

INSTITUTO PÚBLICO
DE INVESTIGACIÓN DE
ACUICULTURA Y PESCA



E C U A D O R

INFORME ESPECIAL

Evaluación de la Población de Camarón pomada (*Protrachypene precipua*) del Golfo de Guayaquil, Ecuador

Mgs. Viviana Jurado
M.Sc. David Chicaiza
Dr. Cristian Canales

Colaboradores:
Walter Méndez
Jorge Correa

Mayo 2025



Este documento fue desarrollado en el marco de la cooperación público-privada entre Instituto Público de Investigación de Acuicultura y pesca (IPIAP) y Cámara Nacional de Pesquería (CNP) con el apoyo del proyecto Titi-Shrimp Sustainability

Para citar este documento:

Jurado, V.M., D. Chicaiza, C. Canales, 2025. Evaluación de la Población de camarón pomada (*Protrachypene precipua*) del Golfo de Guayaquil, Ecuador. Informe especial. Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca, Ecuador. 48 p.

RESUMEN

Se realizó la evaluación de la población de camarón pomada (*Protrachypene precipua*) del Golfo de Guayaquil. Se consideraron los parámetros biológicos citados en la literatura y estimaciones de desembarques generadas a partir de la información proveniente del monitoreo de la pesca de este recurso, realizado por el Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP). Los análisis fueron abordados sobre la base de dos tipos de modelos alternativos: uno para datos limitados en condiciones de equilibrio (LBPA), para los datos correspondientes a la pesquería artesanal de bolsos periodo septiembre 2016 a septiembre 2017 y otro, un modelo estadístico de captura a la edad, ajustado a las composiciones de tallas de las capturas, series de CPUE y desembarques (MESTOCKL) trimestrales entre 2005 y 2024, para la fracción poblacional capturada por las embarcaciones industriales, considerando el supuesto de que se trataría de una metapoblación con dos unidades poblacionales.

En el primer modelo de análisis (LBPA) la condición del stock dio cuenta de una población reducida entre 30% de la biomasa virginal (B_0) y un nivel de esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) 2.75 veces el valor de referencia $F_{40\%}$. Los resultados obtenidos se explican por la ausencia de individuos grandes.

Por su parte, el modelo de evaluación estructurado en edades MESTOCKL muestra que los reclutamientos han variado estacionalmente sin mayores tendencias entre años, en tanto la mortalidad por pesca ha excedido permanentemente valores de referencia de manejo pesquero. La productividad de la población depende fuertemente de los pulsos estacionales de los reclutamientos. Esta estacionalidad se caracteriza por un máximo concentrado durante el segundo trimestre de cada año y mínimo hacia el cuarto trimestre. La presión de pesca hoy en día se sigue concentrando sobre una población juvenalizada y la escasa presencia de ejemplares sobre 10 cm de longitud total hace suponer una reducción considerable del potencial reproductivo. Para el 2025 el valor promedio de la mortalidad por pesca trimestral podría haber superado en 1.77 veces la mortalidad de referencia (sobrepesca), en tanto la población desovante se encontraría en torno al 90% (promedio) de la biomasa virginal (B_0) (sobreexplotación).

Las perspectivas de la población pasan por la reducción del esfuerzo de pesca en al menos un 60% y del aprovechamiento estacional de los reclutamientos. Al respecto se recomienda fortalecer el seguimiento de las pesquerías (industrial y artesanal) y cautelar el período del reclutamiento por medio de una veda extractiva durante el segundo trimestre del año. Del mismo modo y con el fin de evaluar alternativas para su recuperación, se recomienda realizar evaluación de estrategias de manejo. Las estrategias de manejo deberían estar sustentadas en objetivos alcanzables, medibles (puntos de referencia) y acordadas con pescadores y partes interesadas.

ÍNDICE GENERAL

1	INTRODUCCIÓN.....	1
2	ANTECEDENTES	3
2.1	PESQUERÍA	3
2.2	SOBRE LA ESPECIE.....	7
2.2.1	<i>Ciclo de vida</i>	9
2.2.2	<i>Ecología Poblacional</i>	10
2.2.3	<i>Aspectos Reproductivos</i>	10
2.2.4	<i>Crecimiento y Mortalidad</i>	11
3	METODOLOGÍA	13
3.1	CAPTURAS	13
3.2	COMPOSICIÓN DE TALLAS	14
3.3	Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)	15
3.3.1	<i>Análisis de cluster</i>	15
3.4	ENFOQUE METODOLÓGICO - MODELOS DE ANÁLISIS	16
3.4.1	<i>Length-based pseudo-cohort analysis (LBPA)</i>	16
3.4.2	<i>Modelo integrado de evaluación (MESTOCKL)</i>	17
3.4.3	<i>Supuesto de evaluación</i>	18
3.4.4	<i>Condiciones iniciales</i>	18
3.4.5	<i>Reclutamientos</i>	18
3.4.6	<i>Selectividad y Mortalidad por pesca</i>	18
3.4.7	<i>Peso estadístico de la información</i>	19
3.4.8	<i>Análisis de escenarios</i>	19
3.4.9	<i>Puntos Biológicos de referencia</i>	19
4	RESULTADOS	20
4.1	ESTIMACIÓN DEL ÍNDICE DE ABUNDANCIA.....	20
4.2	LENGTH-BASED PSEUDO-COHORT ANALYSIS (LBPA): PESQUERÍA DE BOLSOS.....	23
4.3	MODELO INTEGRADO DE EVALUACIÓN (MESTOCKL).....	27
4.3.1	<i>Ajuste del modelo y estimación parámetros</i>	27
5	DISCUSIÓN	36
6	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

1. INTRODUCCIÓN

La gestión de los recursos pesqueros requiere de la evaluación de poblaciones para conocer los rendimientos que son sostenibles a largo plazo. En muchos países, este no es un requisito legal, pero es fundamental para lograr una explotación sustentable de los recursos pesqueros, basada en objetivos de captura de largo plazo. Los científicos pesqueros trabajan para incorporar índices y relaciones funcionales en la evaluación de poblaciones, para mejorar los pronósticos de las implicancias del cambio ambiental y la pesca en el estado actual y futuro de esos recursos, por lo que, modelar el estado de una población, es importante para poder pronosticar la productividad y los niveles de explotación que puede soportar.

La captura de camarón, es una actividad pesquera tradicional e importante en el Pacífico ecuatoriano (Correa *et al.*, 2006). Si bien el volumen de desembarque, comparativamente, es menor que el de otras especies, como atunes o sardinas, el valor de mercado es superior, de acuerdo a lo señalado por Agüero & Guamán (2011). Estos autores mencionan, además, que los camarones penaeidos, constituyen la principal especie objetivo de la pesca de arrastre de camarón de Ecuador. En efecto, en la costa del Pacífico Norte, existen cuatro especies de interés comercial: *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes 1900), *Litopenaeus vannamei* (Bonne 1931), *Farfantepenaeus brevisrostris* (Kingsley 1878), *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson 1871) (García-Sáenz *et al.*, 2009).

Por otra parte, existe la flota pomadera, que dirige sus esfuerzos, principalmente, a la captura de camarón pomada (*Protrachypene precipua*) y como parte de su fauna acompañante se captura camarón titi o chiva (*Xiphopenaeus riveti*) y camarón cebrá (*Trachypenaeus byrdi*) (Chicaiza *et al.*, 2008).

Específicamente, la actividad pesquera sobre el recurso camarón pomada *P. precipua* (Burkenroad 1934), se inicia hacia el final de la década de 1950 e inicio de la década de 1960 (Cobo & Loesch, 1966; Chicaiza *et al.*, 2009) y se ha desarrollado, principalmente, entre Punta Chanduy y Data de Villamil, y en la Isla Puná (Bajo de Cauchiche – al sur de Punta Brava), en donde opera una flota arrastrera, exclusivamente, sobre esta especie. Otras áreas de extracción, se encuentran: 1) en los estuarios internos del Golfo de Guayaquil, 2) al norte del Pacífico ecuatoriano, en el estuario del río Esmeraldas y 3) en otras localidades pesqueras a lo largo de la costa ecuatoriana, en las que se opera con menos intensidad y a nivel artesanal (Nicolaidis *et al.*, 2012)

Por otra parte, los camarones penaeidos, incluyendo especies como el camarón pomada (*P. precipua*), suelen exhibir estructuras de meta-población, donde grupos subpoblacionales interconectados ocupan hábitats geográficamente separados, pero mantienen cierto grado de intercambio genético y demográfico (Kritzer & Sale, 2004; MacKenzie *et al.*, 2019). Este patrón es particularmente relevante en la costa del Pacífico, donde las condiciones oceanográficas (corrientes, estuarios y fondos fangosos) crean parches de hábitat adecuado que favorecen la formación de unidades poblacionales discretas ((Kritzer & Sale, 2004).

En el caso del camarón pomada, la evidencia sugiere la existencia de al menos dos núcleos principales: uno en el Golfo de Guayaquil (con zonas clave como Punta Chanduy y la Isla Puná) y otro probablemente dentro en los estuarios interiores del Golfo de Guayaquil. Aunque la dispersión larval y la migración de juveniles podrían mantener la conectividad (Pérez-Castañeda et al., 2020), las diferencias en la presión pesquera y la productividad local implican que cada subpoblación puede requerir estrategias de manejo diferenciadas para evitar su declive (Turner et al., 2021).

Se estima que la pesquería industrial del camarón pomada genera ingresos anuales entre US\$4.5 y US\$5 millones y aproximadamente US\$1 millón en utilidades operativas para la flota. El 75% de la producción del sector industrial se destina a la exportación, principalmente a Estados Unidos y la Unión Europea (Miranda, 2011).

La importancia económica de esta pesquería y los efectos negativos de la explotación llevaron al gobierno de Ecuador, desde la década de 1980, a introducir medidas para el manejo de la captura de camarones mediante redes de arrastre. Desde entonces, se han aplicado diversas reglamentaciones, tales como zonas exclusivas para la pesca artesanal (Acuerdo Ministerial N° 2305/06-08-1984), zonas protegidas (Acuerdo Ministerial N° 134/24-07-2007), cumplimiento de características técnicas de las artes de pesca (Acuerdo Ministerial N° 019/09-03-2010), prohibición para la actividad pesquera de arrastre, excepto para camarón pomada (Acuerdo Ministerial N° 020/13-03-2012), para cuya pesquería, se establecieron medidas de ordenamiento, regulación y control (Acuerdo Ministerial N° 426-A/05-10-2012 y 019/06-02-2013), tales como la veda anual desde el 15 de febrero al 15 de abril, el establecimiento de “zonas permitidas para la actividad pesquera” de la flota industrial del camarón pomada, correspondiente a dos áreas del Golfo de Guayaquil más allá de 1 milla de la costa y el límite de captura diario de 5.000 lb por barco (VAP, 2017).

En concordancia con las medidas mencionadas anteriormente, en 2014 se estableció el “*Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo del recurso camarón pomada (Protrachypene precipua) en Ecuador*”, con el propósito de articular las medidas de manejo pesquero entre todos los sectores que aprovechan el recurso camarón pomada, fortalecer el conocimiento científico, garantizar el cumplimiento de las normas vigentes y fomentar la participación de los usuarios del recurso en el manejo, investigación y control” (Acuerdo Ministerial N° 231/29-08-2014).

Si bien todas estas acciones, contribuyen a la explotación sustentable del recurso camarón pomada, es importante complementar el manejo pesquero con medidas de administración basadas en la mejor información científica disponible, para asegurar que la presión pesquera se adecúe a su capacidad reproductiva y asegurar su conservación. De esta manera, la ciencia pesquera se convierte en un pilar fundamental para el manejo pesquero, porque permite a los administradores de este recurso, tomar decisiones con información técnica objetiva e imparcial. Por estas razones, este trabajo se centra, primero, en resumir y sintetizar la información disponible sobre *P. precipua*, en el Golfo de Guayaquil y, posteriormente, con esta, realizar una evaluación indirecta del stock, para determinar el estado de explotación en el que se encuentra.

2. ANTECEDENTES

2.1 Pesquería

La captura de camarón langostino (*L. vannamei*, *L. stylirostris*, y *L. occidentalis*), en Ecuador, comenzó en 1952, cuando comienzan a operar los primeros barcos camaroneros, similares a los que operaban, en esa época, en el Golfo de México, alcanzado en 1954 cerca de 28 embarcaciones, las que, en conjunto, capturaron 660 toneladas (Cobo & Loesch, 1966). La flota camaronera tuvo fluctuaciones en el número de embarcaciones que operaban, alcanzando 297 en el 1987, cuyas capturas ascendieron a 7171 toneladas (Correa *et al.*, 2007). En 1998 se registró un total de 195 barcos operativos, descendiendo a 156 en 2011.

Como se mencionó anteriormente, en 2012 se establece la prohibición para la actividad pesquera de arrastre, excepto para camarón pomada. Particularmente, la actividad pesquera sobre este último, se inicia en 1956, año en que operaron 5 embarcaciones arrastreras (SGMC, 2012). En los años posteriores, la flota tuvo fluctuaciones en el número de embarcaciones, similar a lo ocurrido en la flota camaronera langostinera. Es así como, en la década de 1990, el número de embarcaciones operativas ascendió a 74 (Bucaram, 2018), disminuyendo a 37 en 2014 (VAP, 2017).

En esta pesquería, trabajan a bordo de las embarcaciones, alrededor de 222 personas, considerando que, en promedio, cada embarcación posee habitabilidad para 6 personas y que, en la actualidad, el número de embarcaciones operativas asciende a 37 (Bucaram, 2018). Se estima que 30 personas actúan como armadores y, por otra parte, si bien no existen registros oficiales, se estima que la pesquería genera alrededor de 1200 puestos de trabajo a mujeres, que se dedican, principalmente, al procesamiento del camarón (VAP, 2017).

Las embarcaciones están construidas de madera, cuya eslora mide entre 10 y 25 m de largo. Poseen bodegas de cuatro toneladas de capacidad y la potencia de los motores varía entre 150 y 200 HP (Chicaiza *et al.*, 2008; VAP, 2017). El tonelaje de registro neto (TRN) promedio de estas embarcaciones es de 13.69 metros cúbicos (SGMC, 2012). La mayoría de los barcos pomaderos no cuentan con sistemas de refrigeración a bordo, por lo tanto, usan hielo para mantener la cadena de frío hasta desembarcar la captura (VAP, 2017). El uso de dispositivos de monitoreo satelital (DMS) es obligatorio en todas las naves pesqueras. Algunas embarcaciones utilizan sistemas de sonar para detectar el tipo de fondo y la posible presencia de camarón pomada.

La flota pomadera opera actualmente en los exteriores del Golfo de Guayaquil, y tiene como principal puerto de desembarque el puerto de Posorja (**Figura 1**). Esta es la única zona donde se llevan a cabo lances industriales de arrastre de camarón pomada en Ecuador. Lo anterior se debe, principalmente a las restricciones impuestas por la entidad que administra los recursos pesqueros, además de que sus artes de pesca solo pueden ser caladas en bajas profundidades, entre 2 y 4 brazas o 3.7 a 7.3 metros de profundidad (Nicolaidis *et al.*, 2011) y el Golfo de Guayaquil presenta aguas someras, más allá de la

zona de 1 milla, que es lo señalado en los reglamentos pesqueros emitidos por la autoridad gubernamental, para proteger a ejemplares juveniles de esta y otras especies hidrobiológicas.

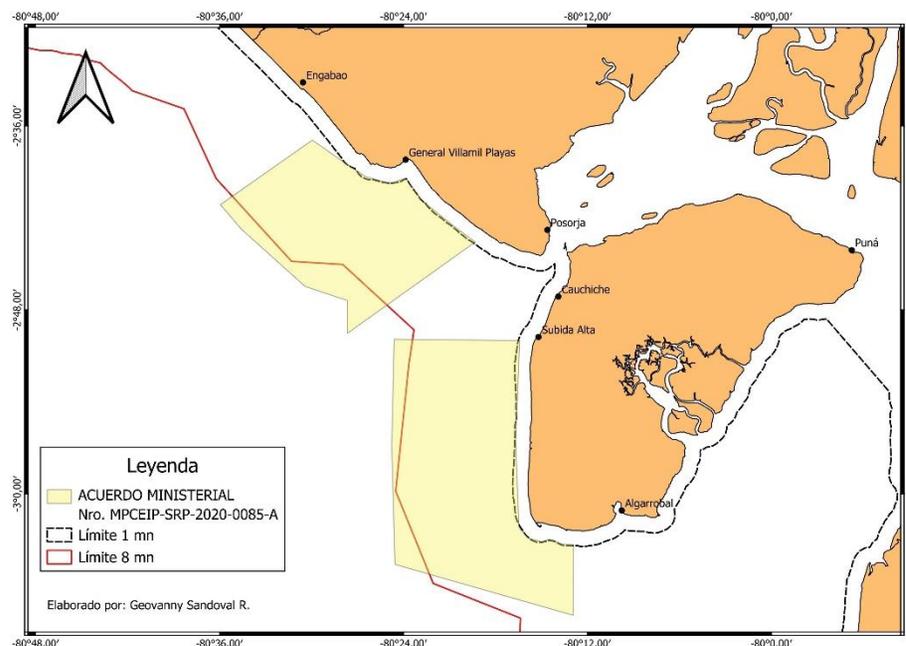


Figura 1. Zona de pesca de los barcos arrastreros pomaderos de Posorja. Fuente: Sandoval G., 2025

Actualmente, la flota opera en dos áreas de pesca, de acuerdo a la reglamentación pesquera vigente y cada una de las mencionadas áreas está integrada por diferentes localidades. Es así, como el Área 1 (Playas) que está compuesta desde General Villamil Playas ($2^{\circ}36,925'S - 80^{\circ}29,95'W$); hasta Casa de los Prácticos ($2^{\circ}43,575'S - 80^{\circ}19,322'W$) y Área 2 (Puná), que está compuesta desde Punta norte de Puná ($2^{\circ}50,000'S - 80^{\circ}16,417'W$); hasta Cierre de la Plástica ($3^{\circ}3,319'S - 80^{\circ}12,923'W$) (Acuerdo Ministerial MPCEIP – SRP-2020-0085-A/27-07-2020).

