

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE PESQUERÍA



**“VARIACIÓN TEMPORAL DE LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA
DE LA MACROFAUNA EN LA PESCA DE ARRASTRE DEL
LANGOSTINO CAFÉ (*Farfantepenaeus californiensis*)-TALARA”**

TESIS PARA OPTAR TÍTULO DE INGENIERO PESQUERO

RUGGERI MANUEL DELGADO GONZALES

LIMA - PERU

2023

**La UNALM es titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24 – Reglamento de Propiedad Intelectual)**

VARIACIÓN TEMPORAL DE LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE LA MACROFAUNA EN LA PESCA DE ARRASTRE DEL LANGOSTINO CAFÉ (*Farfantepenaeus californiensis*)-TALARA

INFORME DE ORIGINALIDAD

7 %	7 %	2 %	0 %
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	2 %
2	hdl.handle.net Fuente de Internet	1 %
3	vsibecorp.cetmar.org Fuente de Internet	1 %
4	www.scribd.com Fuente de Internet	1 %
5	crm.st-andrews.ac.uk Fuente de Internet	1 %
6	cibnor.repositorioinstitucional.mx Fuente de Internet	<1 %
7	archive.org Fuente de Internet	<1 %
8	documentop.com Fuente de Internet	<1 %

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE PESQUERÍA

**“VARIACIÓN TEMPORAL DE LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA
DE LA MACROFAUNA EN LA PESCA DE ARRASTRE DEL
LANGOSTINO CAFÉ (*Farfantepenaeus californiensis*)-TALARA”**

Presentado por:

RUGGERI MANUEL DELGADO GONZALES

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE INGENIERO PESQUERO

Sustentado y aprobado por el siguiente jurado

**Dr. Julio Gregorio Gonzales Fernández
Presidente**

**Dr. Jaime Humberto Mendo Aguilar
Miembro**

**M. Sc. Germán Antonio Arellano Cruz
Miembro**

**Dra. Patricia Liliana Gil Kodaka
Asesora**

**Dra. Tania Cecilia Mendo Aguilar
Co – Asesora**

Lima, 2023

DEDICATORIA

A MIS PADRES MANUEL Y OLGA POR SU APOYO INCONDICIONAL

GRACIAS DIOS POR ESTA GRAN BENDICIÓN

AGRADECIMIENTOS

Agradecer al equipo gestor del proyecto DYNAMICO PERU, entre ellos a los doctores Jaime Mendo, Tania Mendo, Patricia Gil Kodaka, Mark James, Janneke Ransijn y Patrick McCann y a la cooperación de la FAO, ONG Redes, municipalidad de Sechura y a la Dirección de Producción Regional de Piura.

Agradecer al profesor Jaime Mendo por los consejos brindados y por todo el apoyo desde el comienzo del proyecto.

Agradecer a la profesora Patricia Gil Kodaka por asesorarme en la tesis desde el inicio, así como también, agradecer a la Dra. Tania Mendo por sus valiosos comentarios y análisis técnico.

Agradecer al equipo de trabajo de campo conformado inicialmente por Iván Gómez, Jhenifer Fernández y Rosalía Arroyo. El acoplamiento al grupo por parte de Alejandra Travesano y Karla Loza fue fundamental para seguir mejorando en el registro de la información. Gracias por sus consejos, enseñanzas y su amistad.

Agradecer la colaboración de los pescadores y armadores de Sechura y Talara, en especial a Santos Pastor, Albert Eca, Wilmer Pazo, Gregorio Correa, Anastacio Pazo, Kalín, Alexander Fiestas, Paulino Tume y Juan Eca.

Agradecer a Fabiola Zavalaga por los comentarios en la tesis en especial en el grupo de los peces y a Rubén Guzmán por el apoyo en la identificación de los organismos cnidarios.

Agradecer a mi familia y amigos por su constante apoyo y comprensión durante todo este tiempo.

ÍNDICE GENERAL

I	INTRODUCCIÓN	1
II	REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1	La pesquería de arrastre de langostino en el mundo	4
2.1.1	Operatividad pesquera	6
2.1.2	Ordenamiento pesquero	7
2.1.3	Macrofauna bentodemersal en la pesquería de arrastre del langostino	7
2.1.4	Efectos de la pesquería de arrastre sobre la macrofauna bentodemersal	9
2.2	La pesquería de arrastre del langostino en Perú	10
2.3	Métodos para evaluar la biodiversidad	12
III	METODOLOGÍA	15
3.1	Localización	15
3.2	Descripción de la investigación.....	16
3.3	Obtención de la información	17
3.3.1	Composición específica de la captura.....	17
3.3.2	Identificación de especies.....	17
3.4	Procesamiento y análisis de datos.....	18
3.4.1	Determinación de la abundancia y diversidad	18
3.4.2	Variación de la diversidad y composición específica	20
IV	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	24
4.1	Composición de la captura total y su riqueza específica	24
4.1.1	Grupos taxonómicos.....	24
4.1.2	Según su destino.....	28
4.2	Variación temporal de la diversidad y composición de la macrofauna.....	30
4.2.1	Cambios de los índices de diversidad	30
4.2.2	Cambios en la composición específica de la captura	32
V	CONCLUSIONES	37
VI	RECOMENDACIONES	38
VII	BIBLIOGRAFÍA.....	39
VIII	ANEXOS.....	51

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. CPUA (% , kg/km ²) de las principales familias y sus especies más contribuyentes	27
Tabla 2. Valores R de ANOSIM y sus niveles de significancia de la composición de las comunidades agrupadas por estaciones del año	36

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Capturas marinas de los principales grupos de langostinos entre 1950 y 2019.....	5
Figura 2. Partes de la red de arrastre de puertas	6
Figura 3. Desembarque (t) de langostinos capturados con red de arrastre entre 2001 y 2020.	11
Figura 4. Ejemplificación del concepto de riqueza y equitatividad	13
Figura 5. Localización de la zona de estudio, mostrando los lugares en donde se realizaron los lances (puntos rojos) y los puntos de desembarque (puntos azules) durante abril 2019 – marzo 2020.	15
Figura 6. Flujograma de las actividades desarrolladas a bordo.....	16
Figura 7. Componentes de la captura total y obtención del tipo de abundancia	18
Figura 8. Número de taxones y %CPUA (expresado en peso y número de individuos por km ²) por grupo taxonómico.....	25
Figura 9. CPUA (% , kg/km ²) de las principales especies de a) osteíctios, b) crustáceos, c) moluscos y d) elasmobranquios.....	26
Figura 10. Composición específica de la captura (kg/km ²) según su destino. A) Captura total y B) especies del descarte.....	29
Figura 11. Relación del índice de Margalef (Riqueza de especies) y el logaritmo del inverso de Simpson (Equitatividad) por mes (intervalo de confianza 95%).....	31
Figura 12. Relación del logaritmo de la CPUA del langostino café, carajito y lenguado boca chica con respecto al mes (intervalo de confianza 95%).....	33
Figura 13. Relación del logaritmo de la CPUA incidental (sin considerar las principales especies comerciales) por mes (intervalo de confianza 95%)	34
Figura 14. Ordenación nMDS representando las muestras de la comunidad bentodemersal agrupadas temporalmente según las estaciones del año. Abundancia basada en número de individuos por km ²	36

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. CPUA promedio (en kg/km ² y Nro. indiv./km ²) de la macrofauna en la pesca de arrastre del langostino en Talara – Piura	51
Anexo 2. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar el índice de Margalef con respecto al mes usando GAM	66
Anexo 3. Verificación de supuestos y tabla de resumen al relacionar el inverso del índice de Simpson con respecto al mes usando GAM	67
Anexo 4. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la captura por área barrida (CPUA) del langostino café con respecto al mes usando GAM	68
Anexo 5. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la captura por área barrida (CPUA) del carajito con respecto al mes usando GAM.....	69
Anexo 6. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la captura por área barrida (CPUA) del lenguado boca chica con respecto al mes usando GAM.....	70
Anexo 7. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la CPUA incidental (sin considerar las principales especies comerciales) con respecto al mes usando GAM...	71
Anexo 8. Resultados del análisis SIMPER mostrando las especies que contribuyeron con el 70 % de disimilitud entre la composición de las comunidades de otoño y verano	72

RESUMEN

La pesquería de arrastre del langostino es bastante conocida por el extendido impacto que genera sobre la biodiversidad bentodemersal. En el norte de Talara – Perú, una pesquería de arrastre artesanal, conformada por aproximadamente 105 embarcaciones, pesca ilegalmente dentro de las 5 millas. Los esfuerzos para controlar esta actividad son limitados y la información ecológica y pesquera es escasa. Por lo tanto, se evaluó la abundancia y composición de la macrofauna asociada a la pesquería de arrastre del langostino en el norte de Talara. En 300 lances a bordo de 21 embarcaciones entre abril 2019 y marzo 2020, se obtuvo la captura por unidad de área (CPUA) de cada taxón y se evaluaron los cambios temporales de la biodiversidad bentodemersal usando modelos aditivos generalizados y ordenación de escalamiento multidimensional no métrico. Se identificaron 243 taxones, de los cuales cinco especies contribuyeron con el 61% en peso. Las principales especies comerciales (langostino café *Penaeus californiensis*, carajito *Diplectrum conceptione* y lenguado boca chica *Etropus ectenes*) contribuyeron con 48% de captura total y las especies de descarte, compuestas por 212 taxones, contribuyeron con el 44%. Los índices de diversidad fueron altos en otoño e invierno. La variación temporal de la CPUA del *P. californiensis*, *D. conceptione*, *E. ectenes* y captura incidental fue significativa. *D. conceptione* y *P. californiensis* estructuraron temporalmente las comunidades bentodemersales. Esta evaluación podría servir como base en la búsqueda de alternativas para el manejo pesquero de esta actividad comercial.

Palabras clave: artesanal, arrastre, biodiversidad, temporal, conservación

ABSTRACT

The shrimp trawl fishery is well known for the widespread impact it generates on bentodemersal biodiversity. In the north of Talara – Peru, an artisanal trawl fishery, made up of approximately 105 vessels, fishes illegally within 5 miles. Efforts to control this activity are limited and ecological and fishing information is scarce. Therefore, the abundance and composition of the macrofauna associated with the shrimp trawl fishery in northern Talara was evaluated. In 300 hauls on board 21 vessels between April 2019 and March 2020, the catch per unit area (CPUA) of each taxon was obtained and temporal changes in bentodemersal biodiversity were evaluated using generalized additive models and non-metric multidimensional scaling ordination. 243 taxa were identified, of which five species contributed 61% by weight. The main commercial species (coffee shrimp *Penaeus californiensis*, sand perch *Diplectrum conceptione* and sole flounder *Etropus ectenes*) contributed 48% of the total catch and discarded species, composed of 212 taxa, contributed 44%. Diversity indices were high in autumn and winter. The temporal variation of the CPUA of *P. californiensis*, *D. conceptione*, *E. ectenes* and bycatch was significant. *D. conceptione* and *P. californiensis* temporally structured the bentodemersal communities. This evaluation could serve as a basis in the search for alternatives for the fishing management of this commercial activity.

Keywords: artisanal, trawling, biodiversity, temporal, conservation

I INTRODUCCIÓN

La pesquería de arrastre de fondo es bien conocida por el impacto que causa sobre la biodiversidad bentodemersal (Watling, 2005; Stobutzki et al., 2001; Thrush y Dayton, 2002). Esta pesquería produce mayores valores de descartes comparado con otras pesquerías, con un promedio de 46 % de descartes a nivel mundial (Pérez et al., 2019). De esta manera, esta actividad pesquera provoca un impacto sobre la biodiversidad que habita en el fondo marino (Norse y Watling, 1999; Currie, 2020; Hinz et al., 2009; Sköld, et al., 2018).

La pesquería de arrastre de fondo es la principal actividad comercial que extrae langostinos (Guillet, 2008). Las mayores pesquerías de langostino se enfocan en la captura de langostinos peneidos (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 2021), los cuales son capturados principalmente en aguas cálidas donde las capturas tienen gran cantidad de especies (Guillet, 2008; Stobutzki et al., 2001; Tonks et al., 2008), y de donde proviene el 70% de los descartes en la pesquería de arrastre a nivel mundial (Kelleher, 2008).

La biodiversidad cumple roles fundamentales en favor del funcionamiento del ecosistema y de la humanidad (Cardinale et al., 2012). Por ejemplo, la fauna incidental que se encuentra inmersa en la red trófica bentónica regula el efecto que producen las pesquerías de arrastre de fondo (van de Wolfshaar, 2020; Horn, 1980). Los organismos que habitan el bentos también se encargan de estructurar el fondo marino, además promueven el desarrollo de procesos biogeoquímicos como el procesamiento de los nutrientes, el carbono y los contaminantes (Thrush y Dayton, 2002). Por último, estos organismos son fuente de proteínas para el consumo humano y, además pueden ser usados como materia prima para el desarrollo de productos farmacéuticos y nutracéuticos (Thrush y Dayton, 2002).

En las zonas costeras en el norte del Perú, entre las regiones de Piura y Tumbes, se realiza la pesca artesanal del langostino con redes de arrastre, desde mediados del siglo pasado (Lindner, 1957; Mendo et al., 2020). Las capturas de esta pesquería muestran un alto número de especies. Un estudio en Tumbes, encontró que las capturas se conformaron por 68 especies y que la captura incidental estaba compuesta por especies comerciales de otras pesquerías en estadio juvenil y por una especie vulnerable (Ordinola et al., 2008). En otro estudio realizado en Piura, entre Talara y la bahía de Sechura, se capturaron 43 especies en ocho lances de pesca usando redes de arrastre (Salazar et al., 2017). Al sur de Piura, en la bahía de Sechura, durante 13 días, las capturas con redes de arrastre se conformaron por 10 especies (Ganoza et al., 2014).

En Piura, se ha estimado que esta pesquería de arrastre de langostinos cuenta con una flota conformada por 105 embarcaciones e involucra a alrededor de 315 pescadores, que, sin embargo, laboran ilegalmente en zonas costeras (Mendo et al., 2020). De acuerdo al reglamento de la Ley General de Pesca (Decreto Supremo N° 01-94-PE), el uso de la red de arrastre está prohibido dentro de las 5 mn con respecto a la costa. A pesar de ello, esta actividad pesquera no cesa debido a los deficientes controles del estado y la alta rentabilidad generada (James, et al., 2023). Para reducir el impacto sobre la biodiversidad costera se ha propuesto la aplicación de vedas temporales (Salazar et al., 2015; Tonks et al., 2008; Oh et al., 2009), debido a que estos componentes tienen una alta relación con la biodiversidad (Sousa et al., 2006). Este tipo de medidas de manejo han ayudado a mitigar los impactos sobre la biodiversidad en una de las pesquerías de arrastre de langostino más importantes de Australia (Tonks et al., 2008).

La medición y análisis de la diversidad puede hacerse a través de índices de diversidad (Clark et al., 2014), los cuales pueden analizarse adecuadamente con modelos aditivos generalizados ya que este tipo de modelo es adecuado para relaciones no lineales entre variables (Zuur et al., 2007). Otro de los análisis sobre la diversidad son las ordenaciones de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), las cuales permiten evaluar cambios en la composición de especies de las comunidades (Clark et al., 2014). Sin embargo, no se ha realizado alguna evaluación sobre la biodiversidad asociada a la pesquería de arrastre del langostino en el norte de la provincia de Talara (al norte de la región Piura) usando un enfoque temporal que podría ayudar en el manejo de esta pesquería.

Por ello, el presente estudio tuvo como objetivo principal evaluar la variación temporal de la abundancia y composición de la macrofauna asociada a la pesca de arrastre artesanal del langostino en la provincia de Talara, a través de i) la determinación de la abundancia y diversidad de la macrofauna y ii) evaluación de la variación temporal de la diversidad y composición de la macrofauna.

II REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 La pesquería de arrastre de langostino en el mundo

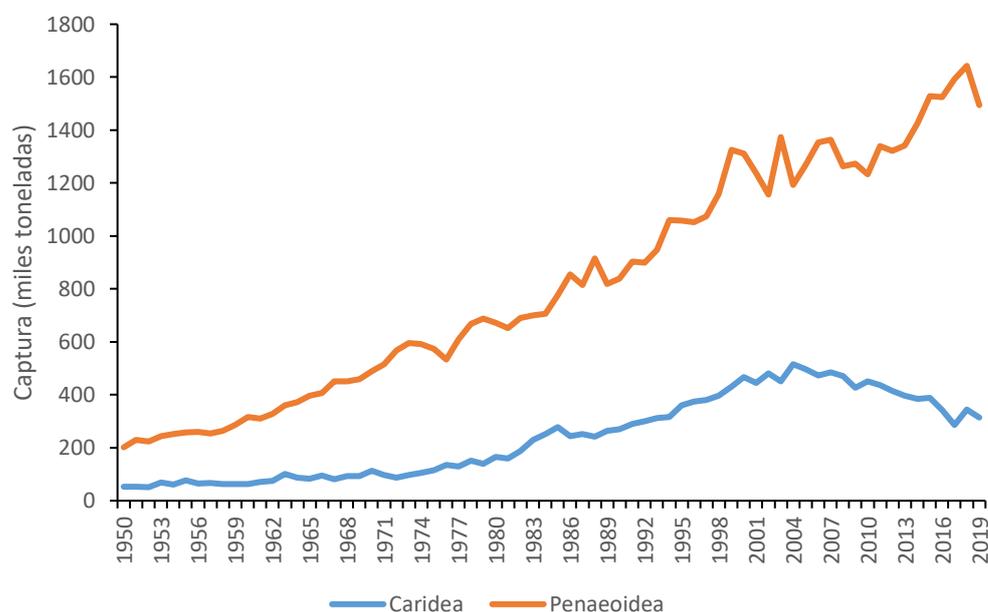
La actividad pesquera del langostino se inició hace cientos de años con artes de pesca de pequeña escala, pero no fue hasta el siglo XIX en el que esta actividad adoptó aparejos de pesca mecanizados debido al desarrollo de la propulsión a vapor, la innovación tecnológica del arte de pesca, la disminución de las capturas de peces demersales, el desarrollo de proyectos gubernamentales y la expansión hacia nuevas áreas de pesca (Guillet, 2008). En el 2019, la captura de langostino solo representó el 3.7% (~3 millones de toneladas) de las capturas marinas a nivel mundial (FAO, 2021). A pesar de ello, la pesquería de langostino provee desarrollo económico y favorece la seguridad alimentaria (Guillet, 2008). Por ejemplo, la pesquería artesanal del langostino ha contribuido con más de US \$ 15.5 millones a la economía de México (Chávez-Rosales et al., 2008). En Irán, esta pesquería involucró a más de 3 900 pescadores (Daryanabard, 2021), aunque, por otro lado, el ingreso bruto mensual de los tripulantes en la pesquería artesanal del langostino en Brasil (US \$274.74 y \$549.48) fue inferior comparado con otros sectores (Musiello-Fernandes et al., 2018).

El langostino, recurso objetivo de la pesquería de arrastre de fondo, es muy consumido en Estados Unidos, Europa y Japón (Debaere, 2017). Por otro lado, la captura no objetivo o captura incidental de las pesquerías de arrastre de langostino es aprovechada principalmente por los países en desarrollo (Guillet, 2008). Algunas pesquerías de langostino de África comercializan esta captura incidental en los mercados (Bage, 2013). Los beneficios que deja esta pesquería son considerables y ayudan al desarrollo de las comunidades locales (Carruthers et al., 2019).

Los langostinos que son capturados con redes de arrastre pertenecen a los grupos peneoideos y carídeos (Chan, 1998). La captura global de langostinos peneoideos es el más importante y desde 1950, ha mantenido una tendencia creciente (Figura 1).

Figura 1.

