

**EVALUACIÓN BIOLÓGICA Y PESQUERA DE LOS CHIVOS *Ariopsis canteri*,  
*Cathorops mapale* y *Sciades proops* (SILURIFORMES: ARIIDAE) EN EL GOLFO DE  
SALAMANCA, CARIBE COLOMBIANO**

**EVELYN PÉREZ RAMÍREZ**

**Trabajo de formación para la investigación para optar al título de Bióloga Marina**

**Director  
OSCAR DELGADILLO GARZÓN  
Biólogo Marino  
MoAm S.A.S.**

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO  
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERÍA  
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA  
SANTA MARTA  
2024**



## AGRADECIMIENTOS

A Dios por permitirme llegar a este momento, por estar en aquellos difíciles y siempre sentir su compañía.

Agradezco a mi director Oscar Delgadillo por su infinita paciencia y apoyo en la elaboración de este proyecto, por esos conocimientos transmitidos. A MoAm S.A.S, al Grupo Prodeco y Drummond Ltd. y al proyecto AMR18-0021 “Monitoreo participativo de la pesca artesanal y los recursos pesqueros en el área de influencia de las empresas exportadoras de carbón en el golfo de Salamanca” que me permitieron desarrollar este trabajo.

A mi familia por ser el motor de mi vida, a mi madre Luz Marina Ramírez por enseñarme a ser una mujer independiente y siempre apoyarme en cada paso, por escucharme y consolarme en los momentos de tristeza y frustración. A mi padre Luis Francisco Pérez por ayudarme a crear ese vínculo con el agua y la naturaleza, por esos días de pesca y de natación. Un agradecimiento infinito a mis hermanas mayores Vale y Steffa por hacerme sentir acompañada, por consentirme aun cuando no terminaba, por su amor incondicional, por su preocupación y buenos deseos. A mi abuela Luz Angelica López, que siempre ha sido una referencia en mi vida, por su preocupación y amor.

Un agradecimiento especial a Esteban Jaramillo Vélez, este trabajo es gracias a tu compañía, apoyo y dedicación, gracias por las noches de desvelo, por las carteleras, por tomar este proyecto como tuyo, por creer en mí y en mis capacidades. No solo agradezco tu esfuerzo en la elaboración de esto, sino que también el permitirme conocer personas tan maravillosas. A la doctora Ana Lucia Vélez, a Don Cristóbal Jaramillo y Antonia por acogerme en su familia como una más, por darme el espacio para terminar esta etapa, por sus palabras de motivación y cariño.

A Danna Otero Tobo, gracias por ser tan incondicional, por tu amistad desinteresada y por aquellos momentos vividos.

A mis perritos Katty y Otto por acompañarme en las noches de desvelo.

Al programa Ser Pilo Paga 2 porque hizo posible un sueño que no creía posible.



## CONTENIDO

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE</b> .....	<b>4</b>
<b>3.1</b>	<b>GENERALIDADES</b> .....	<b>4</b>
3.1.1	Pesca artesanal en el Caribe y el Magdalena.....	4
3.1.2	Familia Ariidae.....	7
<b>3.2</b>	<b>ESTADO DEL ARTE</b> .....	<b>13</b>
<b>4</b>	<b>DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA, OBJETIVOS</b> .....	<b>19</b>
<b>4.1</b>	<b>PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN</b> .....	<b>19</b>
<b>4.2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>19</b>
4.2.1	Objetivo general.....	19
4.2.2	Objetivos específicos.....	19
<b>5</b>	<b>HIPÓTESIS</b> .....	<b>21</b>
<b>6</b>	<b>METODOLOGÍA</b> .....	<b>22</b>
<b>6.1</b>	<b>ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	<b>22</b>
<b>6.2</b>	<b>DISEÑO MUESTRAL</b> .....	<b>24</b>
6.2.1	Fase de Campo.....	24
6.2.2	Fase de gabinete.....	25
<b>7</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>31</b>
<b>7.1</b>	<b>ASPECTOS GENERALES DE LA PESQUERÍA DE LOS ARIIDAE</b> .....	<b>31</b>
7.1.1	Dinámica de la abundancia.....	32
7.1.2	Dinámica de la biomasa.....	36
7.1.3	Dinámica de la CPUE.....	40
<b>7.2</b>	<b>BIOLOGÍA DE LAS ESPECIES</b> .....	<b>44</b>
7.2.1	<i>Ariopsis canteri</i> .....	44
7.2.2	<i>Cathorops mapale</i> .....	51
7.2.3	<i>Sciades proops</i> .....	58
<b>8</b>	<b>DISCUSIÓN</b> .....	<b>67</b>
<b>8.1</b>	<b>ASPECTOS GENERALES Y DINÁMICA DE LAS VARIABLES EN LAS PESQUERÍAS DE LAS TRES ESPECIES DE ARIIDAE</b> .....	<b>67</b>
<b>8.2</b>	<b>BIOLOGÍA DE LAS ESPECIES</b> .....	<b>72</b>
<b>9</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>79</b>