La pesca del camarón marino, se realiza con el sistema de arrastre doble, por babor y estribor en paralelo (**Figura 2**). Para ello, la embarcación posee dos tangones o botalones, en las bandas, además de winche virador y cable de arrastre (Agüero & Guamán, 2011).

El arte de pesca utilizado por las embarcaciones (**Figura 3**), es una red de arrastre cónica dividida en secciones o paños. Mientras la red opera, las alas permanecen abiertas, por la resistencia que ejercen, contra el agua, los tableros de madera rectangular o portalones de $2 \times 4 \text{ m}^2$, adosado a las malletas del arte de pesca. Los portalones poseen un patín de fierro en la base para soportar la interacción con el fondo marino.

Además, las redes poseen dispositivos de flotación en la relinga superior y cadenas con peso en la relinga inferior, para mantener la altura de la boca de la red. El largo, varía entre 12 y 24 metros y la luz de malla mide entre 1.25 y 1.5 pulgadas (Chicaiza *et al.*, 2007). El uso de dispositivos excluidores de tortugas (TEDs, por sus siglas en inglés) es obligatorio para toda la flota.

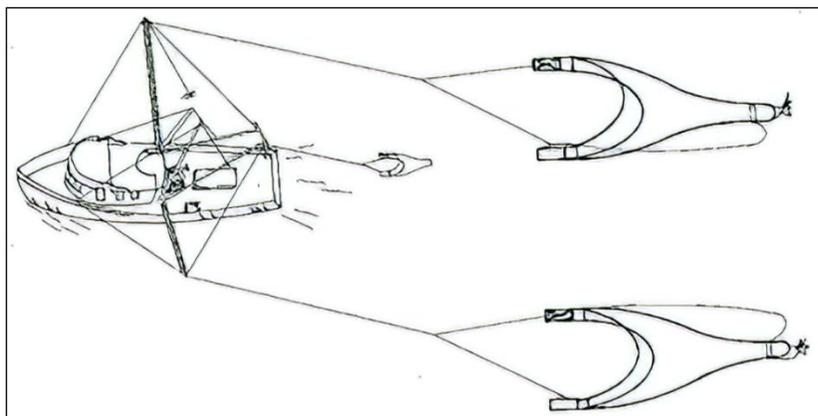


Figura 2. Esquema de operación del sistema de arrastre doble. Fuente: Agüero & Guamán, 2011

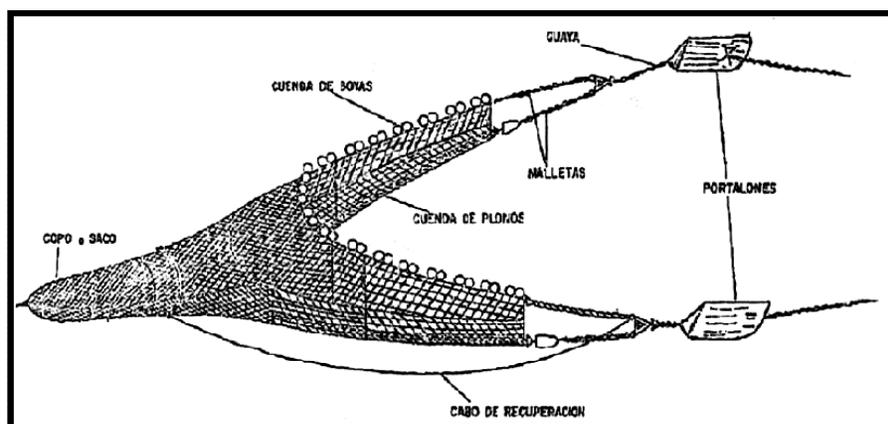


Figura 3. Esquema de una red de arrastre industrial para la captura de camarones. Fuente: SGMC, 2012

En cuanto a la pesca artesanal de este crustáceo, la modalidad más relevante es la que emplea redes de bolso pasivas, los pescadores, están organizados en diferentes asociaciones y/o cooperativas y están agrupados geográficamente por macrozonas, operando principalmente en los estuarios interiores del Golfo de Guayaquil (**Figura 4**). Según la Clasificación Internacional Uniforme de Artes de Pesca (ISSCFG, por sus siglas en inglés) de la FAO (Nedelec & Prado, 1999), este arte de pesca (denominado localmente "bolso") se clasifica en la categoría de trampas no especificadas (código ISSCFG 8.9.0, abreviado como FIX) (**Figura 5**). Los pescadores instalan estas redes durante la bajamar¹ en los

¹ Fin del reflujó del mar o movimiento descendente de la marea, cuando el agua alcanza su nivel más bajo

aguajes de clara y oscura, dejándolas operativas durante la pleamar² (Altamirano, 2016). Así, la corriente arrastra al camarón pomada (especie objetivo) junto con fauna acompañante, que quedan atrapados en el bolso de la red.

Mediante el Acuerdo Nro. MPCEIP-SRP-2020-0077-A del 8 de julio de 2020, se establecieron las primeras medidas de ordenamiento, seguimiento, control y vigilancia para la actividad pesquera dirigida a la captura del recurso camarón pomada (*Protrachypene precipua*) realizada por los pescadores artesanales que utilizan el arte de pesca “red de bolso”, en la actualidad rige el AM MPCEIP-SRP-2024-0033-A del 30 de enero de 2024.

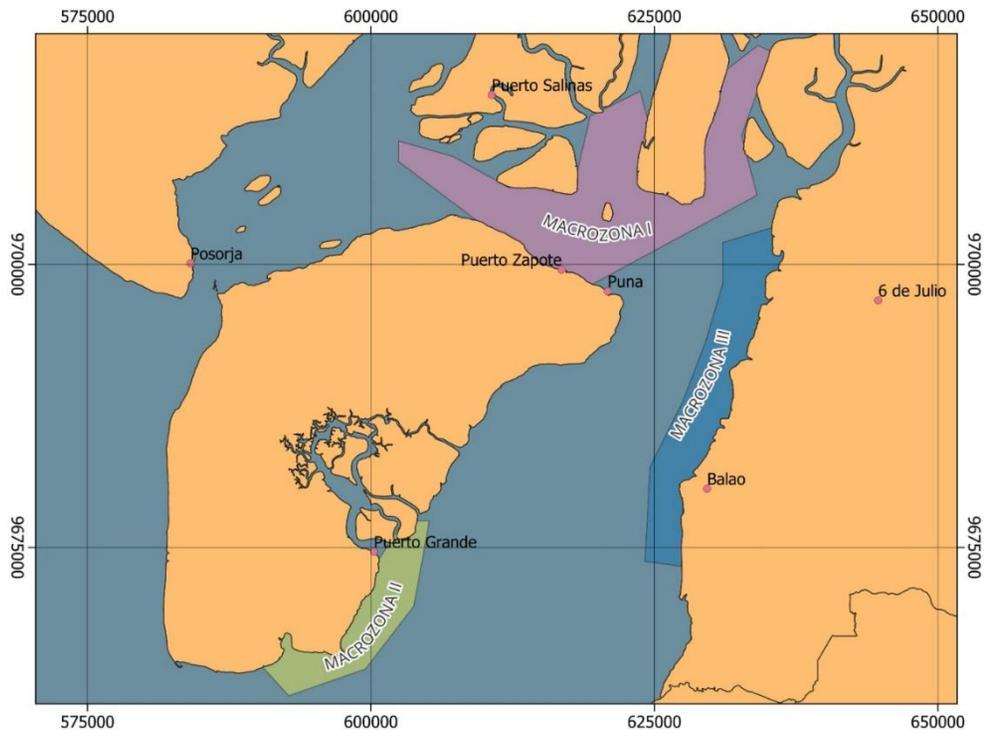


Figura 4. Distribución geográfica de zonas de pesca (macrozonas) con redes de bolso pasiva para la captura de camarón pomada. Fuente: IPIAP, 2024

² Fin del movimiento creciente de la marea, cuando el agua alcanza su nivel más alto

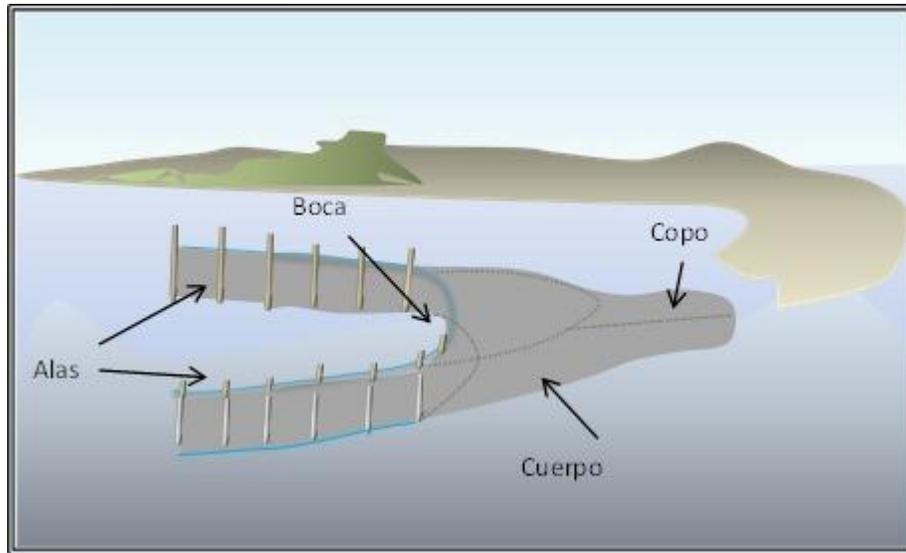


Figura 5. Red de bolso pasiva para la captura artesanal de camarón pomada, en el estuario interno del Golfo de Guayaquil. Fuente: IPIAP, 2024

2.2 Sobre la especie

El camarón pomada (**Figura 6**), es un crustáceo decápodo perteneciente a la familia Penaeidae. Los primeros antecedentes, mostraban una distribución desde Nicaragua hasta Ecuador (Holthuis, 1980), pero posteriormente se registró su presencia en México y Perú (Méndez, 1981; Hendrickx, 1995) (**Figura 7**). Esta es una especie estuarino–costera que habita fondos esencialmente lodosos, hasta 40 m de profundidad, en particular frente a las desembocaduras de los ríos (Hendrickx, 1995).



Figura 6. Camarón pomada (*Protrachypene precipua*, Burkenroad 1934).
Fuente: Suárez (2017)

De esta especie se registran capturas en El Salvador y Nicaragua, como fauna acompañante en lances de pesca artesanales e industriales de *Litopenaeus vannamei*, *L. occidentalis* y *L. stylirostris* (camarón blanco), *Farfantepenaeus californiensis* (camarón café) y *F. brevirrostris* (camarón rojo) (López 2007, López Mendoza 2009), no obstante, lo anterior, no existen antecedentes suficientes para definir con precisión la distribución del stock o población. A pesar de esto, se podría señalar que las mayores abundancias se registran en el Golfo de Guayaquil, en donde se desarrolla una intensa pesquería industrial (**Figura 8**) y en la zona norte de la provincia de Esmeraldas, donde es capturada principalmente de manera artesanal (Ormaza-González, 2007).



Figura 7. Distribución espacial del camarón pomada (*P. precipua*).
Fuente: <https://www.sealifebase.ca/summary/Protrachypene-precipua.html>.

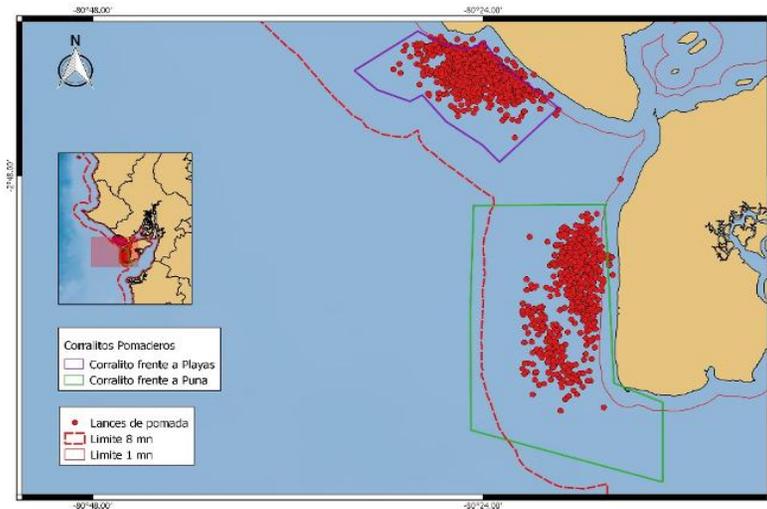


Figura 8. Distribución espacial de la flota de arrastre industrial que captura camarón pomada en el Golfo de Guayaquil. Fuente: Chicaiza *et al.*, 2019.

2.2.1 Ciclo de vida

Su ciclo de vida (**Figura 9**) incluye 11 estadios larvales. La fase planctónica (larvas y postlarvas) tiene una duración aproximada de 3 semanas, momento en el cual los animales han alcanzado entre 6 y 14 mm de longitud total y presentan un aspecto similar al del camarón adulto. Las postlarvas ingresan a los esteros, abandonando su modo de vida planctónica, pasando a formar parte del bentos en las zonas litorales (INP, 2016).



Figura 9. Ciclo de vida de la familia Penaeidae tropical o subtropical. Fuente: INP, 2016

En estos fondos, los ejemplares crecen aceleradamente, alcanzando rápidamente el estadio juvenil, y a medida que aumentan su tamaño, van regresando gradualmente a las zonas de descarga de los ríos o estuarinas en donde se convierten en sub-adultos. Posteriormente, estos ejemplares migran mar afuera, hacia las zonas de reproducción y, de esta manera, completan su ciclo de vida. Generalmente las especies de esta familia alcanzan su madurez sexual antes de haber cumplido un año de edad (Hendrickx, 1995).

P. precipua, como la mayoría de las especies de la familia Penaeidae, se caracteriza por tener un ciclo de vida corto, cuya longevidad no superaría los tres años (Chicaiza *et al.*, 2008, Nicolaides *et al.*, 2011).

2.2.2 Ecología poblacional – meta-población

Entender la dinámica de meta-poblaciones en estos camarones es esencial para una gestión pesquera sostenible. Por ejemplo, las medidas regulatorias actuales en Ecuador, como las vedas temporales y las zonas de exclusión para la flota industrial (Acuerdo Ministerial N° 231/2014), podrían resultar insuficientes si no se toma en cuenta la estructura espacial de la población (Chicaiza *et al.*, 2009). Estudios en otros penaeidos, como *Penaeus* spp., han demostrado que la sobreexplotación de una subpoblación puede reducir el reclutamiento en áreas adyacentes, afectando la resiliencia global del stock (Defeo & Castilla, 2005).

2.2.3 Aspectos reproductivos

P. precipua presenta actividad reproductiva continua durante todo el año con formación de gametos, presentando un período de mayor actividad en la época cálida del año, entre diciembre y abril (Nicolaides *et al.*, 2012). En concordancia con lo anteriormente señalado, la mayoría de los estudios muestran importante presencia de ejemplares con gónadas vacías durante todo el período, pero en menor proporción en el segundo semestre, en donde la proporción de hembras con gónadas en desarrollo aumenta (Chicaiza *et al.*, 2007; Chicaiza *et al.*, 2008; Nicolaides *et al.*, 2011, Méndívez *et al.*, 2011).

Chicaiza & Méndívez (2012), realizaron un análisis global (2005-2010), determinando que el porcentaje de hembras maduras como índice de la población reproductora es bajo (4%), lo que según estos autores, se podría explicar por dos situaciones: “1) que la mayoría de las hembras maduran dentro del sistema estuarino y migran al exterior para llevar a cabo el desove en aguas oceánicas, permaneciendo una fracción de ellas dentro de los estuarios del Golfo de Guayaquil o 2) que las hembras maduras que se encuentran mar afuera, se acercan a la costa a desovar y por acción de las corrientes son arrastradas hacia el interior de los estuarios”, todo lo anterior considerando el ciclo de vida que presentan los camarones penaeidos (García & Le Restre 1986).