Capturas marinas de los principales grupos de langostinos entre 1950 y 2019



Nota: Elaborado en base a FAO (2021)

La pesquería de los peneoideos, realizada en aguas tropicales, subtropicales y templadas, representa el 60% de la pesca total de langostinos (FAO, 2021). Las familias comerciales más importantes de este grupo son Penaeidae, Solenoceridae y Aristeidae, siendo la pesquería de los peneidos la más comercial pues contribuye con el 57% de la pesca total de langostinos (FAO, 2021). La pesquería de esta familia se realiza mayormente en aguas tropicales, mientras que la pesca de selenoceridos como el *Pleoticos muelleri* (según FAO (2021), en el 2019, ocupó el cuarto lugar en las capturas mundiales de langostino), es realizado en aguas costeras frías (Góngora, 2011). Por otro lado, la pesquería de aristeideos se realiza en aguas profundas (Orsi y Relini, 1998). El 72% de la pesca total de carídeos se basa en la captura del *Pandalus borealis* (FAO, 2021), pesquería que se realiza en aguas frías entre los 50 y 500 m de profundidad (Bauer, 2020). Otra importante pesquería de carídeos es la del *Crangon crangon*, la cual se realiza en aguas costeras frías (Neudecker y

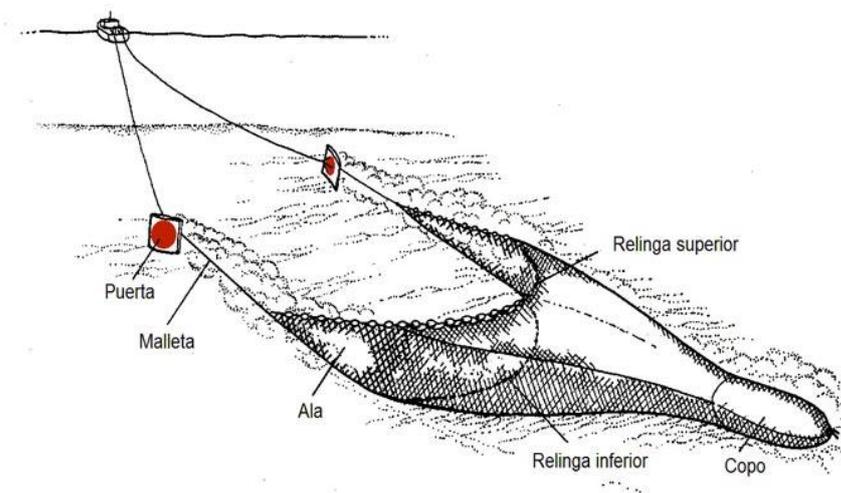
Damm, 2010), mientras que la pesquería de langostinos del género *Nematopalaemon* es la única de este grupo de langostinos que se realiza en aguas costeras tropicales (Bauer, 2020).

2.1.1 Operatividad pesquera

Los langostinos que habitan en el fondo marino son capturados por el arrastre de puertas (Figura 2) y el arrastre de vara, siendo el primero de ellos el más importante comercialmente (Bauer, 2020). Las redes de arrastre tienen un cuerpo en forma cónica, cerrado por un copo o saco que se ensancha en la boca mediante alas (Nédélec y Prado, 1990). Adelante, se encuentran dos paneles de puertas deflectoras de formas ovaladas o rectangulares, relativamente pesadas y construidas a base de madera, acero, aluminio o una combinación de las tres que sirven para mantener la abertura horizontal de la red, además están equipadas con una planta de acero diseñada para establecer un buen contacto con el fondo (Guillet, 2008). Estas puertas se conectan con cables y bridas de cadenas a un poderoso malacate (*winche*) de torno doble, el cual permite el izado o despliegue de la red (Bauer, 2020). En la boca de la red de arrastre se encuentra la relinga superior en donde se ubican unos flotadores que abren verticalmente la boca de la red, mientras que la relinga inferior cuenta con una cuerda, cuerda lastrada o puede estar equipada de discos de caucho, diabólos o espaciadores, dependiendo de las características del fondo marino (Guillet, 2008). Durante el paso de la red, el langostino y su fauna acompañante se posicionan en la boca de la red y según sus comportamientos particulares estos pueden escapar, quedar atrapados en las paredes de la red o acumularse en el copo (Eayrs, 2007).

Figura 2

Partes de la red de arrastre de puertas



Nota: Tomado de ESPESCA (2017)

2.1.2 Ordenamiento pesquero

El ordenamiento pesquero se puede definir como,

El proceso integrado de recogida de información, análisis, planeación, consulta, adopción de decisiones, asignación de recursos, formulación y ejecución, así como la imposición cuando sea necesario, de reglamentos o normas que rigen las actividades pesqueras para asegurar la productividad de los recursos y el cumplimiento de otros objetivos pesqueros (FAO, 1997, p. 7).

Uno de los objetivos de ordenación más comunes en la pesquería del langostino es la disminución de la captura incidental y la reducción del impacto en los fondos marinos (Guillet, 2008). Ante esto se han tomado varias medidas que se pueden clasificar en controles de entrada y controles de salida. Los controles de entrada ejercen influencia en la calidad y cantidad de insumos pesqueros, y comprenden, por ejemplo, las limitaciones de esfuerzo y capacidad, restricción del uso de aparejos y épocas de vedas, mientras, los controles de salida inciden en la cantidad y calidad de los productos pesqueros, por ejemplo, las capturas totales permitidas, las cuotas y las tallas mínimas (Guillet, 2008). La selección de una medida adecuada está en función de las características de la pesquería. Las vedas temporales en la pesquería del langostino son medidas que se recomiendan cuando se determinan altos niveles de captura incidental o descarte (Oh et al., 2009; Tonks et al., 2008), además su fácil cumplimiento lo hace adecuado para pesquerías de pequeña escala, ya que la prohibición total de la captura incidental no favorecería la seguridad alimentaria ni los incentivos económicos (Kelleher, 2008). En consecuencia, esta medida evita la pérdida innecesaria de recursos marinos y permite la sostenibilidad pesquera, la seguridad alimentaria y económica para la población (Eayrs, 2007; Pérez et al., 2019).

2.1.3 Macrofauna bentodemersal en la pesquería de arrastre del langostino

Las capturas de la pesca de arrastre de fondo están compuestas por una comunidad que habita en el bentos o muy cerca de este (Norse & Watling, 1999). Una comunidad ecológica se define convencionalmente como “un grupo de especies que ocurren juntas en un espacio y tiempo” (Stroud, 2015). Particularmente las zonas tropicales cuentan con una alta

biodiversidad marina, la cual se compone por varias especies de peces, crustáceos, moluscos y equinodermos (Guillet, 2008; Tonks et al., 2008; Gibinkumar et al., 2012). La riqueza de peces encontrada en una pesquería de arrastre en México fue 148 (Herrera-Valdivia et al., 2016), en Colombia 161 (Escobar-Toledo et al., 2015), en Brasil 245 (Rotundo et al., 2019) y en Ecuador 150 (Quijije, 2018). Mientras que, la pesquería de langostinos en el sureste del golfo de California halló 18 especies de crustáceos (Tirado-Ibarra et al., 2020).

La pesquería de arrastre de langostinos en aguas tropicales es una de las pesquerías que generan mayor cantidad de captura incidental (Stobutzki et al., 2001). La captura incidental es una porción de la captura conformada por fauna no objetivo y que puede ser destinada a su retención y descarte (Pérez et al., 2019). La pesquería de arrastre del langostino descarta en promedio 55% de la captura a nivel mundial (Pérez et al., 2019) y el 70% de los descartes producidos por esta pesquería se realiza en aguas tropicales someras (Kelleher, 2008). Las tasas más altas de descarte se localizan en las pesquerías del golfo de México, los Estados Unidos, Ecuador, Guyana, así como, en las pesquerías de pequeña escala de Guyana Francesa, Panamá y Surinam, mientras que las tasas más bajas de descarte se realizan en algunas pesquerías de países asiáticos como China, India y Tailandia (Kelleher, 2008). Algunos factores que contribuyen al descarte son el pequeño tamaño de malla de las redes, priorización de la retención de langostinos, la baja rentabilidad que significa retener las especies de pequeño tamaño y trasladarlas grandes distancias hasta el desembarcadero, la deficiente aplicación de las normas y los mercados (Kelleher, 2008; Eliassen et al., 2014; Carvalho et al., 2020).

El factor tiempo se relaciona significativamente con la biodiversidad (Sousa et al., 2006). El análisis de patrones temporales permite desarrollar medidas preventivas contra la pérdida de la diversidad, relacionar la diversidad con la función del ecosistema, vincular la diversidad y la estabilidad y detectar puntos de inflexión ecológicos (Dornelas et al., 2013). Algunos estudios en países tropicales de Sudamérica han buscado patrones temporales en la diversidad. En Colombia, los índices de diversidad que representaban a los peces incidentales de la pesquería del langostino mostraron cambios significativos en el tiempo (Escobar-Toledo et al., 2015). En la costa noreste de Brasil, se determinó cambios significativos en la riqueza los peces demersales con respecto a la estacionalidad (Nóbrega et al., 2019). En la zona costera de Guyana Francesa, sin embargo, no se hallaron patrones

temporales evidentes en la comunidad de peces demersales (Le Joncour et al., 2020). Los cambios temporales en ecosistemas costeros son producto principalmente de drásticos cambios en los factores ambientales. En ecosistemas tropicales, los cambios de la temperatura no son muy marcados estacionalmente (Longhurst y Pauly, 1987) pero otras variables como la salinidad (Rodrigues et al., 2020), precipitaciones y vientos si pueden influir (Souza et al., 2018).

Esta biodiversidad cumple importantes funciones en beneficio del ecosistema y la humanidad (Cardinale et al., 2012). Las funciones que cumple la fauna marina sobre los ecosistemas son el desempeño del papel de predador o presa, competidor de especies explotadas y el estructurar comunidades a través de especies que ocupan una importante posición ecológica (Horn, 1980; van de Wolfshaar, 2020). Los organismos bentónicos estructuran el fondo marino y forman parte de procesos ecosistémicos relacionados a la estabilidad de los sedimentos, turbidez de la columna de agua y al procesamiento de nutrientes, carbono y contaminantes (Hall, 2002; Thrush y Dayton, 2002). Asimismo, la biota bentodemersal es proveedora de importantes recursos pesqueros (Preciado, 2008; Bauer, 2020), además son la base para la elaboración de productos farmacéuticos y nutracéuticos (Thrush y Dayton, 2002).

2.1.4 Efectos de la pesquería de arrastre sobre la macrofauna bentodemersal

Algunos de los problemas relacionados a la captura incidental, específicamente el descarte, son los cambios en la estructura y función de las redes tróficas y la captura de juveniles (Bourgeois et al., 2015; Kelleher, 2008). En el golfo de México, se determinó que la continua captura incidental de juveniles del pez pargo rojo (*Lutjanus campechanus*), llevó a esta especie a un estado de sobreexplotación (Cascorbi, 2004). Usualmente las capturas están acompañadas de especies vulnerables como los caballitos de mar, cuyas capturas podrían afectar significativamente su estado poblacional (Baum et al., 2003). Los elasmobranquios también son considerados como un grupo taxonómico vulnerable debido a sus características de vida (lento crecimiento, baja fecundidad, tardía maduración sexual y baja mortalidad natural), en donde los impactos sobre su población llevaría a cambios en su abundancia y en las interacciones tróficas a un nivel comunitario (Stevens et al., 2000).

La pesquería de arrastre produce otras alteraciones en el ecosistema bentónico como cambios en las propiedades biogeoquímicas de la capa superior del sedimento (Guillet, 2008).

Asimismo, reduce la abundancia de los organismos del bentos marino (Hiddinik et al., 2017) y afecta negativamente la biodiversidad de la fauna marina (Hinz et al., 2009; Sköld et al., 2018). El impacto sobre la biodiversidad también puede producir cambios en la composición de especies. La disminución de la biodiversidad por efecto del arrastre produce mayor presencia de unas pocas especies oportunistas (Norse y Watling, 1999; Engel y Kvitek, 1998). En las aguas costeras de Kattegate - Suecia se evidenció que el aumento de la intensidad arrastrera conllevó a la disminución de la diversidad y produjo el aumento en la abundancia de la estrella de mar (*Amphiura chiajei*) ante la disminución de sus predadores (Sköld et al., 2018). Un efecto contrario se evidenció cuando la pesquería de arrastre de Hong Kong se cerró permanentemente, puesto que aumentó la abundancia y diversidad de los crustáceos (Tao et al., 2021). Hay evidencia de que algunos de los ambientes marinos donde frecuentemente se realizan los arrastres tienen una rápida recuperación debido a que soportan constantes fenómenos naturales incluso si la alteración del fondo marino es muy frecuente, pues luego de pasado un periodo de tiempo el suelo marino vuelve a un estado de pre-arrastre (Watling y Norse, 1998).

2.2 La pesquería de arrastre del langostino en Perú

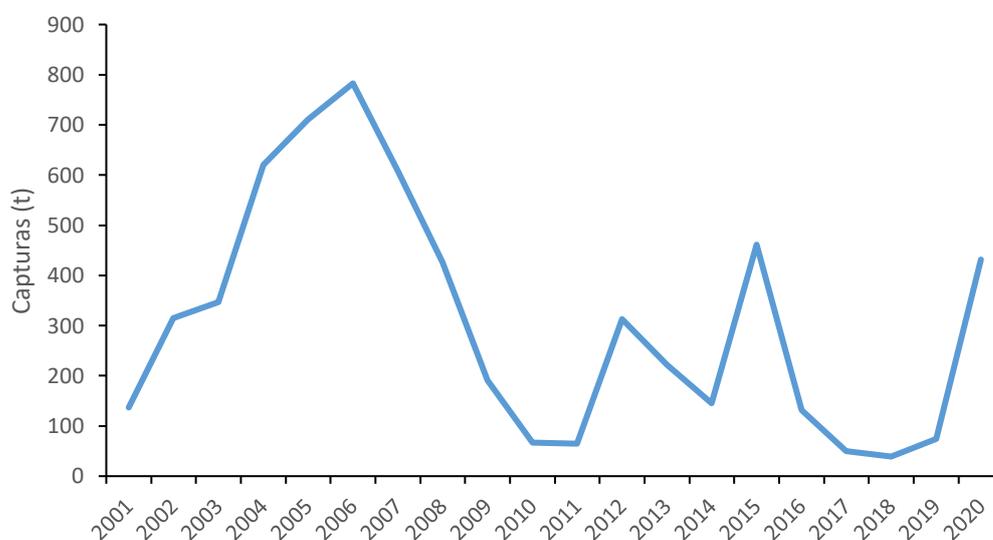
La pesquería de arrastre del langostino en el Perú se inició a finales de 1952 en la costa norte del país, influenciado por las exportaciones de langostinos a Estados Unidos y la disminución local de las capturas del pez espada (Lindner, 1957). Esta pesquería se basaba en la captura de peneidos (*Penaeus vannamei*, *Penaeus stylirostris*, *Penaeus occidentalis*), los cuales se extraían entre los 7 y 10 m de profundidad con embarcaciones entre 6 y 12 m de eslora (Lindner, 1957). Para 1968, la flota langostinera estaba constituida por 12 pequeñas embarcaciones arrastreras con capacidades de bodega entre 10 y 15 m³ que pescaban desde los puertos de Paita, en la región Piura, hasta Puerto Pizarro, en la región Tumbes (Instituto del Mar del Perú [IMARPE], 1969).

En el 2020, se estimó que la flota langostinera de Piura tenía aproximadamente 105 embarcaciones (~8.5 m de eslora) arrastreras cuyas operaciones de pesca se realizaban durante el día y la noche, generalmente dentro de las 2 mn de distancia a la costa, además sus faenas de pesca variaron según la estación del año, la abundancia o los precios de los recursos comerciales capturados (Mendo et al., 2020).

Los desembarques del langostino entre el 2001 y 2020 variaron aproximadamente entre 100 y 800 t (Figura 3). Entre 2001 y 2010, el mayor pico de los desembarques ocurrió en el 2006 (782.9 t), luego, entre el 2011 y 2020, se mostraron tres picos menores en el 2012 (312.5 t), 2015 (461.1 t) y 2020 (431.3 t) (IMARPE, 2021). Entre el 2001 y el 2020, el 97% del desembarque total de langostinos estuvo conformado por el langostino café, los cuales se capturaron mayormente en Piura (IMARPE, 2021). La extracción comercial del langostino café se realiza desde en la costa del Pacífico este desde el norte de Perú hasta México (Méndez, 1981).

Figura 3

Desembarque (t) de langostinos capturados con red de arrastre entre 2001 y 2020



Nota: Elaborado en base a IMARPE (2021)

La pesquería artesanal es importante para el desarrollo de las comunidades pesqueras locales (Galarza y Kámiche, 2015). La flota pesquera del langostino que usa red de arrastre en Piura genera un ingreso bruto de US\$ 4.8 millones, además esta pesquería emplea 315 pescadores que estarían ganando anualmente entre US\$ 3 000 y 12 000 (James et al., 2023). Además, esta actividad permite que las familias de los pescadores artesanales tengan un alto consumo de pescado (Benítez y Flores-Nava, 2019).

Sin embargo, el uso de la red de arrastre de fondo está prohibida dentro de las 5 mn de distancia a la costa (Decreto Supremo N° 01-94-PE). A pesar de ello, las operaciones pesqueras se realizan generalmente dentro de las 2 mn, durante todo el año, generando altas ganancias que permiten hacer frente a problemas de diversa índole como incautaciones de aparejos de pesca, pérdida de embarcaciones y piratería en altamar (Mendo et al., 2020). Se han buscado alternativas para el reducir el impacto sobre el fondo marino como el uso de artes de pesca más selectivas (Salazar et al., 2017) y el manejo participativo entre pescadores y administradores pesqueros (Mendo et al., 2020; Salazar et al., 2015). Otras medidas que se recomiendan adoptar para mejorar la sostenibilidad de esta actividad son: aplicar el enfoque ecosistémico, aumentar el control por parte de las autoridades, efectuar controles espacio-temporales y controles de esfuerzo y desembarque (Salazar et al., 2015).

La pesquería de arrastre en el Perú posee altos niveles de biodiversidad (Salazar et al., 2015). En Tumbes, las captura de la pesquería de arrastre del langostino se compuso de 68 especies pertenecientes a peces, crustáceos y moluscos (Ordinola et al., 2008). Las especies objetivo de esta pesquería pueden ser más de una (Salazar et al., 2015). Ordinola et al. (2008) identificaron a diez especies objetivo de langostinos peneidos, mientras que Vera et al. (2010), reportaron que las especies objetivo fueron: langostino café (*Penaeus californiensis*), carajito (*Diplectrum conceptione*), lenguado boca chica (*Etropus ectenes*) y bereche (*Larimus* spp.). Por otro lado, la captura incidental en el estudio de Ordinola et al. (2008) fue 98.60% de la captura total en peso, en donde solo algunas especies eran retenidas para ser comercializadas y el 95% de captura se descartaba por estar compuesto de especies juveniles de escaso valor comercial.

