 nos indica que no hay diversidad, mientras el valor de λ sea mayor, menor será la diversidad (Casquilho & MenaMatos, 2024).

Para analizar la similitud/disimilitud de especies en la localidad (diversidad beta), se estimó por medio del índice de similitud de Jaccard, que expresa la similitud en la composición de especies y abundancia. Se representó por medio de un dendrograma de aglomeración (Washington, 1984). Por consiguiente, para evaluar la calidad de conglomerados, se usó el índice del ancho promedio de silueta (ASW) (Rousseeuw, 1987) que determina el método de agrupación más eficaz en el conjunto de datos. El coeficiente de silueta refleja similitudes de observaciones dentro de su propia agrupación y con observaciones de agrupaciones vecinas. Se puede obtener valores entre -1 y 1 , un valor próximo a 1 indica que la mayoría de los individuos están bien ajustados en la agrupación, y con mayores distancias de los clústeres vecinos, un valor cercano a 0 , refiere que las agrupaciones están en un punto intermedio entre los dos clusters y finalmente, un valor de -1 que indica que las agrupaciones están mal asignadas (Batool et al., 2021; Plazas Niño, 2021).

Para la interpretación de los valores de r Pearson en este estudio se utilizó la (Tabla 2) 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 evaluar el esfuerzo del muestreo en función de la riqueza de especies del área de estudio, se construyó una curva de acumulación de especies, la cual representa gráficamente el número acumulado de individuos muestreados (Ugland et al., 2003).

Por último, para estimar la relación entre el bycatch y los factores, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson (r) para analizar las variables cuantitativas de longitud total (cm) y peso (g) en relación con la comunidad íctica presente en la zona. Asimismo, se verificó si la relación entre ambas variables era estadísticamente significativa. Las gráficas se generaron empleando el software estadístico RStudio.

2.3.2. Pruebas estadísticas

Las pruebas estadísticas y gráficas fueron realizadas en el programa RStudio (Joseph, 2011). Adicionalmente se utilizaron los siguientes packages: Vegan (Oksanen et al., 2024), kableExtra (Zhu, 2024), BiodiversityR (Kindt, 2024), ggplot2 (Wickham et al., 2024), adespatial (Dray et al., 2023), RcolorBrewer (Neuwirth, 2022), tidyverse (Wickham, 2023), SpadeR (Chao et al., 2016), Inext (Hsieh et al., 2024), MESS (Ekstrøm & Lundtorp Olsen, 2023), cluster (Maechler et al., 2023), factoextra (Kassambara & Mundt, 2020), dplyr (Wickham et.al., 2023) , reshape2 (Wickham, 2020), tremmapify (Wilkins & Rudis, 2023) , GGally (Schloerke et al., 2024), igraph (Csárdi et al., 2024), extrafont (Winston, 2023), ggthemes (Jeffrey, 2024), MQMF (Haddonm, 2023), ggforce (Thomas, 2024), reshape2 (Hadley, 2020).

3. RESULTADOS

Se contabilizó un total de 805 especies ícticas durante los 6 meses de estudio (junio-noviembre del 2024). En general 798 spp. observadas corresponde a la clase Actinopterygii, distribuidas en 7 familias y 4 órdenes con un total de 12 especies; siendo el grupo de los Anguilliformes con mayores observaciones, indicando a *Gymnothorax equatorialis* (48,9%) como la especie más representativa, en contraste, varias otras especies como Japonconger caribbeus, Lepophidium negropinna y *Kathetostoma averruncus* exhiben abundancias mucho menores y representan solo una pequeña fracción de la comunidad general. Esta distribución desigual de la abundancia de especies es característica de una estructura comunitaria heterogénea. Además, se identificaron 5 especies de organismos correspondientes a la clase Elasmobranchii distribuidos con 3 órdenes y 4 familias. Y, se presentó una especie no identificada. (Tabla 3., Fig. 2. y 3.)

Tabla 3. Grupos taxonómicos ícticos reportados en el Santa Rosa, sector las Piñas durante junio-noviembre del 2024.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	Abundancia absoluta	Abundancia relativa (%)
Chordata	Actinopterygii	Anguilliformes	Muraenidae	<i>Gymnothorax equatorialis</i>	394	48,9
				<i>Gymnothorax phalarus</i>	39	4,8
			Ophichthidae	<i>Ophichthus triserialis</i>	33	4,1
				<i>Echiophis brunneus</i>	74	9,2

ULEAM – BIOLOGÍA

		<i>Ophichthus zophochir</i>	66	8,2
		<i>Ophichthus frontalis</i>	33	4,1
	Congridae	<i>Gnathophis cinctus</i>	41	5,1
		<i>Japonoconger caribbeus</i>	1	0,1
Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus scituliceps</i>	73	9,1
Ophidiiformes	Ophidiidae	<i>Lepophidium negropinna</i>	1	0,1
Perciformes	Scorpaenidae	<i>Pontinus dubius</i>	6	0,7
Labriformes	Uranoscopidae	<i>Kathetostoma averruncus</i>	1	0,1
Rhinopristiformes	Trygonorrhinidae	<i>Zapteryx xyster</i>	18	2,2
Elasmobranchii	Rajiformes	<i>Rostroraja velezi</i>	8	1,0
		<i>Rostroraja equatorialis</i>	7	0,9
		<i>Bathyraja longicauda</i>	1	0,1
		<i>Myliobatis longirostris</i>	1	0,1
Myliobatiforme	Myliobatidae			
Especie No Identificada			8	1,0
TOTAL			805	100,00

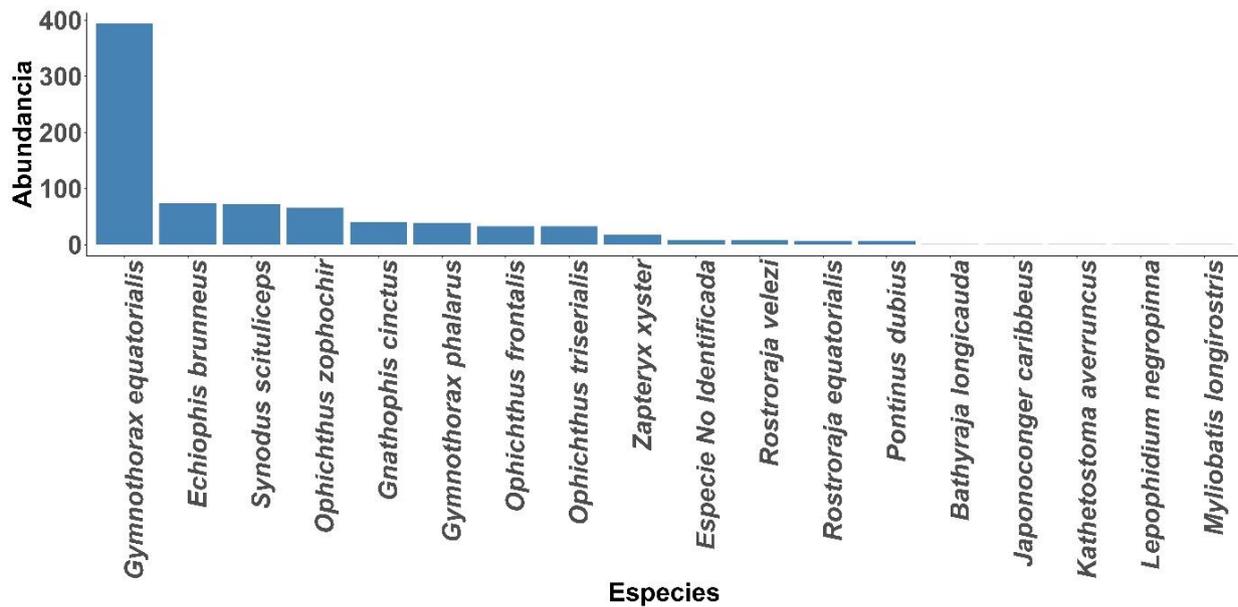


Fig. 2. Resultados de especies ordenadas de < a > según su abundancia.



Fig.3. Clase Actinopterygii: **A1.** *Echiophis brunneus*, **A2.** *Ophichthus triserialis*, **A3.** *Gymnothorax equatorialis*, **A4.** *Ophichthus zophochir*, **A5.** *Gymnothorax phalarus*, **A6.** *Synodus scituliceps*, **A7.** *Lepophidium negropinna*, **A8.** *Ophichthus frontalis*, **A9.** *Especie no identificada*, **A10.** *Japonoconger caribbeus*, **A11.** *Gnathophis cinctus*, **A12.** *Kathetostoma averruncus*, **A13.** *Pontinus dubius*. Clase Elasmobranchii: **B1.** *Rostroraja velezi*, **B2.** *Zapteryx xyster*, **B3.** *Rostroraja equatorialis*, **B4.** *Myliobatis longirostris*, **B5.** *Bathyraja longicauda*.

Con respecto a la (Fig.4.), riqueza de especies (rarefacción), las curvas muestran tendencias hacia la asintoticidad en los grupos 3, 4 y 5, lo cual sugiere que el esfuerzo de muestreo fue adecuado para capturar la mayoría de las especies presentes en estos grupos. El grupo 5 alcanza la mayor riqueza de especies (>14) con el mayor número de individuos, lo que indica una comunidad más diversa. Los grupos 1 y 2 muestran una saturación temprana y una riqueza acumulada más baja (≤ 8 especies), incluso con un número significativo de individuos muestreados. Esto podría deberse a una dominancia de unas pocas especies o una comunidad menos diversa. Los

grupos 3 y 4 presentan patrones similares, con una riqueza de especies cercanas a 12. Sin embargo, el grupo 6, aunque no alcanza la saturación, presenta una curva que sugiere un incremento más lento de la riqueza con el número de individuos muestreados.