Los antecedentes, sobre *P. precipua*, muestran tallas de madurez sexual, en que el 50% de los ejemplares se encuentran maduros (TMS50%) entre 6.60 y 7.63 cm de longitud total (**Tabla 1**).

Tabla 1. Talla de madurez sexual de *P. precipua*, determinada en diferentes investigaciones.

Autores	a	b	LT _{50%} (cm)	LT _{95%} (cm)	Zona
Chicaiza <i>et al.</i> (2007; 2008; 2009)	24.6	3.2	7.60	8.51	Posorja
Chicaiza & Mendivez (2012)	11.6	1.8	6.60	8.95	Costa ecuatoriana
Nicolaides <i>et al.</i> (2012)	17.0	2.2	7.63	8.95	Posorja y Esmeraldas

2.2.4 Crecimiento y mortalidad

Respecto de la relación talla-peso para *P. precipua*, existen diversas estimaciones, pero parte importante de estas, se encuentran fuera del rango normal para el parámetro de alometría b (2.5–3.5), de acuerdo a lo establecido por Carlander (1969; 1977). De esta manera, para este trabajo, de los parámetros seleccionados (**Tabla 2**), se utilizaron los estimados por Chicaiza *et al.* (2019).

Tabla 2. Parámetros de la relación talla-peso, estimada para *P. precipua*.

Autor	a	b	Sexo	Zona
Chicaiza <i>et al.</i> (2009)	2.38E-02	2.6		
Nicolaides <i>et al.</i> (2011)	1.46E-02	2.8	Ambos	Posorja
Nicolaides <i>et al.</i> (2012)	2.15E-02	2.6		
Castro <i>et al.</i> (2016)	1.15E-02	2.7	Ambos	
Suárez (2017)	1.83E-02	2.7	M	Esmeraldas
	8.40E-03	3.1	H	
Chicaiza <i>et al.</i> (2019)	2.76E-02	2.5	Ambos	Posorja
	1.33E-02	2.9		

Los parámetros de crecimiento de Von Bertalanffy (1934), se emplean en una serie de modelos utilizados en la evaluación de recursos pesqueros (Punt, 2003; Maunder *et al.*, 2015; Francis *et al.*, 2016; Punt *et al.*, 2016, Canales *et al.*, 2021). En este sentido, las estimaciones de la longitud asintótica (L_{∞}) para el camarón pomada, varían entre 9.0 y 10.9 cm de LT y el rango de valores del coeficiente de crecimiento, expresado como K , se encuentra entre 1.01 y 2.1 (**Tabla 3**).

En este trabajo, se seleccionaron los parámetros estimados por Nicolaidis *et al.* (2011), para el rango de 2005-2010, obtenidos mediante progresión modal.

Por otra parte, la tasa de mortalidad natural para *P. precipua* ha sido estimada por diferentes autores, variando entre 0.89 y 2.96 (**Tabla 4**). Para efectos del análisis, se consideró un valor $M=2.57$ (Nicolaidis *et al.*, 2012) correspondiente a una longevidad menor que 3 años.

Tabla 3. Parámetros de crecimiento estimados para ambos sexos de *P. precipua* en el Golfo de Guayaquil. Todos los datos provienen del muestreo de capturas en Posorja (Guayaquil, Ecuador). En negrilla se destaca el conjunto de parámetros empleados en los modelos de análisis

Referencia	Método	L_{∞} (mm)	k	t_0	Período
Chicaiza <i>et al.</i> (2007)	1	9.0	2.00	-	abr-dic 2006
		10.2	2.10	-	
Chicaiza <i>et al.</i> (2008)	1	10.0	1.20	-	mar-dic 2007
Chicaiza <i>et al.</i> (2009)	1	10.3	1.01	-	ene-dic 2008
Nicolaidis <i>et al.</i> (2011)	1	10.9	1.52	-0.14	2005-2010
	2	10.9	1.10	-0.19	
	3	10.9	1.56	-0.13	
Nicolaidis <i>et al.</i> (2012)	1	10.9	1.26	-0.17	2005-2011

(1) Progresión modal, (2) Progresión modal (K Scan), (3) Progresión modal (Response surface)

Tabla 4. Mortalidad natural, estimada para ambos sexos de *P. precipua*. En negrilla se destaca la estimación empleada para fines de evaluación.

Autor	M	Método
Chicaiza <i>et al.</i> (2008)	2.57	Rikhter & Efanov (1976)
Chicaiza <i>et al.</i> (2009)	2.23	Rikhter & Efanov (1976)
Nicolaides <i>et al.</i> (2011)	2.96	Pauly (1980)
Nicolaides <i>et al.</i> (2012)	2.57	Pauly (1980)
	0.89	Taylor (1960)
Chicaiza (2013)	1.72	Rikhter & Efanov (1976)
	2.09	Pauly (1980)

3. METODOLOGÍA

3.1 Capturas

Los datos de capturas totales corresponden al periodo 2005-2024 de la flota industrial, las mismas que fueron recalculadas y dividida en capturas trimestrales (**Figura 10**) según la escala temporal empleada en los análisis de dinámica poblacional. Para el recálculo se utilizaron estimadores basados en una estrategia de muestreo por conglomerados en dos etapas. En la primera etapa se realizó una selección aleatoria de embarcaciones, y en la segunda, una selección aleatoria de viajes, considerando los datos recopilados por el programa de observadores abordo (Saavedra J.C., 2025).

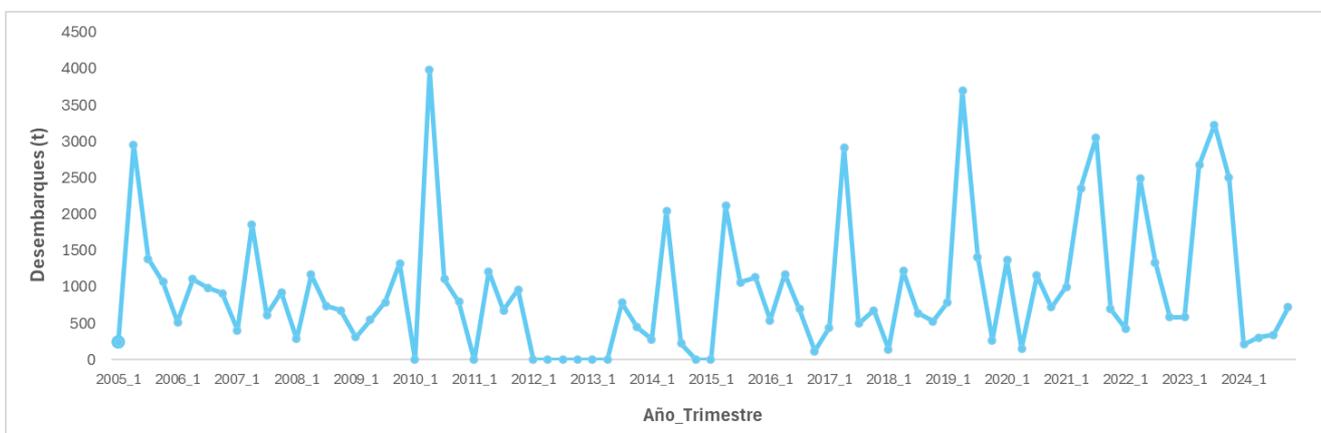


Figura 10. Estadísticas de las capturas, reconstruidas, de camarón pomada del Golfo de Guayaquil, Ecuador. Período 2005-2024.

3.2 Composición de tallas

Se consideró la información de estructuras de longitud total generada por el programa de investigación del camarón marino del IPIAP desde 2005 hasta 2024. Esta información proviene del monitoreo y/o seguimiento a la pesca del camarón pomada. La elaboración de las frecuencias de tallas se realizó considerando intervalos de 0.3 cm de longitud total y escala trimestral (**Figura 11**).

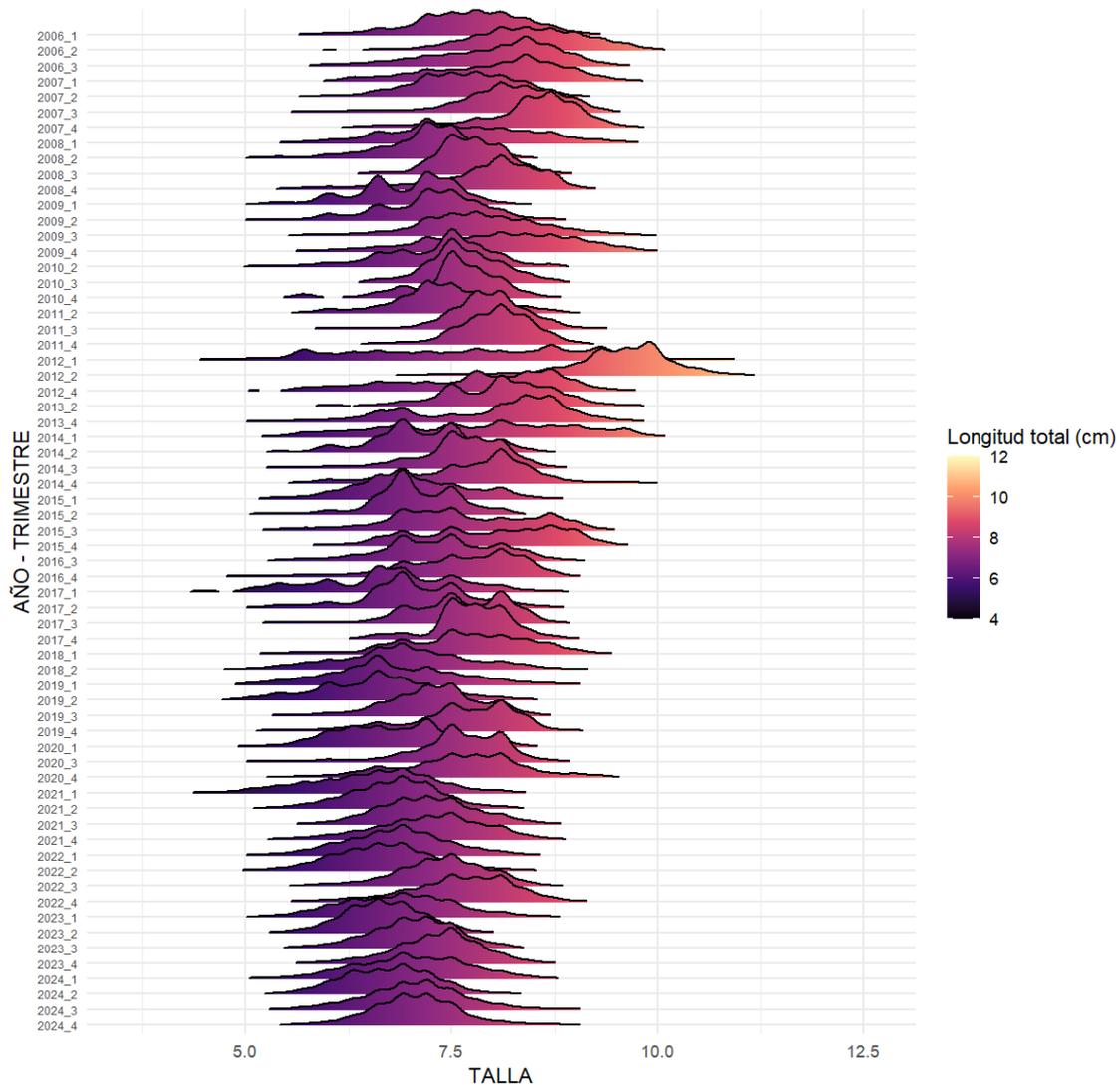


Figura 11. Composiciones de tallas de camarón pomada, generadas a partir de la información del monitoreo de la pesquería.

3.3 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

Considerando la necesidad de contar con índices de abundancia relativa para la evaluación indirecta del stock de camarón pomada, se utilizó la información de captura y esfuerzo disponible desde 2015 hasta 2024, dividida trimestralmente. Se obtuvo la captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) utilizando la metodología descrita por Maunder & Punt (2004), la cual consiste básicamente en el modelamiento de las tasas de captura en función de un conjunto de variables predictoras (fijas y aleatorias), mediante modelos lineales de efectos fijos clúster barco (LM), de acuerdo a lo reportado por Canales *et al* 2021.

Para realizar la modelación, se utilizó el supuesto de errores de observación multiplicativos lognormales considerando la asimetría positiva que presentan los rendimientos de pesca. En particular, el **modelo base de estandarización** utilizado es de la forma:

$$Y_{ijkl} = \exp(\alpha_i + \beta_j + \gamma_k + \alpha_i\beta_j)\exp(\varepsilon_{ijkl})$$

o equivalentemente:

$$\ln(Y_{ijk}) = \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + (\alpha_i\beta_j) + \varepsilon_{ijkl}$$

donde Y_{ijkl} corresponde al l -ésimo rendimiento de pesca observado en el año i -ésimo, en la zona j -ésima, obtenida por el barco k -ésimo, α es vector de parámetros asociados al año i -ésimo, β es el vector de parámetros de las zonas, γ es el vector de parámetros para los barcos, $\alpha_i\beta_j$ corresponde a la interacción espacio temporal y ε es el error aleatorio con distribución de probabilidad normal y varianza constante $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$.

De acuerdo a Maunder & Punt (2004), un estimador de la CPUE para el año i -ésimo, a partir del modelo se obtiene a través de:

$$\hat{cpue}_i = \exp\left(\hat{\alpha}_i + \frac{v(\hat{\alpha}_i)}{2}\right)$$

donde $\hat{\alpha}_i$ es el valor del parámetro estimado y $v(\hat{\alpha}_i)$ es la varianza estimada del parámetro α_i , ambos obtenidos a través de máxima verosimilitud, utilizando el ambiente de análisis estadístico R (R Core Team, 2020).

La varianza del estimador de la CPUE se puede aproximar a través del método delta (Seber, 1982). Esto es:

$$v(\hat{cpue}_i) = [\exp(\hat{\alpha}_i)]^2 v(\hat{\alpha}_i)$$

3.3.1 Análisis de clúster

Un análisis de conglomerados jerárquico (Peterson, 2002) fue realizado para definir grupos de embarcaciones que presenten similitudes en la posición geográfica (latitud) y rendimientos de pesca.

Particularmente, se utilizó el método de Ward (1963), que corresponde a un procedimiento en el cual, en cada etapa, se unen los grupos o clústeres para los cuales se tenga el menor incremento en el valor total de la suma de los cuadrados de las diferencias de cada dato perteneciente a un clúster. La elección del número de clústeres se realizó aplicando el método Silhouettes (Rousseeuw, 1987), en base a similitudes.

3.4 Enfoque metodológico - Modelos de Análisis

Basado en el supuesto de la existencia de dos unidades poblacionales, así como la información disponible, se procedió de la siguiente manera: Un primer modelo de datos limitados para la pesquería de camarón pomada artesanal con bolsos donde se asume que las composiciones de tallas son informativas de la presión de pesca, LBPA (Canales *et al.*, 2021). Un segundo modelo, para la pesquería industrial, correspondió a uno de producción estructurado a la edad, en el cual se integran los índices de abundancia, las series de desembarques y todas las composiciones de tallas de las capturas histórica para generar apreciaciones sobre el estado de las poblaciones (MESTOCKL) (Canales *et al.*, 2014).

3.4.1 Análisis de Pseudo-Cohortes basados en longitudes (LBPA)

En este modelo de estimación, se estudia el equilibrio cuya dinámica es en edades y las observaciones en tallas. El modelo LBPA (“Length Based pseudo-cohort analysis”) corresponde a un análisis de cohortes a la talla formulado por Canales *et al.* (2021), el cual es de naturaleza similar al modelo “Length Based Spawning Potential Ratio” (LBSPR) de Hodryk *et al.* (2014), pero cuya diferencia radica en la posibilidad de integrar varios años de análisis tratados como muestras aleatorias de una determinada condición poblacional. El modelo provee estimación de la mortalidad por pesca del período de análisis, el porcentaje de biomasa desovante remanente (SPR) y niveles de referencia (PBR) de acuerdo con el nivel de reducción de la biomasa desovante objetivo.

El modelo supone que la actividad pesquera es la única responsable de la ausencia de los individuos de mayor tamaño, de manera que a mayor diferencia entre la longitud asintótica (talla promedio de los ejemplares más longevos en estado virginal) y la talla promedio registrada en las capturas, da como resultado que el nivel de mortalidad por pesca se incrementa. El modelo depende fuertemente de los parámetros de historia de vida (crecimiento, madurez y mortalidad) y supone que el reclutamiento y mortalidad por pesca pueden ser representados por un promedio de largo plazo (equilibrio). Este modelo es particularmente útil cuando no se disponen de estadísticas confiables de desembarques, pero si de un muestreo intensivo de tallas de las capturas. Los parámetros biológicos empleados se entregan en (**Tabla 5**).