2.3 Métodos para evaluar la biodiversidad

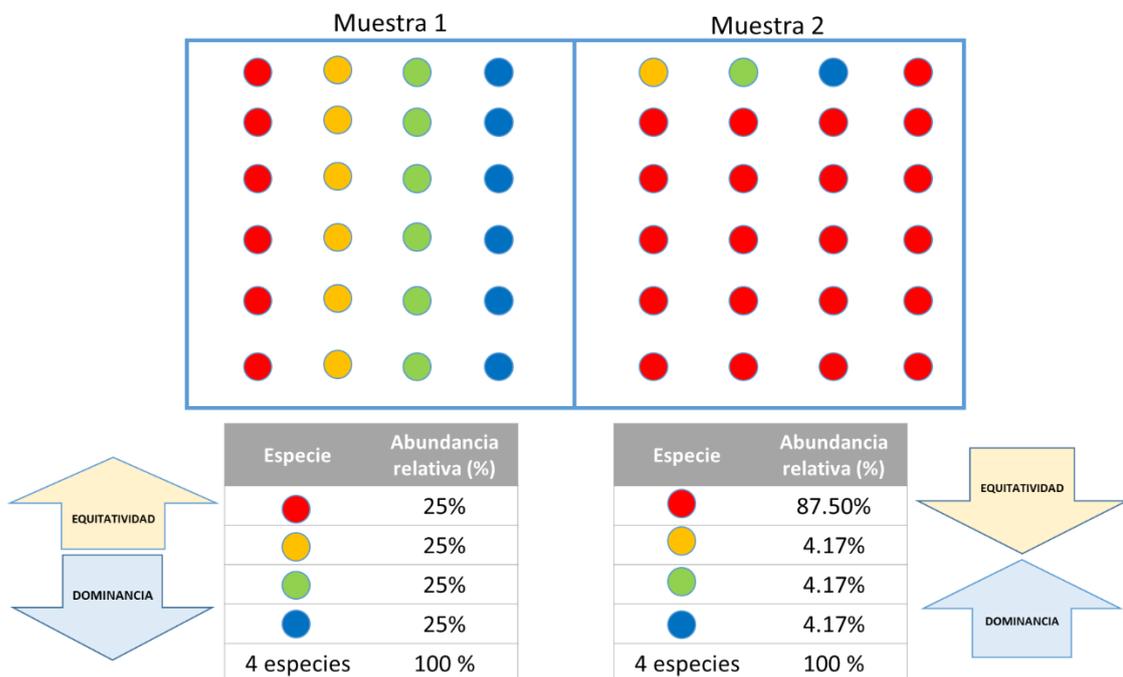
Las técnicas usadas para la evaluación de la biodiversidad pueden ser dadas a través de índices que resumen la riqueza de especies y la abundancia relativa de una muestra e índices que se basan en cuán similares son las muestras de acuerdo a las abundancias de las especies que comparten (Clark et al., 2014).

La riqueza de especies se puede determinar directamente hallando el número de especies en un lugar y tiempo determinado, así como, usando el índice de Margalef, el cual, a diferencia del primer método, hace un intento de compensar el efecto de muestreo (Magurran, 2004).

Otro de los componentes para determinar la biodiversidad es la equitatividad, concepto que hace referencia a la combinación entre la riqueza de especies y sus abundancias relativas y cuya importancia radica en la diferenciación entre comunidades que tienen especies comunes y raras (Krebs, 2014). En la figura 4, se muestra una ejemplificación de los conceptos de riqueza y equitatividad en donde se observa que la muestra 1 y la muestra 2 poseen la misma riqueza de especies, es decir la misma diversidad biológica, por otro lado también se observa que la muestra 1 es más equitativa que la muestra 2 con respecto a las abundancias relativas de las especies, es decir la muestra 1 es más diversa que la muestra 2. Análogamente, la muestra 2 tiene solo una especie dominante, por lo tanto es menos diversa que la muestra 1.

Figura 4

Ejemplificación del concepto de riqueza y equitatividad



Nota: Elaborado en base a Magurran (1988)

Otro enfoque para determinar la biodiversidad es la comparación entre la composición de especies o comunidades biológicas de dos o más sitios (o muestras) (Magurran, 2004). Las comparaciones se realizan a través de medidas de asociación que van a determinar qué tan similares o disimilares son los sitios de muestreo (Magurran, 2004). La elección de la medida de asociación dependerá principalmente del tratamiento que se le da a la matriz comunitaria cuando hay ausencia de muchas especies en dos sitios de muestreo o en otra palabras cuando hay presencia de muchos ceros dobles (Zuur et al., 2007). El índice de Bray – Curtis es una

de las medidas de asociación más usadas para datos de abundancia debido a que los ceros dobles no contribuye a la similitud entre los sitios de muestreo (Bray y Curtis, 1957). Posteriormente se ha sugerido el uso del método de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para relacionar los sitios de muestreo mediante un gráfico y finalmente usar el análisis de similitudes ANOSIM para probar si existen diferencias en la composición de las especies entre los grupos de sitios o tiempos muestreados (Clark et al., 2014).

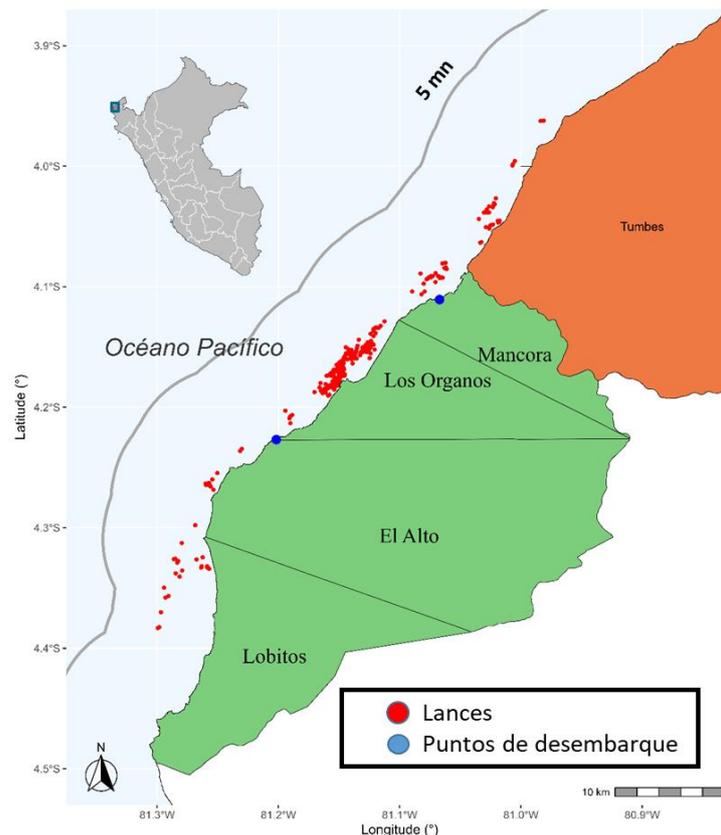
III METODOLOGÍA

3.1 Localización

El estudio se llevó a cabo en las zonas de pesca donde opera la flota de arrastre langostinera (perteneciente a la “Asociación de Pescadores de la Caleta Constante”) ubicadas al norte de la provincia de Talara (región Piura), específicamente frente a los distritos de Lobitos, El Alto, Los Órganos y Máncora, y al sur de la región Tumbes (Figura 5). El área de pesca se encuentra en una zona de transición aproximadamente entre $\sim 4\text{-}5^{\circ}\text{S}$, la cual está influenciada por las aguas frías de la corriente de Humboldt y las aguas tropicales de las corrientes ecuatoriales (Tarazona et al., 2003; Vegas-Velez, 1980).

Figura 5

Localización de la zona de estudio, mostrando los lugares en donde se realizaron los lances (puntos rojos) y los puntos de desembarque (puntos azules) durante abril 2019 – marzo 2020



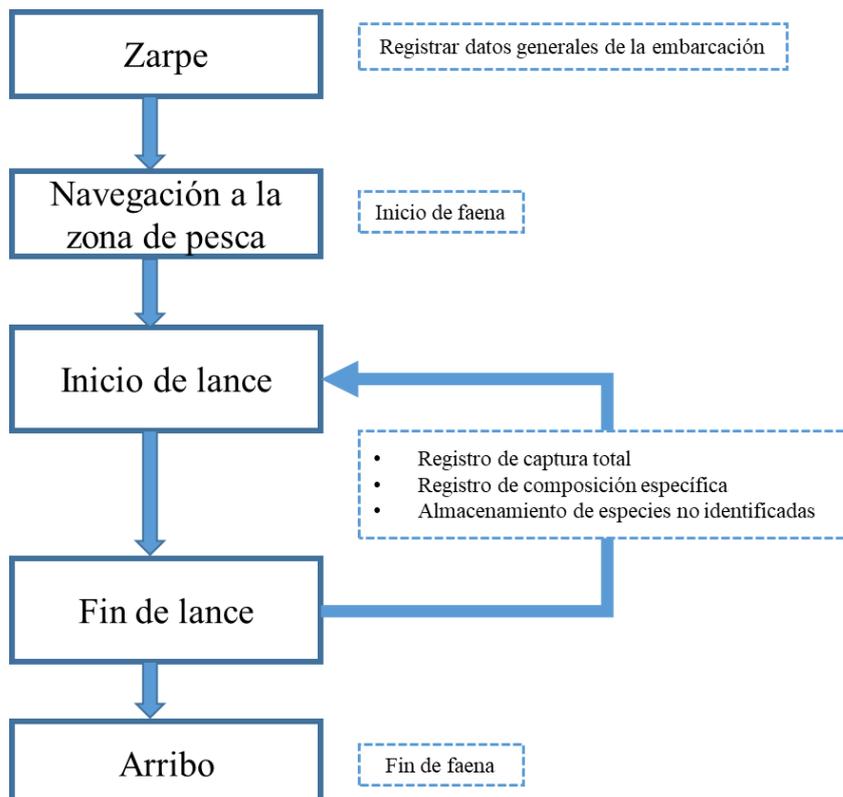
3.2 Descripción de la investigación

Entre abril del 2019 y marzo del 2020, se analizaron 300 lances en 77 faenas de pesca, a bordo de 21 embarcaciones artesanales de arrastre, con eslora entre 5.50 y 11.24 m, las cuales tenían una longitud de relinga superior de 18.5 ± 0.55 m y el tamaño de malla del copo de 25.4 mm. Las faenas fueron mayormente nocturnas, tenían una duración de aproximadamente 12 horas y los lances duraban alrededor de dos horas.

Los datos de campo fueron registrados por dos personas a bordo de una embarcación de arrastre artesanal, de acuerdo al flujograma mostrado en la figura 6. Antes de iniciar el zarpe, se registraron los datos generales de la embarcación (nombre, matrícula y dimensiones de la embarcación), se medía la longitud de la relinga superior (para calcular el área barrida) y se capacitaban a los pescadores sobre la colecta de información durante la faena. Se registró el lugar, la fecha y la hora del zarpe y arribo. La trayectoria de navegación de cada lance de pesca se registró con un GPS (Garmin Etrex 20x) y sirvió para posteriormente calcular el área barrida. En cada lance, se registraron las coordenadas, el tiempo de inicio y término del lance, la captura total y la composición específica.

Figura 6

Flujograma de las actividades desarrolladas a bordo



3.3 Obtención de la información

3.3.1 Composición específica de la captura

La abundancia de las especies en cada lance se obtuvo a partir de la captura total, la cual se pesó con una balanza digital BOXA de 1 000 kg \pm 0.5 kg. Además, se pesó la porción de la red (el copo) que contenía la captura para que mediante una diferencia se obtenga el peso neto de la captura total. Antes que los pescadores inicien con la separación de las principales especies comerciales (langostino café *Penaeus californiensis*, carajito *Diplectrum conceptione*, lenguado boca chica *Etropus ectenes*) de la captura total, se tomó una submuestra de la captura con un balde de 18 L cuyo peso promedio fue 11.0 \pm 2.4 kg y representó en promedio el 14.0 % \pm 8.9 kg SD de la captura. Los taxones de la submuestra fueron identificados taxonómicamente (Ver capítulo 3.3.2), contados y pesados con una balanza digital WEIHENG de 50 kg \pm 0.05 kg (Figura 6). El peso de las principales especies comerciales, que fueron separados por los pescadores, se midieron con una balanza digital KAMBOR de 100 kg \pm 0.02 kg. El sinónimo del langostino café (*Farfantepenaeus californiensis*) no se usó en el presente estudio.

3.3.2 Identificación de especies

Durante las faenas de pesca, los organismos no identificados se trasladaban en una caja de tecnopor con hielo, luego eran fotografiados e identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible a través sus características morfológicas según las siguientes guías, claves taxonómicas y base de datos.

- Para peces: Chirichigno y Vélez (1998), Fischer et al. (1995), Zavalaga y Pastor (2018).
- Para invertebrados: Santamaria et al. (2018), Méndez (1981), Carbajal et al. (2018), Moscoso (2013), Fischer et al. (1995); Zavalaga et al. (2019); Ramírez et al. (2003), Méndez (1981), Paredes et al. (2016).
- Base de datos: World Register of Marine Species (WoRMS), Catálogo de peces de Eschmeyer (Fricke et al., 2022).

Las fotografías se compilaban en un catálogo, el cual se actualizaba en cada faena para identificar correctamente las especies en campo.

3.4 Procesamiento y análisis de datos

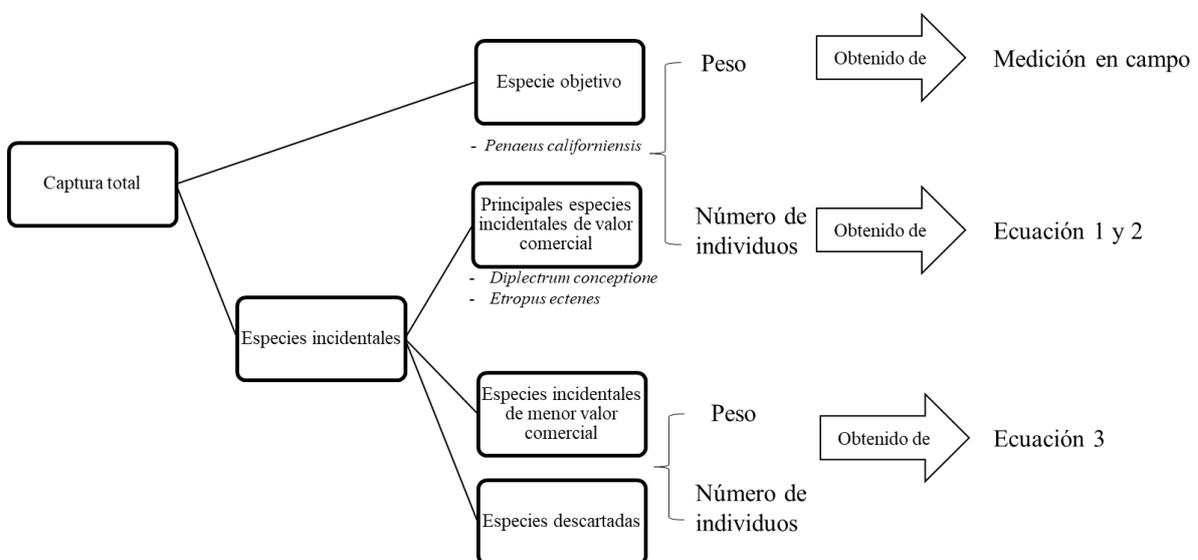
3.4.1 Determinación de la abundancia y diversidad

La determinación de la abundancia de la macrofauna se realizó en función a la captura por unidad de área barrida (CPUA) debido a que este valor es usado como un indicador de la abundancia relativa (Sparre y Venema, 1997). La CPUA de los taxones se expresó en términos de peso (kg) y número de individuos por km². La captura en peso para las principales especies comerciales se obtuvo en campo (ver subcapítulo 3.3.1), mientras que la captura en número de individuos de las principales especies comerciales se obtuvo con las ecuaciones 1 y 2 (ver abajo), además se usó la ecuación 3 (ver abajo) para calcular la captura en peso y número de individuos del resto de especies incidentales (Figura 6).

En general, la captura total se clasificó por la especie objetivo langostino café y las especies incidentales, en donde las especies incidentales se conformaron por las principales especies incidentales de valor comercial (pez carajito y lenguado boca chica), otras especies incidentales de menor valor comercial y especies descartadas (Figura 7). Las definiciones de las partes que conforman la captura se tomaron de Pérez et al., (2019). Los organismos formadores de colonias (como briozoos y cnidarios) y los poliquetos no fueron considerados en el análisis.

Figura 7

Componentes de la captura total y obtención del tipo de abundancia



Cuando hubo submuestreo, se determinó el número de individuos de las principales especies de valor comercial en la captura en cada lance (a_i), a través de la siguiente ecuación:

$$a_i = \frac{\#ind_i}{Peso\ ind_i} \times Peso\ total_i \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

$\#ind_i$: Es el número de individuos de la especie i en la submuestra.

$Peso\ ind_i$: Es el peso de individuos de la especie i en la submuestra (kg).

$Peso\ total_i$: Es el peso de la especie i en la captura total (kg)

Cuando no hubo submuestreo (debido a un incidente, por ejemplo el mal tiempo), la abundancia de las principales especies de valor comercial se determinó a través de la siguiente ecuación:

$$a_i = \frac{Peso\ total_i}{Peso\ promedio\ de\ un\ individuo_i} \quad \text{Ec. 2}$$

Donde:

$Peso\ total_i$: Es el peso de individuos de la especie i en la captura total (kg).

$Peso\ promedio\ de\ un\ individuo_i$: Es el peso promedio de 20 individuos de la especie i .

Por último, la abundancia (expresado en número de individuos y peso) del resto de especies en la captura de un lance (b_i) se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$b_i = e_i \times f \quad \text{Ec. 3}$$

$$f = \frac{P_{captura} - P_{principales\ especies\ comerciales}}{\sum P_{especies\ de\ la\ submuestra} - \sum P_{especies\ comerciales\ de\ submuestra}}$$

Donde:

e_i : Es la abundancia de la especie i (expresado número de individuos o peso) en la submuestra de un lance.

f : Es un factor que representa proporción de la submuestra con respecto a la captura total de un lance.

$P_{captura}$: Es el peso de la captura (kg).

$P_{principales\ especies\ comerciales}$: Es el peso de las principales especies comerciales (kg).

$\sum P_{especies\ de\ la\ submuestra}$: Es la sumatoria del peso de las especies de la submuestra (kg).

$\Sigma P_{\text{especies comerciales de submuestra}}$: Es la sumatoria del peso de las principales especies comerciales de la submuestra (kg).

El área barrida en cada lance (A_{ij}) se determinó con la siguiente ecuación propuesta por Sparre & Venema (1997).

$$A_{ij} = D_j \times rs_i \times X_2$$

Donde:

D_j : Es distancia recorrida por la red en un lance j (km). Esta distancia fue igual a la suma de distancias registradas con un GPS Garmin etrex 20x desde el inicio hasta el final del lance j .

rs_i : Es la longitud de la relinga superior de la embarcación i (expresado en km).

X_2 : Es la fracción de la longitud de la relinga superior y su valor se considera igual a 0.5 (Pauly, 1980).

La diversidad de la macrofauna de los grandes grupos taxonómicos y según el destino se expresó mediante el número de taxones.

3.4.2 Variación de la diversidad y composición específica

a) Análisis univariado

Para analizar la variación temporal de los índices de diversidad y la CPUA (kg/km^2) se usaron modelos aditivos generalizados (GAMs). Se relacionó la riqueza de especies (índice de Margalef), la equitatividad (inverso de Simpson), la CPUA de las principales especies comerciales (langostino café, carajito y lenguado boca chica) y la CPUA de las especies incidentales (CPUA incidental no considera las principales especies comerciales) con respecto a los meses de muestreo. El modelo GAM es recomendado para bases de datos ecológicas que usualmente no muestran una relación lineal entre la variable respuesta y la variable explicativa, haciendo uso de curvas suavizadas entre las variables (Zuur et al., 2007). Para el modelamiento de la CPUA de las principales especies comerciales, la CPUA incidental (Ecuaciones 6 y 7) y el inverso del índice de Simpson (Ecuación 5) se usó la distribución gamma (con una función de enlace logarítmica) debido a que la distribución de sus residuales no mostraba una distribución normal, mientras que el modelo con el índice de

Margalef (Ecuación 4) utilizó una distribución normal pues la distribución de sus residuales mostró una distribución normal (Zuur et al., 2009).

La riqueza de especies se determinó a través del índice de Margalef (D_{Mg}) y se calculó como:

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde:

S : Es el número total de taxones en cada lance.

N : Es número total de individuos de cada lance.

La ecuación para representar al índice de Margalef a través del modelo GAM fue:

$$INDICE\ DE\ MARGALEF = \alpha + f(MES) + \varepsilon \quad \text{Ec. 4}$$

Donde:

α : Es el intercepto, es decir, valor de la variable respuesta Y cuando la variable explicativa X es 0.

f : Es el spline de regresión cubica cíclica.

ε : Es el residual, es decir, la información no explicada por el modelo.

La heterogeneidad, componente de la diversidad que combina la riqueza de especies y la equitatividad, se representó con el inverso del índice de Simpson ($1/\lambda$) y se calculó como:

$$1/\lambda = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

Donde:

p_i : Es la proporción de abundancia del i -ésimo taxón en cada lance.