**10 RECOMENDACIONES..... 79**  
**11 BIBLIOGRAFÍA..... 81**  
**12 ANEXOS ..... 94**

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> <i>Ariopsis canteri</i> (Tomado de Marцениuk <i>et al.</i> , 2017).....	10
<b>Figura 2.</b> <i>Cathorops mapale</i> (Tomado de Betancur y Acero, 2005).....	12
<b>Figura 3.</b> <i>Sciades proops</i> (Tomado de Barbosa, J. M., 2018).....	13
<b>Figura 4.</b> Área de estudio con la ubicación de los puertos de desembarco en el golfo de Salamanca, Caribe colombiano (Tomado de MoAm, 2020). ....	22
<b>Figura 5.</b> Registro de la LT de un individuo de <i>A. canteri</i> en campo. (Tomado de MoAm, 2020). ....	25
<b>Figura 6.</b> Promedio de abundancia de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para los diferentes artes de pesca registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445). ....	33
<b>Figura 7.</b> Promedio de la abundancia de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero, para los diferentes tipos de fondo registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442). ....	34
<b>Figura 8.</b> Promedio mensual de abundancia de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 442). ....	35
<b>Figura 9.</b> Promedio de abundancia de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para las diferentes épocas climáticas en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442). ....	36
<b>Figura 10.</b> Promedio de biomasa en kg de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para los diferentes artes de pesca registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445). ....	37
<b>Figura 11.</b> Promedio de biomasa en kg de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para los diferentes tipos de fondo registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442). ....	38
<b>Figura 12.</b> Promedio mensual de biomasa en kg de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 445). ....	39
<b>Figura 13.</b> Promedio de biomasa en kg de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para las diferentes épocas climáticas en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445). ....	39
<b>Figura 14.</b> Promedio de captura por unidad de esfuerzo en kg*pescador-h <sup>-1</sup> de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para los diferentes artes de pesca registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445). ....	41
<b>Figura 15.</b> Promedio de captura por unidad de esfuerzo en kg*pescador-h <sup>-1</sup> de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para los diferentes tipos de fondo registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442). ....	42

<b>Figura 16.</b> Promedio mensual de captura por unidad de esfuerzo en kg*pescador-h <sup>-1</sup> de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 445).....	42
<b>Figura 17.</b> Promedio de captura por unidad de esfuerzo en kg*pescador-h <sup>-1</sup> de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> por desembarco pesquero para las diferentes épocas climáticas en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445).....	43
<b>Figura 18.</b> Frecuencia de la longitud total por intervalo de tallas en cm de los individuos de <i>A. canteri</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n=146).....	44
<b>Figura 19.</b> Longitud total (cm) promedio de los individuos de <i>A. canteri</i> para las diferentes artes de pesca <b>(A)</b> y tipos de fondo <b>(B)</b> registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 146). .....	45
<b>Figura 20.</b> Promedio mensual <b>(A)</b> y por época climática <b>(B)</b> de la longitud total (cm) de los individuos <i>A. canteri</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 146).....	45
<b>Figura 21.</b> Relación Longitud-Peso de los individuos de <i>A. canteri</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 137).....	46
<b>Figura 22.</b> Factor de condición (Fc) por arte de pesca <b>(A)</b> y tipo de fondo <b>(B)</b> de los individuos de <i>A. canteri</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=143).....	47
<b>Figura 23.</b> Factor de condición (Fc) mensual <b>(A)</b> y por época climática <b>(B)</b> de los individuos de <i>A. canteri</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 143). .....	48
<b>Figura 24.</b> Curva de crecimiento estimada con el método de composición de tallas de Shepherd (SLCA) para los individuos de <i>A. canteri</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020.....	50
<b>Figura 25.</b> Frecuencia de la longitud total por intervalo de tallas en cm de los individuos de <i>C. mapale</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n=201).....	51
<b>Figura 26.</b> Longitud total (cm) promedio de los individuos de <i>C. mapale</i> para las diferentes artes de pesca <b>(A)</b> y tipos de fondos <b>(B)</b> registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 201). .....	52
<b>Figura 27.</b> Promedio mensual <b>(A)</b> y por época climática <b>(B)</b> de la longitud total (cm) de los individuos <i>C. mapale</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 201).....	52
<b>Figura 28.</b> Relación Longitud-Peso de los individuos de <i>C. mapale</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 129).....	53
<b>Figura 29.</b> Factor de condición (Fc) por arte de pesca <b>(A)</b> y tipo de fondo <b>(B)</b> de los individuos de <i>C. mapale</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=152).....	55