Tabla 5. Parámetros biológicos empleados en la evaluación de stock del camarón pomada. \log_{aw} y bw corresponden al logaritmo del coeficiente de condición y factor de alometría, respectivamente. L_{50m} y L_{95m} son la talla de madurez al 50% y 95%, y $spawn_time$ es la fracción del año en el cual sucede el desove. Los parámetros k y M están en escala trimestral

#Parámetros Biológicos							
#Loo	k	M	\log_{aw}	bw	L_{50m}	L_{95m}	$spawn_time$
93.0	0.38	0.64	-4.32	2.92	66.0	89.5	0.25
#Número de edades (supuesto)							
6							

El modelo resuelve 4 parámetros, los que corresponden a: 1) la mortalidad por pesca de los grupos completamente reclutados a la pesquería (F_{cr}); 2) la talla del reclutamiento L_0 ; 3) los parámetros L_{50} y 4) *rango* de la curva logística de selectividad. En todos estos casos se consideran *prioris* informativas cuyos coeficientes de variación fueron fijados en 0.1 (**Tabla 6**).

Tabla 6. Parámetros iniciales y sus correspondientes coeficientes de variaciones empleados en el modelo LBPA ajustado a datos de camarón pomada. El parámetro cv fue supuesto fijo.

#Initial values/priors (parameter, coef. of variation, estimation phase)						
# L50	slope	F	Lr	a0	cv	
69	7.0	0.64	69	0.0	0.1	
#coefficients of variation						
0.01	0.1	10.1	0.1	0.5	10.1	

3.4.2 Modelo integrado de evaluación (MESTOCKL)

Un modelo estadístico integrado de captura a la edad con datos en longitudes (Maunder & Watters, 2003), permitió recabar información sobre las variaciones en la mortalidad por pesca, los reclutamientos y la biomasa. El modelo, denominado MESTOCKL (Canales *et al*, 2014), considera la dinámica poblacional modelada en edades y se utilizan las composiciones de tallas de las capturas como observaciones.

El modelo supone un stock cerrado en el cual el reclutamiento es el resultado del “desove” ocurrido dentro de la misma área de distribución de la especie analizada en forma determinista. Se considera un modelo stock-recluta del tipo Beverton y Holt (1957), sensibilizado a distintos niveles de densodependencia ($h=1.0$). El modelo supone que el reclutamiento ocurre a inicios de cada período de tiempo y se distribuye sobre un rango de tallas siguiendo una curva de probabilidad normal. La talla promedio y la desviación de la talla del reclutamiento es estimada por el modelo.

Se consideran funciones de verosimilitud, como expresión del error de proceso y observación de las composiciones de tallas, índice de abundancia, desembarques, y desvíos trimestrales del reclutamiento, así como distribuciones a priori o penalizaciones de algunos parámetros de interés. Los parámetros biológicos fueron los mismos empleados en el modelo LBPA.

3.4.3 Supuesto de evaluación

Para este estudio, se plantea el supuesto de evaluación de que la estructura poblacional del camarón pomada corresponde a una meta-población, compuesta por al menos dos unidades poblacionales interconectadas, pero con cierta independencia demográfica. Esta suposición se basa en la distribución geográfica de la especie, que presenta núcleos principales en el Golfo de Guayaquil (incluyendo áreas como Punta Chanduy, Data de Villamil y la Isla Puná) y otro en los estuarios internos del Golfo de Guayaquil. Aunque existe intercambio larval y migración de individuos entre estas zonas, las diferencias en las condiciones oceanográficas, la presión pesquera y la conectividad limitada sugieren que cada unidad podría responder de manera distinta a la explotación. Este enfoque es relevante porque, de confirmarse, implicaría que las estrategias de manejo deben considerar tanto la dinámica local como la conectividad entre subpoblaciones para evitar la sobreexplotación de alguna de ellas.

3.4.4 Condiciones iniciales

El modelo se inicia el 1er trimestre de 2005, año en el cual la población ya presentaba notables evidencias de explotación (condición no-virginal). De acuerdo con esto, la composición de edades fue estimada como perturbaciones aleatorias a la edad en torno a una condición de equilibrio respecto de la mortalidad total de aquel momento.

3.4.5 Reclutamientos

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos pertenecientes al grupo de edad que comienza a ser explotado en la pesquería. La talla de reclutamiento es un parámetro a estimar en el modelo de evaluación. Para todos los efectos de la relación S/R, la edad relativa del reclutamiento fue supuesta de 1 trimestre (a_r). El reclutamiento trimestral (y) se modela como:

$$R_y = \frac{4R_0 SSB_{y-a_r}}{SSB_{y-a_r}(5h - 1) + SSB_0(1 - h)}$$

donde SSB es la biomasa desovante, SSB_0 la biomasa desovante virginal y h la inclinación de la relación S/R (steepness).

3.4.6 Selectividad y mortalidad por pesca

En el modelo de evaluación, la selectividad es doble normal pero supuesta en forma logística respecto de la edad, lo que significa que a partir de cierta edad/talla todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados. La forma logística se controla por medio de incrementar la segunda desviación de la curva normal.

La mortalidad por pesca es diferente según la edad/talla del individuo, y se distribuye siguiendo la curva de selectividad antes descrita. La selectividad consideró variabilidad temporal por medio de bloques de trimestres definidos a partir del examen de los desvíos del ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas. Los

períodos considerados fueron: 2012 (1er trim), 2012 (4to trim), 2018 (2do trim), 2019 (3er trim).

3.4.7 *Peso estadístico de la información*

La evaluación indirecta del stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener esta información conforme al supuesto de su distribución estadística, destacándose que, en general, los resultados son condicionales a la escala de los desembarques supuestos con mínimo error de observación ($cv=0.05$). La CPUE se consideró con error de observación $cv=0.2$. Por su lado, el tamaño de muestra efectivo para el ajuste de las composiciones de tallas de las capturas fue inicialmente supuesto y luego calculado de manera referencial según el estimador de Gavaris & Ianelli (2002). El valor empleado fue 50.

3.4.8 *Análisis de escenarios*

Debido a la alta incertidumbre en los niveles de desembarques extraídos por las diferentes flotas que operan sobre las unidades poblacionales de camarón pomada, el análisis consistió en suponer cambios en las magnitudes de los desembarques. En estos ensayos se espera obtener información del impacto que tienen en la condición del recurso. Todo lo anteriormente expuesto, se resume en la (Tabla 7).

Tabla 7. Configuración de los casos evaluados en la evaluación de la población de camarón pomada

Escenario	Configuración
S1	Base ($h=1.0$)
S2	Base + doble de desembarques a partir 2016
S3	Base + cuatro veces los desembarques a partir 2016

3.4.9 *Puntos Biológicos de Referencia*

Las estimaciones de la biomasa desovante y la mortalidad por pesca fueron contrastadas respecto de valores de referencia. Se consideró como **Punto Biológico de Referencia** un proxy del *Rendimiento Máximo Sostenido* (RMS) definido por el escape del 40% de la biomasa virginal (B_0), y consecuentemente, el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo plazo el 40% de B_0 ($F_{40\%}$) (Clark, 2002). Los valores fueron obtenidos mediante un modelo por recluta en condiciones de equilibrio.

Por nomenclatura, se denomina estado de sobreexplotación cuando la biomasa poblacional se ubica por debajo del valor de referencia ($40\%B_0$), y sobrepesca si la mortalidad por pesca excede el criterio máximo $F_{40\%}$. La sobrepesca equivale a remover más biomasa que la que es generada por la misma población, y por ende

determina la disminución de la misma. Esta situación puede determinar la sobreexplotación si no es advertida ni controlada.

4. RESULTADOS

4.1 Estimación del índice de abundancia

La estandarización de las tasas de captura para camarón pomada, consideró el ajuste de modelos de efectos fijos, con la interacción espacio-temporal, como efecto fijo, pero con el barco como efecto fijo, separado en clúster o conglomerados. La separación de los barcos en grupos o conglomerados, se realizó mediante el análisis de clúster, cuyos resultados arrojaron la existencia de dos grupos de embarcaciones (**Figura 12**), principalmente en términos de los rendimientos de pesca (**Figura 13**).

El análisis, muestra que los errores de este modelo, se aproximan a la distribución normal (**Figura 14a**), aún cuando existe cierta desviación en el extremo izquierdo de la recta de los cuantiles teóricos (**Figura 14b**).

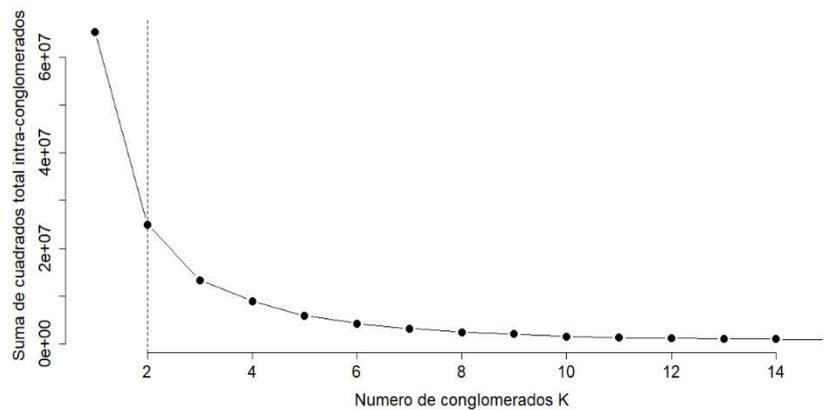


Figura 12. Número de clúster establecidos mediante la metodología de Ward (1963).

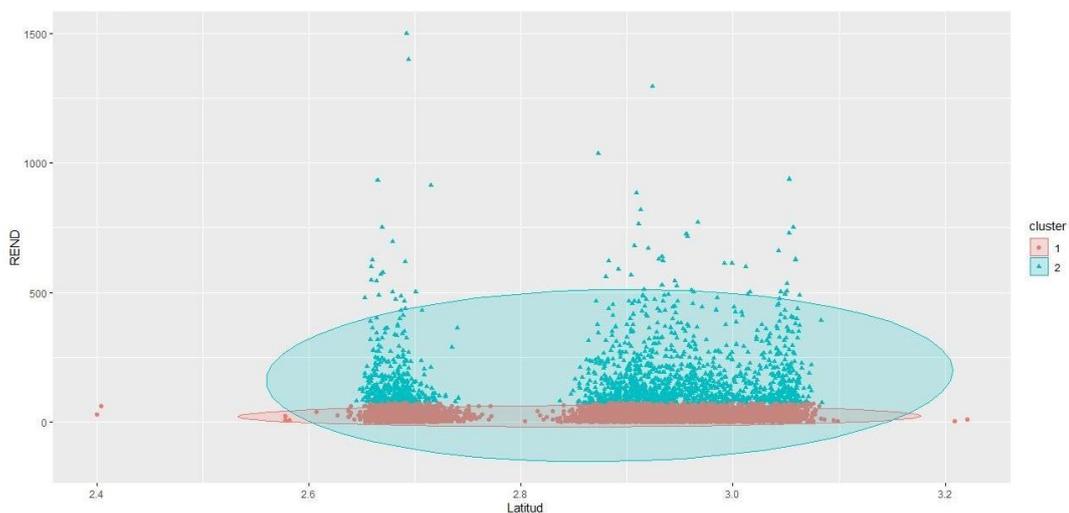


Figura 13. Separación de clúster. Variables aglomerantes: rendimiento y latitud.

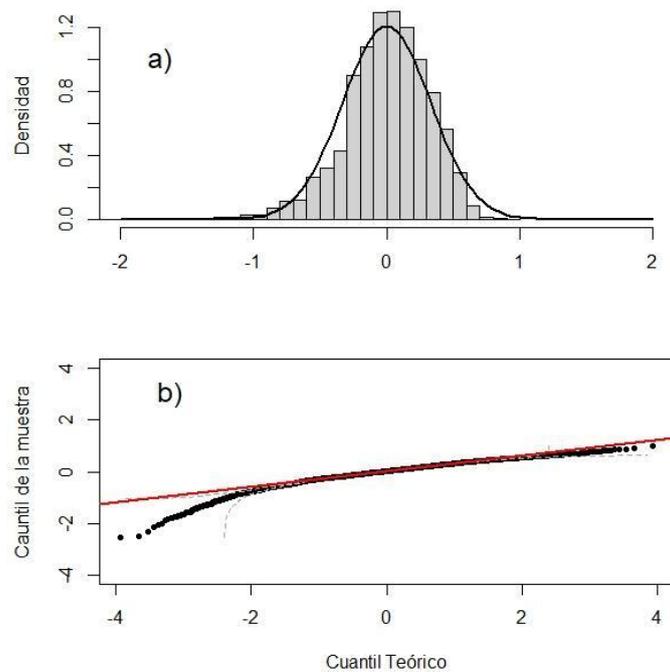


Figura 14. Análisis de residuos de modelo seleccionado: a) Distribución y b) gráfico cuantil-cuantil.

A partir del modelo seleccionado se extrae la componente temporal, que corresponde al rendimiento estandarizado utilizado como índice de abundancia en el modelo de evaluación de stock. En la **Figura 15**, se observa el rendimiento nominal y estandarizado. La componente temporal es la que genera mayor impacto en los rendimientos de pesca (**Figura 16**), aun cuando todos los otros factores son estadísticamente significativos (**Tabla 8**).

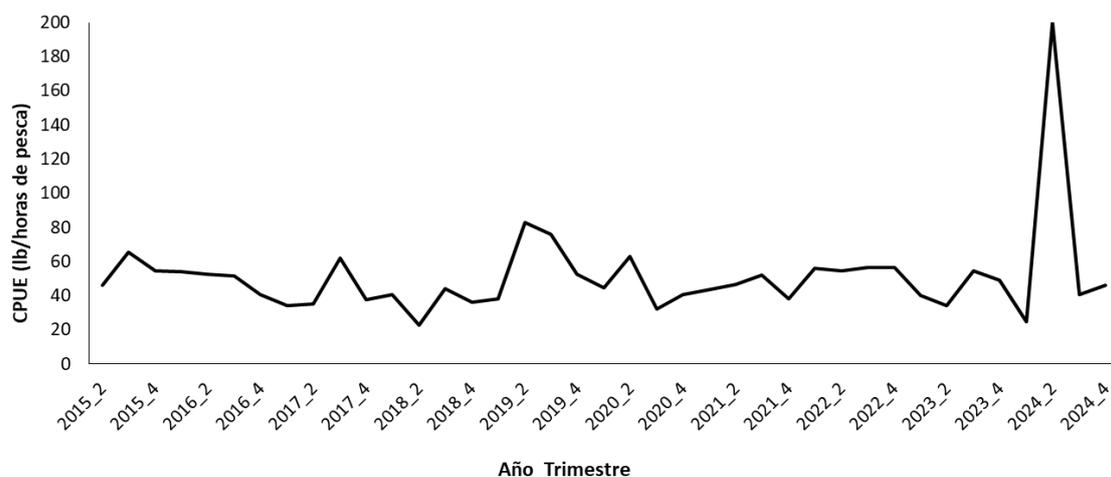


Figura 15. Captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para camarón pomada, período 2015 a 2024, modelo con efecto fijo Año-subzona y clúster barco.

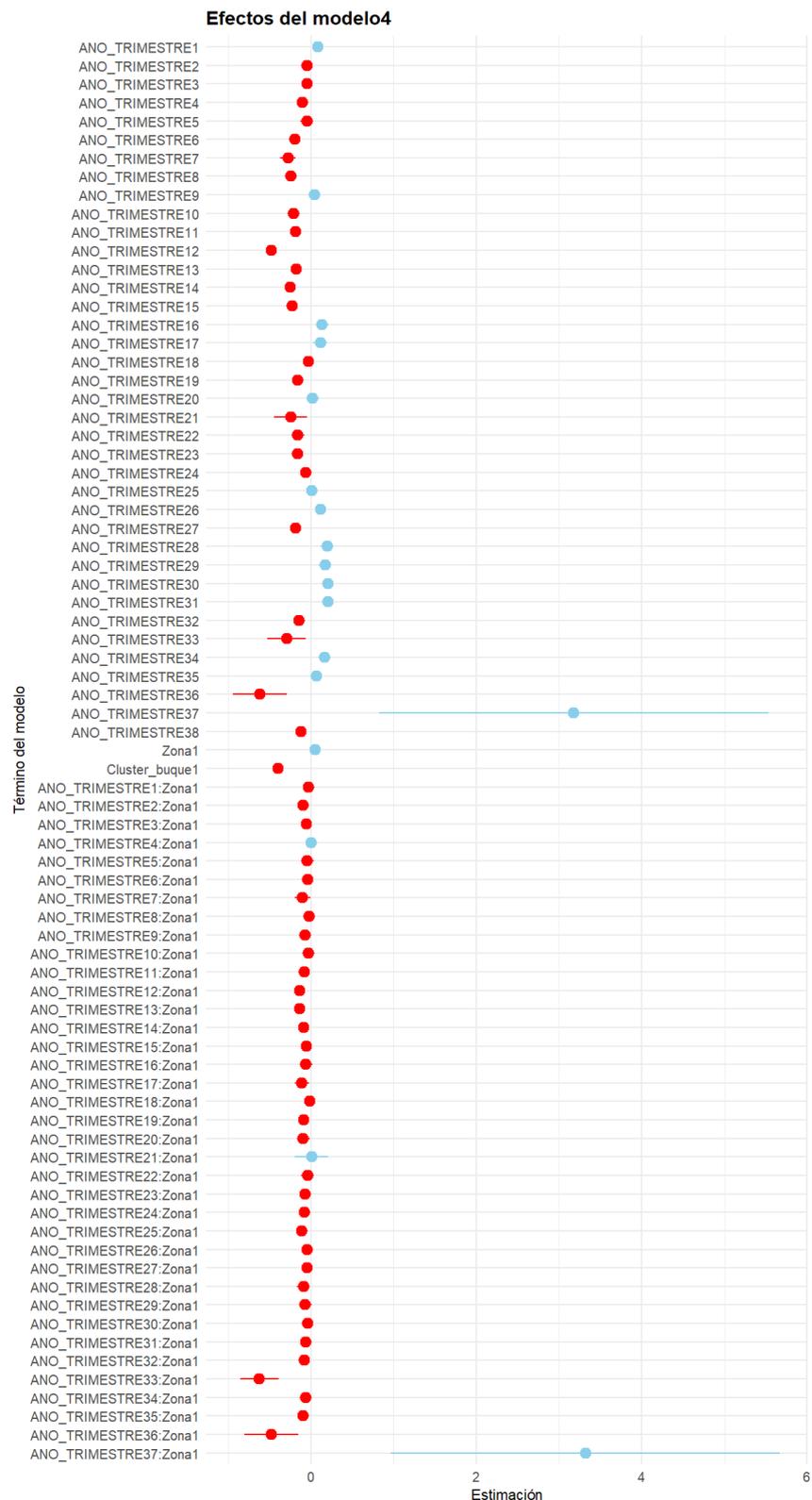


Figura 16. Parámetro (punto) e intervalo de confianza (línea) de los parámetros estimados en el modelo seleccionado.