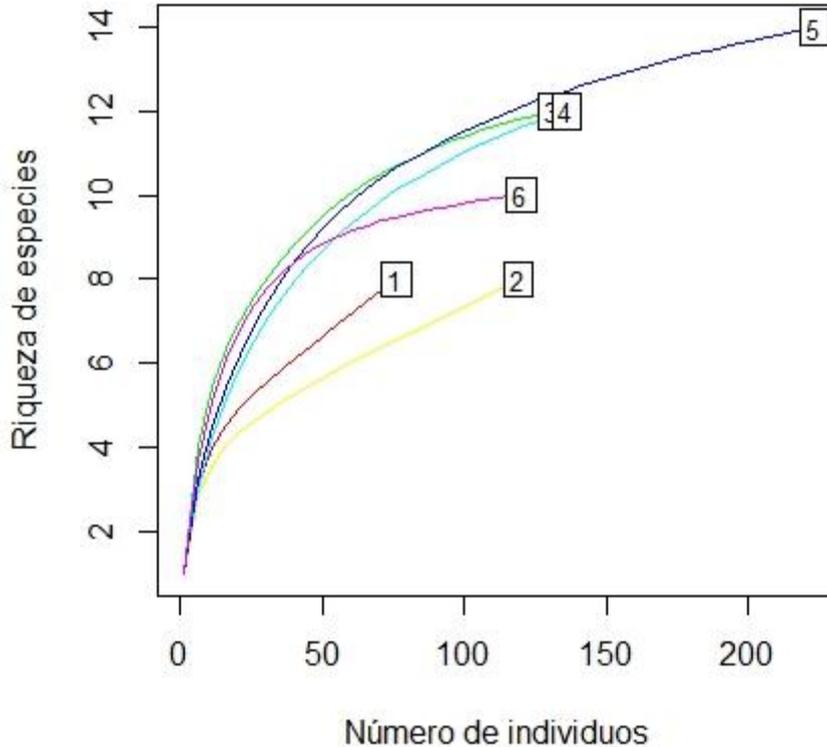


Fig. 4. Curvas de rarefacción de la riqueza de especies en el bycatch.

La diferencia entre las curvas sugiere una heterogeneidad en la composición del bycatch, posiblemente atribuida a factores como selectividad del arte de pesca, disponibilidad de hábitats y comportamiento de las especies objetivo. Los grupos con menor riqueza podrían estar dominados por unas pocas especies, mientras que los de mayor riqueza indican una comunidad más diversa.

La de curva de acumulación detalla la relación entre el número de géneros (especies) identificados en función de dos variables: el número de días de muestreo y el tamaño de la muestra, la (Fig. 5.) indica una acumulación progresiva del número de géneros a medida que avanzan los días de muestreo. Además, se observa un aumento en la diversidad (número de géneros) con el paso de los días (Fig. 6.), lo que sugiere que cada día adicional de muestreo contribuye a la detección de nuevas especies. Sin embargo, la curva parece estabilizarse a medida que se alcanzan 5 o 6 días de muestreo, lo que revela que la mayoría de los géneros han sido registrados, y agregar más días de muestreo probablemente revelaría pocas especies adicionales.

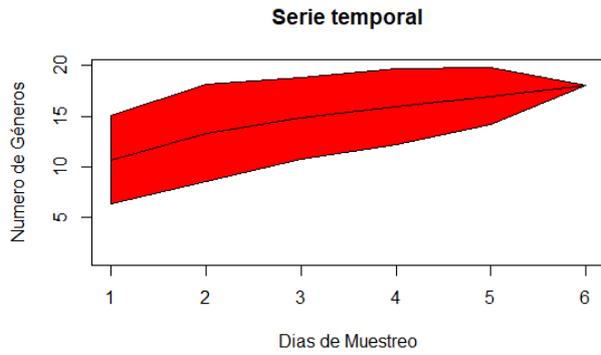


Fig. 5. Curva de acumulación (rarefacción) de géneros por días de muestreo del bycatch estimado en las Piñas-2024.

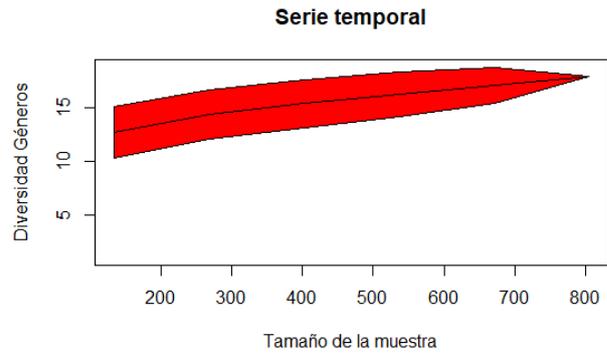


Fig. 6. Curva de acumulación (rarefacción) de géneros por tamaño de muestra del bycatch estimado en las Piñas-2024.

Se observa (Fig. 7.) una curva decreciente que indica que a medida que aumenta el rango de especies, la abundancia de organismos disminuye. Esto sugiere una distribución heterogénea de la abundancia de especies, con unas pocas especies dominantes y muchas especies menos abundantes. La evidencia muestra que *Gymnothorax equatorialis* es la especie que exhibe mayor abundancia, con un total superior a 300 individuos. Además, se registra especies con abundancia baja como *Lepophidium negropinna*. La abundancia de especies por meses (Fig. 8.) detalla que el mes de agosto presenta puntos altos en la mayoría de especies y, hay especies que solo aparecen en el mes de septiembre.