<b>Figura 30.</b> Factor de condición (Fc) mensual <b>(A)</b> y por época climática <b>(B)</b> de los individuos de <i>C. mapale</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=152). .....	55
<b>Figura 31.</b> Curva de crecimiento estimada con el método de composición de tallas de Shepherd (SLCA) para los individuos de <i>C. mapale</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020.....	57
<b>Figura 32.</b> Frecuencia de la longitud total por intervalo de tallas en cm de los individuos de <i>S. proops</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n=1271).....	58
<b>Figura 33.</b> Longitud total (cm) promedio por arte de pesca <b>(A)</b> y tipo de fondo <b>(B)</b> de los individuos de <i>S. proops</i> para las diferentes artes de pesca registradas durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 1272). .....	59
<b>Figura 34.</b> Promedio mensual <b>(A)</b> y por época climática <b>(B)</b> de la longitud total (cm) de los individuos <i>S. proops</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 1272).....	60
<b>Figura 35.</b> Relación Longitud-Peso de los individuos de <i>S. proops</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 1121). .....	61
<b>Figura 36.</b> Factor de condición (Fc) por arte de pesca <b>(A)</b> y tipo de fondo <b>(B)</b> de los individuos de <i>S. proops</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=1139).....	62
<b>Figura 37.</b> Factor de condición (Fc) mensual <b>(A)</b> y por época climática <b>(B)</b> de los individuos de <i>S. proops</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=1142).....	63
<b>Figura 38.</b> Curva de crecimiento estimada con el método de composición de tallas de PROJMAT no estacional para los individuos de <i>S. proops</i> capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020. ....	65

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Parámetros de crecimiento y mortalidad reportados para <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> (He: hembra, Ma: macho, U: ambos sexos, M: mortalidad natural, F: mortalidad por pesca, E: tasa de explotación, $L^\infty$ : longitud asintótica, K: constante de crecimiento, $t_0$ : edad en tiempo cero).....	14
<b>Tabla 2.</b> Talla media de captura (TMC) y de madurez (TMM) reportadas para <i>A. canteri</i> y <i>C. mapale</i> en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Complejo Pajarales (CP) (Om: ojo de malla).....	15
<b>Tabla 3.</b> Variables pesqueras de los individuos de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> capturados en el golfo de salamanca entre junio 2019 y marzo del 2020 .....	31
<b>Tabla 4.</b> Prueba de Kruskal-Wallis de la abundancia por desembarco pesquero de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> para los factores artes de pesca, tipo de fondo, meses y época climática (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; * $p < 0.05$ ; ** $p < 0.01$ ).....	35
<b>Tabla 5.</b> Prueba de Kruskal-Wallis de la biomasa por desembarco pesquero de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> para los factores artes de pesca, tipo de fondo, meses y época climática (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; * $p < 0.05$ ; ** $p < 0.01$ ). .....	40
<b>Tabla 6.</b> Prueba de Kruskal-Wallis de la captura por unidad de esfuerzo por desembarco de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> en relación con los factores artes de pesca, tipo de fondo, meses y época climática (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; * $p < 0.05$ ; ** $p < 0.01$ ). .....	43
<b>Tabla 7.</b> Parámetros de relación talla-peso de <i>A. canteri</i> estimados por arte de pesca, tipo de fondo y época climática (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, $R^2$ : coeficiente de determinación). .....	47
<b>Tabla 8.</b> Talla media de captura (TMC) de <i>A. canteri</i> estimadas para los factores artes de pesca, tipo de fondo y épocas climáticas (n: tamaño de muestra, Min: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, $R^2$ : coeficiente de determinación). .....	48
<b>Tabla 9.</b> Parámetros de crecimiento ( $L^\infty$ : cm; K: año <sup>-1</sup> ; $t_0$ : año) estimados con los métodos SLCA, PROJMAT y ELEFAN para los individuos de <i>A. canteri</i> capturados en el golfo de salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (U: ambos sexos, NoEs: no estacional, EsHo: estacional Hoenig, EsPa: estacional Pauly). .....	49
<b>Tabla 10.</b> Longitud total de <i>A. canteri</i> por arte de pesca, tipos de fondo y época climática (Mín.: mínimo, Máx.: máximo, Popt: proporción dentro de rango de talla óptima, Pmega: proporción por encima de talla de mega-desovadores).....	50
<b>Tabla 11.</b> Parámetros de relación talla-peso de <i>C. mapale</i> estimados por arte de pesca, tipo de fondo y época climática (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, $R^2$ : coeficiente de determinación). .....	54
<b>Tabla 12.</b> Talla media de captura (TMC) de <i>C. mapale</i> estimadas para los factores artes de pesca, tipo de fondo y épocas climáticas (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, $R^2$ : coeficiente de determinación). .....	56
<b>Tabla 13.</b> Parámetros de crecimiento ( $L^\infty$ : cm; K: año <sup>-1</sup> ; $t_0$ : año) estimados con los métodos SLCA, PROJMAT y ELEFAN para los individuos de <i>C. mapale</i> capturados en el golfo de	

salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (U: ambos sexos, NoEs: no estacional, EsHo: estacional Hoenig, EsPa: estacional Pauly). .....	56
<b>Tabla 14.</b> Longitud total de <i>C. mapale</i> por arte de pesca, tipos de fondo y época climática (Mín.: mínimo, Máx.: máximo, Popt: proporción dentro de rango de talla óptima, Pmega: proporción por encima de talla de mega-desovadores).....	57
<b>Tabla 15.</b> Parámetros de relación talla-peso de <i>S. proops</i> estimados por arte de pesca, tipo de fondo y época climática (n: tamaño de muestra, Min: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, R <sup>2</sup> : coeficiente de determinación). .....	61
<b>Tabla 16.</b> Prueba t-student para el tipo de crecimiento de <i>S. proops</i> por arte de pesca, tipo de fondo y época climática ( $\alpha$ de 0.025). .....	61
<b>Tabla 17.</b> Talla media de captura (TMC) de <i>S. proops</i> estimadas para los factores artes de pesca, tipo de fondo y épocas climáticas (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, R <sup>2</sup> : coeficiente de determinación). .....	64
<b>Tabla 18.</b> Parámetros de crecimiento ( $L^\infty$ : cm; K: año <sup>-1</sup> ; $t_0$ : año) estimados con los métodos SLCA, PROJMAT y ELEFAN para los individuos de <i>S. proops</i> capturados en el golfo de salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (U: ambos sexos, NoEs: no estacional, EsHo: estacional Hoenig, EsPa: estacional Pauly). .....	64
<b>Tabla 19.</b> Longitud total de <i>S. proops</i> por arte de pesca, tipos de fondo y época climática (Mín.: mínimo, Máx.: máximo, Popt: proporción dentro de rango de talla óptima, Pmega: proporción por encima de talla de mega-desovadores).....	66
<b>Tabla 20.</b> Longitudes totales por arte de pesca de <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>S. proops</i> reportadas para el Caribe (CGMS: Ciénaga Grande de Santa Marta, GdS: golfo de Salamanca, IN: Pulgadas, $\bar{x}$ : promedio, Long.: longitud, Máx.: máxima) .....	73
<b>Tabla 21.</b> Parámetros de crecimiento registrados para <i>A. canteri</i> , <i>C. mapale</i> y <i>Sciades proops</i> (K: constante de crecimiento, $L^\infty$ : longitud asintótica, $t_0$ : edad en tiempo cero, $\emptyset'$ : índice de desempeño de crecimiento, GdS: golfo de Salamanca, H: hembra, M: machos). .....	78

## RESUMEN

En la última década las especies de la familia Ariidae se han convertido en un recurso pesquero de importancia en el golfo de Salamanca, en sustitución por especies de interés comercial que han sido sobreexplotadas. Como resultado la presencia de *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale* y *Sciades proops* es notable en los desembarcos de la región. Sin embargo, se desconocen los efectos de la pesca artesanal en los aspectos biológicos y pesqueros de estas especies, lo que constituye el objetivo de esta investigación. En el golfo de Salamanca se hizo un monitoreo desde junio de 2019 hasta marzo de 2020 en seis puertos de desembarco, en el que se recopiló información de las variables de la actividad pesquera asociada a las especies de interés. A partir de estos datos se estimaron las variables biomasa, abundancia y captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y las biológicas de relación talla-peso, factor de condición, talla media de captura (TMC), parámetros de crecimiento y mortalidad para cada especie. Durante el muestreo se registraron 445 desembarcos provenientes en su mayoría de fondos arenosos (204) y blandos (169), con la red agallera (256) y el palangre (182) como las artes más empleadas. La especie dominante fue *S. proops* (1492 individuos; 2074.22 kg) cuyas variables fueron diferentes por arte de pesca, tipo de fondo, meses y época climática, en contraste con algunas en las demás especies. En cuanto al tipo y parámetros de crecimiento *A. canteri* fue isométrico con  $TMC = 44.46$  cm,  $L_{\infty} = 82.46$  cm,  $K = 0.26$  año<sup>-1</sup>; *C. mapale* alométrico negativo con  $TMC = 21.11$  cm,  $L_{\infty} = 35.97$  cm,  $K = 0.22$  año<sup>-1</sup>; y *S. proops* alométrico positivo con  $TMC = 52.09$  cm,  $L_{\infty} = 93.31$  cm,  $K = 0.54$  año<sup>-1</sup>. La tasa de mortalidad y explotación fue de 1.08 año<sup>-1</sup> y 0.49 año<sup>-1</sup> para *A. canteri*; 1.27 año<sup>-1</sup> y 0.51 año<sup>-1</sup> para *C. mapale* y de 2.21 año<sup>-1</sup> y 0.61 año<sup>-1</sup> para *S. proops*. La dinámica de la captura de las tres especies está mediada de manera diferencial por los artes de pesca, tipo de fondo o ecosistema, época climática, biología y ecología de las especies y el estado previo de explotación de cada una. Los tres Ariidae están sometidos a sobreexplotación pesquera según sugieren los parámetros estimados, sumado a la baja proporción de capturas en la talla óptima y el reducido porcentaje de megadesovadores. Esto representa un riesgo para la fecundidad y el reclutamiento de las poblaciones en el futuro, y amenaza la permanencia de las especies y el recurso pesquero para las comunidades de pescadores.