Tabla 8. Tabla de análisis de varianza (ANOVA), para el modelo seleccionado.

Fuente de variabilidad	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico F	Valor-p
AÑO_TRIMESTRE	38	508.24	39.69	380.8847	<2.20E-16
ZONA	1	8.30	8.30	79.6247	<2.20E-16
CLUSTER BUQUE	1	1132.00	1132.00	10863.0225	<2.20E-16
AÑO_TRIMESTRE:ZONA	37	18.85	0.51	4.8882	<2.20E-16
RESIDUALES	19667	2049.43	0.10		

4.2 Análisis de Pseudo-cohortes basado en longitudes (LBPA): Pesquería de Bolsos

El análisis supone que cada composición de tallas es una muestra aleatoria tomada desde una condición poblacional promedio. Los datos de la pesquería de camarón pomada provenientes de las capturas con red bolso son limitados y la aplicación del modelo LBPA permite generar estimaciones del nivel de reducción poblacional relativo en ausencias de series de capturas e índices de abundancia. En este trabajo, se supone que en las capturas podría haber al menos 6 grupos de edades y que la desviación de la talla a la edad es un parámetro por resolver.

Los análisis muestran una notable variabilidad de los datos empleados, mientras el modelo reproduce adecuadamente los patrones más relevantes: la selectividad en el costado izquierdo y la sobrevivencia o mortalidad en el costado derecho de los datos de frecuencias de tallas (**Figura 17a**). En todos los casos analizados la talla promedio del reclutamiento (6.7 cm LT) es similar a la talla media madurez, mientras que la talla al 50% de selectividad (7.5 cm LT) que fue estimada por sobre esta talla de referencia (6.6 cm LT) (**Tabla 9**). Lo anterior significa que la explotación pesquera prácticamente no vulnera ejemplares inmaduros, pero captura a los individuos que soportan la reproducción de la población. En las figuras se ilustra la composición de tallas de las capturas actuales respecto de las teóricas en el objetivo de manejo (p. ej. 40%) y en condiciones sin pesca (**Figuras 17b y c**). Se observa que casi no hay diferencia entre las frecuencias de tallas de las condiciones actuales y de un escenario ideal (línea roja), representadas principalmente por la ausencia de individuos grandes mega-reproductores mayores a 10 cm de LT.

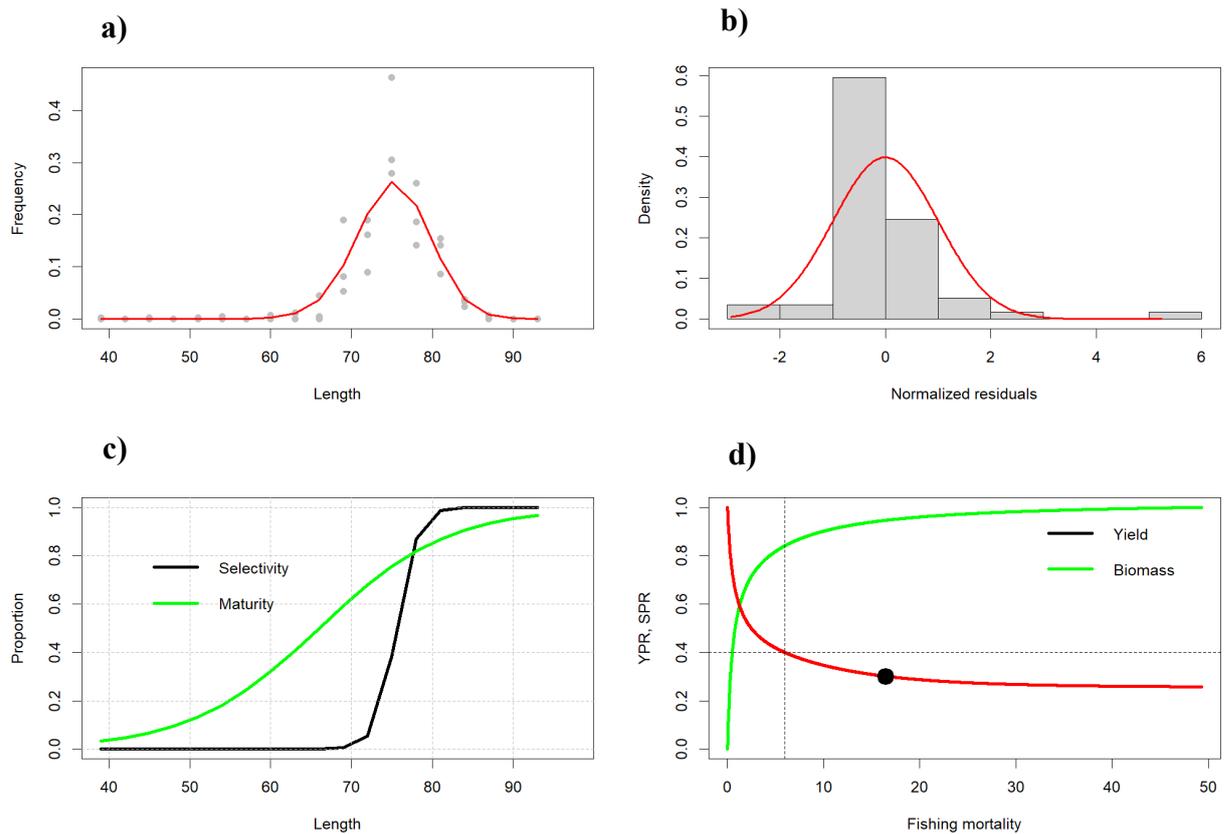


Figura 17. (a) Ajuste del modelo LBPA a las composiciones de tallas de camarón pomada provenientes de las capturas de bolso (línea roja). (b) Residuales. (c) selectividad y madurez (d) Curvas de proporción de reducción de la biomasa virginal (SPR) y rendimiento relativo (YPR) por recluta (línea roja).

Independientemente de lo limitado de los datos, las composiciones de tallas de las capturas, en particular la ausencia de individuos adultos, son compatibles con una condición de severa reducción poblacional de la fracción adulta debido a la pesca (evidencias de sobreexplotación) (**Figura 17d**). De acuerdo con esto, la captura actual estaría siendo sostenida por solo dos grupos de edades. Esto queda en notable evidencia al considerar que la talla asintótica bordea los 9.5 cm LT y que el tamaño de los individuos más grandes no supera los 7.5 cm de LT en promedio (**Figuras 18a, b y c**).

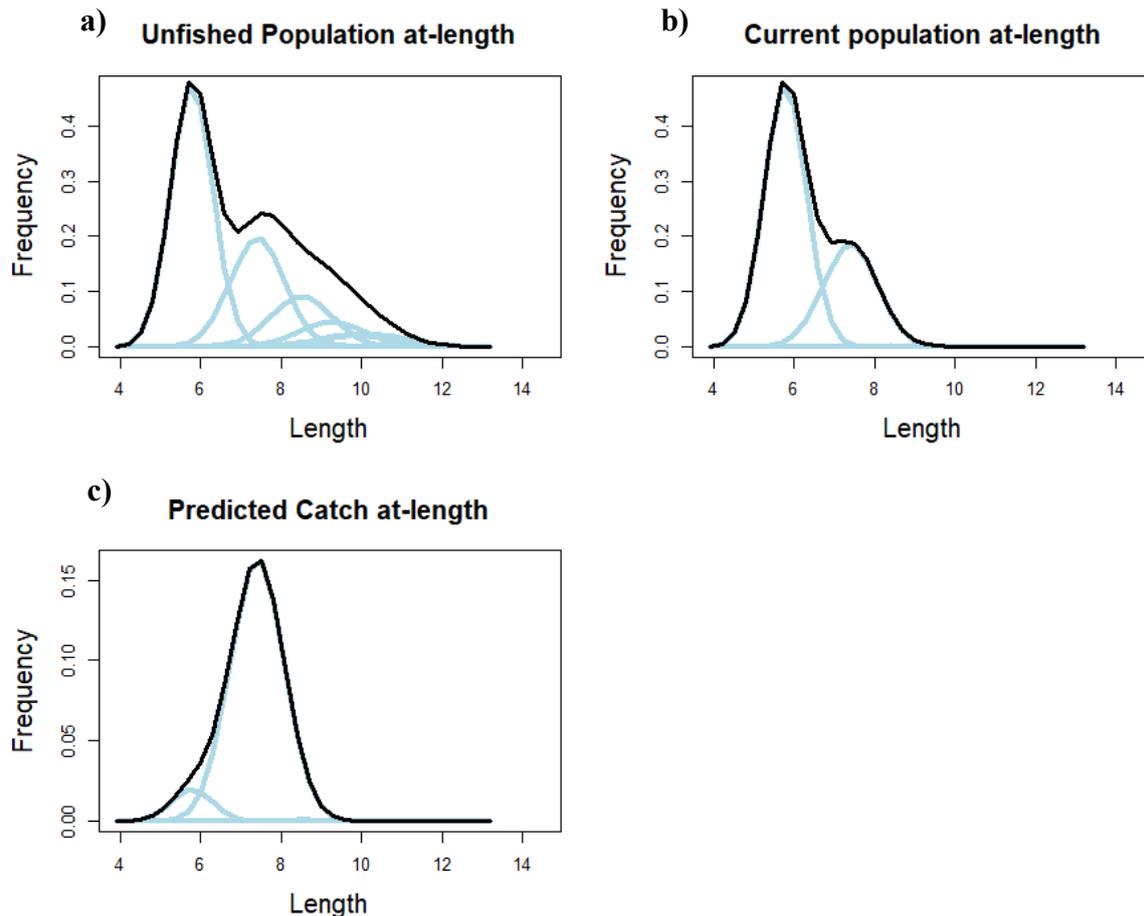


Figura 18. Composiciones de tallas por grupos de edad teóricos del camarón pomada. a) Población virginal, b) Población actual, c) Capturas actuales. Modelo LBPA.

Los análisis realizados, muestran que el promedio de las composiciones de tallas de las capturas se encuentra por debajo de una estructura de longitudes objetivo, por ejemplo, la que es observable cuando la biomasa ha sido reducida al 40% de la condición virginal. Se estima que el potencial reproductivo (SPR) se encuentra reducido al 30% de la condición virginal (sobreexplotación), lo cual se explica porque el nivel de esfuerzo de pesca relativo o mortalidad por pesca se encuentra entre 2.75 veces por sobre el valor de referencia ($F_{msy}=F_{40\%}$) (Sobrepesca) (Tabla 9). Las curvas de rendimiento y biomasa por recluta muestran que una eventual disminución del esfuerzo de pesca no generaría gran impacto en los rendimientos de pesca de largo plazo, pero favorecería considerablemente la recuperación del efectivo reproductor. Como referencia, la mortalidad por pesca, equivalente a un proxy del Rendimiento Máximo Sostenido ($F_{40\%}$), se estima en torno a $F_{msy}=5.9$, mientras que la mortalidad por pesca actual en cualquiera de los casos se ubica en torno a $F=16.44$ (Figura 17d).

Tabla 9. Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de composiciones de longitudes de las capturas de camarón pomada Mortalidad por pesca (F), Mortalidad por pesca de referencia al $40\%B_0$ (F_{tar}), índice de sobrepesca (F/F_{tar}), proporción de biomasa virginal ($SPR=B/B_0$), longitud al 50% de selectividad (L_{50}), inclinación de selectividad (d) y longitud de reclutamiento (L_r).

```

*****
Estimated model parameters
*****
Fishing mortality (F)           : 16.4397
Selectivity length at 50% (L50) : 75.6125
Selectivity slope (d)           : 3.71888
Invariant std deviation in length (a0): 1e-005
Coeff of variation length at-age (cv) : 0.057644
Size of recruits (Lr)           : 67.1677

*****
Derivates quantities
*****
Virginal biomass per-recruit (BPR0) : 5973.43
Current BPR                          : 1801.65
Target BPR                           : 2389.37
Current spawning potential ratio (SPR): 0.301611
Target SPR (SPRtar)                  : 0.4
Target fishing mortality (Ftar)       : 5.96145
Overfishing index (F/Ftar)           : 2.75766
Current yield per-recruit (YPRcur)    : 2247.6
Target yield per-recruit (YPRtar)     : 1996.63
Steepness (h)                        : 1

*****
Log-likelihood_components
*****
Length frequencies proportions        : 2795.73
Lr                                    : 0.0362183
a0                                    : 0
cv                                    : 0.606947
L50                                   : 0.418752
d                                     : 0.800082
Initial F                             : 0.051644
Total                                 : 2797.65

*****

```

4.3 Modelo integrado de evaluación (MESTOCKL)

4.3.1 Ajuste del modelo y estimación de parámetros

El ajuste del modelo integrado de evaluación permite comprender los procesos poblacionales subyacentes en los datos. Se destaca que la señal del índice de abundancia CPUE es reproducida de manera adecuada por el modelo y caracterizada por fuertes cambios de escala, atribuibles a procesos de reducción de stock intra-anual y explicado en parte, por la variabilidad en las capturas estacionales registradas en esta pesquería y los reclutamientos estacionales (**Figura 19a y b**). Del mismo modo, el modelo igualmente reproduce las variaciones en la talla promedio de los individuos, y en particular, la sostenida disminución registrada desde el 2012, período en el cual la CPUE registra sus más altos niveles junto a los desembarques (**Figura 19b, c y d**). La bondad del ajuste del modelo se representa por el diagrama de dispersión de los datos vs las estimaciones, cuyos niveles de correlación lineal son altos, con valores de 0.80, 0.93 y 0.96 para la CPUE, talla promedio (L_m) y proporción de captura a la talla, respectivamente. Lo anterior se detalla en el ajuste del modelo a las composiciones de tallas trimestrales de las capturas (**Figura 20 y 21**).