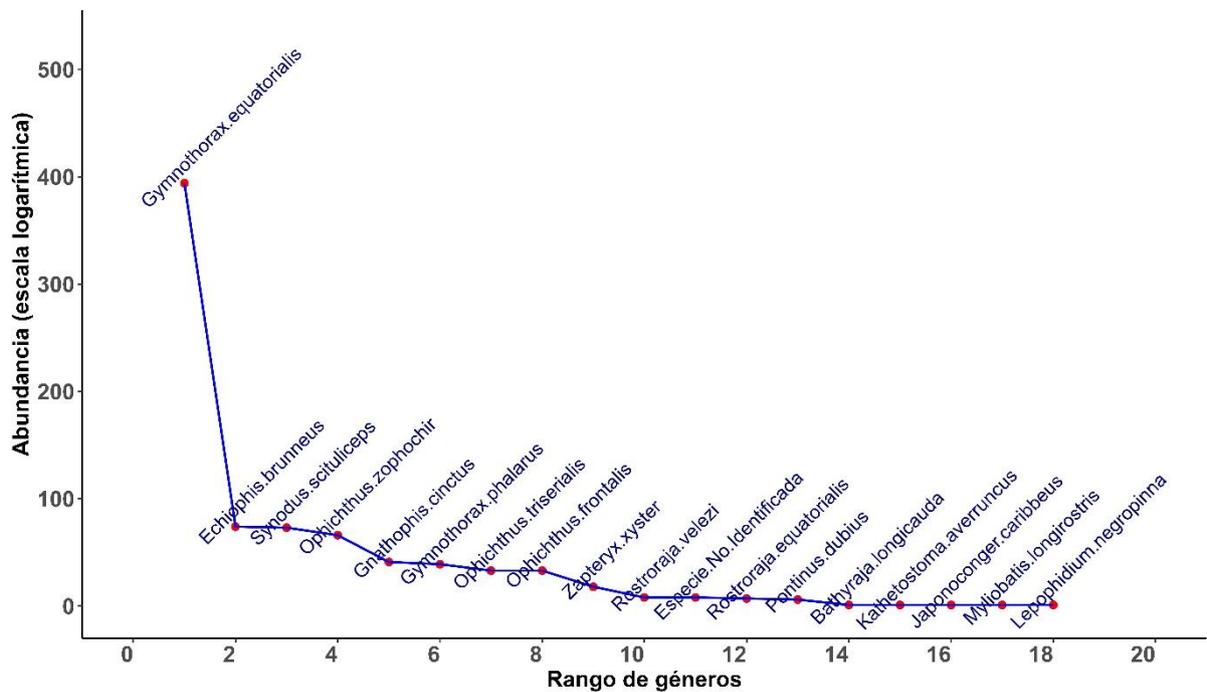


Fig. 7. Curva de distribución-abundancia de especies

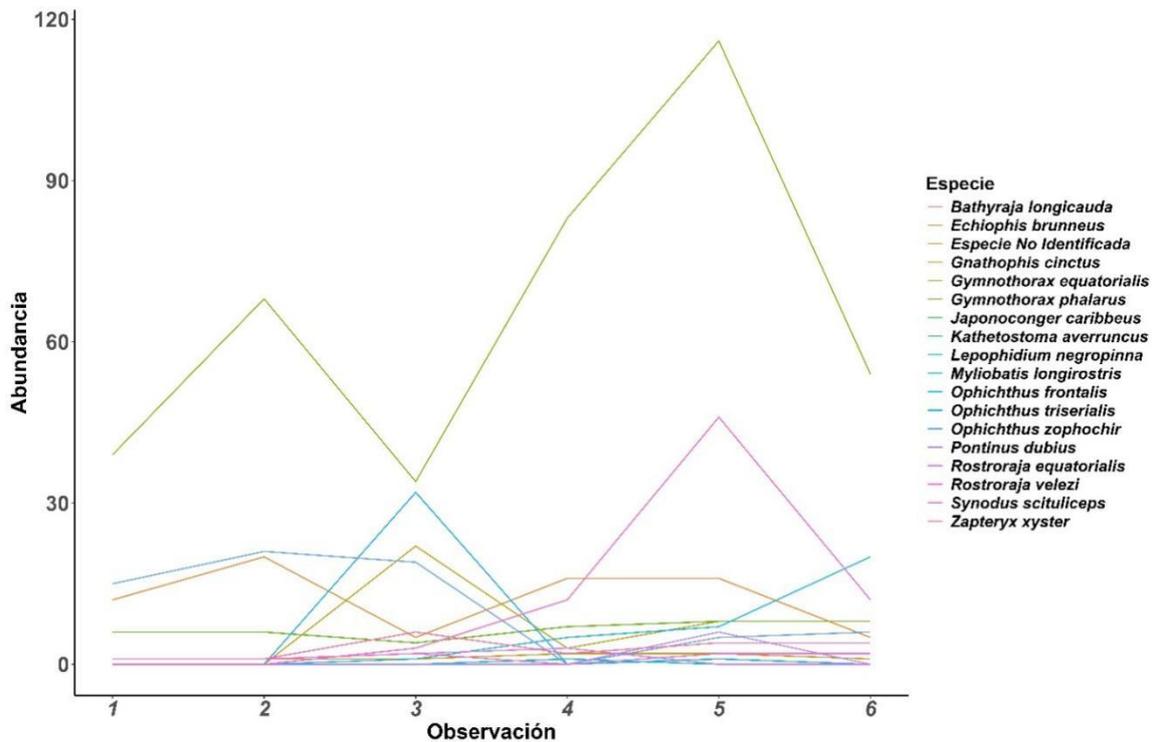


Fig. 8. Abundancia por meses (junio-noviembre) de observación de especies

Para evaluar la diversidad alfa, se examinó a nivel de especies, donde se obtuvo el índice de diversidad de Shannon $H = 1,85$ lo que demuestra que se tiene una diversidad baja en el ecosistema. En el análisis mensual de los muestreos se evidencia la mayor diversidad en los meses de agosto (1,935) y noviembre (1,753), siendo julio el mes con menor diversidad (1,236) (Fig. 9.). Por otro lado, el índice de Simpson 1-D presentó una dominancia alta (0,73), el valor más prominente se alcanzó en agosto (0,818) y noviembre (0.745), mientras que, el valor más bajo se registró en septiembre (0.600).

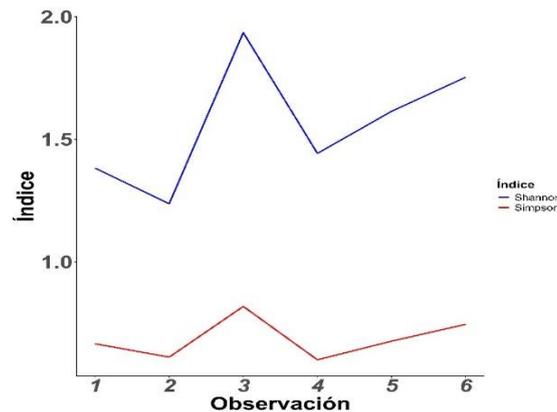


Fig. 9. Índices de diversidad.

Respecto a la (Fig. 10.) los resultados destacan que existe una correlación alta y significativa entre la entropía de Shannon (H) y el índice de Simpson (D) ($r = 0.944$, $p < 0.01$), lo que sugiere que a mayor diversidad medida por Shannon, mayor es el predominio de especies con alta representatividad, según Simpson. También se observa una correlación positiva y significativa entre H y la equidad de Pielou (J) ($r = 0.821$, $p < 0.01$), indicando que comunidades con mayor diversidad tienden a mostrar una distribución más equitativa de las especies.

Por otro lado, La riqueza específica (S) y la entropía de Shannon (H) tienen una correlación moderada ($r = 0.555$), lo que refleja que un aumento en la cantidad de especies no necesariamente incrementa proporcionalmente la diversidad general. Además, La correlación entre la riqueza específica (S) y la equidad de Pielou (J) es muy baja ($r = -0.015$), indicando que la cantidad de especies no está relacionada directamente con cuán equitativamente están distribuidas.

Los histogramas muestran que la riqueza específica (S) tiene una distribución sesgada hacia valores más bajos, mientras que los índices de equidad y diversidad (H, D, J) presentan distribuciones más homogéneas, reflejando comunidades más equilibradas. Mientras que, los gráficos de dispersión confirman tendencias positivas entre H y D, así como entre H y J, sugiriendo que un incremento en la diversidad total también mejora la equidad y la dominancia relativa de las especies. Por lo tanto, la relación fuerte y significativa entre los índices de diversidad (H, D y J), lo que sugiere que comunidades con mayor diversidad tienden a ser más equitativas y balanceadas. Sin embargo, la riqueza específica (S) no muestra un impacto directo sobre la equidad (J), lo que podría indicar que la diversidad está más influenciada por la composición proporcional de las especies que por su cantidad total.

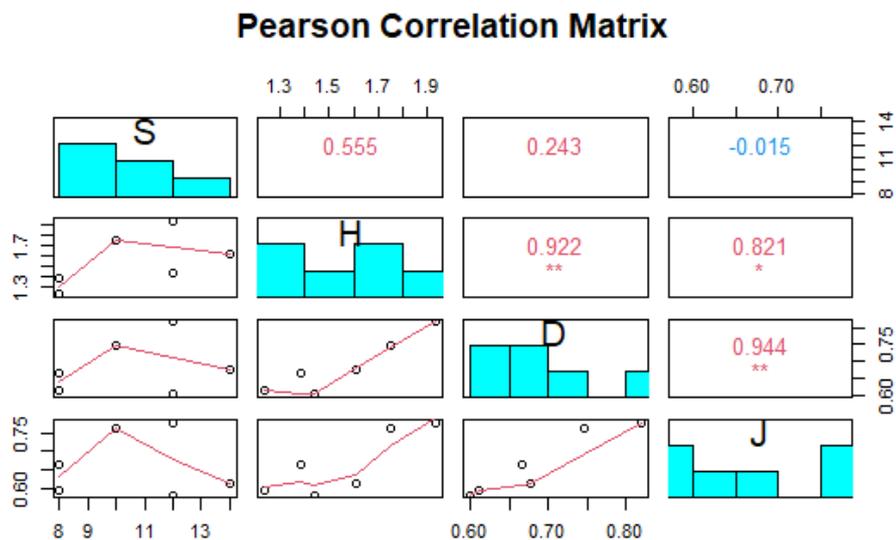


Fig. 10. Matriz de correlación de las variables de diversidad donde se registra la Entropía de Shannon (H); Simpson (D); Equidad de Pielou(J); Riqueza (S).

Se modelaron curvas de rango-abundancia para las especies registradas en el área de estudio, representando los datos observados mediante círculos vacíos que indican la abundancia para cada rango. La (Fig. 11.) muestra el ajuste de los datos observados a cinco modelos teóricos: Null (nulo), Preemption, Lognormal, Zipf y Mandelbrot. Los datos observados, representados por círculos, reflejan una disminución de la abundancia a medida que aumenta el rango de las especies. Los modelos Lognormal y Zipf muestran el mejor ajuste, especialmente en los rangos intermedios, mientras que Null (negro) tiene el peor desempeño, indicando que las abundancias no son aleatorias. Este resultado sugiere que la estructura de la comunidad está influenciada por procesos ecológicos específicos, como la disponibilidad de recursos y la competencia, en lugar de seguir un patrón aleatorio o exclusivamente jerárquico. El modelo Lognormal, que ajusta bien los datos, suele reflejar sistemas naturales donde hay un equilibrio entre especies dominantes y raras, mientras que el modelo Zipf indica posibles jerarquías en la dominancia de especies. Por otro lado, las variaciones mensuales (Fig. 12.) los modelos muestran cómo los datos de abundancia observados se comparan con los modelos teóricos en cada período. En general, los modelos Lognormal y Zipf son consistentes en su buen ajuste a los datos, aunque se observan algunas diferencias entre meses: Junio y julio, los datos muestran un ajuste fuerte a Zipf, indicando una estructura dominada por pocas especies abundantes y una distribución jerárquica estable; agosto a octubre, el modelo Lognormal domina, reflejando un equilibrio relativo entre las especies dominantes y las menos frecuentes. Esto podría estar relacionado con condiciones ambientales más homogéneas durante estos meses. Y, noviembre, Se observan mayores desviaciones en las especies menos abundantes (rangos altos), indicando que factores externos, como cambios estacionales o alteraciones en el ecosistema, podrían estar afectando la composición de la captura incidental.

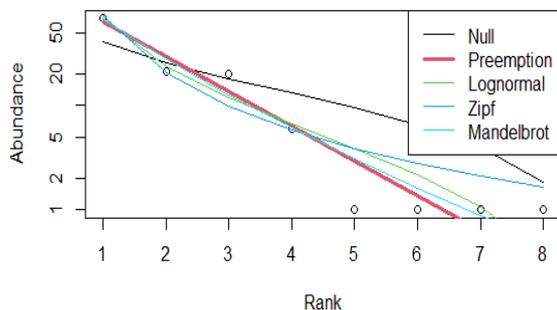


Fig. 11. Multimodelos estadísticos respecto a rango y abundancia

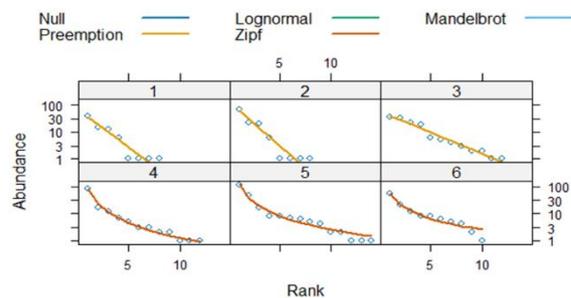


Fig. 12. Multimodelos estadísticos respecto a rango y abundancia por meses de muestreo

Se presentan los anchos de silueta promedio para los distintos métodos y modelos estadísticos donde la comparación de estos promedios permite evaluar la calidad del agrupamiento. Los modelos bray, canberra y clark muestran valores similares (0,699);

no obstante, se optó por el modelo bray ya que esta muestra las relaciones espaciales dentro del ecosistema ayudando a entender cómo se distribuyen las especies, permitiendo analizar la distancia que hay entre individuos de la misma o diferente especie (Fig. 13.). Esta elección se fundamenta en las ligeras variaciones decimales observadas en los dos modelos subsiguientes. En consecuencia, se seleccionó el modelo bray para aplicar a todos los métodos de agrupamiento por similitud, resultando en los métodos ward.D, ward.D2, average, centroid, complete, median y single. Entre estos, se eligió el método Ward.D y Ward.D2 (Fig.14.).