La ecuación para representar al inverso del índice de Simpson a través del modelo GAM fue:

$$\log(INVERSO\ DE\ SIMPSON) = \alpha + f(MES) + \varepsilon \quad \text{Ec. 5}$$

La ecuación para representar la CPUA de las principales especies comerciales a través del modelo GAM fue:

$$\log(CPUA\ principales\ especies\ comerciales) = \alpha + f(MES) + \varepsilon \quad \text{Ec. 6}$$

La ecuación para representar la CPUA de las especies incidentales a través del modelo GAM fue:

$$\log(CPUA\ incidental) = \alpha + f(MES) + \varepsilon \quad \text{Ec. 7}$$

Se usó el spline de regresión cubica cíclica a la variable mes para implementar una continuidad cíclica entre los meses del año, es decir, el mes inicial de muestreo en abril 2019, se reconoce como el mes más similar al mes final del periodo de muestreo en marzo 2020 (Zuur et al, 2009). Los nodos (K) usados en todos los modelos fueron igual a 8 para evitar el sobreajuste. Se verificó el supuesto de normalidad, homogeneidad e independencia con histogramas de residuales, un gráfico de cajas de los residuales versus los meses y gráficos de autocorrelación, respectivamente (anexos 2-7). El modelado se realizó con el paquete mgcv (Wood, 2011) en el software R (R Core Team, 2021).

b) Análisis multivariado

El objetivo de este análisis fue identificar patrones temporales en la composición de especies de los lances. Para ello, en primer lugar, se dispuso de una matriz comunitaria conformada por los lances, en las filas, y los taxones, en las columnas. Previamente, fueron seleccionados los taxones que estuvieron presentes en al menos el 5% de los lances con la finalidad de disminuir el ruido. Luego, se balancearon las contribuciones de los taxones comunes y raras a través de una transformación aplicando la raíz cuadrada a la matriz comunitaria. Seguidamente, se determinaron los coeficientes de similitud de Bray – Curtis (como una medida de asociación entre los lances) y luego, considerando sus valores ranqueados, se dispusieron en una matriz triangular de similitud. A partir de esta matriz, se construyó un gráfico de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) donde se representó la (dis)similitud entre los lances agrupados temporalmente (estaciones del año). La calidad de la representación de los lances en un espacio de baja dimensión (2-d) se midió con un coeficiente de estrés, el cual se clasifica de la siguiente manera (Clark et al., 2014):

Estrés < 0.05: Excelente representación.

Estrés < 0.1: Buena representación.

Estrés < 0.2: Representación potencialmente útil.

Estrés > 0.3: Muestras arbitrariamente representadas.

Para determinar si había diferencias significativas en la composición de especies de los lances agrupados temporalmente, se usó la prueba estadística no paramétrica de análisis de similitudes (ANOSIM). Debido a que esta prueba es no paramétrica, no requiere la validación de los supuestos de homogeneidad ni que los tratamientos estén balanceados

(Clarke y Gorley, 2006). La prueba ANOSIM calcula un valor R global (ecuación 8), el cual se basa en siguiente ecuación:

$$R = \frac{\bar{r}_B - \bar{r}_W}{\frac{1}{2}M} \quad \text{Ec. 8}$$

Donde:

\bar{r}_B : Valor promedio de los coeficientes de similitudes ranqueados obtenidos entre cada comunidad.

\bar{r}_W : Valor promedio de los coeficientes de similitudes ranqueados obtenidos dentro de cada comunidad.

$M = n(n - 1)/2$ y n es el número total de muestras.

Cuando:

$R = 1$: Las diferencias entre todas las comunidades es mayor que la disimilitud dentro de cualquiera de ellas.

$R = 0$: No hay diferencias entre las comunidades.

$R = 0$ a 1 : Indica cierto grado de diferencias entre las comunidades.

Si la prueba ANOSIM determina que hay diferencias significativas entre la composición de especies agrupadas temporalmente por las estaciones del año, se realiza una prueba por pares (*pairwise test*) para determinar cuáles son las comunidades temporales que influyeron en esta diferencia. La interpretación de esta prueba debe hacerse con precaución debido a que el valor R puede ser significativamente diferente de 0 pero a la vez insignificamente pequeño cuando hay muchas replicas en cada comunidad temporal (Clark et al., 2014). En ese sentido, cuando la prueba global ANOSIM sea significativa, el mayor valor R de la prueba por pares indicará en dónde se encuentra la principal diferencia entre las comunidades temporales (Clarke y Gorley, 2006). Finalmente, la prueba SIMPER determinó las especies que contribuyeron en la disimilitud entre las comunidades temporales.

Este análisis se realizó con el programa PRIMER v6, mientras que los gráficos de ordenación nMDS se elaboraron con el software R (R Team Core, 2021) y el paquete vegan (Oksanen et al., 2020).

IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Composición de la captura total y su riqueza específica

4.1.1 Grupos taxonómicos

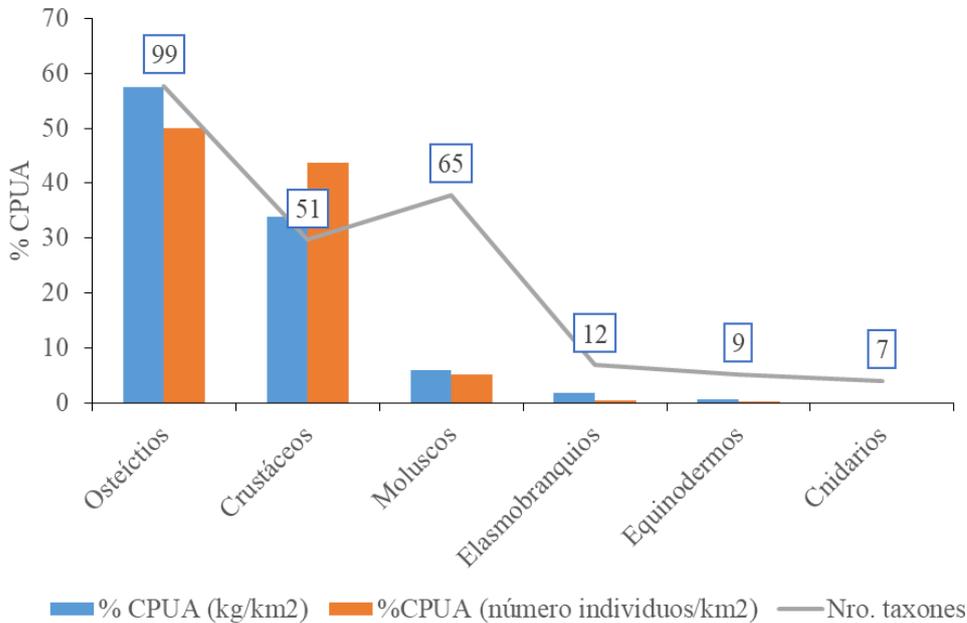
En total la macrofauna asociada a la pesca de arrastre del langostino en la zona de estudio estuvo comprendida por 243 taxones, los cuales se clasificaron según su nivel taxonómico en 14 clases, 45 órdenes, 126 familias, 180 géneros y 191 especies (Anexo 1). Cincuenta y dos taxones no lograron ser identificados hasta el nivel taxonómico de especie. El desarrollo de nuevos estudios taxonómicos contribuiría con una correcta identificación de especies y conllevaría al aumento de la riqueza de especies o a su disminución por la presencia de sinonimia (Magurran, 2004).

El número de taxones hallado en el presente estudio (243 taxones) coincide con la alta biodiversidad encontrada en la pesquería de langostinos de aguas tropicales (Guillet, 2008; Tonks et al., 2008; Gibinkumar et al., 2012; Escobar-Toledo et al., 2015; Rodrigues et al., 2020). Los estudios de Ordinola et al. (2008) y Salazar et al. (2015) sobre la pesquería de arrastre en el norte del Perú (Tumbes), encontraron 68 y 83 taxones, respectivamente. La diferencia que hay entre los valores de riqueza de especies hallados en Tumbes y lo encontrado en el presente estudio se explicaría a que este tipo de medición de la diversidad depende del esfuerzo de muestreo (Magurran, 2004), de esta manera, Salazar y Ordinola emplearon 51 y 65 lances, respectivamente, mientras que en el presente estudio se realizaron 300 lances.

Los osteíctios, moluscos y crustáceos representaron el 88% de la diversidad, mientras que los elasmobranquios, equinodermos y cnidarios fueron los grupos con menor diversidad (Figura 8). El porcentaje de la captura por unidad de área barrida (% CPUA) de los osteíctios, expresado en kg/km^2 , es casi el doble de los crustáceos, mientras que % CPUA de osteíctios, expresado en número de individuos/ km^2 , es ligeramente superior a los crustáceos. Los demás grupos representaron menos del 10% de captura total tanto en biomasa como en número de individuos por km^2 (Figura 8).

Figura 8

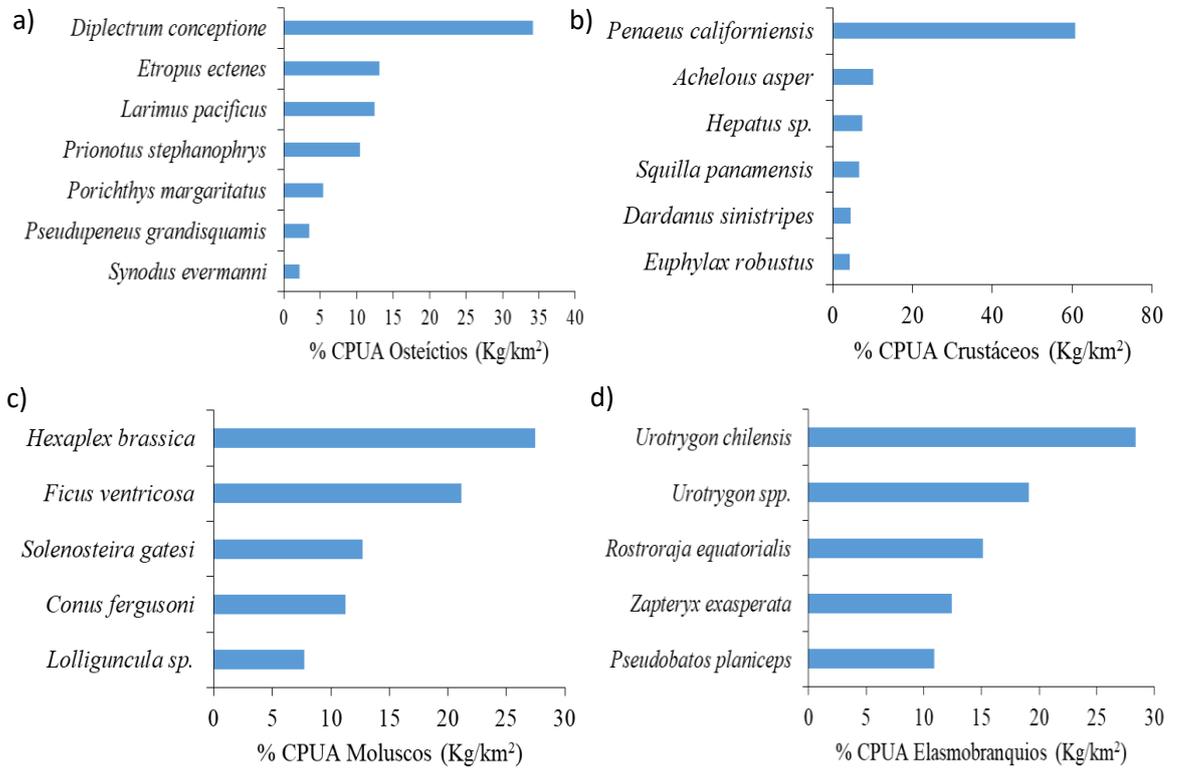
Número de taxones y %CPUA (expresado en peso y número de individuos por km²) por grupo taxonómico



El porcentaje de la CPUA (expresado en kg/km²) de los grupos taxonómicos más representativos se muestra en la figura 9. El carajito (*D. conceptione*), el lenguado boca chica (*E. ectenes*), el bereche (*Larimus pacificus*) y el falso volador (*Prionotus stephanophrys*) contribuyeron con 70% de los osteíctios (Figura 9). El langostino café (*Penaeus californiensis*) ocupó el 61% de los crustáceos y junto con el cangrejo nadador (*Achelous asper*) y el cangrejo patas manchadas (*Hepatus* sp.) contribuyeron con 78% de los crustáceos (Figura 9). El caracol piña (*Hexaplex brassica*), el caracol pera (*Ficus ventricosa*) y el caracol bebe piña (*Solenosteira gatesi*) contribuyeron con el 60 % de los moluscos y las tapaderas del género *Urotrygon* representaron el 47% de los elasmobranquios (Figura 9, Anexo 1).

Figura 9

CPUA (% , kg/km²) de las principales especies de a) osteíctios, b) crustáceos, c) moluscos y d) elasmobranquios



Las principales familias de osteíctios (Serranidae, Paralichthyidae, Sciaenidae, Triglidae y Batrachoididae) conformaron el 47.9% de la captura en peso, las principales familias de invertebrados (Penaeidae, Portunidae, Squillidae, Aethridae y Muricidae) conformaron el 32.4 % de la captura en peso y la principal familia de los elasmobranquios (Urotrygonidae) contribuyó con el 0.9% de la captura en peso. En la tabla 1 se muestran las principales especies que conforman estas familias. Las familias con mayor número de taxones fueron Serranidae con 12 taxones y Paralichthyidae con 11 taxones.

Tabla 1

CPUA (% , kg/km²) de las principales familias y sus especies más contribuyentes

Grupo taxonómico	Familia	% CPUA (kg/km ²)	Especie más contribuyente
Osteíctios			
	Serranidae	21.08	<i>Diplectrum conceptione</i>
	Paralichthyidae	9.39	<i>Etropus ectenes</i>
	Sciaenidae	7.88	<i>Larimus pacificus</i>
	Triglidae	6.39	<i>Prionotus stephanophrys</i>
	Batrachoididae	3.14	<i>Porichthys margaritatus</i>
	Mullidae	2.00	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>
Invertebrados			
	Penaeidae	20.74	<i>Penaeus californiensis</i>
	Portunidae	4.96	<i>Achelous asper</i>
	Squillidae	2.62	<i>Squilla panamensis</i>
	Aethridae	2.49	<i>Hepatus</i> sp.
	Muricidae	1.63	<i>Hexaplex brassica</i>
Elasmobranquios			
	Urotrygonidae	0.91	<i>Urotrygon chilensis</i>

Cinco especies contribuyeron con el 61% de la captura en kg/km²: *P. californiensis*, *D. conceptione*, *E. ectenes*, *L. pacificus* y *P. stephanophrys*, mientras que ocho especies contribuyeron con el 71.9% de la captura en número de individuos/km²: *P. californiensis*, *D. conceptione*, *E. delsmanni*, *A. asper*, *P. stephanophrys*, *L. pacificus*, *E. ectenes* y *Porichthys margaritatus*. La dominancia de un pequeño grupo de especies en las capturas de la pesquería de arrastre de langostinos también se muestran en estudios realizados en México (Nieto-Navarro et al., 2013), Estados Unidos (Scott-Denton et al., 2020), Ecuador (Quijije, 2018), Colombia (Escobar-Toledo et al., 2015), Brasil (Rodrigues et al., 2020), Guyana (Richardson, 2021) y Guyana Francesa (Le Joncour et al., 2020). Este patrón universal consiste en que al muestrear un conjunto de organismos se encuentra que pocos son comunes, algunos son relativamente comunes y otros, la gran mayoría, son raros (Magurran, 2004).

4.1.2 Según su destino

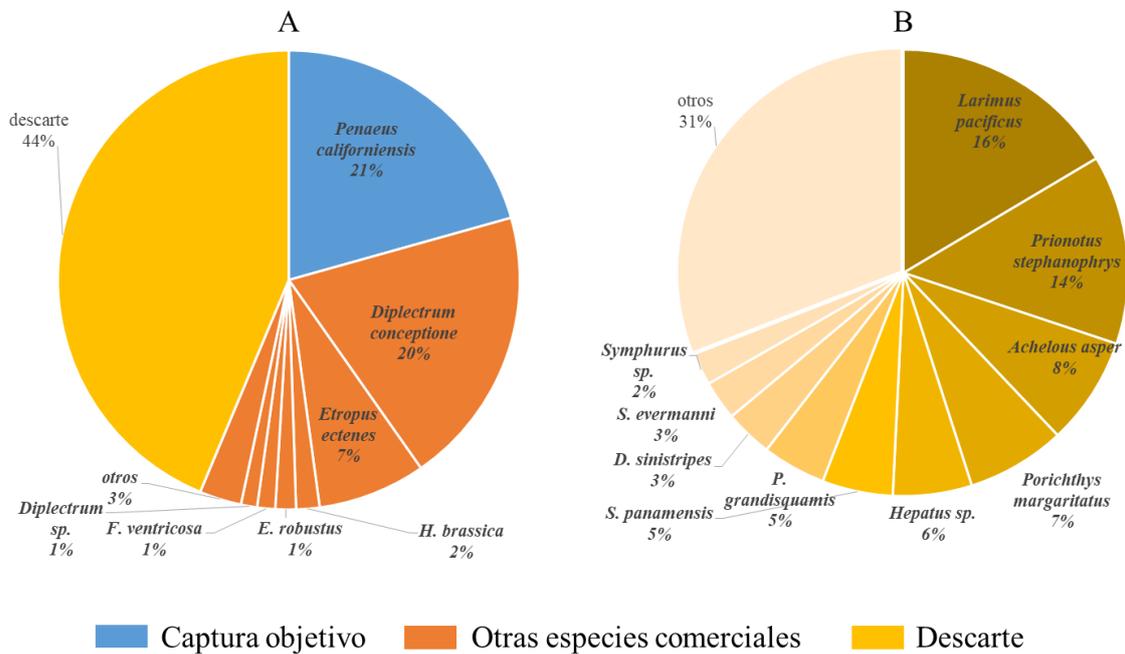
La captura total de la pesquería de arrastre del langostino en el norte de Piura se conformó por el 21% (692.31 kg/km²) de langostino café (*P. californiensis*) considerada como la especie objetivo, 35% por especies incidentales comerciales y 44% por especies de descarte (Figura 10 A, Anexo 1). Sin embargo, la captura de langostinos en la pesquería de arrastre en Tumbes fue menor con aproximadamente el 2% (1 300 kg) de la captura (Ordinola et al. 2008). Asimismo, Salazar et al. (2015) encontraron que en la pesquería de arrastre de Tumbes, la captura del langostino café fue 0.4% de la captura total, siendo el carajito y el falso volador sus especies objetivo. Además, en Tumbes se han reportado bajos niveles de desembarque de langostino (139 t; 2.3%) en comparación con Piura (5 997 t, 97.7%) (IMARPE, 2021). En cambio, en la parte sur de Tumbes, la concentración del langostino café aumentaría, pues una flota procedente de Piura que pescó hasta la altura de Cancas, en Tumbes (latitud 3° 95' S), tuvieron como especie objetivo al langostino café (Vera et al., 2010).

La captura incidental comercial se compuso por 19 osteíctios, 5 crustáceos, 4 moluscos y 2 elasmobranquios (Anexo 1), de los cuales, los peces carajito (*D. conceptione*) y lenguado boca chica (*E. ectenes*) fueron los más abundantes alcanzando el 20% (659.95 kg/km²) y 7% (253.77 kg/km²) de la captura en peso, respectivamente. Con dichas abundancias podría considerarse a estas especies como parte de la captura objetivo en la pesquería de arrastre del norte de Piura (Mendo et al., 2022). Un estudio preliminar realizado en el sur de Tumbes, determinó que estas especies formaban parte de la captura objetivo de esta pesquería (Vera et al., 2010). Asimismo, Ordinola et al. (2008) afirmaron que esta pesquería se caracterizaba por ser multiespecífica, es decir, que el esfuerzo de pesca es dirigido a varias especies.