**Palabras clave:** pesca artesanal, Ariidae, parámetros de crecimiento, sobreexplotación, golfo de Salamanca

## ABSTRACT

In the last decade, species of the Ariidae family have become an important fishing resource in the Gulf of Salamanca, replacing species of commercial interest that have been overexploited. As a result, the presence of *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale*, and *Sciades proops* is notable in the landings of the region. However, the effects of artisanal fishing on the biological and fishing aspects of these species are unknown, which is the objective of this research. In the Gulf of Salamanca a monitoring was conducted from June 2019 to March 2020 in six landing ports, in which information was collected on the variables of fishing activity associated with the species of interest. From these data were estimated the variables biomass, abundance, and catch per unit of effort (CPUE), as well as the length-weight relationship, condition factor, mean catch size (MCS), growth parameters and mortality for each species. During the assessment 445 landings were recorded, mostly from sandy (204) and soft (169) bottoms, with the gillnet (256) and longline (182) as the most used gears. The species with the highest values in the fishing variables was *Sciades proops* (1492 individuals; 2074.22 kg), in which were evident differences by fishing gear, bottom type, months, and climatic season, but not clear in the other species. Regarding the type of growth, *A. canteri* exhibited isometric with  $TMC = 44.46$  cm,  $L^\infty = 82.46$  cm,  $K = 0.26$  year<sup>-1</sup>, *C. mapale* positive-allometric with  $TMC = 21.11$  cm,  $L^\infty = 35.97$  cm,  $K = 0.22$  year<sup>-1</sup>, and *S. proops* negative-allometric with  $TMC = 52.09$  cm,  $L^\infty = 93.31$  cm,  $K = 0.54$  year<sup>-1</sup>. The mortality and exploitation rates were 1.08 year<sup>-1</sup> and 0.49 year<sup>-1</sup> for *A. canteri*; 1.27 year<sup>-1</sup> and 0.51 year<sup>-1</sup> for *C. mapale* and 2.21 year<sup>-1</sup> and 0.61 year<sup>-1</sup> for *S. proops*. The fishing dynamics of the species is mediated differentially by the fishing gear, type of bottom or ecosystem, climatic season, biology and ecology of the species, and the previous state of exploitation of each one. The three Ariidae are subject to overfishing according to the estimated parameters, as well as the low proportion of species caught at the optimum length and the reduced proportion of mega spawners. This represents a risk for the fecundity and recruitment of populations in the future, and threatens the permanence of the species and the fishery resource for fishing communities.

**Key words:** artisanal fishing, Ariidae, growth parameters, overfishing, Gulf of Salamanca

## 1 INTRODUCCIÓN

En Colombia la actividad pesquera engloba el aprovechamiento de los recursos pesqueros en sus dos litorales (Pacífico y Caribe) y numerosas cuencas hidrográficas. Se encuentra dividida en dos grandes sectores: el industrial y el artesanal. Este último también conocido como pesca a menor escala, la que se realiza con embarcaciones pequeñas de limitada autonomía y en la mayoría de los casos sin tecnología pesquera de apoyo como GPS, ecosonda, güinches, equipos de refrigeración y almacenamiento. Esto implica un mayor esfuerzo físico y poca eficiencia, por lo que la actividad se encuentra restringida en su mayoría a la zona costera (Puentes *et al.*, 2014). La región Caribe cuenta con aproximadamente 23 tipos de artes/métodos de pesca para sus diferentes pesquerías, entre los que se destacan las redes agalleras, el chinchorro, el palangre, la línea de mano, la nasa y captura por buceo libre (Viloria-Maestre *et al.*, 2016). Cabe resaltar que, aunque esta actividad no aporta significativamente al producto interno bruto (PIB), sí involucra un importante número de personas que devengan ingresos de forma directa e indirecta (Puentes *et al.*, 2014).