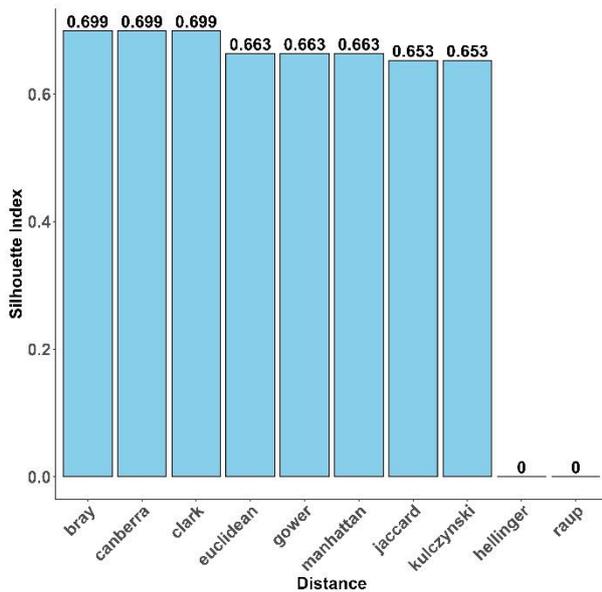


Fig. 13. Determinación del índice de silueta respecto a la distancia entre especies en el presente estudio.

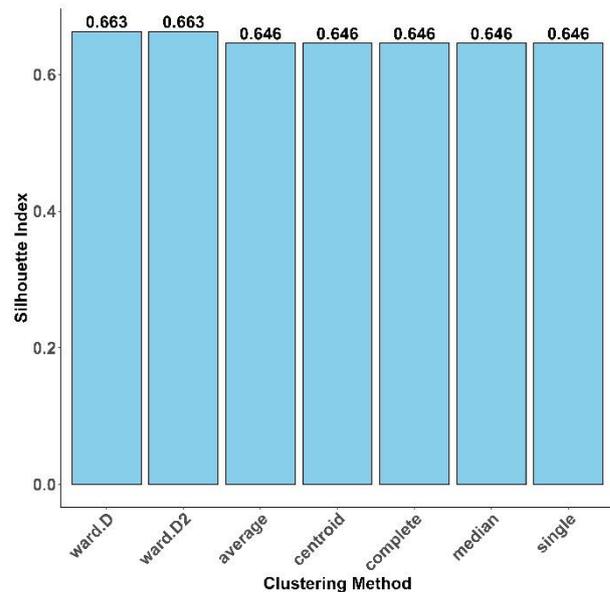


Fig. 14. Determinación del índice de silueta respecto a los métodos de agrupamientos por similitud.

El análisis de conglomerados utilizando el método Ward.D y la métrica de distancia de Bray (Fig. 15) muestra que las especies de peces en la captura incidental se pueden dividir en tres grupos principales. El primer grupo (1,00) y el tercer grupo (0,88) tienen una clasificación fuerte, lo que indica que las especies dentro de estos grupos están bien separadas y son distintas. El segundo grupo (0,45), sin embargo, tiene una clasificación más débil, lo que sugiere que las especies en este grupo son más similares entre sí y no están tan claramente diferenciadas.

El dendrograma de la (Fig. 16.), que utiliza el método de agrupamiento Ward.D2 y la distancia de Bray, también muestra las relaciones jerárquicas y las similitudes entre las especies ícticas en la captura incidental. Los valores del índice de silueta indican que el método Ward.D2 y la distancia de Bray proporcionan un buen ajuste para los datos, con un valor de silueta promedio de 0,7, lo que sugiere que la estructura del grupo es apropiada.

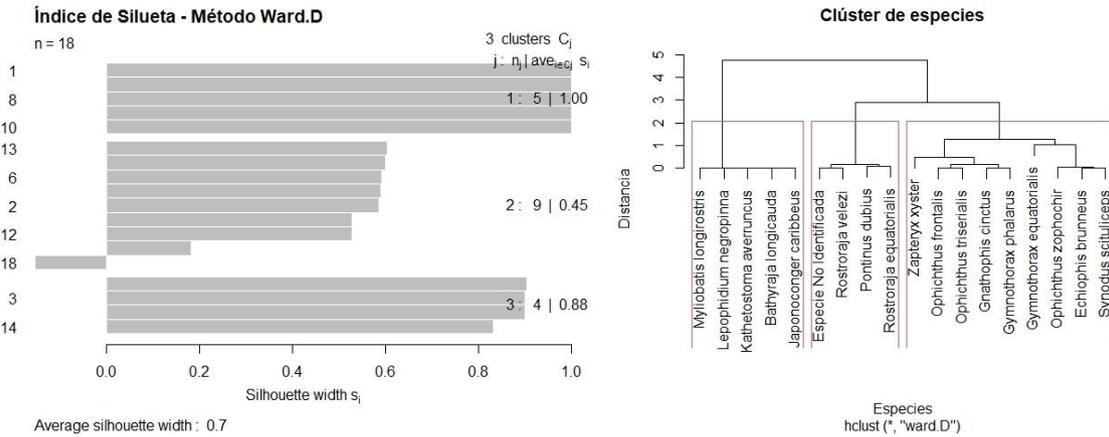


Fig. 15. Criterio de índice de silueta y Dendrograma del método Ward.D de las especies ícticas en el bycatch

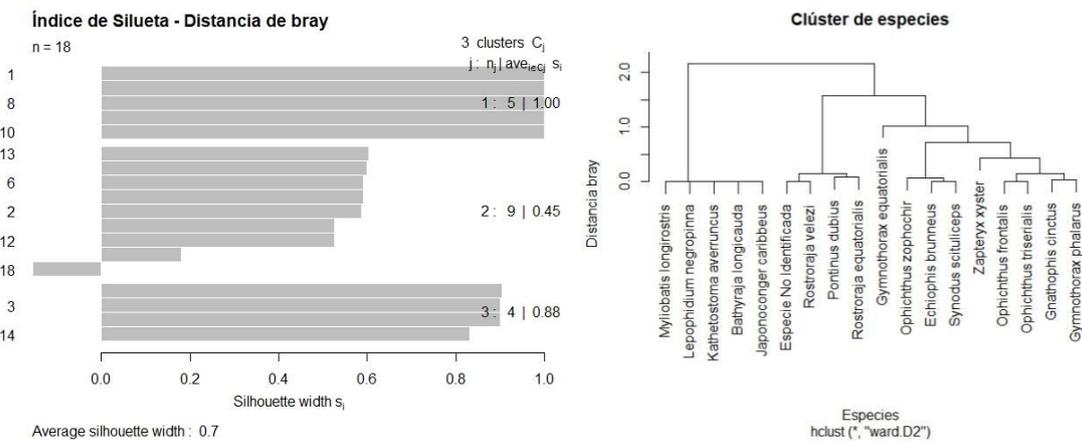


Fig. 16. Criterio de índice de silueta-distancia bray y Dendrograma de conglomerados basado en el método de clustering jerárquico Ward.D2 que muestra las relaciones de distancia y similitud entre especies.

Respecto a la Red de Correlación de Abundancia (Fig. 18.) y la Red de Co-ocurrencia de Especies (Fig. 17.) proporcionan una visión integral sobre las interacciones entre las especies capturadas en el bycatch de la flota palangrera en La Caleta Pesquera Las Piñas, Ecuador. En ambas redes, los nodos representan las especies, mientras que las conexiones indican la fuerza de sus interacciones. En la Red de Correlación, las líneas más gruesas reflejan correlaciones fuertes en abundancia entre especies, sugiriendo que ciertas especies, como *Gymnothorax equatorialis* y *Synodus scituliceps*, pueden influir mutuamente en su presencia. Por otro lado, la Red de Co-ocurrencia destaca cómo estas mismas especies tienden a ser capturadas juntas, lo que puede indicar que comparten hábitats o recursos similares. Además, las

conexiones fuertes observadas en ambas redes sugieren interacciones ecológicas significativas, como competencia o depredación.

Además, se observó que en la Red de Co-ocurrencia la especie *Ophichthus zophochir* se encuentra representada por nodos aislados, lo que indica que su abundancia no está fuertemente influenciada por otras especies, no tiene conexiones significativas con otras, podría estar ocupando un nicho ecológico único o tener un patrón de abundancia independiente.