Por otro lado, en la pesquería de arrastre de Tumbes se encontraron 20 especies incidentales comerciales (Salazar, et al., 2015; Ordinola, Inga, & Alemán, 2008). El porcentaje de abundancia de este tipo de especies en el presente estudio coincidió con lo encontrado por Salazar, mientras que Ordinola determinó que esta porción representó solo 3% de la captura total. La captura incidental comercial representa un suministro de proteínas significativo para las familias de los pescadores y su ingreso económico (Benítez y Flores-Nava, 2019; Bage, 2013).

Figura 10

Composición específica de la captura (kg/km²) según su destino. A) Captura total y B) especies del descarte



El porcentaje de descarte de todo el periodo de estudio representó el 44% de la captura total (en peso) y fue menor al promedio mundial (55% en peso) (Pérez et al., 2019) y menor a los reportados para las pesquerías de arrastre en aguas tropicales (70% en peso) (Kelleher, 2008; Eighani y Paighambari, 2013). Los descartes de la pesquería de arrastre de langostinos en el norte de la caleta La Cruz, en Tumbes, fue mayor (95% de la captura, en peso) al presente estudio, debido posiblemente a que la disminución de la temperatura superficial del mar entre febrero y junio del 2003 no favoreció una mayor disponibilidad de los langostinos, sino más bien hubo una predominancia de las pequeñas especies de bajo valor comercial de la captura (Ordinola et al., 2008). Por el contrario, el porcentaje de descarte en otro estudio realizado en la pesca de arrastre en Tumbes, entre 1 y 22 de diciembre del 2013, fue menor (19% de la captura total en peso) a lo encontrado por el presente estudio, lo cual se puede explicar a que las capturas estuvieron dirigidas a los peces carajito *D. conceptione* y falso volador *P. stephanophrys*, los cuales representaron el 46% de la captura (Salazar et al., 2015). Es decir, hubo un mayor uso comercial del carajito y falso volador que en este estudio se consideraron como especies incidentales.

El descarte del presente estudio se compuso por 80 osteíctios (37.74%), 61 moluscos (28.77%), 45 crustáceos (21.23%), 10 elasmobranquios (4.72%), 9 equinodermos (4.25%) y 7 cnidarios (3.30%), en donde los osteíctios *L. pacificus*, *P. stephanophrys*, *P. margaritatus*, *Pseudupeneus grandisquamis*, *Synodus evermanni* y *Symphurus* spp., representaron el 42% en peso de los descartes y los crustáceos *A. asper*, *Hepatus* sp., *Squilla panamensis* y *Dardanus sinistripes* representaron el 22% en peso de los descartes (Figura 10 B). Las especies del descarte se caracterizan por poseer un bajo valor comercial y/o estar en etapa juvenil, lo cual podría contribuir a su sobreexplotación (Kelleher, 2008). Por otro lado, se tiene poca certeza del nivel de mortalidad de los organismos al ser descartados. Si bien es cierto que los peces pequeños tienen mayor probabilidad de morir, algunos invertebrados con estructuras duras tienen mayor probabilidad de sobrevivir (Broadhurst et al., 2006).

Este estudio se enfocó en la evaluación de la macrofauna acompañante de la pesquería del langostino, sin embargo se evidenció en el trabajo de campo una alta presencia de algas que eran descartas. De tal manera que solamente el alga caulerpa (*Caulerpa filiformis*) representaba el 13 % de la captura en peso. A pesar que hay indicios de que las algas de la familia Caulerpaceae afecten el balance de la biodiversidad marina costera (Longepierre et al., 2005) no se sabe cuál es el impacto ecológico de su extracción en los caladeros pesqueros de este estudio.

4.2 Variación temporal de la diversidad y composición de la macrofauna

4.2.1 Cambios de los índices de diversidad

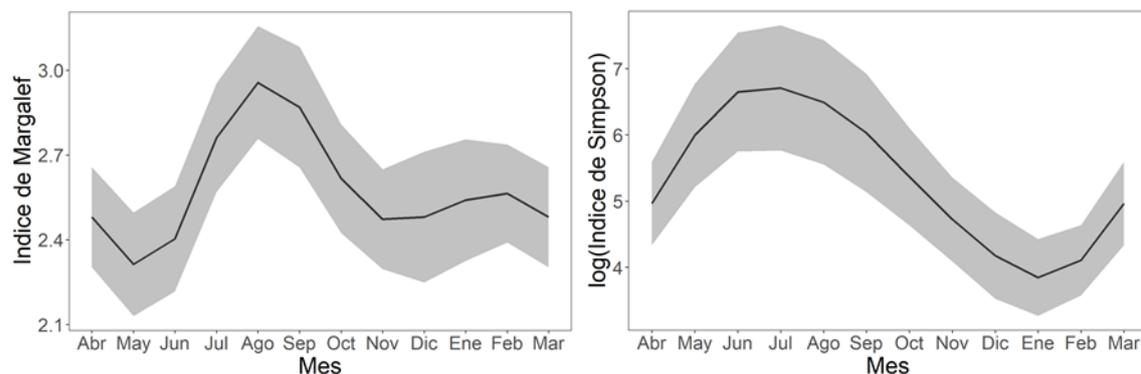
La variación mensual del índice de Margalef fue significativa (Anexo 2), indicando que la mayor riqueza estuvo entre julio y septiembre, mientras que para los demás meses los valores de riqueza variaron levemente (Figura 11). Los altos valores de Margalef durante el invierno se podrían explicar debido a que durante ese periodo hubo una intensificación de las surgencias de la corriente de Humboldt la cual llevó consigo masas de agua fría con alta concentración de nutrientes y conllevó a una mayor concentración de especies (Tarazona et al., 2003). En un estudio realizado dentro de la plataforma continental al norte de Portugal usando redes de arrastre, se determinó el aumento de la riqueza de especies durante el invierno coincidió con el incremento del afloramiento (Sousa et al., 2006). Nóbrega et al. (2019) justificaron que el aumento de la riqueza de especie de peces que se capturaron con redes de arrastre dentro de la plataforma continental de la costa norte de Brasil se produjo por el incremento de la disponibilidad de nutrientes debido al aumento de la descarga de los

ríos durante la temporada lluviosa. Posteriormente, la disminución y estabilización de los valores de la riqueza de especies durante los meses de primavera y verano (Figura 11) indicarían el retiro de las masas de agua fría y con ello la dispersión de las especies.

El inverso del índice de Simpson mostró una significativa variación temporal (Anexo 3), indicando que entre abril y septiembre (otoño e invierno) hubo mayor equitatividad (mayor diversidad) que entre octubre y marzo (primavera y verano) (Figura 11). Se observó que los cambios temporales en los índices de diversidad de los peces capturados en la pesquería de arrastre del langostino en el sur de Brasil se asociaron a variables ambientales como la temperatura, la salinidad y la clorofila (Rodrigues et al., 2015; Rodrigues et al., 2020). En el periodo de menor diversidad del presente estudio, es decir durante primavera y verano, hubo mayor dominancia de *P. californiensis* y *P. stephanophrys*. Las especies dominantes cumplen un rol clave en la estructura comunitaria. La migración de una pez con alta dominancia (*Micropogonius undulatus*) hacia aguas afuera de la bahía de Chesapeake, en Estados Unidos, coincidió con el aumento de la diversidad de peces demersales (Lefcheck, et al., 2014).

Figura 11

Relación del índice de Margalef (Riqueza de especies) y el logaritmo del inverso de Simpson (Equitatividad) por mes (intervalo de confianza 95%)



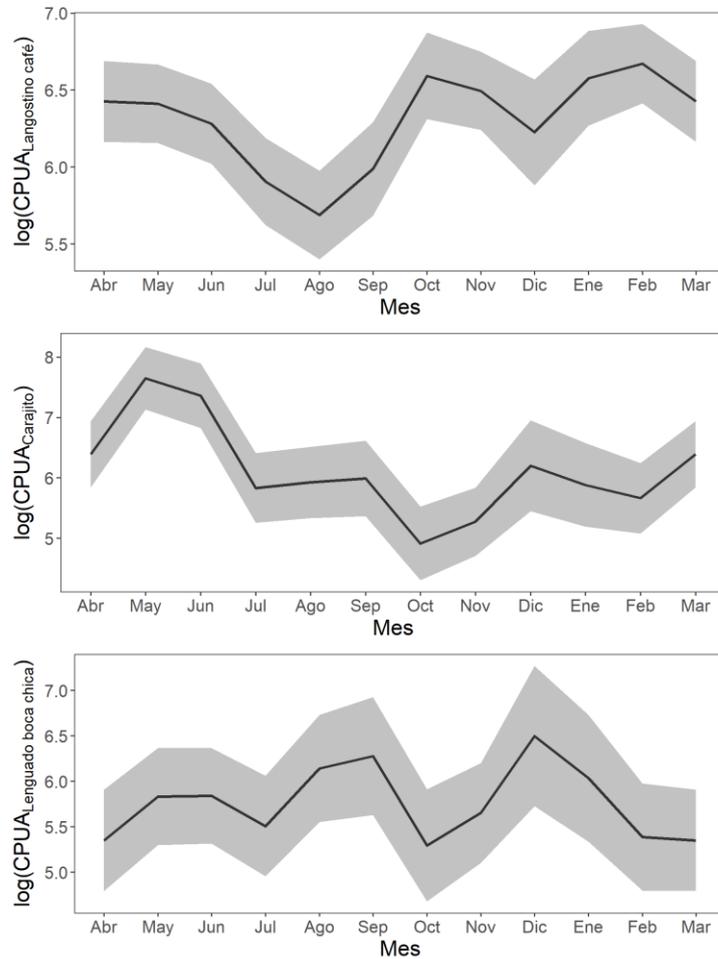
4.2.2 Cambios en la composición específica de la captura

a) Principales especies comerciales

La variación mensual del logaritmo de la CPUA del langostino café, carajito y lenguado boca chica fueron significativas (Anexo 4, Anexo 5, Anexo 6). La abundancia del langostino café disminuyó de abril a agosto, luego aumentó hasta octubre y se mantuvo aproximadamente igual hasta marzo (Figura 12). En términos generales, la abundancia del langostino café fue alta en primavera y verano y baja en invierno. La CPUA del langostino café en la pesquería de arrastre del golfo de California también tuvo bajos valores durante el invierno (Hernández et al., 2018), asimismo, Snyder y Brusca (1977) evidenciaron una disminución continua en las capturas del langostino café durante el invierno en el golfo de California. Un factor importante que estaría dirigiendo los cambios en la abundancia del langostino café es la temperatura, puesto que a temperaturas no óptimas el crecimiento disminuye y por lo tanto disminuiría el reclutamiento, es decir la fracción explotable de la población (López et al., 2003). Durante los meses de verano se determinó que el reclutamiento de langostino café aumentó en el golfo de Tehuantepec, México (Cervantes, 2008). En la pesquería de arrastre del langostino en Tumbes, en costa norte de Perú, se sugirió que el aumento de la temperatura favoreció la disponibilidad del langostino café (Ordinola et al., 2008). La mayor abundancia del carajito estuvo entre mayo y junio, mientras que para el resto del periodo de estudio se mantuvo constante a grandes rasgos, excepto en octubre donde se mostró una ligera disminución (Figura 12). La variación temporal del logaritmo de la CPUA del lenguado boca chica fue significativa (Anexo 5), aunque presentó unos pequeños picos en agosto, setiembre y diciembre (Figura 12).

Figura 12

Relación del logaritmo de la CPUTA del langostino café, carajito y lenguado boca chica con respecto al mes (intervalo de confianza 95%)



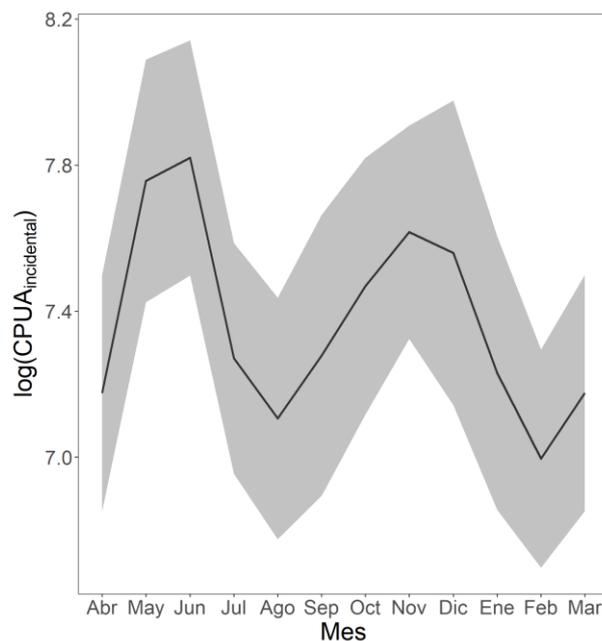
b) CPUTA de las especies incidentales

El logaritmo de la CPUTA incidental (captura total sin considerar las principales especies comerciales) varió significativamente con el tiempo (Anexo 7). La variación temporal de la CPUTA incidental, presentada en la figura 13, muestra dos picos, en donde el primero se encontró entre mayo y junio (otoño) y estuvo influenciado principalmente por la CPUTA del cangrejo nadador (*A. asper*), fraile luminoso (*P. margaritatus*) y camarón brujo (*S. panamensis*) y el segundo pico se encontró entre octubre y diciembre (primavera) y estuvo influenciado principalmente por la CPUTA del bereche (*L. pacificus*) y falso volador (*P. stephanophrys*). Con respecto al primer pico, estudios realizados en el Pacífico mexicano coincidieron en encontrar alta abundancia de fraile luminoso y camarón brujo en muestreos nocturnos realizados con redes de arrastre durante la predominancia de masas de aguas frías

llevadas por la corriente de California (Godínez et al., 2001; Arciniega et al., 1998). No hay información sobre los cambios temporales de *A. asper* pero es probable que las mayores abundancia también se asocien a las condiciones frías del mar en otoño. Con respecto al segundo pico, un estudio en la pesca de arrastre de Tumbes coincidió en encontrar una alta concentración de falso volador (24.6 % de la captura en peso) a finales de primavera (Salazar et al., 2015). Por otro lado, la alta abundancia del bereche encontrado a finales de primavera en el presente estudio podría relacionarse con un estudio realizado en la pesca de arrastre del suroriente del golfo de California, durante el verano, en donde el bereche fue parte importante de la captura incidental (Madrid et al., 2007) debido a que es un pez asociado al Pacífico oriental tropical (Rodríguez et al., 2008).

Figura 13

Relación del logaritmo de la CPUA incidental (sin considerar las principales especies comerciales) por mes (intervalo de confianza 95%)



c) Composición específica de la captura

El gráfico de ordenación nMDS mostró que la composición de especies de los lances cambió temporalmente según las estaciones del año (Figura 14). De modo que los lances de otoño e invierno fueron más distintos que los lances de primavera y verano, asimismo, los lances de otoño – invierno y primavera – verano se encontraron altamente traslapados (Figura 14). El estadístico global R de ANOSIM indicó que hubo diferencias significativas entre

composición de especies de los lances agrupados temporalmente ($R = 0.305$; p valor = 0.001). La prueba de comparación por pares evidenció que la principal diferencia estuvo entre los lances de otoño y verano y que los lances de otoño – invierno y primavera – verano fueron más similares (Tabla 2). El análisis SIMPER determinó que once especies (*D. conceptione*, *P. californiensis*, *L. pacificus*, *P. margaritatus*, *E. delsmanni*, *E. ectenes*, *A. asper*, *P. stephanophrys*, *Sicyonia disdorsalis*, *S. panamensis*, *P. grandisquamis*) contribuyeron con 51% de disimilitud entre los lances de otoño y verano, de las cuales el *P. californiensis* fue la única especie más abundante durante el verano, mientras que las demás especies tuvieron mayores abundancias en otoño, siendo el *D. conceptione* la especie más abundante (Anexo 8).

Los cambios temporales en la composición de especies bentodemersales del presente estudio coinciden con los estudios de ictiofauna incidental en la costa sur de Brasil (Rodrigues et al., 2015) y las especies incidentales de la pesquería de langostino de Australia (Tonks et al., 2008). Estos estudios sugieren que las comunidades cambian temporalmente debido a la abundancia de las principales especies que contribuyen en la disimilitud de las comunidades. Una de estas especies fue el carajito, especie que predominó durante la estación de otoño (Anexo 8). El desplazamiento de masas de aguas frías de la corriente Humboldt hacia la costa norte de Piura habría favorecido la presencia del carajito debido a que es una especie costera relacionada a aguas templadas (Bortone, 1977; Saldarriaga, 2015). Asimismo, la abundancia del carajito habría sido influenciada por la amplia dieta de presas consumidas durante otoño en un estudio realizado en Tumbes (Blaskovic et al., 2008), lo cual también pudo aprovechar el carajito en el presente estudio puesto que durante otoño el índice de diversidad de Simpson fue alto (Figura 11). El langostino café fue la segunda especie importante en distinguir las comunidades temporalmente y estuvo mejor asociado al verano (Anexo 8). La mayor influencia de aguas tropicales habría influenciado sobre el crecimiento del langostino café (López et al., 2003; Mendo y Tam, 1993), resultando en una mayor biomasa en este periodo. Esto se relaciona con un incremento de reclutas en los meses de verano en un estudio realizado en el golfo de Tehuantepec, México (Cervantes, 2008). Cabe considerar que estudios realizados en las zonas costeras tropicales de Brasil (de Azevedo, et al., 2007), Surinam (Willems et al., 2015) y Colombia (Escobar-Toledo et al., 2015) hallaron cambios temporales poco claros en las comunidades demersales de peces. Esto se podría explicar debido a que los ambientes tropicales presentan una estacionalidad menos marcada (Longhurst y Pauly, 1987).

Figura 14

Ordenación nMDS representando las muestras de la comunidad bentodemersal agrupadas temporalmente según las estaciones del año. Abundancia basada en número de individuos por km²

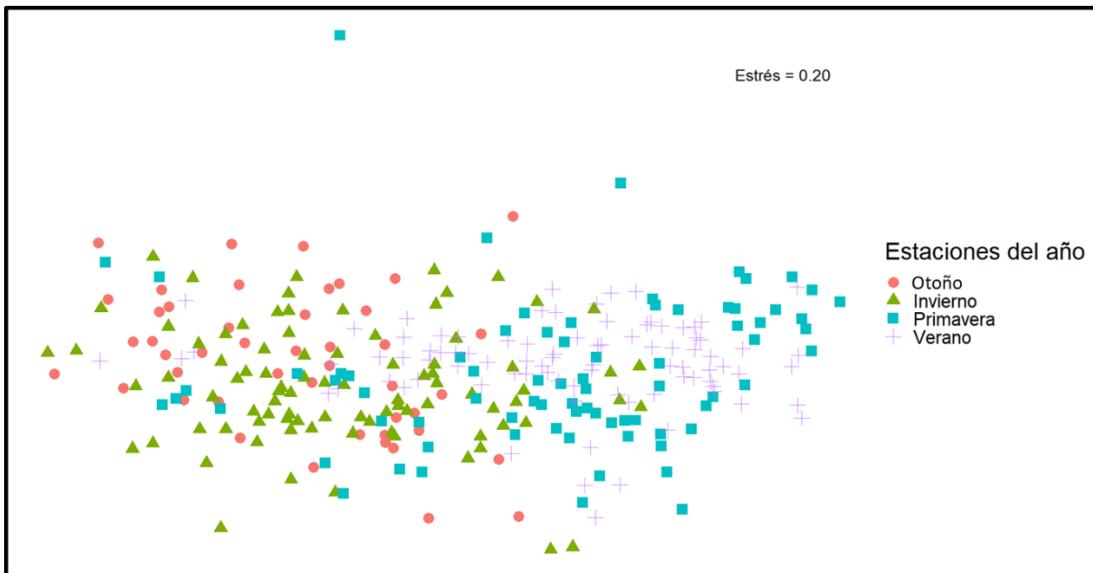


Tabla 2

Valores R de ANOSIM y sus niveles de significancia de la composición de las comunidades agrupadas por estaciones del año

Estaciones del año	R Global: 0.305	p-valor: 0.001
Otoño; Invierno	0.157	0.001
Otoño; Primavera	0.356	0.001
Otoño; Verano	0.539	0.001
Invierno; Primavera	0.317	0.001
Invierno; Verano	0.405	0.001
Primavera; Verano	0.110	0.001

V CONCLUSIONES

- La macrofauna de la pesquería de arrastre de langostino que operó en norte de Talara comprendió 243 taxones, de los cuales cinco de ellos (*P. californiensis*, *D. conceptione*, *E. ectenes*, *L. pacificus* y *P. stephanophrys*) representaron 61% de la captura total en peso.
- La especie objetivo (*P. californiensis*) representó el 21% de la captura y el 79 % a la captura incidental. De la captura incidental, el 35% (30 taxones) se comercializó y el 44% se descartó (212 taxones).
- Los mayores índices de diversidad (riqueza y equitatividad) se obtuvieron en otoño e invierno. La mayor disimilitud en la composición de especies estuvo entre otoño y verano, siendo *D. conceptione* y *P. californiensis* las especies que mayor contribución aportaron a esta diferencia.