La sobrepesca ha sido considerada uno de los principales factores que ocasionan el deterioro de los ecosistemas marinos. Es causa de la pérdida de la biodiversidad, reducción en la disponibilidad de recursos e ingresos para los pescadores; además afecta la abundancia y distribución de las especies objetivo, al igual que el mantenimiento de sus poblaciones (en especial cuando se capturan individuos inmaduros) y presenta también una fuerte influencia en la simplificación de las redes tróficas (Pauly *et al.*, 2002; Srinivasan *et al.*, 2010). A lo anterior se suma el aumento del esfuerzo pesquero junto con el uso de artes o métodos de pesca no selectivos (Duarte *et al.*, 2018).

Considerando que en el país tanto la pesquería artesanal como la industrial han ejercido presión sobre los recursos explotables, se han estimado algunos parámetros biológicos y pesqueros de las especies objetivo más importantes, con la finalidad de conocer el estado en el que se encuentran dichas poblaciones; sin embargo, algunas especies que son consideradas de importancia económica aún no cuentan con información suficiente relacionada con su biología (Duarte *et al.*, 2018). Tal es el caso de varios representantes de la familia Ariidae, peces con una amplia distribución en mares tropicales y subtropicales,

que habitan las aguas costeras y cuencas bajas de ríos y estuarios. Por esta razón, el objetivo del presente estudio se centra en evaluar algunos aspectos biológico y pesqueros de las especies: *Ariopsis canteri* (chivo cabezón), *Cathorops mapale* (chivo mapalé) y *Sciades proops* (chivo mozo) en el golfo de Salamanca (GdS), región fundamental para la actividad pesquera en el departamento del Magdalena (Manjarrés, 2004).

Este trabajo se adelanta para optar al título de Bióloga Marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano; se encuentra enmarcado dentro del Proyecto AMR18-0021 “Monitoreo participativo de la pesca artesanal y los recursos pesqueros en el área de influencia de las empresas exportadoras de carbón en el golfo de Salamanca” financiado por el Grupo Prodeco y Drummond LTD, el cual es ejecutado por la empresa MoAm S.A.S. y su grupo de investigación en Arrecifes Artificiales, Ecología y Biodiversidad.

## 2 JUSTIFICACIÓN

Dentro de los representantes de la familia Ariidae, las especies *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale* y *Sciades proops* tienen un papel económico importante (Galvis, 1984; Narváez–Barandica *et al.*, 2008). El estado de conservación de *A. canteri* es En Peligro (EN) (Acero *et al.*, 2017), y el de *C. mapale* y *S. proops* es Vulnerable (VU) (Acero y Polanco, 2017b; 2017c). La captura por debajo de la talla media de madurez (TMM) y el deterioro del hábitat son los principales factores de amenaza para estas especies. Cabe resaltar que el endemismo de *A. canteri* y *C. mapale* aumenta su vulnerabilidad.

La mayoría de los estudios sobre las especies de interés se limitan a la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), dado los altos volúmenes de desembarco que aporta la pesca artesanal en esta región (Bustos-Montes *et al.*, 2012). Por lo tanto, es necesario extender el área de estudio hacia el GdS, que carece de información biológica y pesquera de estos bagres, a pesar de que su contribución en los volúmenes de pesca es relevante. Por ejemplo, en el 2018 *S. proops* representó el 17.1 % de los desembarcos totales correspondientes a la pesca artesanal del Caribe, *A. canteri* el 0.7 %, al igual que *C. mapale* (Duarte *et al.*, 2018). SEPEC (2020) reportaron para la estación de Ciénaga desembarcos de 0.001 t perteneciente a *Ariopsis canteri* y de 1.16 t a *Sciades proops* para el año 2019. Por su parte, MoAm (2020) determinó que la biomasa extraída de las capturas registradas en el golfo de Salamanca fue del 0.69 %, 0.15 % y 9.12 % para el chivo cabezón, mapalé y mozo respectivamente.

Bajo estas circunstancias, se requiere desarrollar una investigación sobre la biología pesquera de estas especies, para proponer planes de manejo pesquero y conservación dada su importancia ecológica, alimenticia y económica. Para este propósito es necesario la determinación de tallas óptimas de captura, tipo de crecimiento, tasas de mortalidad y explotación pesquera.

### 3 MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

#### 3.1 GENERALIDADES

##### 3.1.1 Pesca artesanal en el Caribe y el Magdalena

La pesca y la acuicultura conforman la producción pesquera a nivel global. En el año 2020 la primera alcanzó 78.8 millones de toneladas de capturas de origen marino (FAO, 2022), mientras que en el año 2018 se reportaron 84.4 millones de toneladas, diferencia que fue atribuida a los cambios producidos por las restricciones de la Covid-19 (FAO, 2020). En América Latina la pesca en aguas marinas representa el 80 % de la producción pesquera y acuícola; los peces de aleta representan cerca del 85 % de la captura marina a nivel mundial (FAO, 2020). La producción de pescado en Latinoamérica y el Caribe en el año 2018 fue de 17.5 millones de toneladas (FAO, 2020).