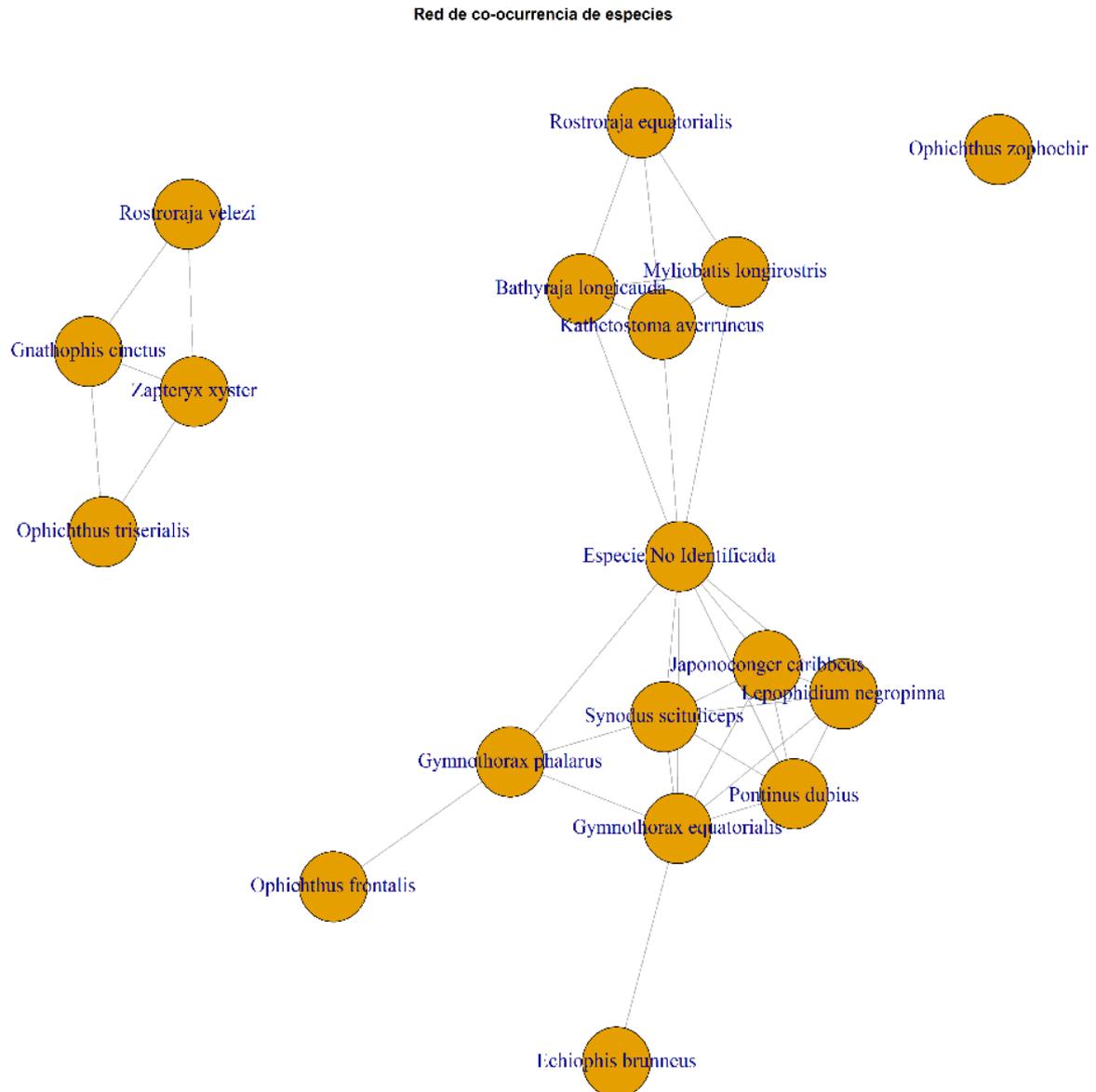


Fig. 17. Red de Co-ocurrencia de especies en el bycatch

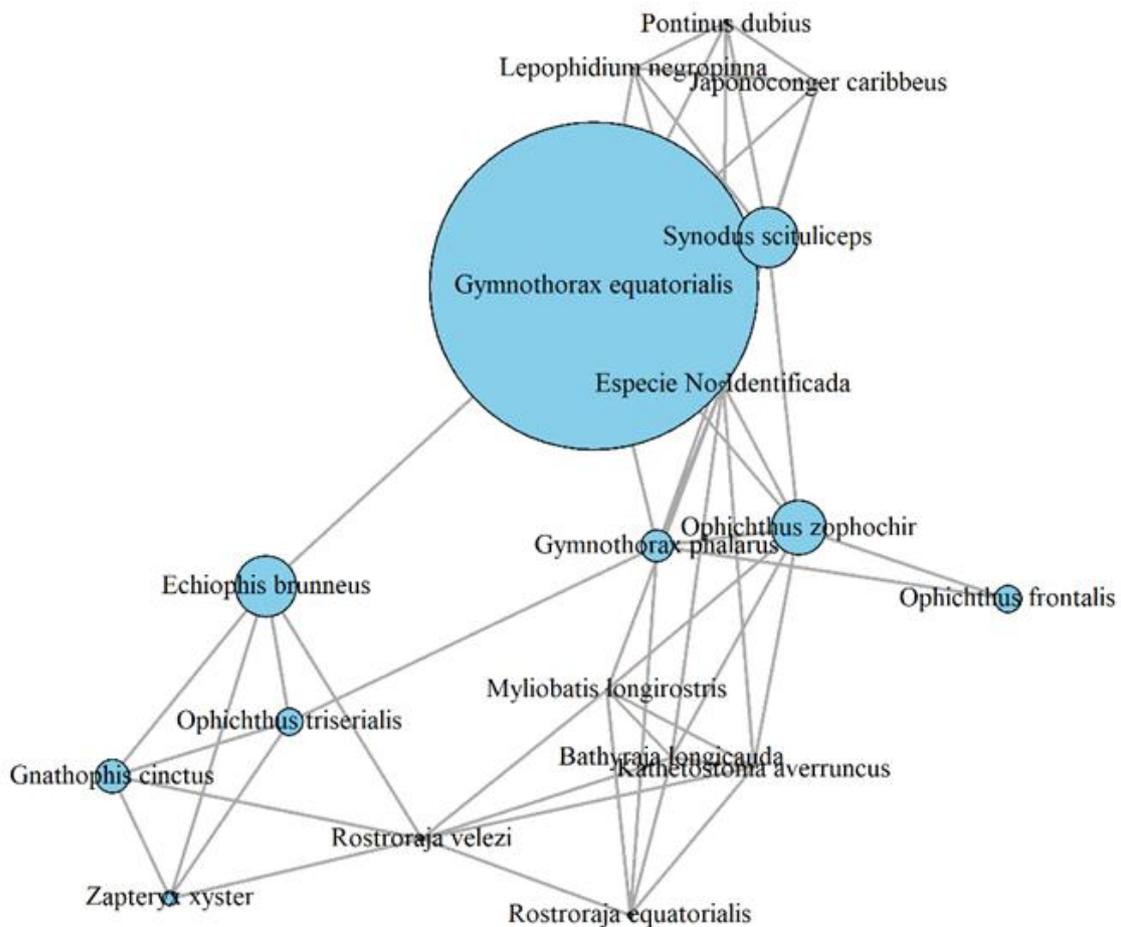


Fig. 18. Red de correlación de abundancia de especies en el bycatch.

La matriz de mapas de calor (Fig. 19.) y el mapa de calor de correlación (Fig. 20.) proporcionan información complementaria sobre las relaciones entre las diferentes especies de peces en la captura incidental. La matriz de mapa de calor visualiza los coeficientes de correlación de Pearson entre las abundancias de las especies. Cuanto más fuerte sea la correlación entre dos especies, más intenso será el color de la celda correspondiente en la matriz. Por lo tanto, muestra que algunas especies, como *Gymnothorax equatorialis* y *Synodus scituliceps*, tienen una fuerte correlación positiva, lo que indica que sus abundancias tienden a variar juntas. Esto sugiere que estas especies pueden tener preferencias de hábitat o interacciones ecológicas similares, como competencia o depredación. Mientras que, algunas especies, como *Ophichthus zophochir*, parecen tener correlaciones más débiles o nulas con otras especies en la captura incidental. Esto podría indicar que esta especie ocupa un nicho ecológico único o tiene un patrón de abundancia independiente.