VI RECOMENDACIONES

- Experimentar con redes de arrastre modificadas u otros artes de pesca que reduzcan la captura incidental.
- Reducir el esfuerzo pesquero o implementar vedas durante otoño e invierno para proteger la macrofauna bentodemersal en la zona de estudio.
- Realizar estudios económicos que permitan evaluar la viabilidad de las medidas de manejo mencionadas en el punto 1 y 2 y sensibilizar a los pescadores constantemente sobre la conservación del ecosistema marino costero.
- Monitorear a largo plazo la composición específica de la pesquería de arrastre del langostino (incluyendo durante los eventos el Niño y la Niña) para evaluar su impacto sobre la biodiversidad, además incluir el monitoreo de variables ambientales como profundidad, sustrato, temperatura, salinidad y ciclo lunar.
- Ajustar el cálculo de los descartes en la pesquería de arrastre del langostino, determinando la mortalidad de las especies descartadas y considerando la presencia de las macroalgas.

VII BIBLIOGRAFÍA

- Arciniega, J., Landa, V., & Gonzáles, G. (1998). Distribución y abundancia de los crustáceos estomatópodos de fondos blandos en las costas de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 169-181.
- Bage, H. (2013). *Desk review: The problem of bycatch in shrimp fisheries*. FAO.
- Bauer, R. T. (2020). Shrimp Fisheries. En G. Lovrich, & M. Thiel, *Fisheries and Aquaculture* (pág. 512). New York: Oxford University Press.
- Baum, J. K., Meeuwig, J. J., & Vincent, A. C. (2003). Bycatch of lined seahorses (*Hippocampus erectus*) in a Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. *Fishery Bulletin*, 721-731. Obtenido de <http://hdl.handle.net/1834/31015>
- Benítez, J. V., & Flores-Nava, A. (2019). The contribution of small-scale fisheries to food security and family income in Chile, Colombia, and Perú. *Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean*, 329-352.
- Bernardes, J. J., Rodrigues, J. L., Branco, J. O., & Verani, J. R. (2011). Spatiotemporal variations of the ichthyofaunal structure accompanying the seabob shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea: Penaeidae), fishery in important fishery areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 151-164.
- Blaskovic, V., Castillo, D., Fernández, C., & Navarro, I. (2008). *Hábitos alimentarios de las principales especies costeras del litoral de Tumbes en el 2007*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- Bortone, S. A. (1977). *Revision of the sea basses of the genus Diplectrum (Pisces: Serranidae)*. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service.
- Bourgeois, M., Landry, L., Lightner, J., Marx, J., & Semon, K. (2015). *Louisiana shrimp. Fishery Management Plan*. Louisiana: Louisiana Department of Wildlife and Fisheries: Baton Rouge.

- Bray, J., & Curtis, J. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 325-349.
- Broadhurst, M. K., Suuronen, P., & Hulme, A. (2006). Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish and Fisheries*, 7(3), 180-218. doi:doi.org/10.1111/j.1467-2979.2006.00213.x
- Carbajal-Enzian, P., Santamaría, J., & Baldárrago, D. (2018). *Guía ilustrada para el reconocimiento de poliplacóforos gasterópodos cefalópodos con valor comercial en el Perú*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., & ... & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 59-67.
- Carruthers, E. H., Parlee, C. E., Keenan, R., & Foley, P. (2019). Onshore benefits from fishing: tracking value from the northern shrimp fishery to communities in Newfoundland and Labrador. *Marine Policy*, 130-137.
- Carvalho, A., Pennino, M., Bellido, J., & Olavo, G. (2020). Small-scale shrimp fisheries bycatch: A multi-criteria approach for data-scarce situations. *Marine Policy*, 116. doi:doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103613
- Cascorbi, A. (2004). *Seafood report: wild-caught warmwater shrimp*. California: Monterey Bay Aquarium Monterey Bay.
- Cervantes, P. (2008). Método para obtener índices de abundancia en la población de *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) del Golfo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de biología marina y oceanografía*, 111-119.
- Chan, T. (1998). *Shrimp and prawns. FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific*. Roma: FAO.
- Chávez-Rosales, S., Gardner, S. C., & Ortega-Rubio, A. (2008). Sustainable shrimp fishery management recommendations for a coastal lagoon in Baja California Sur, Mexico. *The International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 88-94.
- Chirichigno, N., & Vélez, J. (1998). *Clave para identificar los peces marinos del Perú*. Callao: Instituto del Mar del Perú.

- Clark, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in marine communities*. Plymouth: PRIMER-E.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E.
- Currie, J. C. (2020). Long-term change of demersal fish assemblages on the inshore Agulhas Bank between 1904 and 2015. *Frontiers in Marine Science*, 7(355). doi:doi.org/10.3389/fmars.2020.00355
- Daryanabard, G. (2021). Socio-economic analysis of shrimp fishing vessels in Bushehr province and determining the role of this fisheries in creating employment and income in 2018. *Fisheries Science and Technology*, 105-117.
- de Azevedo, M. C., Araújo, F. G., da Cruz-Filho, A. G., Pessanha, A. L., de Araújo Silva, M., & Guedes, A. P. (2007). Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 468-480.
- Debaere, P. (2017). *Fishy Issues: The US Shrimp Antidumping Case*. Darden Business Publishing Cases.
- Decreto Supremo N° 01-94-PE. (15 de Enero de 1994). Reglamento de la Ley General de Pesca. *Diario Oficial El Peruano*, 1994, 15, 01.
- Dornelas, M., Magurran, A. E., Buckland, S., Chao, A., Chazdon, R., Colwell, R., . . . Vellend, M. (2013). Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 1-10. doi:dx.doi.org/10.1098/rspb.2012.1931
- Eayrs, S. (2007). *A Guide to Bycatch Reduction in Tropical Shrimp-Trawl Fisheries*. Roma: FAO.
- Eighani, M., & Paighambari, S. Y. (2013). Shrimp, bycatch and discard composition of fish caught by small-scale shrimp trawlers in the Hormuzgan Coast of Iran in the Persian Gulf. *The Philippine Agricultural Scientist*, 96(3), 314-319.
- Eliassen, S., Papadopoulou, K., Vassiliki, V., & Catchpole, T. (2014). Socio-economic and institutional incentives influencing fishers' behaviour in relation to fishing practices and discard. *ICES Journal of Marine Science*, 1298-1307.

- Engel, J., & Kvittek, R. (1998). Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conservation Biology*, 1204-1214.
- Escobar-Toledo, F., Zetina-Rejón, M. J., & Duarte, L. O. (2015). Measuring the spatial and seasonal variability of community structure and diversity of fish by-catch from tropical shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. *Marine Biology Research*, 528-539.
- ESPESCA. (Agosto de 2017). *ESPESCA*. Obtenido de <https://espesca.com/de-arrastre/>
- FAO. (1997). *FAO technical guidelines for responsible fisheries-Fisheries management*. Roma: FAO.
- FAO. (2020). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción*. Roma: FAO.
- FAO. (18 de 08 de 2021). *Global capture production 1950-2019*. Obtenido de <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/query/es>
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K., & Niem, V. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Plantas e invertebrados (Vol. I)*. Roma: FAO.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K., & Niem, V. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Vertebrados - Parte I (Vol. II)*. Roma: FAO.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Van der Laan, R. (23 de 07 de 2022). *Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, species, references*. Obtenido de <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Galarza, E., & Kámiche, J. (2015). *Pesca artesanal: oportunidades para el desarrollo regional*. Lima: Universidad del Pacífico.
- Ganoza, F., Cornejo, R., Chacón, G., & Salazar, C. (2014). Pesca ilegal de recursos costeros juveniles en Bayovar, Sechura. *41(1-4)*, 154-161.
- Gibinkumar, T. R., Sabu, S., Pravin, P., & Boopendranath, M. R. (2012). Bycatch characterization of shrimp trawl landings off southwest coast of India. *Fishery Technology*, 132-140. Obtenido de <http://hdl.handle.net/123456789/732>

- Godínez, E., Aguilar, B., & González, G. (2001). Abundance variation of *Porichthys margaritatus* (Pisces: Batrachoididae) throughout thermic and bathymetric gradients in the central Mexican Pacific. *Revista de biología tropical*, 643-646.
- Góngora, M. (2011). *Dinámica y manejo de la captura incidental de peces en la pesquería del langostino patagónico (Pleoticus muelleri)*. Bariloche.
- Guillet, R. (2008). *Global study of shrimp fisheries*. Roma: FAO.
- Hall, S. J. (2002). The continental shelf benthic ecosystem: current status, agents for change and future prospects. *Environmental Conservation*, 350-374. doi:10.1017/S0376892902000243
- Hernández, J. C., Zetina, M. J., Arreguín, F., Nieto, J. T., & Hernández, A. (2018). Spatio-temporal distribution of four commercial shrimp species in the southeastern Gulf of California, Mexico. *Latin american journal of aquatic research*, 727-734.
- Herrera-Valdivia, E., López-Martínez, J., Castillo, S., & García-Juárez, A. (2016). Diversidad taxonómica y funcional en la comunidad de peces de la pesca de arrastre de camarón en el norte del Golfo de California, México. *Biología Tropical*, 587-602.
- Hinz, H., Prieto, V., & Kaiser, M. J. (2009). Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications*, 761-773. doi:doi.org/10.1890/08-0351.1
- Horn, M. H. (1980). Diversity and ecological roles of noncommercial fishes in California marine habitats. *CalCOFI Rep*, 37-47.
- IMARPE. (1969). *Informe preliminar sobre la pesca de arrastre*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- IMARPE. (2019). *Información sobre estimados de desembarque de los principales recursos hidrobiológicos registrados por la pesquería artesanal en las caletas de la región Tumbes y Piura, durante los años 2014-2018. Base de datos no publicada*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- IMARPE. (2021). *Estimados de desembarque de los recursos hidrobiológicos registrado en la pesca artesanal en las caletas ubicadas en las regiones de Tumbes y Piura, según arte o método de pesca, periodo 2000-2020*. Callao: IMARPE.

- James, M. A., Gozzer-Wuest, R., Mendo, T., Gomez, I., Grillo-Núñez, J., & Mendo, J. (2023). To ignore or mitigate – Economic implications of an illegal artisanal trawl fishery in northern Peru. *Marine Policy*. doi:doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105865
- Kelleher, K. (2008). *Descartes en la pesca de captura marina mundial: Una Actualización*. Roma: FAO.
- Krebs, C. J. (2014). *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Londres: Pearson Education.
- Le Joncour, A., Blanchard, F., & Tagliarolo, M. (2020). Spatio-seasonal patterns of demersal fish communities on the French Guiana Coast. *Regional Studies in Marine Science*, 35. doi:doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101105
- Lefcheck, J. S., Buchheister, K. M., Laumann, M. A., Stratton, K. L., Sobocinski, S. T., Chak, T. R., . . . Duffy, J. E. (2014). Dimensions of biodiversity in Chesapeake Bay demersal fishes: patterns and drivers through space and time. *Ecosphere*, 1-48.
- Lindner, M. J. (1957). *Survey of shrimp fisheries of Central and South America (No. 235)*. Washington: US Fish and Wildlife Service.
- Longepierre, S., Robert, A., Levi, F., & Francour, P. (2005). How an invasive alga species (*Caulerpa taxifolia*) induces changes in foraging strategies of the benthivorous fish *Mullus surmuletus* in coastal Mediterranean ecosystems. *Biodiversity & Conservation*, 365-376.
- Longhurst, A. R., & Pauly, D. (1987). *Ecology of tropical oceans*. California: Academia Press.
- López, J., Arreguín, F., Hernández, S., García, A. R., & Valenzuela, W. (2003). Interannual variation of growth of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* and its relation to temperature. *Fisheries Research*, 95-105.
- Madrid, J., Amezcua, F., & Morales, E. (2007). An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. *Fisheries Research*, 81-89.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton university press.

- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.
- Méndez, M. (1981). *Claves de identificación y distribución de los langostinos y camarones (Crustacea: Decapoda) del mar y ríos de la costa del Perú*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- Mendo, J., & Tam, J. (1993). Multiple environmental states affecting penaeid shrimp production in Peru. *Fishbyte*, 44-47.
- Mendo, J., James, M., Gil-Kodaka, P., Martina, J., Gómez, I., Grillo, J., . . . Mendo, T. (2020). *Desarrollo de un modelo dinámico de co-manejo para la protección de la biodiversidad en una pesquería de arrastre de langostino en el Perú*. Lima.
- Mendo, J., Mendo, T., Gil-Kodak, P., Martina, J., Gómez, I., Delgado, R., & ... & James, M. A. (2022). Bycatch and discards in the artisanal shrimp trawl fishery in Northern Peru. *Plos one*, 17(6), e0268128.
- Mendo, T., Mendo, J., Ransijn, J. M., Gomez, I., Gil-Kodaka, P., Fernández, J., . . . James, M. A. (2022). Assessing discards in an illegal small-scale fishery using fisher-led reporting. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 963-974.
- Moscoso, V. (2013). Clave para identificación de crustáceos decápodos y estomatópodos del Perú. *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 8-135.
- Musiello-Fernandes, J., Zappes, C. A., & Hostim-Silva, M. (2018). Small-scale fisheries of the Atlantic seabob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*): Continuity of commercialization and maintenance of the local culture through making public policies on the Brazilian coast. *Ocean & Coastal Management*, 76-82.
- Nédélec, C., & Prado, J. (1990). *Definición y clasificación de las diversas categorías de artes de pesca*. Roma: FAO .
- Neudecker , T., & Damm, U. (2010). The by-catch situation in German brown shrimp (*Crangon crangon*) fisheries with particular reference to plaice (*Pleuronectes platessa* L.). *Applied Ichthyology*, 67-74.
- Nieto-Navarro, J. T., Zetina-Rejón, M., Arreguín-Sánchez, F., Palacios-Salgado, D. S., & Jordán, F. (2013). Changes in fish bycatch during the shrimp fishing season along the eastern coast of the mouth of the Gulf of California. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(3), 610-616. doi:doi.org/10.1111/jai.12160

- Nóbrega, M. F., Garcia, J., Rufener, M. C., & Oliveira, J. E. (2019). Demersal fishes of the northeast Brazilian continental shelf: Spatial patterns and their temporal variation. *Regional Studies in Marine Science*, 100534.
- Norse, E., & Watling, L. (1999). Impacts of Mobile Fishing Gear: The Biodiversity Perspective. *American Fisheries Society Symposium*, 31-40.
- Oh, C. W., Kim, S. T., & Na, J. H. (2009). Variations in species composition, biomass, and density in shrimp trawl bycatch across seasons and tidal phases in southern Korean Waters: Developing a fisheries risk management approach. *Fisheries and aquatic sciences*, 138-151. doi:doi.org/10.5657/fas.2009.12.2.138
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., . . . Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. Obtenido de <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ordinola, E., Inga, C. E., & Alemán, S. A. (2008). Un estudio sobre langostinos (Panaeoidea) en la caleta La Cruz, Tumbes. Febrero-Junio 2003. 231-240.
- Orsi, R., & Relini, G. (1998). Long term observations of *Aristeus antennatus*: Size-structure of the fished stock and growth parameters, with some remarks about the "recruitment". *Dynamique des populations marines*, 311-322.
- Paredes, C., Cardoso, F., Santamaría, J., Esplana, J., & Llaja, L. (2016). Lista anotada de los bivalvos marinos del Perú. *Revista peruana de biología*, 127-150.
- Pauly, D. (1980). *A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks*. Roma: FAO.
- Pérez Roda, M. A., Gilman, E., Huntington, T., Kennelly, S. J., Suuronen, P., Chaloupka, M., & Medley, P. (2019). *A third assessment of global marine fisheries discards*. Roma: FAO.
- Preciado, I. V. (2008). The role of pelagic fish as forage for the demersal fish community in the southern Bay of Biscay. *Journal of Marine Systems*, 72(1-4), 407-417.
- Quijije, P. (2018). *Fauna acompañante de pesca industrial polivalente dirigida a camarones rojo (Penaeus brevivirostris) y café (Penaeus californiensis) en la costa ecuatoriana*. Guayaquil: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil.

- Richardson, S. A. (2021). *Effect of Fishing Factors on Catch and Bycatch in the Guyana Shrimp Fishery (Tesis de Maestría)*. Recuperado de Skemman. Obtenido de hdl.handle.net/1946/38516
- Rodrigues, J. L., Branco, J. O., Monteiro, H. S., Verani, J., & Barreiros, J. P. (2015). Seasonality of ichthyofauna bycatch in shrimp trawls from different depth strata in the southern Brazilian coast. *Journal of Coastal Research*, 378-389.
- Rodrigues, J. L., Dolbeth, M., Bernardes, J. J., Ogashawara, I., & Branco, J. O. (2020). Using an integrative approach to evaluate shrimp bycatch from subtropical data-poor fisheries. *Fisheries research*.
- Rodríguez, J., Palacios, D. S., López, J., Hernández, S., & Ponce, G. (2008). Composición taxonómica y relaciones zoogeográficas de los peces demersales de la costa occidental de Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 1765-1783.
- Rotundo, M., Severino-Rodrigues, E., Barrella, W., Petrere Junior, M., & Ramires, M. (2019). Checklist of marine demersal fishes captured by the pair trawl fisheries in Southern (RJ-SC) Brazil. *Biota Neotropica*, 19(1). Obtenido de <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0432>
- Salazar, C. M., Chacón, G., Alarcón, J., Luque, C., Cornejo, R., & Chalkling, F. (2015). Flota de arrastre de fondo de menor escala en la región Tumbes. 42(2), 185-219.
- Salazar, C. M., Torres, S. E., Macalupu, J., & Alarcón, J. R. (2017). *Pesca experimental del langostino café (Farfantepenaeus californiensis) en la región Piura. Manuscrito no publicado*. Paíta: Instituto del Mar del Perú.
- Saldarriaga, M. (2015). *Análisis de la captura incidental en la pesquería industrial de cerco anchovetera en el litoral peruano durante el período 2003-2011*. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Santamaria, J., Carbajal-Enzian, P., Clemente, S., Alemán, S., & Ordinola, E. (2018). *Guía ilustrada para reconocimiento de langostinos y otros crustáceos con valor comercial en el Perú*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- Scott-Denton, E., Cryer, P., Duffin, B., Duffy, M., Gocke, J., Harrelson, M., . . . Williams, J. (2020). Characterization of the U.S. Gulf of Mexico and South Atlantic Penaeidae

- and Rock Shrimp (Sicyoniidae) Fisheries through Mandatory Observer Coverage, from 2011 to 2016. *Marine Fisheries Review*, 82(1-2), 17-47.
- Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., & ... & Bartolino, V. (2018). Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series*, 41-55.
- Snyder, E., & Brusca, R. C. (1977). Shrimp population dynamics and fishery impact in the northern Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 54-67.
- Sousa, P., Azevedo, M., & Gomes, M. C. (2006). Species-richness patterns in space, depth, and time (1989-1999) of the Portuguese fauna sampled by bottom trawl. *Aquatic Living Resources*, 93-103. doi:doi.org/10.1051/alr:2006009
- Souza, C. D., Batista, V. S., & Fabr e, N. N. (2018). What are the main local drivers determining richness and fishery yields in tropical coastal fish assemblages? *Zoologia*, 35. doi:10.3897/zoologia.35.e12898
- Sparre, P., & Venema, S. C. (1997). *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Roma: FAO.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K., & Walker, P. A. (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 476-494.
- Stobutzki, I. C., Miller, M. J., Jones, P., & Salini, J. P. (2001). Bycatch diversity and variation in a tropical Australian penaeid fishery; the implications for monitoring. *Fisheries Research*, 283-301.
- Stroud, J. T. (2015). Is a community still a community? Reviewing definitions of key terms in community ecology. *Ecology and evolution*, 4757-4765. doi:doi.org/10.1002/ece3.1651
- Tao, L. S., Lui, G., Wong, K. J., Hui, T. T., Mak, Y. K., Sham, R. C., & ... & Leung, K. M. (2021). Does a Trawl Ban Benefit Commercially Important Decapoda and Stomatopoda in Hong Kong? *Ecosystems*, 1157-1170.
- Tarazona, J., Gutiérrez, D., Paredes, C., & Indacochea, A. (2003). Overview and challenges of marine biodiversity research in Peru. *Gayana*, 206-231.