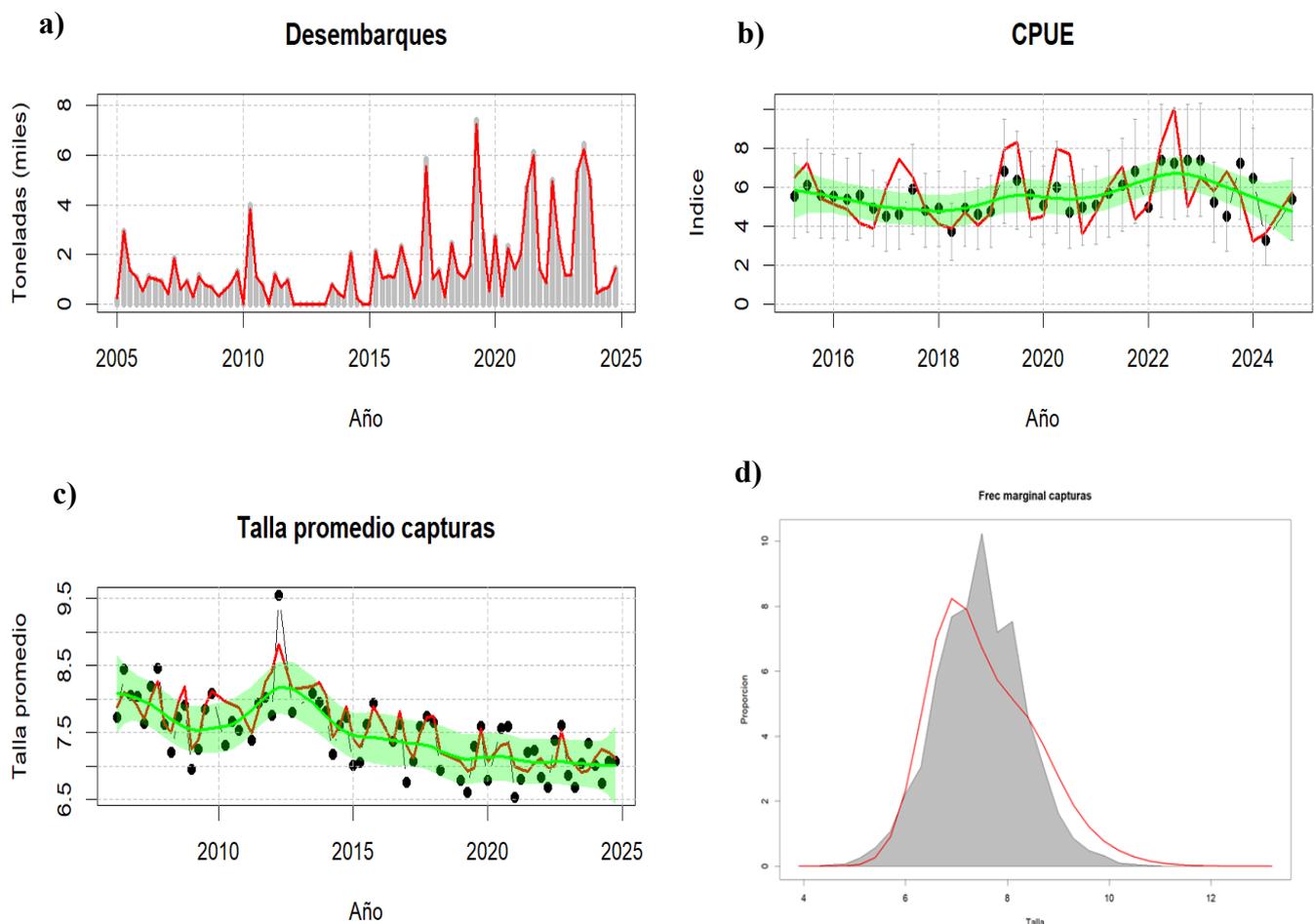


Figura 19. a) Ajuste del modelo MESTOCK a los datos trimestrales del camarón pomada capturas, b) CPUE, c) longitud promedio (L_m) y d) composición de longitudes total. La línea roja es el modelo. Las bandas verdes los intervalos de confianza

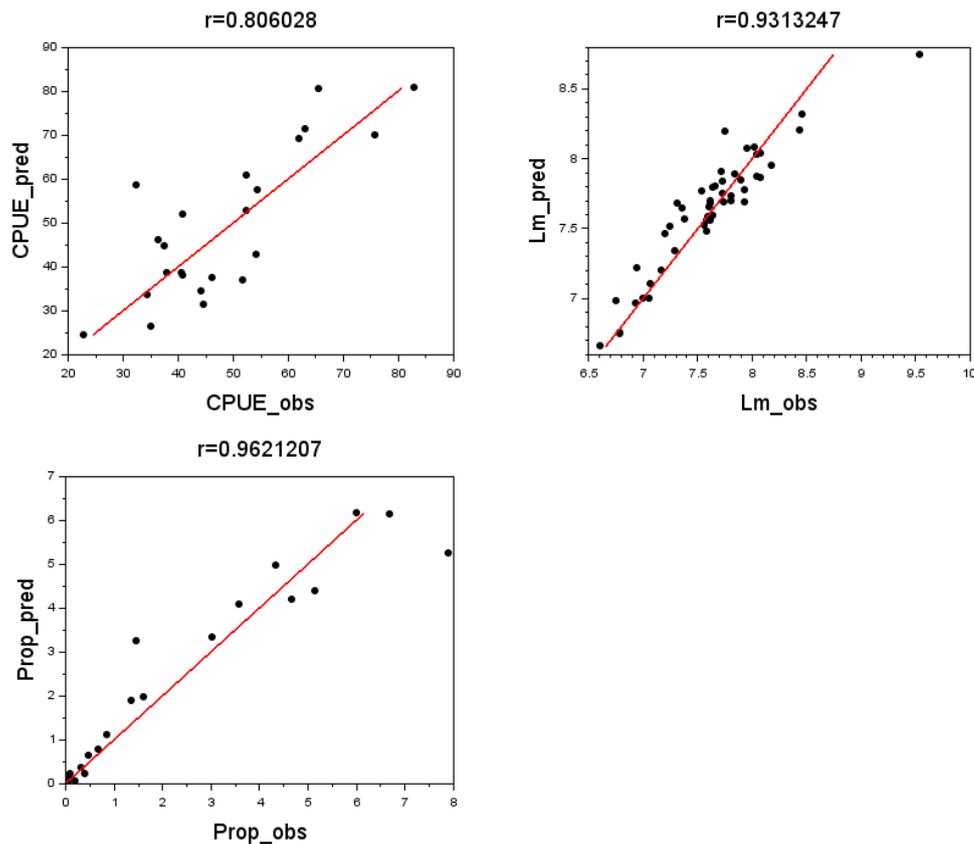


Figura 20. Correlación parcial (modelo lineal) entre los valores observados y estimados por el modelo MESTOCK a los datos trimestrales del camarón pomada: CPUE, Longitud promedio (Lm) y Proporción de captura a la talla.

El análisis de las variables poblacionales, indica que el camarón pomada ha tenido importantes fluctuaciones en torno a la biomasa de referencia (**Figura 22**), con un período de bajos niveles que se han acentuado desde 2016 hasta el año más reciente. La biomasa de referencia equivalente al 40% B0, se estimó en torno a 2 mil toneladas, mientras que las estimaciones de la biomasa desovante poblacional promedio del período más reciente, se aproximarían a 923 toneladas (**Figura 22**). Se puede destacar que en años anteriores el bajo nivel de abundancia poblacional no parece estar relacionado con las escalas de los reclutamientos, sino más bien con los altos niveles de capturas y mortalidad por pesca, sin embargo, las máximas capturas registradas en el 2023 pudieron ocasionar fallas en el reclutamiento afectando las abundancias del recurso. Al respecto, los reclutamientos de este recurso presentan una trayectoria marcadamente estacional y sin mayor tendencia en el tiempo. Esta estacionalidad queda representada por un máximo que se registraría hacia el segundo trimestre de cada año, seguido de una disminución hacia el cuarto trimestre de cada año (**Figura 23 y 24**).

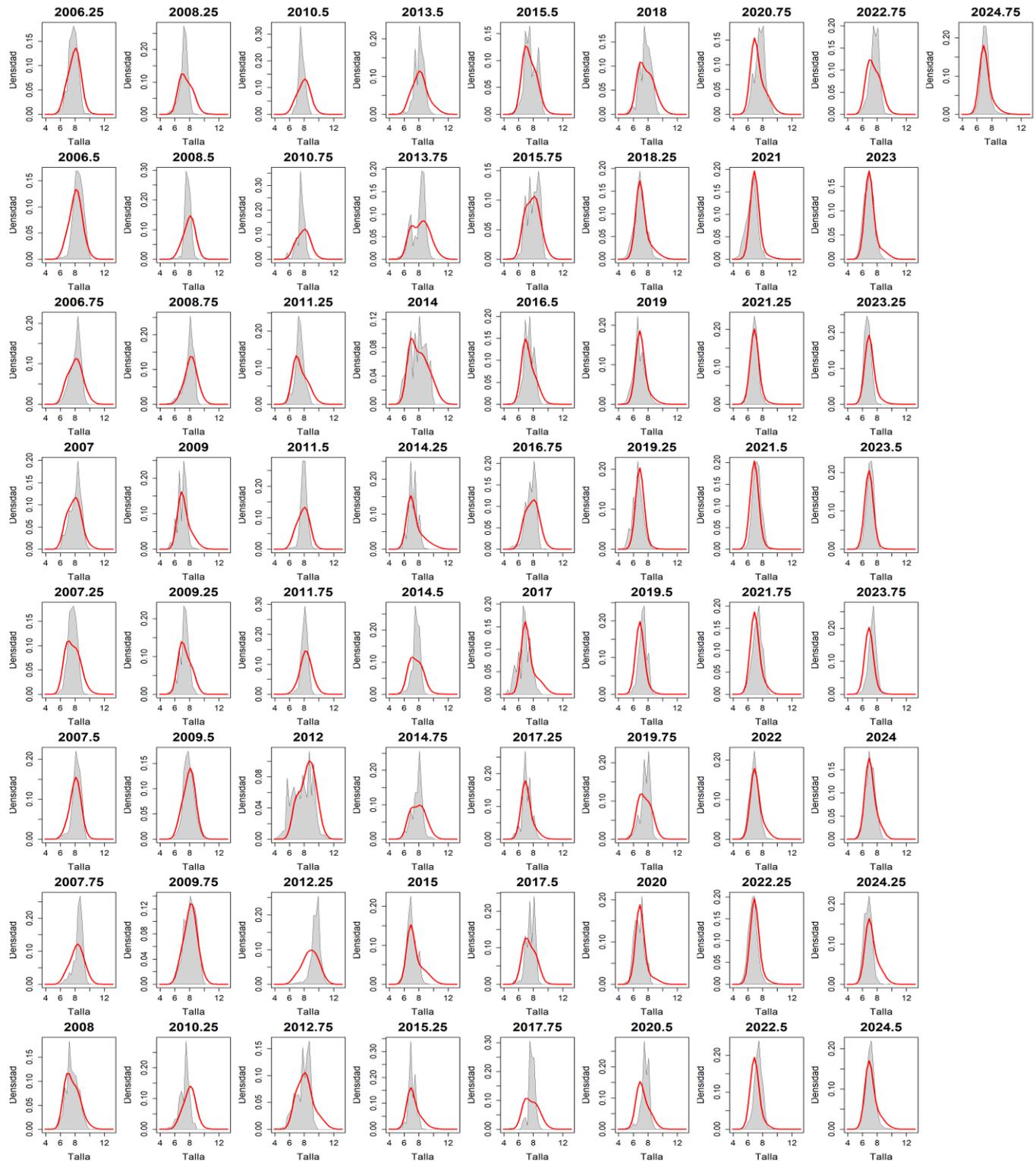


Figura 21. Ajuste del modelo MESTOCK a los datos trimestrales del camarón pomada: Composiciones de longitudes trimestrales de las capturas. La línea roja es el modelo. Los números corresponden al correlativo de 80 trimestres (2005-2024)

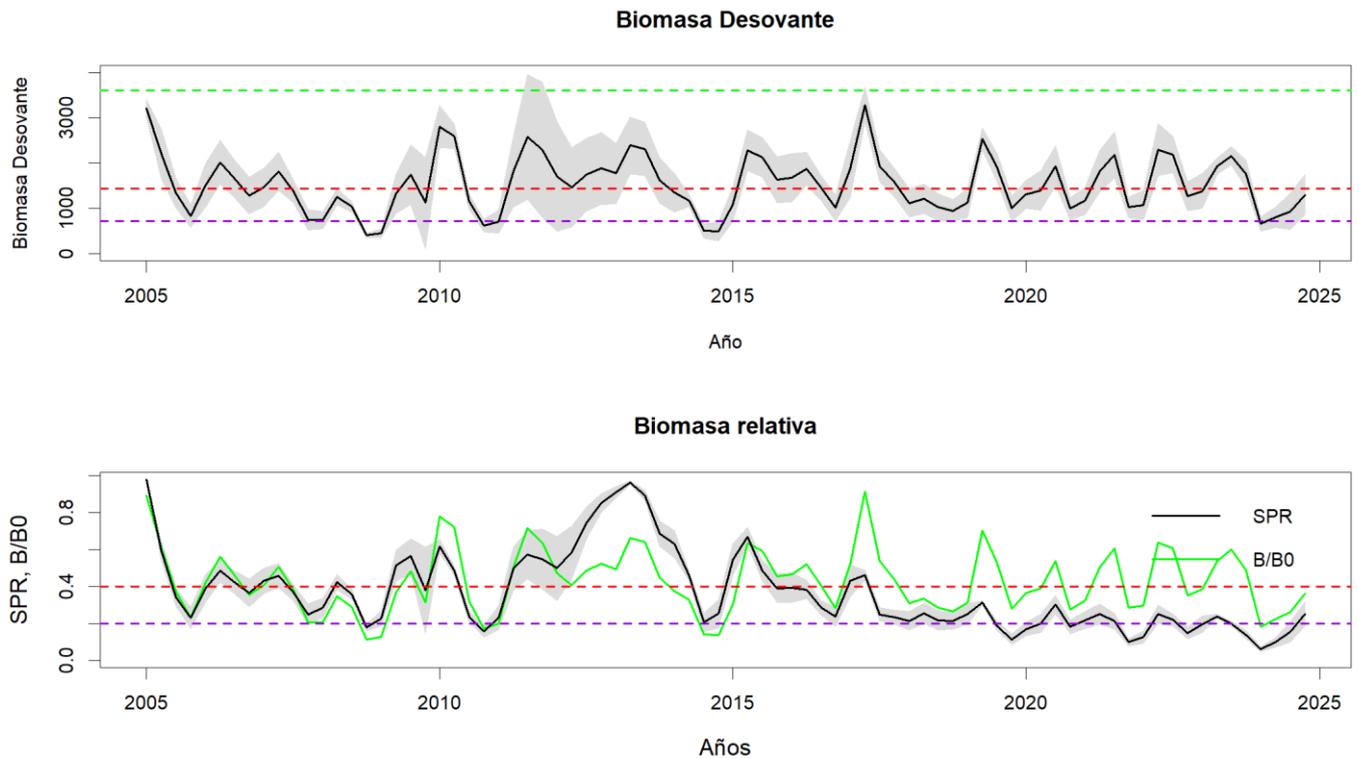


Figura 22. Biomasa desovante (línea negra) y sus intervalos de confianza (áreas grises). La línea roja representa la biomasa de referencia al 40%B0.

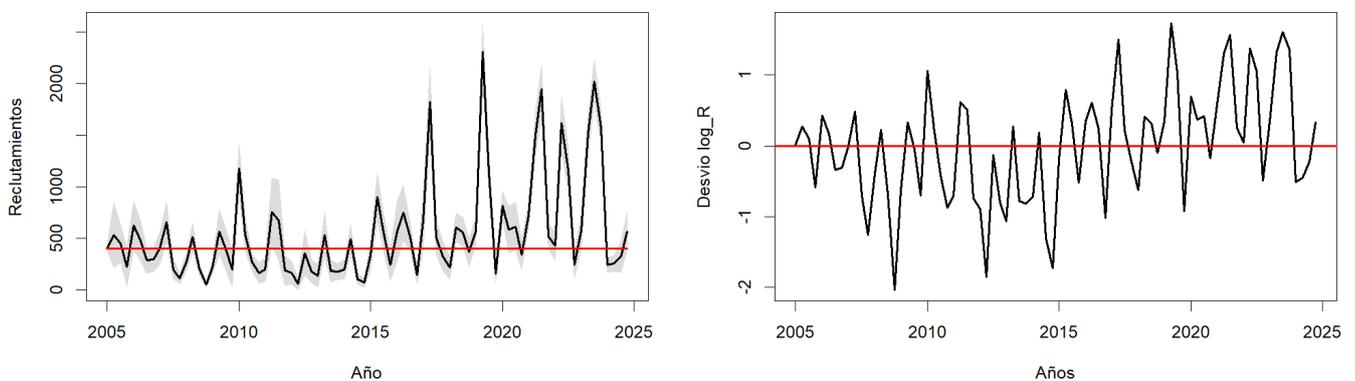


Figura 23. Reclutamientos del camarón pomada. La línea roja representa el promedio de largo plazo.

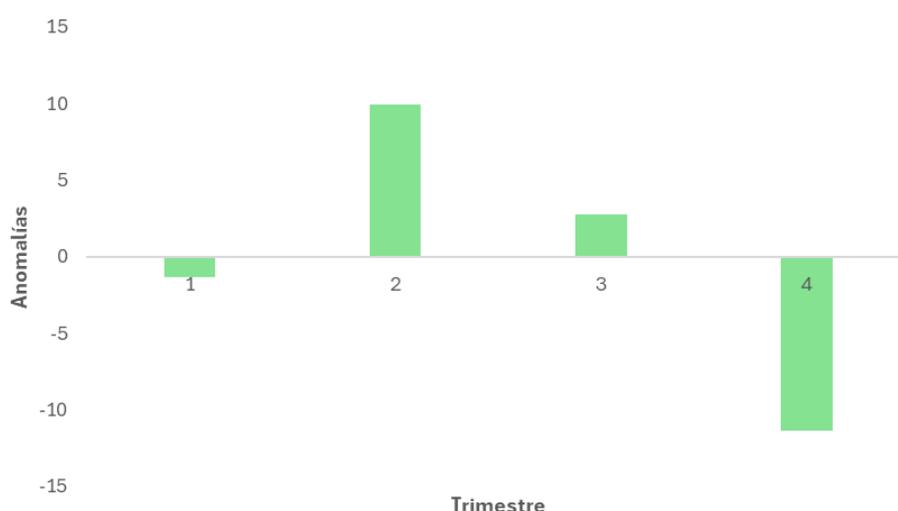


Figura 24. Anomalías trimestrales del reclutamiento del camarón pomada

Se estima que la presión de pesca, sobre este recurso, ha sido importante y en su historia conocida, la mortalidad por pesca ha oscilado por sobre la mortalidad por pesca de referencia $F_{40\%}$ (**Figura 25b**). Los análisis indican que, en el 2025, el valor promedio de la mortalidad por pesca trimestral podría haber superado en 1.77 veces la mortalidad de referencia (**Figura 25c**), generando que la población desovante se encuentre en torno al 90% (promedio) de la biomasa virginal (B_0), y por ende al 10% de la biomasa objetivo ($B_{40\%B_0}$). De acuerdo con lo anterior, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría con evidencias de ligera sobreexplotación ($B/B_0 < 0.4$) y de una marcada sobrepesca ($F > F_{40\%}$), corroborando los resultados obtenidos mediante LBPA (**Figura 25a y c**).