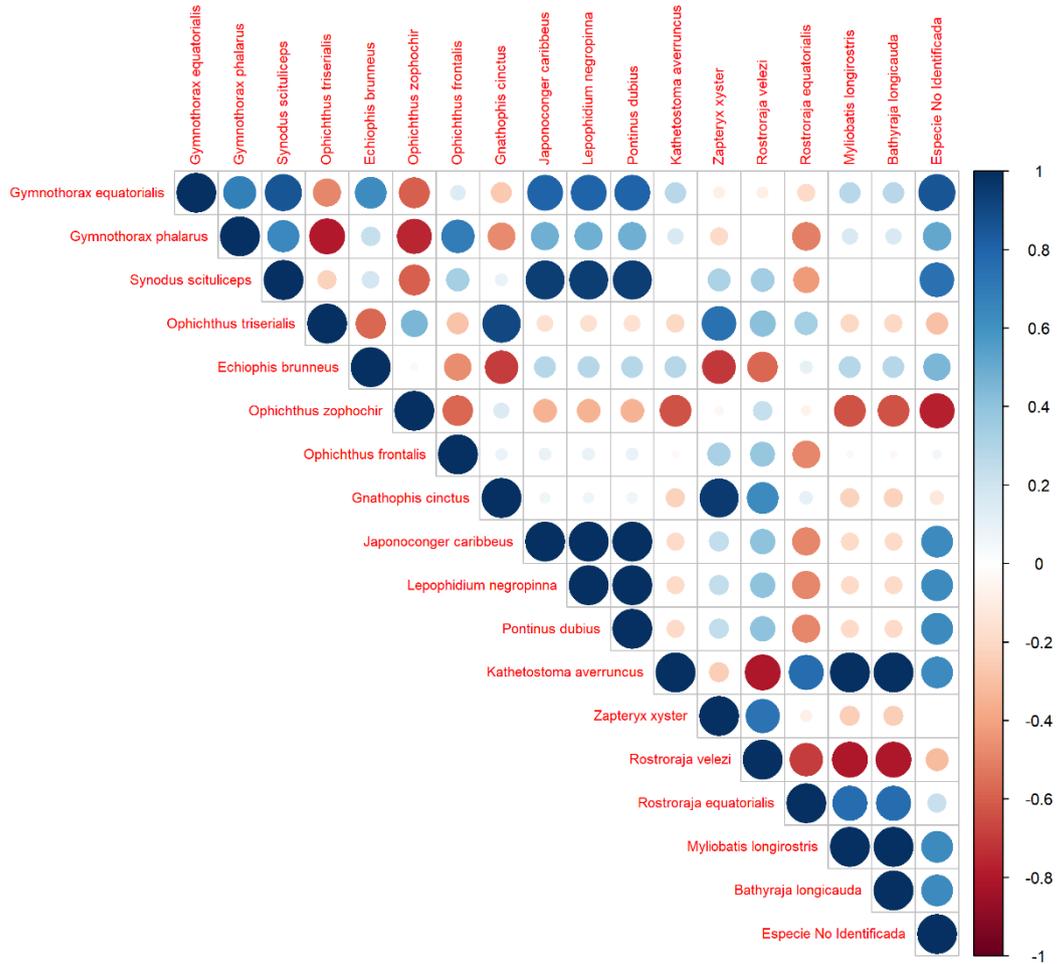


Fig. 19. Matriz de correlación de mapa de calor de especies en el bycatch.

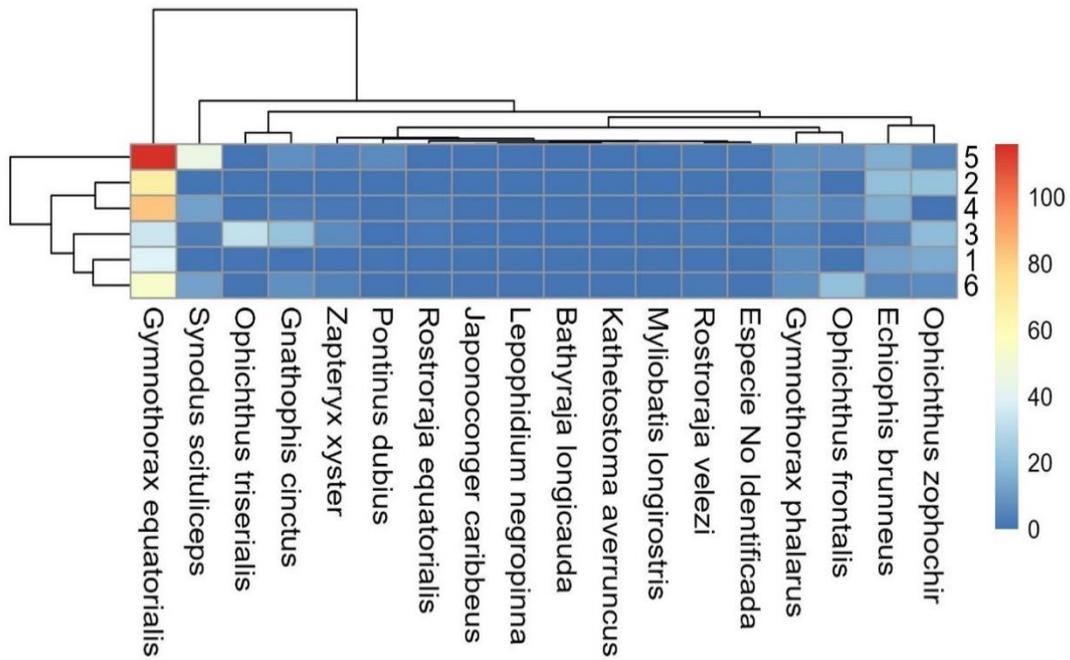


Fig. 20. Mapa de calor de especies en el bycatch.

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio reflejan un ecosistema marino altamente dominado por unas pocas especies, con una diversidad general baja según lo evidenciado por los índices de Shannon ($H=1,85$) y Simpson ($1-D=0,73$). Estos valores están alineados con investigaciones previas sobre pesquerías artesanales, donde se observan patrones de alta dominancia y baja equitatividad como consecuencia de la selectividad del arte de pesca y las características específicas del hábitat local (Baum & Worm, 2009; Martínez et al., 2015). En particular, *Gymnothorax equatorialis*, que representa el 48,9% del total de capturas, ejemplifica el impacto de las prácticas pesqueras en la estructura de la comunidad marina.

La presencia dominante de *G. equatorialis* puede estar vinculada a la disponibilidad de microhábitats específicos y a su capacidad de adaptación frente a las perturbaciones humanas. Sin embargo, su alta representación sugiere un desequilibrio ecológico en el ecosistema estudiado y, según Baum y Worm (2009), especies con estas características suelen prosperar en ecosistemas donde las presiones antropogénicas reducen la abundancia de competidores o depredadores naturales, favoreciendo su proliferación. Este hallazgo subraya la necesidad de estrategias de manejo que reduzcan el impacto en especies dominantes y promuevan una mayor equidad en la distribución de las comunidades.

Las curvas de rarefacción presentadas en la Figura 4 refuerzan la idea de que el esfuerzo de muestreo fue adecuado para capturar la mayoría de las especies presentes, especialmente en los grupos con mayor diversidad (grupos 3, 4 y 5). Este hallazgo es consistente con estudios que utilizan metodologías similares para evaluar la diversidad del bycatch en pesquerías artesanales (Washington, 1984; Margalef, 1972). No obstante, la baja representación de ciertos taxones, como algunos elasmobranquios, plantea interrogantes sobre su vulnerabilidad y la necesidad de incrementar esfuerzos específicos para comprender su ecología y dinámicas poblacionales.

El uso de modelos estadísticos, como Lognormal y Zipf, reveló que la estructura de las comunidades está influenciada por procesos tanto jerárquicos como ecológicos (Figuras 11 y 12). En particular, el modelo Lognormal reflejó un equilibrio relativo entre especies dominantes y raras, especialmente en los meses con mayor diversidad, como agosto y noviembre. Este patrón es consistente con estudios que destacan la influencia de factores ambientales estacionales en la composición del bycatch (Davies et al., 2009; Komoroske & Lewison, 2015). Por el contrario, el modelo Zipf dominó en los meses con mayor concentración de especies dominantes, reflejando una estructura comunitaria más jerárquica. Estas variaciones mensuales resaltan la

importancia de un manejo adaptativo basado en datos estacionales para mitigar los impactos del bycatch.

La matriz de correlación presentada en la Figura 10 subraya que la diversidad está más influenciada por la equidad en la distribución de las especies que por su número total. La fuerte correlación entre los índices de Shannon (H) y Simpson (1-D) ($r=0,944$, $p<0,01$) destaca que ecosistemas con mayor equidad tienden a tener una mayor dominancia relativa de las especies (Kelleher, 2005). Esto plantea la necesidad de implementar prácticas de pesca que promuevan la conservación de la biodiversidad a través de una captura más equitativa y selectiva.

Las curvas de distribución-abundancia de especies (Figura 7) también proporcionan información relevante sobre la estructura de la comunidad. La tendencia decreciente de estas curvas sugiere una fuerte dominancia de unas pocas especies, como *G. equatorialis*, mientras que muchas otras especies exhiben abundancias bajas. Este patrón es característico de comunidades afectadas por actividades humanas, donde la selectividad de los métodos de pesca favorece a ciertos taxones en detrimento de otros (Gislason, 2002). Además, estas distribuciones reflejan el impacto de las prácticas pesqueras en la biodiversidad, ya que las especies menos abundantes pueden estar en mayor riesgo de exclusión ecológica.

El análisis mensual de los índices de diversidad, específicamente de Shannon (H) y Simpson (1-D) (Figura 9), destaca agosto y noviembre como los meses con mayor diversidad. Este patrón puede estar asociado a cambios estacionales en las condiciones ambientales, como la temperatura del agua o la disponibilidad de recursos, que influyen en la composición del bycatch. De acuerdo con Hsieh et al. (2024), estas variaciones temporales son comunes en ecosistemas costeros y pueden estar relacionadas con la migración de especies o la reproducción. Sin embargo, el índice de Simpson también revela que julio y septiembre presentaron los valores más bajos, indicando comunidades menos diversas y más dominadas por unas pocas especies. Este contraste refuerza la importancia de incorporar un enfoque temporal en los estudios de diversidad para capturar las dinámicas estacionales.

La representación gráfica de los modelos estadísticos (Figuras 11 y 12) destaca cómo las características de la comunidad varían mensualmente. Por ejemplo, los modelos Lognormal y Zipf mostraron un ajuste adecuado durante diferentes periodos del estudio, lo que sugiere que la composición del bycatch está influenciada por una combinación de procesos ecológicos y jerárquicos. Durante los meses de junio y julio, el modelo Zipf dominó, indicando una estructura jerárquica donde unas pocas especies controlan la mayor parte de los recursos. En contraste, el modelo Lognormal fue más representativo entre agosto y octubre, reflejando un equilibrio relativo entre especies dominantes y raras. Según Komoroske y Lewison (2015), estas diferencias

pueden estar relacionadas con cambios en la presión de pesca o en las condiciones ambientales que afectan la disponibilidad y distribución de recursos.