- Team, R. C. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Thrush, S. F., & Dayton, P. K. (2002). Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual review of ecology and systematics*, 449-473.
- Tirado-Ibarra, J., Jimenez-Gutierrez, S., Acuña-Carvajal, C., Muñoz-García, I., Martínez-Pérez, F., Rodríguez-Domínguez, G., . . . Jimenez-Gutierrez, L. (2020). Crustaceans from shrimp by-catch from the southeastern Gulf of California to the southeastern Mexican Pacific: implications in their community structure and reproduction. *Crustaceana*, 93(1), 89-109.
- Tonks, M. L., Griffiths, S. P., Heales, D. S., Brewer, D. T., & Dell, Q. (2008). Species composition and temporal variation of prawn trawl bycatch in the Joseph Bonaparte Gulf, northwestern Australia. *Fisheries research*, 276-293. doi:doi.org/10.1016/j.fishres.2007.09.007
- van de Wolfshaar, K. E. (2020). Food web feedbacks drive the response of benthic macrofauna to bottom trawling. *Fish and Fisheries*, 962-972. doi:doi.org/10.1111/faf.12481
- Vegas-Velez, M. (1980). Algunas consideraciones biogeográficas sobre el Pacífico Sudoriental. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 371-373. doi:doi.org/10.1590/S0373-55241980000200074
- Vera, M., Gonzales, I., Ordinola, E., & Inga, C. E. (2010). *La actividad extractiva de los recursos hidrobiológicos en la región Tumbes con énfasis en las modalidades de arrastre, cerco y cortina*. Tumbes: Instituto del Mar del Perú.
- Watling, L. (2005). The Global Destruction of Bottom Habitats by Mobile Fishing Gear. *Marine conservation biology*, 198-210.
- Watling, L., & Norse, E. (1998). Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology*, 1180-1197.
- Willems, T., De Backer, A., Mol, J. H., Vincx, M., & Hostens, K. (2015). Distribution patterns of the demersal fish fauna on the inner continental shelf of Suriname. *Regional Studies in Marine Science*, 177-188.

- Wood, S. N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *In Journal of the Royal Statistical Society (B)*, 3-36.
- Zavalaga , F., Santamaría, J., & Palacios , J. (2019). *Guía Ilustrada para el reconocimiento de invertebrados capturados en la pesquería de arrastre*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- Zavalaga, F., & Pastor, R. (2018). *Guía ilustrada para el reconocimiento de peces capturados en la pesquería de arrastre*. Callao: Instituto del Mar del Perú.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Smith, G. M. (2007). *Analysing ecological data*. New York: Springer.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer.

VIII ANEXOS

Anexo 1. CPUA promedio (en kg/km² y Nro. indiv./km²) de la macrofauna en la pesca de arrastre del langostino en Talara – Piura

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
Captura objetivo					
	Crustáceos	<i>Penaeus californiensis</i>	langostino café	692.36	37,974
Captura comercial incidental					
	Crustáceos	<i>Euphylax robustus</i>	jaiba morada	48.46	415
		<i>Peloeus armatus</i>	cangrejo toro	2.26	13
		<i>Penaeus brevirostris</i>	langostino rojo	2.86	121
		<i>Penaeus stylirostris</i>	langostino azul	0.37	10
		<i>Penaeus vannamei</i>	langostino blanco	0.29	1

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
	Elasmobranquios	<i>Gymnura crebripunctata</i>	raya mariposa	0.15	1
		<i>Pseudobatos planiceps</i>	guitarra común	6.99	48
	Moluscos	<i>Ficus ventricosa</i>	caracol pera	42.26	945
		<i>Hexaplex brassica</i>	caracol piña	54.84	431
		<i>Lolliguncula panamensis</i>	calamar dumbo	0.19	8
		<i>Lolliguncula</i> sp.	calamar	15.39	83
	Osteíctios	<i>Caulolatilus affinis</i>	pejeblanco	9.79	12
		<i>Cheilodactylus variegatus</i>	pintadilla	0.16	1
		<i>Cyclopsetta querna</i>	lenguado con colmillo	17.93	634
		<i>Cynoscion</i> sp.	cachema	11.76	239
		<i>Diplectrum conceptione</i>	carajito	659.95	17,359
		<i>Diplectrum maximun</i>	camotillo	1.34	17
		<i>Diplectrum</i> sp. 1	pez cola punta naranja	38.34	1,625
		<i>Etropus ectenes</i>	lenguado boca chica	253.77	6,257
		<i>Hippocampus ingens</i>	caballito de mar	1.98	172
		<i>Menticirrhus elongatus</i>	chula	3.18	24

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Merluccius gayi</i>	merluza	4.62	10
		<i>Paralabrax callaensis</i>	perela	2.73	37
		<i>Paralabrax humeralis</i>	cabrilla	3.52	4
		<i>Paralichthys adspersus</i>	lenguado común	1.58	8
		<i>Paralonchurus peruanus</i>	suco	0.16	2
		<i>Peprilus medius</i>	chiri aleta	0.55	1
		<i>Peprilus snyderi</i>	chiri lomo negro	8.62	112
		<i>Scomber japonicus</i>	caballa	0.24	4
		<i>Sphoeroides</i> sp. 1	tamborín sin espinas	3.59	18
Descarte					
	Cnidarios	<i>Actinia</i> sp.	anemona	1.77	56
		<i>Actinostolidae</i>	anemona 3	0.13	1
		<i>Antholoba</i> sp. 1	anemona 2	0.15	9
		<i>Antholoba</i> sp. 2	papa	1.57	7
		<i>Chiropsalmus</i> sp.	medusa	1.49	42
		<i>Marivagia stellata</i>	medusa morada	0.85	1

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Stomolophus sp.</i>	medusa 2	0.45	10
	Crustáceos	<i>Acanthonyx petiverii</i>	cangrejo garrapata	0.95	2
		<i>Achelous asper</i>	cangrejo nadador	114.77	924
		<i>Allopetrolisthes angulosus</i>	cangrejo bebé	0.37	9
		<i>Alpheidae</i>	langostino popeye	0.15	3
		<i>Arenaeus mexicanus</i>	cangrejo nadador puntos blancos	2.96	135
		<i>Balanidae</i>	pico de loro	0.40	4
		<i>Calappa convexa</i>	cangrejo mole	2.88	9
		<i>Callinectes arcuatus</i>	cangrejo quela azul	0.22	2
		<i>Collodes tenuirostris</i>	cangrejo araña tarántula	0.99	19
		<i>Dardanus sinistripes</i>	cangrejo ermitaño	5.55	1,671
		<i>Diogenidae 1</i>	cangrejo ermitaño 2	0.72	38
		<i>Diogenidae 2</i>	cangrejo ermitaño 4	0.17	13
		<i>Ethusa ciliatifrons</i>	cangrejo de uñas	0.97	8
		<i>Haliporoides diomedeeae</i>	langostino peruano	0.24	3
		<i>Hemisquilla ensigera</i>	camarón brujo azul	0.58	3
		<i>Hepatus sp.</i>	cangrejo patas manchadas	83.47	1,919
		<i>Heteractaea lunata</i>	cangrejo piedra	0.33	20

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Hypoconcha panamensis</i>	cangrejo tarántula	0.57	1
		<i>Inachoides lambriiformis</i>	arañita 2	0.19	2
		<i>Leiolumbrus punctatissimus</i>	cangrejo quela larga	0.32	2
		<i>Libinia peruana</i>	jaiba narizona	0.12	17
		<i>Maiopsis panamensis</i>	cangrejo araña	7.38	15
		<i>Microphrys aculeatus</i>	cangrejo vampiro	0.77	1
		<i>Moreiradromia sarraburei</i>	cangrejo pentágono	0.15	2
		<i>Oediplax granulata</i>	cangrejo cuadrado	4.98	93
		<i>Parasquilla similis</i>	camarón brujo naranja	0.27	3
		<i>Penaeidae</i>	langostino cola azul 2	0.47	8
		<i>Persephona orbicularis</i>	jaiba venosa	0.22	2
		<i>Persephona subovata</i>	jaiba puntos blancos	0.96	122
		<i>Petrichirus californiensis</i>	cangrejo ermitaño 3	3.39	2
		<i>Platymera gaudichaudii</i>	jaiba paco	0.27	3
		<i>Rimapenaeus pacificus</i>	langostino trachy	0.47	278
		<i>Sicyonia aliaffinis</i>	langostino con chapas	2.94	594
		<i>Sicyonia disdorsalis</i>	langostino cola azul	23.24	247
		<i>Sicyonia mixta</i>	langostino con chapas 2	0.86	6
		<i>Sicyonia picta</i>	langostino capachudo	0.82	2
		<i>Sicyonia sp.</i>	langostino cabeza u	0.56	24

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Solenocera mutator</i>	langostino narizón	2.53	16
		<i>Spinolambrus exilipes</i>	cangrejo quela larga 2	0.20	1
		<i>Squilla hancocki</i>	camarón brujo con manchas	9.62	117
		<i>Squilla mantoidea</i>	camarón brujo pardo	3.52	99
		<i>Squilla panamensis</i>	camarón brujo	74.74	4,553
		<i>Stenocionops ovatus</i>	cangrejo araña 2	0.19	2
		<i>Stenorhynchus debilis</i>	arañita	0.74	35
		<i>Trizocarcinus dentatus</i>	cangrejo cuadrado chico	0.24	55
	Elasmobranquios	<i>Mustelus whitneyi</i>	tollo común	0.40	3
		<i>Narcine entemedor</i>	raya eléctrica	2.64	18
		<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	raya azul	0.14	1
		<i>Rostroraja equatorialis</i>	raya ecuatorial	9.71	37
		<i>Sympterygia brevicaudata</i>	raya espinosa	2.29	3
		<i>Tetronarce tremens</i>	torpedo	3.36	27
		<i>Urobatis tumbesensis</i>	tapadera tigre	0.76	1
		<i>Urotrygon chilensis</i>	tapadera con manchas	18.19	232

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Urotrygon sp.</i>	tapadera	12.25	34
		<i>Zapteryx xyster</i>	guitarra con bandas	7.96	72
	Equinodermos	<i>Astropecten armatus</i>	estrella parda	4.68	193
		<i>Astropyga pulvinata</i>	erizo pardo	0.54	2
		<i>Clypeaster sp.</i>	estrella verde	1.79	10
		<i>Echinometridae</i>	erizo	0.49	1
		<i>Holothuriidae</i>	pepino de mar	0.15	1
		<i>Loveniidae</i>	pepa peluda	0.52	2
		<i>Luidia sp.</i>	estrella parda 2	13.97	136
		<i>Ophioderma sp.</i>	ofiuroideo	0.13	1
		<i>Tethyaster canaliculatus</i>	estrella patricio	0.37	6
	Moluscos	<i>Aplysia sp.</i>	babosa	1.11	11
		<i>Argopecten ventricosus</i>	concha circularis	0.19	7
		<i>Armina sp.</i>	ameba	0.48	1
		<i>Bivetiella pulchra</i>	caracol erizo	0.27	1
		<i>Bulla punctulata</i>	caracol bolita 2	0.25	14
		<i>Calliostoma rema</i>	caracol cerrito	0.54	125

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Cancellaria</i>	(<i>Pyruclia</i>) caracol tierra 2	0.23	1
		<i>bulbulus</i>			
		<i>Cancellaria</i>	(<i>Pyruclia</i>) caracol trompo 2	0.74	2
		<i>solida</i>			
		<i>Cancellaria decussata</i>	caracol común	0.69	26
		<i>Cancellaria sp.</i>	caracol manjar	0.49	5
		<i>Conasprella arcuata</i>	caracol liso con manchas	0.84	2
			2		
		<i>Conasprella perplexa</i>	caracol liso blanco	0.39	18
		<i>Conus fergusonii</i>	caracol liso	22.50	23
		<i>Conus regularis</i>	caracol liso con manchas	3.55	215
		<i>Crepidula rostrata</i>	univalvo 2.1	0.71	1
		<i>Crepidula sp.</i>	univalvo 2	0.17	2
		<i>Crucibulum scutellatum</i>	univalvo	0.12	9
		<i>Crucibulum sp.</i>	univalvo 3	0.54	1
		<i>Distorsio constricta</i>	caracol con púas 2	0.54	1
		<i>Distorsio decussata</i>	caracol con púas	0.52	53
		<i>Euclia cassidiformis</i>	caracol común 2	0.34	4
		<i>Eupleura limata</i>	caracol espada	0.38	2
		<i>Felicioliva peruviana</i>	caracol cuero	0.47	6

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Goniofusus dupetitthouarsi</i>	caracol fresa 2	0.17	3
		<i>Goniofusus spectrum</i>	caracol fresa	9.25	195
		<i>Isara swainsonii</i>	caracol abultado	2.55	44
		<i>Malea ringens</i>	caracol bola	3.82	25
		<i>Marsupina nana</i>	bebe repollo	4.27	646
		<i>Mazatlaniana fulgurata</i>	caracol conito	0.22	1
		<i>Metula amosi</i>	caracol mármol	0.34	1
		<i>Mitrella buccinoides</i>	caracol gordo	0.16	1
		<i>Monoplex keenae</i>	caracol abertura manchada	0.16	2
		<i>Muricidae 1</i>	caracol armadura	0.43	2
		<i>Muricidae 2</i>	caracol cetro	0.22	3
		<i>Mytilidae</i>	choro	0.41	65
		<i>Natica unifasciata</i>	caracol tierra	0.55	7
		<i>Octopus chierchiae</i>	pulpo con manchas	1.11	18
		<i>Octopus mimus</i>	pulpo	0.92	47
		<i>Ostrea megodon</i>	concha ondulada	0.14	3
		<i>Periploma carpenteri</i>	almeja	0.47	4
		<i>Pisaniidae 1</i>	caracol con bandas	0.15	3
		<i>Pisaniidae 2</i>	caracol mostaza	0.47	2

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Polystira oxytropis</i>	caracol tornillo	0.15	6
		<i>Pseudomelatomidae 1</i>	caracol fresa 3	0.21	1
		<i>Pseudomelatomidae 2</i>	caracol lanza 2	0.34	12
		<i>Pteria sterna</i>	concha perlera	0.66	1
		<i>Pustulatirus sp.</i>	caracol lanza 3	0.94	12
		<i>Semicassis centiquadrata</i>	caracol pera 2	1.12	46
		<i>Sincola dorsata</i>	caracol colmillito	0.45	1
		<i>Sinum cymba</i>	caracol babosa	1.37	50
		<i>Solenosteira gatesi</i>	bebe piña	25.39	2,555
		<i>Solenosteira mendozana</i>	bebe piña 2	0.60	46
		<i>Strombina sp.</i>	caracol colmillo	2.56	738
		<i>Terebra sp. 1</i>	caracol cuerno	1.57	7
		<i>Terebra sp. 2</i>	caracol cuerno arrugado	0.75	2
		<i>Terebra sp. 3</i>	caracol tuberculoso	0.42	1
		<i>Tiariturris libya</i>	caracol lanza	0.63	3
		<i>Tivela byronensis</i>	concha blanca	0.23	4
		<i>Trachycardium procerum</i>	pata de burro	0.95	5
		<i>Trigonostoma sp.</i>	caracol bombo	0.98	4
		<i>Turritella broderipiana</i>	caracol cuerno 2	0.58	1

IDestino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
	Osteíctios	<i>Abudefduf concolor</i>	cebrita 3	0.28	4
		<i>Achirus klunzingeri</i>	lenguado redondo	0.15	1
		<i>Alphestes immaculatus</i>	pez lobo 3	0.20	2
		<i>Alphestes multiguttatus</i>	pez lobo 2	0.64	16
		<i>Aluterus monoceros</i>	unicornio	0.54	3
		<i>Ancylosetta dendritica</i>	lenguado 3 ocelos	0.72	1
		<i>Aphos porosus</i>	fraile	0.98	76
		<i>Apogon pacificus</i>	san pedro 2	5.89	844
		<i>Balistes polylepis</i>	coche	4.28	143
		<i>Bellator gymnostethus</i>	falso volador 3	1.11	24
		<i>Bollmannia sp.</i>	pez carnada	0.68	167
		<i>Bothus constellatus</i>	botija	1.45	144
		<i>Bothus leopardinus</i>	botija 2	0.36	29
		<i>Brotula clarkae</i>	congrío puntos negros	0.89	28
		<i>Calamus brachysomus</i>	marrotilla	4.34	215
		<i>Carangidae</i>	hojita 2	0.35	13
		<i>Carangoides otrynter</i>	chiri filamentoso	0.18	9

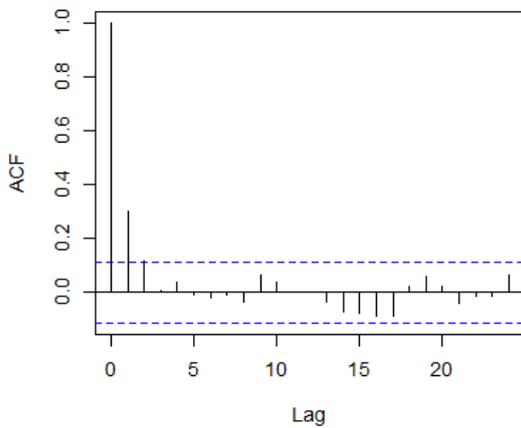
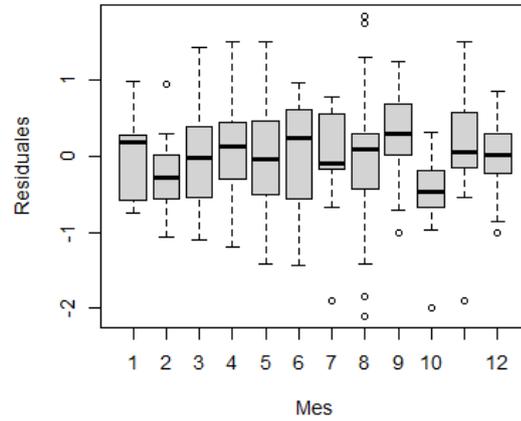
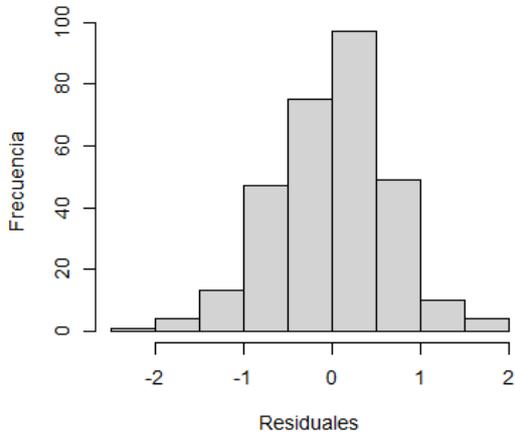
Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Chaetodon humeralis</i>	cebrita	0.32	38
		<i>Chloroscombrus orqueta</i>	hojita	2.49	84
		<i>Citharichthys gilberti</i>	lenguado frentón	0.14	12
		<i>Citharichthys stigmaeus</i>	lenguado pseudoalon	3.45	215
		<i>Citharichthys platophrys</i>	lenguado con colmillo 2	4.72	16
		<i>Deckertichthys aureolus</i>	trompudo	2.67	15
		<i>Elattarchus archidium</i>	roncador	0.12	2
		<i>Engyophrys sanctilaurentii</i>	lenguado cola manchada	3.39	530
		<i>Epinephelus analogus</i>	mero con puntos	0.12	5
		<i>Etropus delsmani</i>	etropus delsmani	31.42	1,775
		<i>Etropus peruvianus</i>	lenguado zapato	0.42	21
		<i>Eucinostomus sp.</i>	trompudo 2	0.74	81
		<i>Fistularia commersonii</i>	pez corneta 2	0.36	12
		<i>Fistularia corneta</i>	pez corneta	2.69	28
		<i>Fowlerichthys avalonis</i>	pez zanahoria	0.36	5
		<i>Galeichthys peruvianus</i>	bagre	3.73	32
		<i>Gnathophis cinctus</i>	congrío serpiente	2.12	56