En Colombia la pesca se divide en captura a gran escala (industrial) y a menor escala (artesanal); se concentra en los litorales del Pacífico y el Caribe, y en la gran cantidad de cuencas hidrográficas (Puentes, 2014). El país se caracteriza por su gran diversidad de peces, alberga un 12 % de la riqueza mundial con 4 200 especies aproximadamente, de éstas unas 2 600 son consideradas marinas (incluyendo las estuarinas) (Acero y Polanco, 2017a). Esta importante riqueza de especies no está asociada con una alta abundancia de estas (Leiva *et al.*, 2007).

Los volúmenes de captura para el año 2021 por pesca artesanal fueron 62 143.6 t, de las cuales el litoral Caribe aportó el 15.2 % (9 427.8 t); de este el golfo de Salamanca registró el 7.8 % con 740.1 t (Duarte *et al.*, 2022a). El valor monetario de los desembarcos artesanales estimados entre enero y noviembre de 2021 para el país fue de 296 749 millones de pesos (Duarte *et al.*, 2021). El litoral caribe registró el 16 % con 47 794 millones de pesos, de estos el golfo de Salamanca aportó 3 389 millones de pesos como resultado de la captura de peces de gran valor comercial (*Caranx crysos*, *Caranx hippos*, *Scomberomorus bransiliensis* y *Centropomus undecimalis*) (Duarte *et al.*, 2021).

Entre los meses de febrero y diciembre de 2019 el total de desembarcos fue de 61 896.2 t, de los que 10 886.2 t fueron correspondientes a la pesca artesanal en el litoral Caribe. Las regiones de La Guajira norte y Magdalena - La Guajira sur fueron las que registraron mayores volúmenes con el 31.3 % y 21 % respectivamente; se encontraron 209 especies de peces de las que resaltó la cojinúa negra (*Caranx crysos*), el ronco (*Haemulon plumierii*), el jurel (*Caranx hippos*), la lisa rayada (*Mugil incilis*) y el chivo mozo (*Sciades proops*) como los organismos que mayor desembarco reportaron; en total el grupo de peces aportó 9 633.5 t (Reyes-Ardila *et al.* 2019).

En cuanto a los pescadores, McGoodwin (2002) estimó que aproximadamente el 90 % en el mundo eran artesanales. En el país, la actividad pesquera artesanal es la fuente de ingreso y alimentación directa de aproximadamente 400 000 personas, por ello representa un papel fundamental en la seguridad alimentaria, nutrición y sustento de vida (Puentes *et al.*, 2014). De manera indirecta 289 467 personas dependen de esta actividad en los aspectos relacionados con la construcción, transformación, comercialización de productos, procesamiento, reparación y mantenimiento de barcasas y demás elementos necesarios para la pesca (FAO y MADR, 2015). La población de pescadores artesanales estimada para la costa Caribe es de 13 429 personas, concentrados en su mayoría en los departamentos de Magdalena, Bolívar y Sucre (Rueda *et al.*, 2012).

En el Caribe colombiano el desarrollo tecnológico de la pesca artesanal marítima es bajo, como consecuencia de estar compuesto por embarcaciones con escasa autonomía generalmente de madera o fibra de vidrio, de pequeñas dimensiones y sin maquinaria pesquera adecuada como motores de alto cilindraje y equipos de refrigeración. Estas condiciones generan una navegación limitada a la zona costera además de un gran esfuerzo físico y poca eficiencia; la actividad se encuentra sostenida en su mayoría por pequeños peces pelágicos, camarones y pesca blanca (Puentes *et al.*, 2014). De acuerdo con Duarte *et al.* (2018) y Reyes-Ardila *et al.* (2019) las artes de pesca más utilizadas para la región son: las redes agalleras fijas, líneas de mano, palangre de fondo y redes de enmalle de deriva; otros departamentos como La Guajira y el Magdalena emplean además el boliche, chinchorro y nasas.

Para el Magdalena Grijalba-Bendeck *et al.* (2012) determinaron que las amenazas potenciales que afectaron a las especies capturadas por la pesca artesanal fueron: i) presión pesquera como resultado de un aumento del esfuerzo pesquero, disminución de los ojos de malla y aumento del número de anzuelos; ii) deterioro del hábitat causado por factores naturales y antropogénicos (este produce un impacto mayor en las especies endémicas); iii) contaminación que modifica de manera negativa los ecosistemas y iv) fragmentación del hábitat.

En la misma región Bustos-Montes *et al.* (2012) estimaron un volumen total anual de 1 671.6 t entre el año 2008 y 2010, correspondiente a las capturas ícticas por pesca artesanal. El 98 % de este volumen estuvo conformado principalmente por peces óseos, con un total de 231 especies; los puertos que presentaron mayor número de desembarcos fueron Taganga, Pueblo viejo, Chimila y Ciénaga, en los que el arte de pesca que reportó altos volúmenes de captura fue el chinchorro, seguido del boliche, línea de mano y red agallera. El ingreso económico fue de 7 652 millones con un promedio anual de 3 992 millones y mensual de 332 millones.