La comparación entre los métodos de agrupamiento por similitud y los índices de silueta promedio (Figuras 13 y 14) refuerza la robustez de los resultados. El método Ward.D2, basado en la distancia de Bray, proporcionó el mejor ajuste para los datos, con un índice de silueta promedio de 0,7. Este resultado sugiere que las especies están agrupadas de manera adecuada, permitiendo una interpretación más precisa de las relaciones ecológicas en la comunidad estudiada (Rousseeuw, 1987). Además, los dendrogramas generados (Figuras 15 y 16) identificaron tres grupos principales de especies, con claras diferencias en su composición y similitud. Estas agrupaciones reflejan las interacciones ecológicas y los patrones de coexistencia dentro del bycatch, lo que tiene implicaciones para el manejo de la biodiversidad.

Las redes de correlación y co-ocurrencia (Figuras 17 y 18) proporcionan una visión integral de las interacciones entre las especies capturadas. Las conexiones más fuertes, como las observadas entre *Gymnothorax equatorialis* y *Synodus scituliceps*, sugieren una alta dependencia ecológica, posiblemente debido a la similitud en sus hábitats o patrones de alimentación. Por otro lado, la ausencia de conexiones significativas para especies como *Ophichthus zophochir* indica un nicho ecológico único o un aislamiento relativo. Según Soykan et al. (2008), estas diferencias en las interacciones interespecíficas pueden influir significativamente en la dinámica de las comunidades, especialmente en escenarios de perturbación ambiental.

Los patrones de diversidad beta y las similitudes en la composición del bycatch, evaluados mediante el índice de similitud de Jaccard y los métodos de agrupamiento jerárquico (Figuras 15 y 16), revelaron una estructura comunitaria heterogénea. Estas diferencias entre grupos sugieren que la composición del bycatch no solo está influenciada por la selectividad de los aparejos, sino también por la variabilidad en las condiciones ambientales y la dinámica ecológica local (Plazas Niño, 2021). Por ejemplo, los grupos identificados en los dendrogramas destacan que las especies dentro de cada agrupación comparten características ecológicas similares, lo que puede estar relacionado con sus preferencias de hábitat o comportamientos adaptativos. Este enfoque permite identificar patrones específicos que pueden guiar estrategias de manejo pesquero más selectivas.

Los resultados del análisis de correlación (Figura 10) muestran relaciones complejas entre las métricas de diversidad. La correlación fuerte y positiva entre los índices de Shannon (H) y Simpson (1-D) ($r=0,944$, $p<0,01$) indica que una mayor equidad en la distribución de especies tiende a coincidir con una menor dominancia de unas pocas especies. Este hallazgo sugiere que los ecosistemas más diversos son también más equilibrados en términos de representatividad de las especies, lo que coincide con

estudios como el de Casquilho y Mena-Matos (2024), donde la equidad se señala como un indicador clave de la salud ecológica. Por otro lado, la correlación débil entre la riqueza específica (S) y la equidad de Pielou (J) ($r=-0,015$) destaca que la cantidad de especies no siempre refleja una distribución equitativa, un aspecto que requiere atención en la gestión pesquera.

La matriz de calor de correlaciones (Figura 19) y el mapa de calor de abundancia (Figura 20) complementan estos análisis al destacar interacciones significativas entre especies como *Gymnothorax equatorialis* y *Synodus scituliceps*, cuyas abundancias tienden a variar juntas. Estas asociaciones se encuentran influenciadas por similitudes en los hábitats ocupados o en los recursos explotados, como se ha planteado en estudios previos (Soykan et al., 2008). Sin embargo, la baja correlación o independencia observada para otras especies, como *Ophichthus zophochir*, subraya la importancia de los nichos ecológicos únicos en la composición del bycatch, lo que refuerza la necesidad de estrategias de conservación específicas.

El modelo de rango-abundancia Lognormal, que ajustó mejor los datos observados durante los meses de agosto a octubre (Figura 12), destaca la influencia de procesos ecológicos específicos en la estructura comunitaria. Este modelo suele reflejar ecosistemas donde existe un equilibrio entre especies dominantes y raras, lo que puede estar influenciado con condiciones ambientales más homogéneas o con un menor impacto de las actividades humanas durante esos meses (Rousseeuw, 1987). Por el contrario, el modelo Zipf, dominante en los meses de junio y julio, sugiere una estructura más jerárquica y dominada por pocas especies, posiblemente debido a una mayor presión de pesca o a la concentración de recursos en estos periodos. Este cambio en los patrones de abundancia tiene implicaciones importantes para el manejo adaptativo del bycatch, ya que resalta la necesidad de ajustar las estrategias según las condiciones estacionales.

El análisis del esfuerzo de muestreo y la curva de acumulación (Figuras 5 y 6) refuerzan la hipótesis de que la mayor parte de las especies presentes fueron capturadas, pero también se demuestra que un esfuerzo adicional es necesario para identificar especies menos abundantes. En particular, las curvas más pronunciadas durante los primeros días de muestreo indican una alta captación inicial, mientras que la estabilización hacia el quinto día refleja la saturación de géneros. Este patrón es consistente con estudios como los de Ugland et al. (2003), que destacan la utilidad de las curvas de acumulación para evaluar la eficacia del muestreo en comunidades diversas.

Las interacciones ecológicas capturadas en las redes de co-ocurrencia y correlación (Figuras 17 y 18) proporcionan información valiosa sobre las dinámicas interespecíficas en el bycatch. Por ejemplo, las conexiones más fuertes observadas

para *Gymnothorax equatorialis* y *Synodus scituliceps* reflejan una relación de competencia o una coexistencia en hábitats similares, mientras que la falta de interacciones significativas para especies como *Bathyraja longicauda* indican que estas últimas ocupan nichos únicos o tienen una baja dependencia de las interacciones bióticas. Según Davies et al. (2009), estas diferencias tienen implicaciones importantes para la gestión sostenible de las pesquerías, ya que la conservación de especies menos conectadas puede requerir enfoques más específicos.

Los hallazgos relacionados con la distribución espacial y las agrupaciones de especies del bycatch, analizados mediante los métodos de conglomerado y los índices de silueta promedio (Figuras 13, 14, 15 y 16), destacan la complejidad de las dinámicas comunitarias en la caleta pesquera Las Piñas. El método Ward.D2, con un índice de silueta promedio de 0,7, proporcionó un ajuste robusto a los datos, indicando que las agrupaciones identificadas son representativas de las similitudes ecológicas entre especies. Este tipo de análisis, basado en distancias ecológicas como la de Bray, es esencial para comprender cómo se estructuran las comunidades en función de factores ambientales y de las interacciones bióticas (Rousseeuw, 1987; Plazas Niño, 2021).

El dendrograma generado (Figura 16) identificó tres grupos principales de especies con características únicas, lo que puede atribuirse a factores como la disponibilidad de hábitats específicos, diferencias en el comportamiento alimentario o variaciones en la presión de pesca. Por ejemplo, especies como *Gymnothorax equatorialis* y *Synodus scituliceps*, que forman parte de grupos con alta cohesión interna, pueden estar compitiendo por recursos similares o compartiendo hábitats estrechamente relacionados. En contraste, especies aisladas o en grupos con menor cohesión, como *Bathyraja longicauda* y *Ophichthus zophochir*, se encuentran ocupando nichos ecológicos distintos, lo que subraya la importancia de considerar tanto las similitudes como las diferencias al diseñar estrategias de manejo pesquero.

El impacto de las condiciones estacionales también es evidente en las fluctuaciones observadas en la abundancia mensual de las especies (Figura 8). En agosto, por ejemplo, se registraron los picos más altos de diversidad y abundancia, lo que está relacionado con factores como el incremento en la disponibilidad de recursos alimentarios o cambios en las condiciones oceanográficas, como las temperaturas superficiales del agua. Según Davies et al. (2009), estos factores estacionales influyen significativamente en la composición y distribución de las comunidades marinas. Por otro lado, la disminución de la diversidad en meses como julio y septiembre reflejan una mayor presión de pesca o cambios en la migración de especies objetivo y no objetivo.

Los modelos de rango-abundancia (Figuras 11 y 12) refuerzan la idea de que las comunidades están influenciadas por procesos jerárquicos y ecológicos. Durante los meses de mayor dominancia de unas pocas especies (junio y julio), el modelo Zipf demostró ser el más representativo, indicando una estructura jerárquica probablemente resultado de una alta presión de pesca o una distribución desigual de recursos. En contraste, el modelo Lognormal, que predominó en meses como agosto y octubre, señala un equilibrio relativo entre especies dominantes y menos frecuentes. Estos patrones son consistentes con estudios previos que analizan el impacto de la selectividad del arte de pesca y las condiciones ambientales sobre las comunidades marinas (Komoroske & Lewison, 2015; Lively & McKenzie, 2023).

El análisis de la red de correlación de abundancia (Figura 18) mostró interacciones significativas entre ciertas especies clave, lo que refleja su interdependencia ecológica. Por ejemplo, la relación positiva entre *Gymnothorax equatorialis* y *Synodus scituliceps* esta influenciada por la coexistencia en microhábitats específicos o por una disponibilidad compartida de recursos alimentarios. Sin embargo, especies como *Ophichthus zophochir* y *Bathyraja longicauda* se destacaron por su relativa independencia en la red, sugiriendo que pueden ocupar nichos ecológicos especializados o estar menos afectadas por las dinámicas bióticas del ecosistema (Soykan et al., 2008). Este tipo de análisis puede ser clave para predecir cómo responderán las especies a los cambios en el ecosistema, ya sea por perturbaciones naturales o antropogénicas.