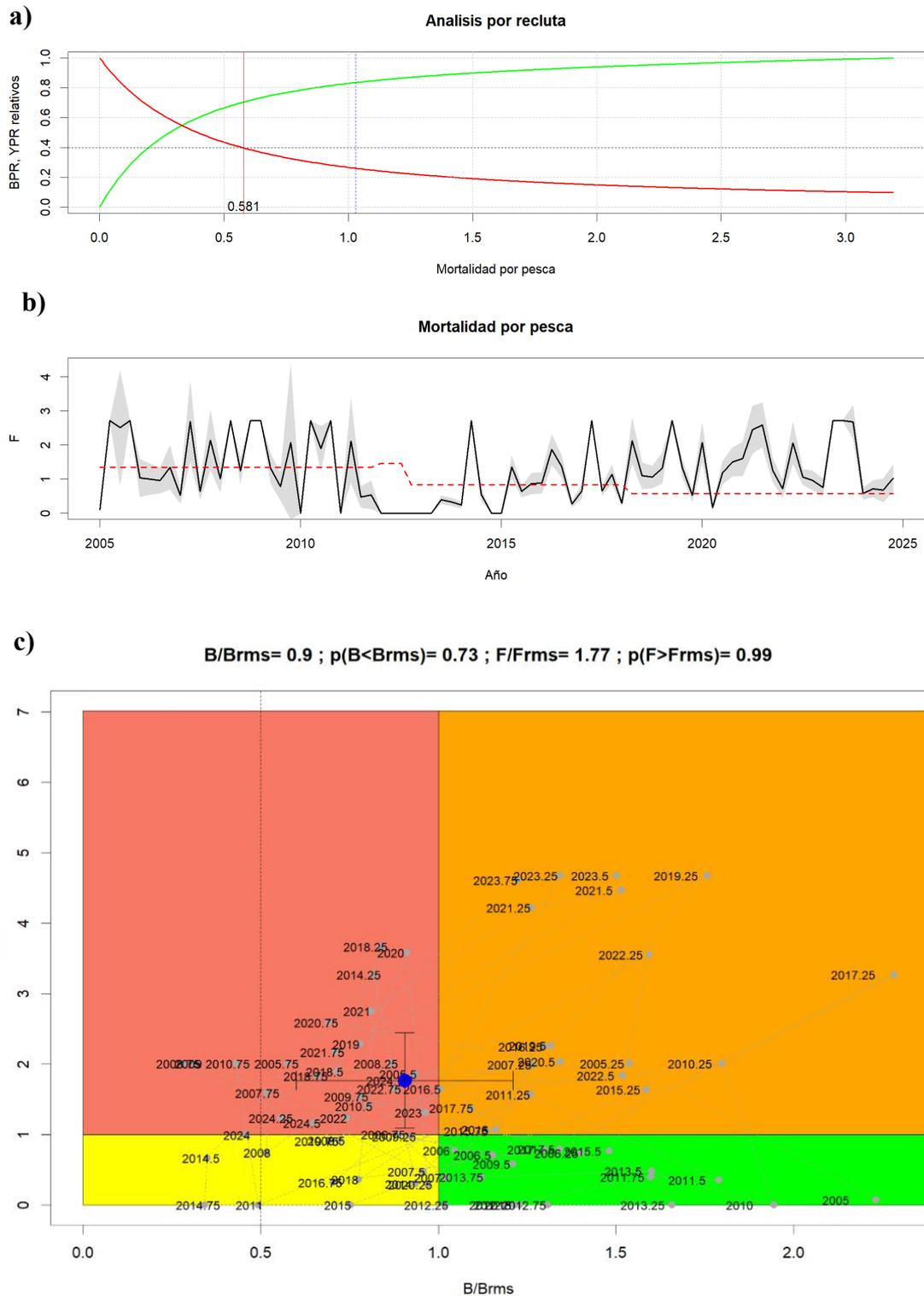


Figura 25. a) Curvas de rendimiento y biomasa por recluta. Las líneas rojas representan valores de referencia, b) Mortalidad por pesca trimestral. La línea roja representa la mortalidad de referencia F40%B0, c) Diagrama de Kobe camarón pomada. El círculo azul representa el promedio del año más reciente.

Los análisis de escenarios muestran que si los desembarques a partir del 2016 fuesen mayores a los del caso base (S1), el doble (S2) o cuatro veces (S3), la escala poblacional se escalaría en similar magnitud, pero sin mayor efecto en la reducción del potencial reproductivo ni en la calidad de ajuste del modelo (**Figura 26, Tabla 10 y 11**)

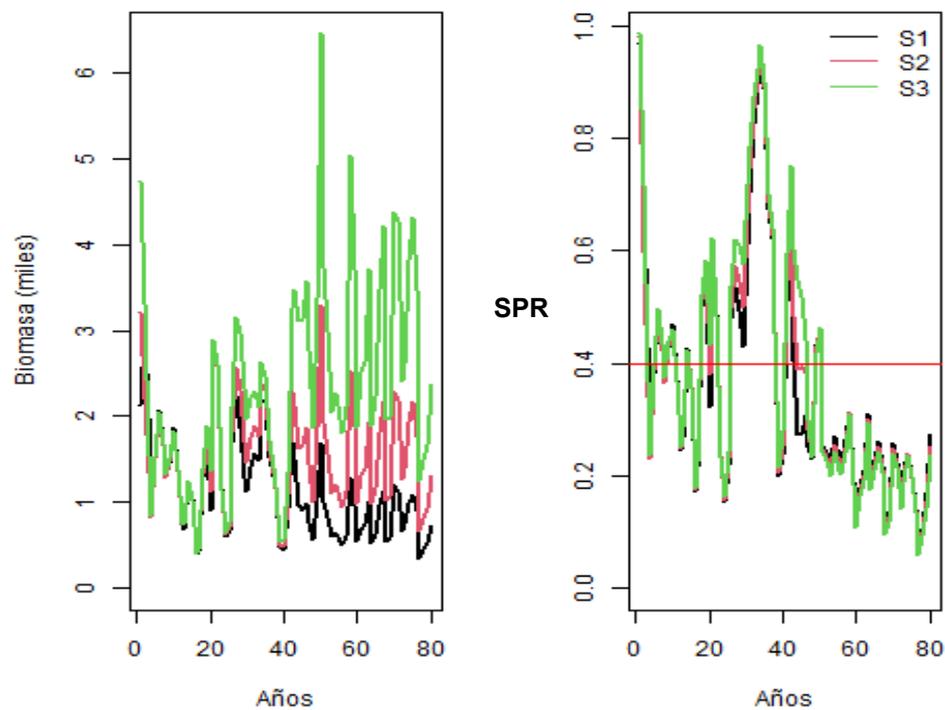


Figura 26. Biomasa, potencial reproductivo (SPR) por pesca del camarón pomada para cuatro escenarios de evaluación de stock. El escenario base corresponde a S1.

Tabla 10. Parámetros estimados del modelo MESTOCK (S2) ajustado a los datos trimestrales del camarón pomada

```
# Number of parameters = 174 Objective function value = 7838.58403307133
Maximum gradient component = 4.72225884748921e-005
# log_L50:
2.10038095155624 2.37012363338670 2.10226492612061 1.93378680045053
1.93153009452205
# log_sigma1:
-0.429737446704318 0.853158481579928 0.112622125760468 0.916767606854313
0.916654560989760
# log_sigma2:
9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618
9.21034037197618
# log_L50c:
1.94591014905531
# log_sigma1c:
0.916290731874155
# log_sigma2c:
9.21034037197618
# log_Ro:
6.00721352767
# dev_log_Ro:
0.0151853227382 0.273803101817 0.0967038630672 -0.586030047791 0.427787606952
0.167435750991 -0.340867438000 -0.309642367230 -0.00838216847152
0.483013475661 -0.703438309412 -1.25682865404 -0.393580091513 0.231255868668 -
0.684580403561 -2.04012410721 -0.624128973036 0.328971843297 -0.0474969842451
-0.701515320087 1.06362532632 0.279308790055 -0.411799836108 -0.878443598172 -
0.699008008426 0.621875554754 0.506769013318 -0.742106466958 -0.891385552300 -
1.85602965428 -0.124542760434 -0.798660062212 -1.06622469287 0.278387490703 -
0.776185072115 -0.821269359410 -0.708062395744 0.192686500249 -1.31061680568 -
1.73402533303 -0.192268249357 0.798279391872 0.318431123438 -0.516001633096
0.339068562381 0.610617621417 0.236405688006 -1.01956881647 0.506473055938
1.50080127897 0.221487000245 -0.220805776325 -0.623053866295 0.405763025220
0.327331120212 -0.0970553256052 0.338006613681 1.73614084233 1.03138929647 -
0.921740366142 0.699958402567 0.369765492347 0.415417201614 -0.175164062883
0.583129013966 1.30633100347 1.56687905641 0.253675416268 0.0483568646506
1.37999731802 1.05452025060 -0.491912649808 0.339987448594 1.31713363052
1.60465375693 1.35497221167 -0.512613294426 -0.451841961267 -0.225348094736
0.330567362362
# log_F:
-2.28626017371 0.999999961372 0.919929617059 0.999999965472 0.0449987170067
0.00117042118258 -0.0361270876022 0.302673295871 -0.634303368725
0.991461437542 -0.437901273450 0.764352554481 0.0108621672964 0.999999997260
0.217383240753 0.999999995120 0.999999984305 0.277020047194 -0.240216180152
0.731367667789 -9.12695591899 0.99999998273 0.640521838712 0.999999985342 -
8.25684326710 0.752460540343 -0.731464693956 -0.609785029766 -9.26260735637 -
9.20565564703 -9.25806920336 -9.74275268796 -9.67184776734 -9.89253580672 -
0.913140991425 -1.10011016344 -1.39773088332 0.999999995994 -0.587293143408 -
8.38225159230 -9.07117869872 0.307693586489 -0.447236552411 -0.134748506236 -
0.115634898884 0.626262605687 0.315549329194 -1.32103002229 -0.426040282707
0.999999998204 -0.411906315022 0.133300479526 -1.19663838958 0.757260139681
0.0964487771756 0.0638659900277 0.283521589903 0.999999990657 0.275425726018 -
0.636417516364 0.733576343419 -1.76017954108 0.167557714941 0.409013993449
0.469851768401 0.897846164352 0.954352637495 0.233540141276 -0.330819392919
0.724535595002 0.0655681631903 -0.0428072434269 -0.270071817782 0.999999990993
0.999999996446 0.985752076957 -0.550078021421 -0.330839755956 -0.388501333375
0.0287908240588
# log_qflo:
-5.38415630114
# log_gcru:
0.00000000000
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
```



```

2.38876278924
# log_k:
-0.967584026262
# log_Lo:
1.92747371901
# log_aedad:
-22.3327037494
# log_bedad:
-2.50460391687
# log_M:
-0.446287102628
# log_h:
0.000000000000

```

Tabla 11. Log-verosimilitud en escala relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en camarón pomada.

Escenario	lcpue	lcapt	lpropf	ldevR
S1 (base)	30.9782	0.270147	7725.5	60.7219
S2	30.5518	0.302096	7722.24	72.1649
S3	32.1266	0.333646	7723.23	106.747

5. DISCUSIÓN

Se realizó un análisis de evaluación indirecta del stock del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) del Golfo de Guayaquil. Se consideraron parámetros biológicos citados en la literatura, registros de desembarques, composiciones de tamaños e información de rendimientos de pesca, a partir de la información proveniente de los monitoreos realizados por el Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca de Ecuador (IPIAP). Los análisis fueron abordados sobre la base de dos tipos de modelos alternativos: uno para datos limitados basado solo en el análisis de las composiciones de tallas de las capturas para los datos correspondientes a la pesquería de bolsos, y un modelo integrado estadístico de captura a la edad con datos en longitudes (Maunder & Watters, 2003) para los datos de flota industrial. En este último modelo se consideran las series temporales de capturas, índices de abundancia, muestreos biológicos y parámetros de historia de vida. En ambos modelos y considerando el rápido crecimiento de este recurso, los datos fueron analizados en escala trimestral y bajo el supuesto de meta población.

El primer modelo de análisis (LBPA; Canales *et al*, 2021), se consideró distintos grupos de datos (trimestres) como parte de una misma muestra aleatoria. El resultado del análisis respecto a la condición del stock dio cuenta de una población reducida al 30 % de la biomasa virginal (B_0) cuyo nivel de esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) se encontraría 2.75 veces el valor que permitiría generar una biomasa de referencia tipo del 40% de B_0 . La consistencia de estos resultados se debe principalmente a la notable ausencia de individuos grandes evidenciada en la juvenalización de las capturas. Este modelo supone que la pesca es la única responsable de la reducción de ejemplares de mayor tamaño y que la selectividad es logística, por lo que la diferencia entre la longitud asintótica (talla promedio de los individuos más longevos en estado virginal) y la talla promedio de las capturas es proporcional al nivel de mortalidad por pesca.

Por su parte, el modelo estadístico edad-estructurado MESTOCKL (Canales, 2014), fue empleado con el fin de recabar información sobre las variaciones en la mortalidad por pesca y el reclutamiento, además de ser utilizado como verificador de supuestos del estado de agotamiento poblacional. Este modelo consideró una relación stock-recluta del tipo Beverton y Holt (1957), cuyo escenario base considera que las variaciones del reclutamiento se deben únicamente a condiciones ambientales ($h=1.0$).

En lo que respecta a la CPUE en los resultados se observó consistencia entre las señales de este índice y la información de las composiciones de tallas de las capturas y la variabilidad de los desembarques. La abundancia relativa (CPUE) de este decápodo respondería tanto a los cambios ocurrido en el reclutamiento como a los niveles de captura.

Se debe tener en cuenta que un stock que se encuentre en buenas condiciones, las capturas deberían estar sustentadas por todas las tallas comerciales junto a una representativa presencia de ejemplares de mayor tamaño. Este hecho no es observado en las estructuras de tamaño de camarón pomada, lo cual se explicaría por una sostenida y elevada explotación de ejemplares menores a un año de edad, generando por consiguiente una reducida sobrevivencia de individuos a lo largo de la cohorte, y por

ende una población juvenilizada. Al respecto, Froese (2004) describe 3 elementos que indicarían que un recurso está en sobrepesca o sobreexplotación. El primero es que una proporción importante de ejemplares inmaduros estén representados en las capturas, el cual no era el caso de camarón pomada, hasta los últimos años (2023), donde en la actualidad la selectividad se encuentra en torno o por sobre la curva de madurez. Un segundo punto es determinar si los ejemplares están siendo capturados por debajo de la talla en la cual se produce el máximo rendimiento (talla crítica), lo cual debería ser considerado como una primera señal de alerta y podría ser una práctica frecuente cuando los rendimientos de pesca disminuyen. El tercer y último elemento es evitar la captura de los “mega-reproductores”, como expresión de los mejores atributos de fecundidad de una población. Solemdal (1997) y Trippel (1998), señalan, que llegar a la vejez suele ser un signo de aptitud individual general y por tanto estos mega-reproductores son reservorios y distribuidores de genes deseables. Craig (1985) y Beverton (1987), explican que extender la longevidad y prolongar la fase reproductiva permite compensar y salvaguardar un eventual posterior fracaso del reclutamiento. Al respecto y sin perjuicio de que un pequeño segmento de adultos pudiera refugiarse en fondos menos accesibles y seguir sosteniendo parte de los reclutamientos a la pesquería de camarón, los resultados obtenidos en este trabajo muestran que el efecto de la pesca ha sido notable y ha generado la escasa presencia de ejemplares sobre 9 cm de longitud total promedio, lo que hace suponer una reducción considerable del potencial reproductivo.