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Gymnothorax equatorialis</i>	morena	6.91	43
		<i>Haemulopsis sp.</i>	callana 2	7.88	273
		<i>Hippoglossina macrops</i>	lenguado de ojo grande	0.36	1
		<i>Hippoglossina tetrophthalmalma</i>	lenguado 4 ocelos	1.72	46
		<i>Hoplunnis pacifica</i>	pez alambre	0.14	10
		<i>Hyporthodus niplobles</i>	mero manchado	0.69	28
		<i>Kathetostoma averruncus</i>	bulldog	29.53	213
		<i>Larimus pacificus</i>	bereche	241.14	787
		<i>Lepophidium pardale</i>	congrío leopardo	0.19	10
		<i>Lophiodes caularis</i>	pez sapo	6.29	61
		<i>Nicholsina denticulata</i>	pez carnada 3	0.22	7
		<i>Oligoplites refulgens</i>	atuncillo cola amarilla	0.14	9
		<i>Ophichthus zophochir</i>	anguila común	2.98	16
		<i>Ophidion fulvum</i>	congrío gato	11.87	320
		<i>Opisthonema sp.</i>	machete con hebra	1.22	22

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Orthopristis chalceus</i>	callana	0.85	18
		<i>Paranthias colonus</i>	pez drácula	0.57	1
		<i>Pareques sp.</i>	pez rayas negras	0.30	2
		<i>Polydactylus approximans</i>	barbudo azul	0.75	39
		<i>Polydactylus opercularis</i>	barbudo amarillo	0.48	1
		<i>Pontinus furcirhinus</i>	puñal	1.15	4
		<i>Porichthys margaritatus</i>	fraile luminoso	14.40	585
		<i>Prionotus albirostris</i>	cabrilla voladora 2	3.58	225
		<i>Prionotus sp.</i>	cabrilla voladora	8.39	127
		<i>Prionotus stephanophrys</i>	falso volador	21.25	914
		<i>Pristigenys serrula</i>	san juan	0.54	4
		<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	san pedro	67.27	2,953
		<i>Rypticus nigripinnis</i>	mero manchas amarillas	0.15	3
		<i>Scorpaena histrio</i>	diablo	1.93	90

Destino	Grupo	Nombre científico	Nombre común	kg/km ²	Nro. indiv./km ²
		<i>Selene brevoortii</i>	jorobado	0.38	8
		<i>Selene peruviana</i>	espejo	19.90	986
		<i>Serranidae</i>	pez lobo	0.69	6
		<i>Sphoeroides lobatus</i>	tamborín 2	9.27	49
		<i>Sphoeroides sechurae</i>	tamborín	3.99	237
		<i>Sphoeroides sp. 2</i>	pogoñol	2.74	6
		<i>Sphyaena ensis</i>	barracuda	0.25	1
		<i>Stellifer mancorensis</i>	bereche 2	1.23	63
		<i>Syacium latifrons</i>	lenguado playero	0.38	3
		<i>Symphurus sp.</i>	lengüeta	34.42	986
		<i>Synodus evermanni</i>	zorra	41.74	767
		<i>Trachurus murphyi</i>	jurel	0.17	2
		<i>Trichiurus lepturus</i>	pez cinta	1.73	18
		<i>Umbrina xanti</i>	polla	6.94	575
		<i>Xenichthys xanti</i>	ojón con punto	1.47	34
		<i>Xenistius californiensis</i>	pez varias franjas	0.55	22
		<i>Zalieutes elater</i>	pez murciélago	0.73	1

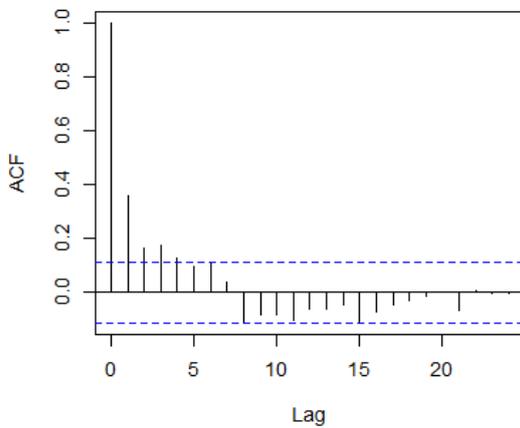
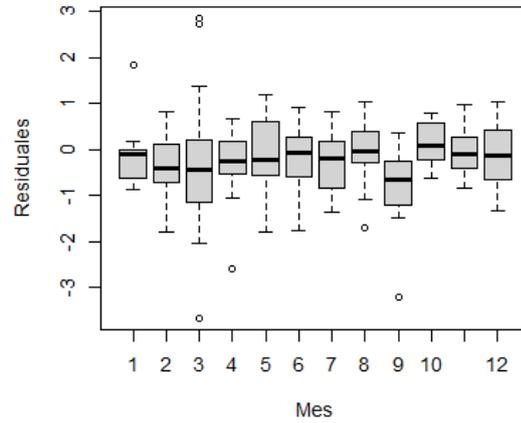
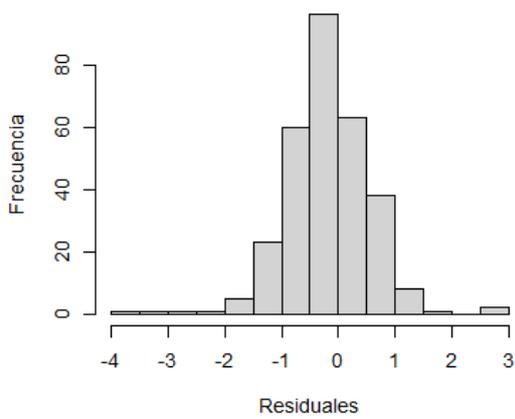
Anexo 2. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar el índice de Margalef con respecto al mes usando GAM



Fuente de variación	edf	F-ratio	P-valor
GAM – Variable respuesta: Índice de Margalef			
Mes	4.78	3.401	0.0000

$R^2 = 7.35\%$

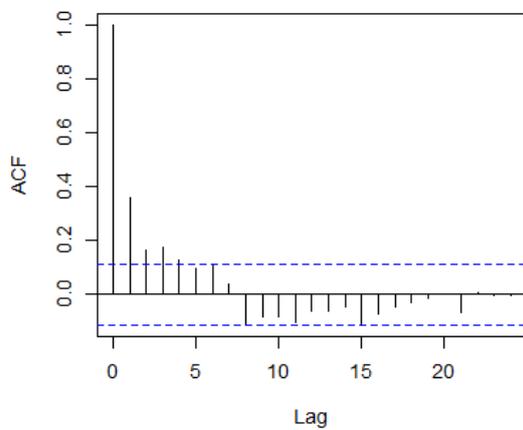
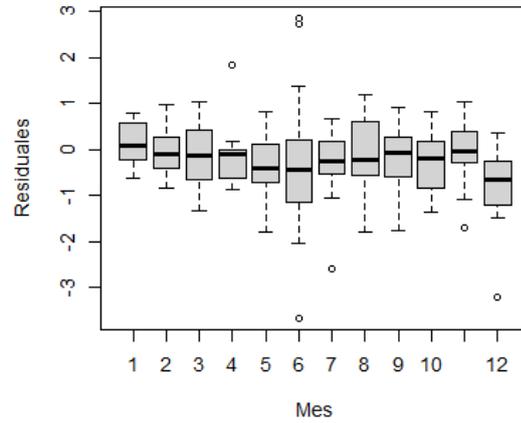
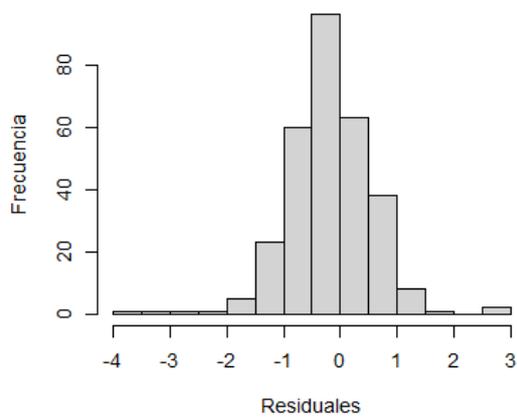
Anexo 3. Verificación de supuestos y tabla de resumen al relacionar el inverso del índice de Simpson con respecto al mes usando GAM



Fuente de variación	edf	F-ratio	P-valor
GAM – Variable respuesta: log(Inverso del índice de Simpson)			
Mes	5.72	10.63	0.0000

$R^2 = 19.8\%$

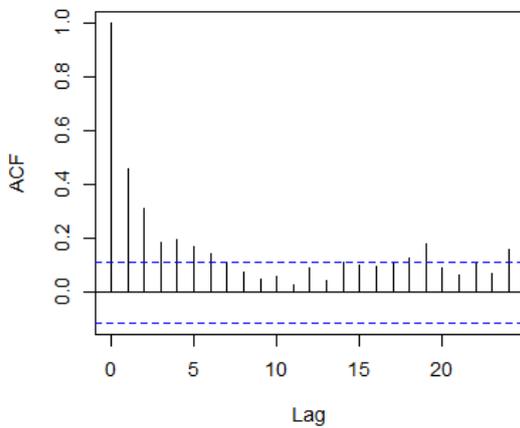
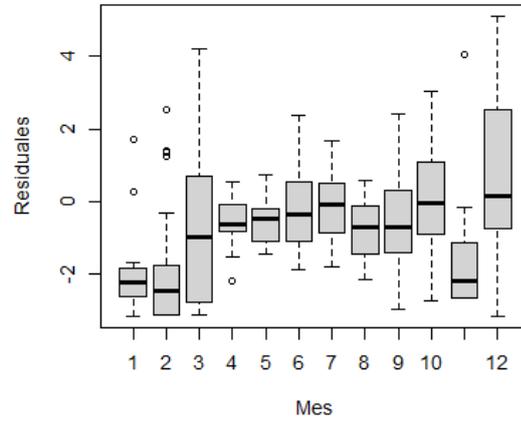
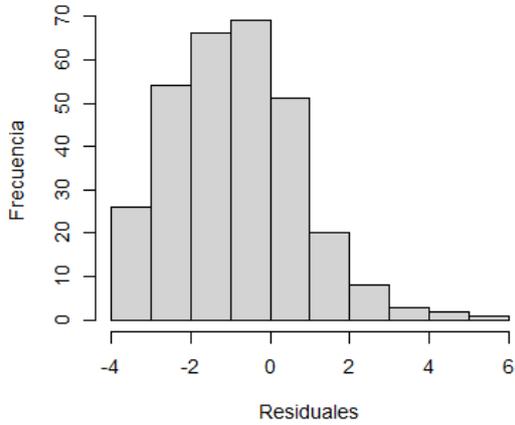
Anexo 4. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la captura por área barrida (CPUA) del langostino café con respecto al mes usando GAM



Fuente de variación	edf	F-ratio	P-valor
GAM – Variable respuesta: log(CPUA)			
Mes	5.72	7.29	0.0000

$R^2 = 13.3\%$

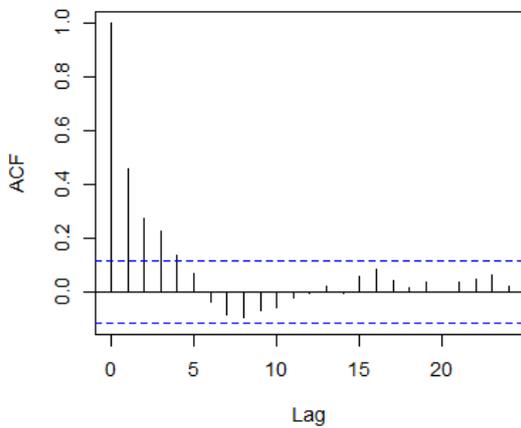
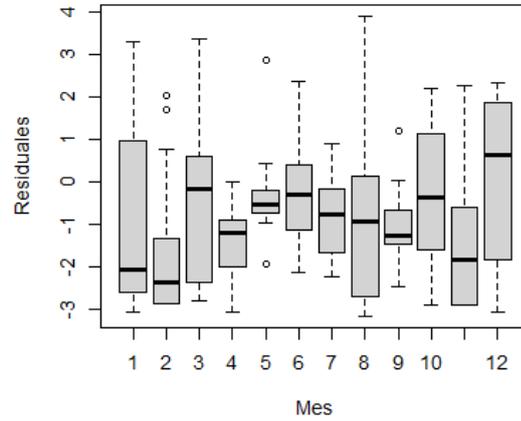
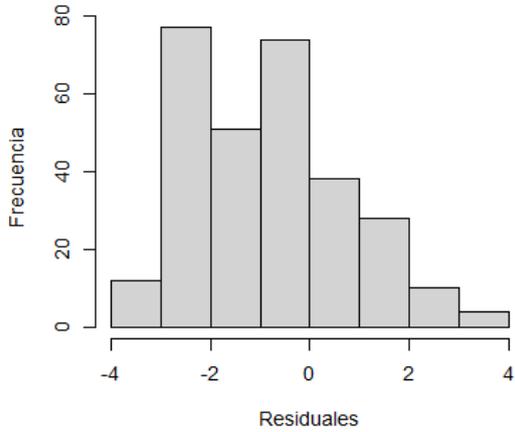
Anexo 5. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la captura por área barrida (CPUA) del carajito con respecto al mes usando GAM



Fuente de variación	edf	F-ratio	P-valor
GAM – Variable respuesta: log(CPUA)			
Mes	5.72	14.08	0.0000

$R^2 = 22.3\%$

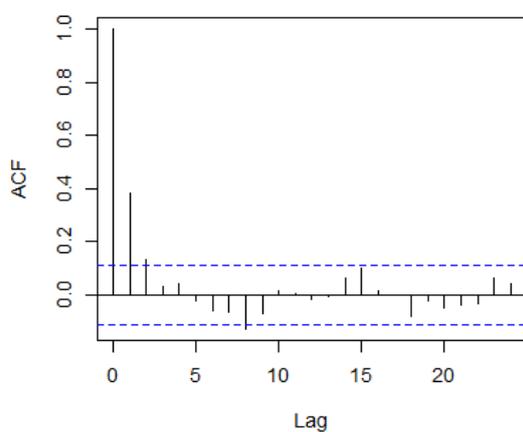
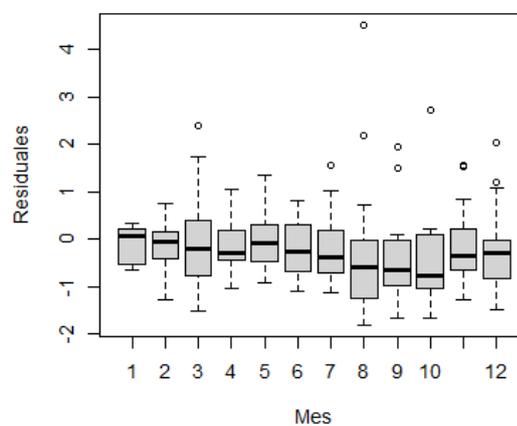
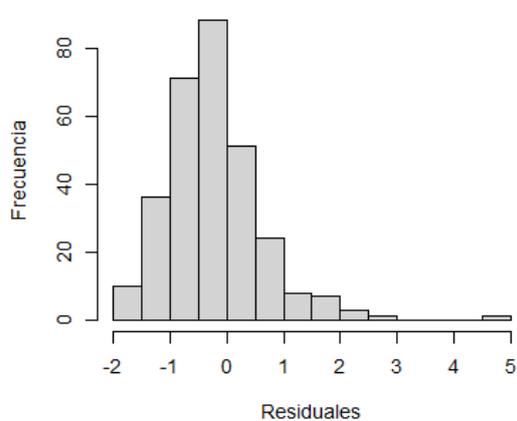
Anexo 6. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la captura por área barrida (CPUA) del lenguado boca chica con respecto al mes usando GAM



Fuente de variación	edf	F-ratio	P-valor
GAM – Variable respuesta: log(CPUA)			
Mes	5.40	2.924	0.0045

$R^2 = 5.44\%$

Anexo 7. Verificación de los supuestos y tabla de resumen al relacionar la CPUTA incidental (sin considerar las principales especies comerciales) con respecto al mes usando GAM



Fuente de variación	edf	F-ratio	P-valor
GAM – Variable respuesta: log(CPUTA)			
Mes	X	4.739	0.0001

$R^2 = 16.9\%$

Anexo 8. Resultados del análisis SIMPER mostrando las especies que contribuyeron con el 70 % de disimilitud entre la composición de las comunidades de otoño y verano

Grupos Otoño & Verano						
Disimilitud promedio = 63.20	Grupo Otoño	Grupo Verano				
Especies	Av.Abund	Av.Abund	Av.Dis s	Diss/S D	Contrib %	Cum. %
<i>Diplectrum conceptione</i>	195.80	48.72	5.79	1.52	9.15	9.15
<i>Penaeus californiensis</i>	179.94	213.70	3.85	1.37	6.08	15.24
<i>Larimus pacificus</i>	109.39	16.60	3.69	0.93	5.84	21.08
<i>Porichthys margaritatus</i>	102.56	17.30	3.22	1.08	5.09	26.17
<i>Etropus delsmanni</i>	90.41	72.63	2.57	1.36	4.07	30.24
<i>Etropus ectenes</i>	77.21	41.65	2.28	1.36	3.61	33.85
<i>Achelous asper</i>	101.79	77.45	2.25	1.39	3.56	37.41
<i>Prionotus stephanophrys</i>	58.73	40.65	2.11	0.79	3.34	40.75
<i>Sicyonia disdorsalis</i>	60.72	10.62	2.00	0.88	3.17	43.92
<i>Squilla panamensis</i>	60.07	22.64	2.00	1.12	3.16	47.07
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	44.48	41.22	1.93	1.01	3.05	50.13
<i>Solenosteira gatesi</i>	31.35	10.24	1.18	0.87	1.86	51.99
<i>Solenocera mutator</i>	29.91	16.84	1.17	0.76	1.85	53.84
<i>Diplectrum sp. 1</i>	25.96	21.85	1.16	0.94	1.84	55.68
<i>Hepatus sp.</i>	39.68	27.94	1.13	1.21	1.78	57.46
<i>Symphurus sp.</i>	34.90	9.97	1.12	0.97	1.78	59.24
<i>Squilla hancocki</i>	16.97	31.93	1.00	1.46	1.57	60.82
<i>Cyclopsetta querna</i>	21.59	24.54	0.95	1.20	1.50	62.32
<i>Dardanus sinistripes</i>	30.20	21.29	0.91	1.30	1.44	63.76
<i>Lolliguncula sp.</i>	12.54	27.37	0.90	1.23	1.42	65.18
<i>Sphoeroides lobatus</i>	0.00	24.19	0.89	1.30	1.41	66.59
<i>Synodus evermanni</i>	23.85	15.52	0.85	1.25	1.34	67.93
<i>Marsupina nana</i>	22.58	6.90	0.81	1.04	1.28	69.22
<i>Ficus ventricosa</i>	16.26	21.22	0.79	1.12	1.25	70.47