Adicionalmente, los mapas de calor de correlación (Figuras 19 y 20) destacan cómo las relaciones entre las especies pueden variar en función de su abundancia relativa. La intensidad de las correlaciones observadas para especies como *Gymnothorax equatorialis* subraya su papel central en la dinámica del bycatch, mientras que las correlaciones débiles para otras especies refuerzan la necesidad de enfoques específicos para su estudio y manejo. Según Kelleher (2005), confirma que este tipo de análisis permite identificar especies prioritarias para la conservación y evaluar los efectos indirectos de las prácticas pesqueras.

5. CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio confirman que la pesca con palangre genera un bycatch caracterizado por baja diversidad y alta dominancia, con una fuerte concentración de capturas en unas pocas especies, como *Gymnothorax equatorialis*. Esto evidencia un ecosistema desequilibrado y altamente susceptible a los impactos de las actividades humanas. La influencia de la selectividad del arte de pesca destaca la necesidad de implementar aparejos más selectivos y adaptativos para mitigar los impactos ecológicos negativos, reduciendo la captura incidental y promoviendo una pesca más sostenible. Además, los análisis de redes de co-ocurrencia y las correlaciones observadas subrayan la complejidad de las interacciones ecológicas

entre las especies capturadas, lo que resalta la importancia de integrar estudios futuros que incluyan variables abióticas y su influencia en las dinámicas poblacionales. La variación estacional en la composición del bycatch enfatiza la necesidad de estrategias de manejo adaptativas y basadas en datos temporales, así como de evaluaciones socioeconómicas que fortalezcan la sostenibilidad y resiliencia de las comunidades costeras dependientes de estas pesquerías.

6. AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a nuestros padres y tutores, quienes han sido un pilar fundamental en este proceso. Su apoyo incondicional, paciencia y amor nos han brindado la fuerza necesaria para superar los desafíos que se presentaron a lo largo de nuestro proyecto académico. Agradecemos también a todas las personas que, con su ayuda y orientación, nos han guiado en esta travesía académica. Cada consejo, cada palabra de aliento y cada gesto de apoyo han sido esenciales para alcanzar este logro. Sin ustedes, este camino no habría sido posible. ¡Gracias por creer en nosotros!

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAP. (2011). Guía de Pesca para la Identificación de Especies Comerciales. Dirección de Investigación y Desarrollo. Documento Técnico de Pesca. Ciudad de Panamá, Panamá. 93.
- Baum, J. K., & Worm, B. (2009). Efectos descendentes en cascada de los cambios en la abundancia de depredadores oceánicos. *Revista de Ecología Animal*, 78(4), 699–714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x>
- Casquilho, J. P., & Mena-Matos, H. (2024). On the Optimal Point of the Weighted Simpson Index. *Mathematics* 2024, Vol. 12, Page 507, 12(4), 507. <https://doi.org/10.3390/MATH12040507>
- Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C., & Chiu, C.-H. (2016, September 6). SpadeR: SpeciesRichness Prediction and Diversity Estimation with R. <https://cran.rproject.org/web/packages/SpadeR/index.html>
- Cohen, J. (2013). *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences. <https://doi.org/10.4324/9780203771587>
- Csárdi G, Nepusz T, Traag V, Horvát S, Zanini F, Noom D, Müller K (2024). *igraph: Análisis y visualización de redes en R*. [doi:10.5281/zenodo.7682609](https://doi.org/10.5281/zenodo.7682609) , paquete R versión 2.1.2, <https://CRAN.R-project.org/package=igraph> .
- D., Penafiel., Patrick, Van, Damme., Patrick, Kolsteren. (2017). *diet_biodiversity_Ecuador.tab*. <https://doi.org/10.7910/dvn/gdgptk/0ws3q8>
- Davies, R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A., & Porter, G. (2009). Definición y

- estimación de la captura incidental de la pesca marina mundial. *Política Marina*, 33(4), 661-672. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi Naima, Wagner, H. H., & Siberchicot, A. (2023, October 18). *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.adespatial>
- Ekstrøm, C. T., & Lundtorp Olsen, N. A. (2023). *MESS: Miscellaneous Esoteric Statistical Scripts*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.MESS>
- 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*. Roma: FAO, 3; 1201-1813.
- Froese, R. y Pauly, D. (Eds.). (2024). *FishBase (Versión 10/2024)*. Publicación electrónica en la web. Recuperado de <http://www.fishbase.org>
- Gilman, E., Pérez Roda, A., Huntington, T., et al. (2020). Evaluación comparativa de los descartes pesqueros mundiales. *Informes Científicos*, 10(1), 14017. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71021-x>
- Haddonm, M. (2023). *GitHub - haddonm/MQMF: An R package to accompany the new book «Using R for Modelling and Quantitative Methods in Fisheries»*. GitHub. <https://github.com/haddonm/MQMF/>
- Hadley, W. (2020). *GitHub - hadley/reshape: An R package to flexible rearrange, reshape and aggregate data*. GitHub. <https://github.com/hadley/reshape>
- Hall, M. A., Alverson, D. L., & Metzals, K. I. (2000). By-catch: Problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41(1-6), 204-219. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00111-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00111-9)
- Henrik, Gislason. (2002). The effects of fishing on non-target species and ecosystem structure and function. 255-274. <https://doi.org/10.1079/9780851996332.0255>
- Hill MO (1973). "Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences." *Ecology*, 54, 427–473
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2024, March 24). *iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.iNEXT>
- Jeffrey, B. A. (2024). *GitHub - jrnold/ggthemes: Additional themes, scales, and geoms for ggplot2*. GitHub. <https://github.com/jrnold/ggthemes>
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). *Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.FACTOEXTRA>
- Kelleher, K. (2005). *Discards in the world's marine fisheries: An update*. FAO Fisheries Technical Paper No. 470. Roma: FAO. Recuperado de <http://www.fao.org/3/y5936e/y5936e00.htm>
- Kindt, R. (2024). *Package for Community Ecology and Suitability Analysis [R package BiodiversityR version 2.16-1]*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.BIODIVERSITYR>

- Komoroske, L. M., & Lewison, R. L. (2015). Abordar la captura incidental de la pesca en un mundo cambiante. *Fronteras de las Ciencias del Mar*, 2, 83. <https://doi.org/10.3389/fmars.2015.00083>
- Lively, J. A., & McKenzie, J. (2023). Descartes y capturas incidentales: una revisión de la pesca desperdiciada. *Avances en Biología Marina*, 95, 1–26. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2023.07.001>
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K., Studer, M., Roudier, P., Gonzalez, J., Kozłowski, K., Schubert, E., Murphy, K., & Maechler, M. (2023). cluster: “Finding Groups in Data”: Cluster Analysis Extended. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.CLUSTER>
- Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44, 211–235. <http://hdl.handle.net/10261/166281>
- Martínez, J., Aires, A., Lennert, C., & Maunder, M. (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>
- Neuwirth, E. (2022, April 3). RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. *Comprehensive R Archive Network* (CRAN). <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.RCOLORBREWER>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Guillaume, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O’Hara, R., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Antoniazzi, H., Eitz lobo, R. Friendly, M., Eurneau, B., Hannigan, G., O. Hill, M., Labti L. McGinn. D. Quелlette, Marja-Helene, Ribeiro, E., Smith, T., Stier, A., Ter, C., Weedon, J. (2024, May 21). *Community Ecology Package*. *Comprehensive R Archive Network* (CRAN). <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.VEGAN>
- Plazas Niño, F. A. (2021). Introducción al análisis clúster: una aplicación en la clasificación de campos petroleros. *Universidad Industrial de Santander*. <https://www.researchgate.net/publication/350936275>
- Richard, Law., Michael, J., Plank. (2021). Fishing for biodiversity. *bioRxiv*, <https://doi.org/10.1101/2021.06.27.450047>
- Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20(C), 53– 65. [https://doi.org/10.1016/0377-0427\(87\)90125-7](https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7)
- Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20(C), 53– 65. [https://doi.org/10.1016/0377-0427\(87\)90125-7](https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7)

- Schloerke, B., Cook, D., Larmarange, J., Briatte, F., Marbach, M., Thoen, E., Elberg, A., Toomet, O., Crowley, J., Hofmann, H., & Wickham, H. (2024, February 14). GGally: Extension to “ggplot2.” <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.GGally>
- Soykan, C. U., Moore, J. E., Zydelis, R., Crowder, L. B., Safina, C., & Lewison, R. L. (2008). ¿Por qué estudiar la captura incidental? Introducción a la sección temática sobre las capturas incidentales en la pesca. *Investigación de Especies en Peligro de Extinción*, 5(2-3), 91-102. <https://doi.org/10.3354/esr00175>
- Thomas, L. P. (2024). *GitHub - thomasp85/ggforce: Accelerating ggplot2*. GitHub. <https://github.com/thomasp85/ggforce>
- Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18(6), 653–694. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90164-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90164-7)
- Wickham, H. (2020, April 9). reshape2: Flexibly Reshape Data: A Reboot of the Reshape Package. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.reshape2>
- Wickham, H. (2023, February 22). tidyverse: Easily Install and Load the “Tidyverse.” Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.TIDYVERSE>
- Wickham, H., Chang, W., Lionel, H., Lin Pedersen, T., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., & den Brand, T. van. (2024). Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.GGplot2>
- Wickham, H., François, R., Lionel, H., Müller, K., & Vaughan, D. (2023). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.DPLYR>
- Wilkins, D., & Rudis, B. (2023). Package ‘treemapify’. Draw Treemaps in 'ggplot2'. <https://cran.r-project.org/web/packages/treemapify/treemapify.pdf>
- Winston, Ch. (2023). *GitHub - wch/extrafont: Tools for using fonts in R graphics*. GitHub. <https://github.com/wch/extrafont>
- Zhu, H. (2024). Construct Complex Table with “kable” and Pipe Syntax. <https://doi.org/10.32614/CRAN.PACKAGE.KABLEEXTRA>