Indicios de sobreexplotación en esta población ya fueron reportados en trabajos previos (Chicaiza *et al.*, 2008; 2009; Nicolaidis *et al.*, 2012), quienes concluyen que más del 50% de la mortalidad fue provocada por la pesca. Méndez *et al.* (2009), reportaron que existen capturas no informadas provenientes de operaciones artesanales con redes estacadas (bolsos) así como de “changas”, en las entradas a los estuarios presentes en el Golfo de Guayaquil, problemática que no había sido considerada en las investigaciones previas. Los resultados obtenidos en el presente trabajo son consistentes con lo reportado por Chicaiza *et al.* (2019), Canales *et al.* (2021), quienes señalan que la población de camarón pomada se encontraría reducida en torno a 16% de B_0 . Además de lo anteriormente expuesto, se ha observado disminución de las tallas medias, lo que también fue reportado con anterioridad por Nicolaidis *et al.* (2012). Estos antecedentes, tendrían implicancias ecológicas y pesqueras dado que se vulnera una fracción de ejemplares que no alcanzarían a madurar, observándose además disminución en el peso medio individual, reducción de la producción y productividad, además del aumento de la participación de ejemplares jóvenes en las capturas.

Los resultados igualmente mostraron que los reclutamientos de este recurso presentan una trayectoria marcadamente estacional y que estos no han presentado mayor tendencia en el tiempo. Esta estacionalidad queda representada por un máximo que se registraría durante el segundo trimestre de cada año, seguido de una sostenida disminución hacia el cuarto trimestre de cada año. Esto es coincidente con lo reportado en investigaciones anteriores (Chicaiza *et al.*, 2007; 2008; 2009; Méndez *et al.*, 2011), lo cual sugiere que una estrategia adecuada para cautelar el proceso reproductivo, como futuro aporte al incremento de la biomasa de la población, es mover la veda hacia el segundo trimestre de cada año.

Las perspectivas de la población dependen del objetivo de manejo que sea propuesto. Un nivel de agotamiento entre 15%-20% de la biomasa virginal es a menudo considerado como estado de agotamiento y punto de referencia límite (Mace & Sissenwine, 1993). Si el objetivo de manejo corresponde al 40% de B_0 , el esfuerzo de pesca actual debiese ser reducido en un 60% y para esto se debería proponer un plan gradual de recuperación poblacional. De acuerdo con el análisis por recluta se esperaría que la disminución del esfuerzo de pesca no debería generar menores rendimientos de pesca en el mediano plazo, favoreciendo la recuperación del efectivo reproductor y capturas sostenidas por individuos más grandes. Finalmente, y en complemento, se recomienda desarrollar análisis de evaluación de estrategias de manejo alternativas (e.g. Punt *et al.*, 2014), las cuales deberían ser acordadas con los propios pescadores y autoridades de manejo pesquero. Estas estrategias de manejo deberían estar sustentadas en objetivos alcanzables y medibles (puntos de referencia). Del mismo modo se recomienda fortalecer el monitoreo de la pesquería en base a indicadores operacionales empíricos de la pesquería como por ejemplo: la proporción de mega-reproductores en las capturas, la longitud promedio de la fracción madura (adultos), la captura por unidad de esfuerzo CPUE, seguimiento biológico y pesquero de las capturas de bolsos y changas, así como también la posibilidad de disponer de datos independientes de la pesquería (Maunder & Starr, 2003), como por ejemplo, los derivados de evaluaciones prospectivas de la población a través de métodos directos.

Cabe señalar que, dada la condición actual del recurso, es fundamental que las medidas de ordenamiento se apliquen de manera simultánea a ambas unidades poblacionales registradas en el Golfo de Guayaquil. Esto se debe a que existe una relación funcional entre ellas, en la que una población contribuye al sostenimiento de la otra. Por esta razón, durante las fases críticas del ciclo de vida —como la reproducción y el reclutamiento— es esencial suspender toda actividad pesquera; solo así, será posible detener y revertir los procesos de sobrepesca y sobreexplotación.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agüero, M. & L. Guamán. 2011. Identificación, análisis y evaluación de alternativas de ordenación de la pesca de arrastre en Ecuador. Documento divulgativo, Centro Inter-Americano para el Desarrollo de Ecosistemas Sustentables ICSED-CENIDES. 78 pp.
- Altamirano M (2016) Plan de Manejo Pesquero para la actividad artesanal de pesca de camarón pomada con redes de bolso en la zona de Bajo Negro, Golfo de Guayaquil. Documento de consultoría para WWF y la Asociación de Pescadores Artesanal y Especies Bioacuáticas y Afines Isla Escalante (APAREBAFIE). Ecuador. 54 pp
- Beverton, R.J.H. 1987. Longevity in fish: some ecological and evolutionary considerations. Pages 161-185 in A. D. Woodhead and K. H. Thompson (eds.). Evolution of longevity in animals. Plenum, New York, New York, USA.
- Beverton, R.J.H. & S.J. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. (Ser. 2) 19: 1- 533.
- Booth, A.J. & T.J. Quinn II. 2006. Maximum likelihood and Bayesian approaches to stock assessment when data are questionable. Fisheries Research, 80: 169-181.
- Bucaram. 2018. Bio-economic assessment of the industrial pomada shrimp fishery in Posorja (Guayas-Ecuador) during the period 2008-2014. Compendium, 5(12): 1:32.
- Burkenroad. 1934. Litoral peneidea chiefly from the Bingham Oceanographic Collection, with a revision of *Peneopsis* and descriptions of two new genera and eleven new American species. Bull. Bingham Oceanogr. Collet., Yale Univ., 4(7): 1-109.
- Canales, C, M. Peralta & V. Jurado 2014. Evaluación de la Población de Pinchagua (*Ophistonema sp*) en aguas ecuatorianas. Boletín Especial Año 4 N°3, Instituto Nacional de Pesca del Ecuador INP, ISSN 1390-6690): 50 pp.
- Canales, C.M. A.E. Punt & M. Mardones. 2021. Can a length-based pseudo-cohort analysis (LBPA) using multiple catch length-frequencies provide insight into population status in data-poor situations? Fisheries Research, 234: 1-15.
- Carlander, K.D. 1969. Handbook of freshwater fishery biology, Vol. 1. The Iowa State University Press, Ames, IA, USA.
- Carlander, K.D. 1977. Handbook of freshwater fishery biology, Vol. 2. The Iowa State University Press, Ames, IA, USA.
- Castro C.P., Y.A. Prado & M.A. Valladares. 2017. Descripción de la pesquería artesanal de camarones pomada negra (*Protachypene precipua*) y pomada amarilla (*Xiphopeneaeus riveti*) en la Caleta San Vicente de Camarones, Ecuador, 2016. Gestión Ambiental, 15: 6-16.
- Chicaiza, D. 2013. Crecimiento, Mortalidad y Aspectos Reproductivos del camarón pomada *Protrachypene precipua* (Burkenroad 1934) en el Golfo de Guayaquil – Ecuador. Documento presentado como requisito para optar el grado de Magíster en Ciencias del Mar. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Católica Del Norte, Coquimbo, Chile. 69 pp.
- Chicaiza, D., J. Correa, J. González, R. García-Sáenz & W. Mendivez. 2007. Aspectos biológicos pesqueros del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) en la zona de Posorja durante abril a diciembre 2006. Documento Técnico, Instituto Nacional de Pesca, Ecuador. 9 pp

- Chicaiza, D., R. García-Sáenz, W. Mendivez & J. Correa. 2008. La pesquería de arrastre del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) en la zona de Posorja durante marzo a diciembre 2007. Informe Técnico, Instituto Nacional de Pesca, Ecuador. 12 pp.
- Chicaiza, D., R. García-Sáenz, W. Mendivez. 2009. La pesquería de arrastre del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) en la zona de Posorja-Ecuador durante 2008. Instituto Nacional de Pesca, Boletín Científico y Técnico, 20(3): 1-13.
- Chicaiza, D. & W. Mendivez. 2012. Propuesta técnica para la implementación de la veda al camarón pomada *Protrachypene precipua* (Burkenroad 1934) durante la temporada de pesca 2013 en la costa ecuatoriana. Instituto Nacional De Pesca, Ecuador. 12 pp.
- Clark, W. 2002. F_{35%} Revisited Ten Years Later. North American Journal of Fisheries Management 22:251–257, 2002
- Chicaiza, D., W. Mendivez, J. Correa, F. Nicolaidis, & R. García-Sáenz. 2019. Situación actual del stock y estructura poblacional del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) capturado en el Golfo de Guayaquil – Ecuador, durante el periodo 2014-2018: Perspectivas para su explotación sustentable. Informe Técnico, Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP). 12 pp.
- Cobo M. & H. Loesch. 1966. Estudio estadístico de la pesca del camarón en el Ecuador y algunas características biológicas de las especies explotadas. Boletín Científico y Técnico del Instituto Nacional de Pesca. 1(6), 46 pp.
- Correa, J., R. García-Sáenz, W. Mendivez, J. González, D. Chicaiza & W. Ruiz. 2006. La pesca de arrastre de camarón en el Ecuador durante el 2005. Informe técnico, Instituto Nacional de Pesca. 10 pp.
- Correa, J., R. García-Sáenz, W. Mendivez, J. González, D. Chicaiza, W. Ruiz y C. Villón. 2007. Diagnóstico Pesquero y Acuícola del Recurso Camarón Marino en Ecuador. Informe Técnico Instituto Nacional de Pesca. 43 pp.
- Craig, J.F. 1985. Aging in fish. Canadian Journal of Zoology, 63: 1-8.
- Defeo, O., & Castilla, J. C. (2005). More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal fisheries. REVIEWS IN FISH BIOLOGY AND FISHERIES, 15(3), 265-283. <https://doi.org/10.1007/s11160-005-4865-0>
- Francis, C., A. Aires-da-Silva, M. Maunder, K. Schaefer & D. Fuller. 2016. Estimating fish growth for stock assessments using both agelength and tagging increment data. Fisheries Research, 180: 113–118.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. Fish and Fisheries, 5: 86-91.
- García, S. & L. Le Reste. 1986. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. FAO Doc. Téc. Pesca, (203):180 pp.
- García-Sáenz, R., W. Mendivez & D. Chicaiza. 2009. Pesca de la Flota Arrastrera Camaronera en Esmeraldas durante el 2008. Boletín Científico y Técnico Instituto Nacional de Pesca, 20(3):14-24.
- Gavaris, S., & J.N. Ianelli. 2002. Statistical issues in fisheries' stock assessments. Scand. J. Stat. 29(2): 245–267. doi:10.1111/1467- 9469.00282.
- Harley S.J. & R.A Myers. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1760-1772.

- Hendrickx, M.E. 1995. Camarones: In: Fischer, W.; F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y U.H. Niem (Eds.). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-oriental. Plantas e Invertebrados. Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la Agricultura (FAO), Roma. 1: 417-537.
- Hordyk, A., K. Ono, N. Loneragan & J. Prince. 2014. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. ICES J. Mar. Sci., 72: 217-231. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu004>.
- Holthuis, L.B. 1980. Species Catalogue. Vol. 1. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fish. Synop. Rome. 665 pp.
- Instituto Nacional de Pesca (INP). 2016. Determinación del estado actual de la biomasa del recurso camarón rojo y café, mediante prospección biológica pesquera, fuera de las 8 (ocho) millas náuticas del perfil costero ecuatoriano. Informe Técnico. Ecuador. 29 pp.
- Kritzer, J. P., & Sale, P. F. (Eds.). (2004). Marine metapopulations. Academic Press.
- López D. 2007. La capacidad pesquera en la pesquería de camarones en Panamá. En: Agüero M (Ed.). Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe. pp. 191-204. Roma. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 461. 403 pp.
- López-Mendoza J. A. 2009. Revisión de la magnitud, importancia socio - económica y actividades nacionales relacionadas con la pesca de arrastre del camarón, San Salvador. 67pp.
- Mace, P.M. & M.P. Sissenwine. 1993. How much spawning per recruit is enough? p. 101-118. In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard [ed.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 442 pp.
- Maunder, M.N., P.R. Crone, J.L.Valero & B.X. Semmens. 2015. Growth: Theory, estimation, and application in fishery stock assessment models. Fisheries Research, 180: 1-3.
- Maunder, M. & A. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fish. Res. 70:141-159.
- Maunder, M.N. & P.J. Starr. 2003. Fitting fisheries models to standardised CPUE abundance indices. Fish. Res. 63: 43-50.
- Maunder, M.N. & G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull., 22: 433-582.
- MacKenzie, B. R., Ojaveer, H., & Eero, M. (2019). Historical sources of metapopulation dynamics in fisheries ecology. ICES JOURNAL OF MARINE SCIENCE, 76(7), 1965-1979. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz130>
- Méndez M. 1981. Clave de identificación y distribución de los langostinos y camarones (Crustacea Decapoda) del mar y ríos de la costa. Boletín, Instituto Mar del Perú – Callao. 5: 1-170.
- Mendívez W., R. García-Sáenz & D. Chicaiza. 2011. La pesquería de arrastre del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) en la zona de Posorja-Ecuador durante 2009. Boletín Científico y Técnico, 21 (3): 1-8.

- Miranda, F. 2011. Informe de Valoración, Generación de insumos para el establecimiento de políticas públicas pesqueras que minimicen los efectos negativos de la eliminación de la actividad pesquera camaronera de arrastre en el Ecuador. Preparado para la SRP.
- Nedeléc, C. y Prado, J. 1999. "Definición y Clasificación de las diversas Categorías de Artes de Pesca. FAO, Documento Técnico de Pesca N° 222 (ISSCFG).
- Nicolaidis F., W. Mendívez & R. García-Sáenz. 2011. La pesquería de arrastre del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) en la zona de Posorja-Ecuador durante 2010. Informe Técnico, Instituto Nacional de Pesca, Ecuador. 17 pp.
- Nicolaidis, F., W. Mendívez, R. García-Sáenz & D. Chicaiza. 2012. Indicadores biológico-pesqueros y parámetros poblacionales del camarón pomada (*Protrachypene precipua*) durante 2011 en Posorja y Esmeraldas, Ecuador. Boletín Científico y Técnico, 22(3): 1-21.
- Ormaza-González, F. 2007. Factores sinérgicos y ambientales determinantes de la excesiva capacidad de Pesca e Ineficiencias de la gestión: La pesquería del camarón de Ecuador. En: Agüero M (Ed). Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe. Roma. FAO, Documento Técnico de Pesca. No. 461. pp 205-255.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. int. Explor. Mer, 39(2): 175-192.
- Peterson, L. 2002. CLUSFAVOR 5.0: hierarchical cluster and principal component analysis of microarray-based transcriptional profiles. Genome Biology, 3(7): 1-8.
- Pérez-Castañeda, R., Defeo, O., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2020). Metapopulation dynamics and fisheries management of penaeid shrimps in the Gulf of Mexico. Fisheries Research, 230, 105678. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105678>
- Punt, A.E. 2003. The performance of a size-structured stock assessment method in the face of spatial heterogeneity in growth. Fisheries Research, 65: 391-409.
- Punt, A.E., T. A'mar & N.A. Bond. 2014. Fisheries management under climate and environmental uncertainty: control rules and performance simulation. ICES Journal of Marine Science, 71: 2208-2220.
- Punt, A.E., M. Haddon & R. McGarvey. 2016. Estimating growth within size-structured fishery stock assessments: What is the state of the art and what does the future look like? Fisheries Research, 180: 147-160.
- Rikhter, V.A. & V.N. Efanov. 1977. On one of the approaches for estimating natural mortality in fish populations. Atlantic VNIRO (FAO repository), 73: 77-85. [in Russian].
- Rousseeuw, P.J. 1987. Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. 1 Comput. Appl. Math., 20: 53-65.
- Saavedra-Nievas, J.C. 2025. Estrategia de muestreo y estimadores de desembarque total por tipo de flota, especie y período, para la pesquería de camarón pomada en el Ecuador (Titi Shrimp).
- Solemdal P. 1997. Maternal effects, a link between the past and the future. J. Sea Res. 37: 213-227.
- Subsecretaría de Gestión Marina y Costera (SGMC). 2012. La pesquería de arrastre camaronero en Ecuador: Análisis situacional. 13 pp.

- Suares, S. 2017. Estructura poblacional de *Protrachypene precipua* (camarón pomada) frente a Esmeraldas: implicaciones para el manejo pesquero. Tesis de grado para la obtención del título de Biólogo. Carrera de Biología, Facultad De Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Ecuador. 45 pp.
- Taylor, C.C., 1960. Temperature, growth and mortality, the Pacific cockle. J. Cons. int. Explor. Mer. 26, 117-124.
- Turner, M. G., Dale, V. H., & Gardner, R. H. (2021). Predicting across scales: Theory development and testing. LANDSCAPE ECOLOGY, 36(3), 879-892. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01208-8>
- Trippel, E.A. 1998. Egg size and viability and seasonal offspring production of young Atlantic Cod. Transactions of the American Fisheries Society, 127: 339-359.
- Vice Ministerio de Acuicultura y Pesca, Ecuador (VAP). 2014. Plan de acción para la conservación y manejo del recurso camarón pomada (*Protrachypene precipua*) en el golfo de guayaquil. 40 pp.
- Von Bertalanffy, L. 1934. Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeiten des Wachstums I. Allgemeine Grundlagen der Theorie. Wilhelm Roux' Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen, 131: 613-653.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function, Journal of the American Statistical Association, 58: 236-244.