El golfo de Salamanca se caracteriza por ser una de las zonas más productivas e importantes para la pesca artesanal y de mayor diversidad en el Caribe (Rueda *et al.*, 2010; García *et al.*, 2013;). Lo anterior como resultado de un aumento en la cantidad de nutrientes provenientes de eventos de surgencia que ocurren en el área y que permiten una alta productividad de fitoplancton y zooplancton, que se refleja posteriormente en una mayor producción pesquera (Bernal *et al.*, 2004; Franco-Herrera y Torres-Sierra, 2007; Rueda *et al.*, 2010). De igual manera, las aguas procedentes de los ríos Magdalena, Toribio, Córdoba, Manzanares, Gaira y de la Ciénaga Grande de Santa Marta, aportan materia orgánica, sedimentos finos y nutrientes que permiten la proliferación de gran cantidad de organismos (Rueda *et al.*, 2010; García *et al.*, 2013).

Dentro del golfo hay una gran variedad de hábitats y ecosistemas; los fondos blandos y arenosos son los más amplios en la parte marina. En la zona costera hay una gran extensión de playas; a lo largo de esta, en particular hacia el costado este se pueden encontrar formaciones de litoral rocoso. Hacia el norte de la costa, aproximadamente a 12 km se ubican escombros de coral con pequeños corales vivos, lo que se denomina "Banco

de las Ánimas” (Rueda *et al.*, 2019). Asimismo, se ubican áreas de bosques de manglar por la desembocadura del río Toribio, en la CGSM, y algunos parches por Pozos Colorados y Punta Gloria (Rueda *et al.*, 2019). Esta diversidad de ecosistemas junto con las condiciones oceanográficas que se presentan posibilita una gran riqueza de especies en la zona (García *et al.*, 1998).

En el año 2017 el golfo aportó 436.2 t del total de desembarcos provenientes de pesca artesanal (De la Hoz-M *et al.*, 2017) y en el 2018 contribuyó con el 4.2 % (289.6 t) del total correspondiente al litoral Caribe (Duarte *et al.*, 2018). En el 2017 el chivo mozo aportó el 1.8 %, el mapalé 1.3 % y el cabezón el 1.1 % del total de los volúmenes de captura registrados para el Caribe en el periodo de marzo a diciembre con 2351.7 t (De la Hoz-M *et al.*, 2017). Para el 2018 *Sciades proops* representó un 17.1 % de los desembarcos totales, *Ariopsis canteri* un 0.7 % al igual que *Cathorops mapale* (Duarte *et al.*, 2018). En el 2019 *Sciades proops* registró 235.2 t, *Cathorops mapale* 18.5 t y *Ariopsis canteri* 7.0 t (Reyes-Ardila *et al.*, 2019).

### **3.1.2 Familia Ariidae**

La familia Ariidae comúnmente conocida como bagres de mar, pertenece al orden Siluriformes y se distribuye en ambientes marinos, limitándose a las zonas costeras; suele ser abundante en aguas turbias, particularmente en estuarios y lagunas costeras con manglares, y en agua dulce de zonas templadas y tropicales (Acero, 2002). En América se localizan desde el norte de México hasta el sur de Perú por el Pacífico y desde cabo Cod en Estados Unidos hasta el norte de la Patagonia en Argentina en el Atlántico, incluyendo el occidente de Cuba, el golfo de México y el mar Caribe (Marceniuk y Ferraris, 2003; Betancur-R. y Acero, 2004). La familia comprende aproximadamente 145 especies a nivel global (Robins *et al.*, 2018), muchas de estas de importancia comercial para las pesquerías artesanales del Caribe y Pacífico americano (Galvis, 1983; Acero, 2002; Marceniuk y Menezes, 2007).

Dentro de las características de este grupo se encuentra la incubación oral de los huevos por parte de los machos como estrategia reproductiva para alcanzar un mayor éxito en el desarrollo de los embriones (Galvis, 1983). Por ello se presenta un dimorfismo sexual en

algunas especies, en el que las hembras presentan un mayor desarrollo de las aletas pélvicas (Galvis, 1983; Acero *et al.*, 2005), que utilizan para sostener los huevos y posteriormente acercarlos a la boca del macho para su cuidado y posterior eclosión (Gomes y Araujo, 2004; Nelson *et al.*, 2016). Asimismo, se evidencian cambios en el epitelio bucal de los machos con el fin de producir sustancias bactericidas para proteger los embriones de posibles enfermedades (Galvis, 1983). De acuerdo con Galvis (1983) el epitelio bucal también produce enzimas capaces de digerir los huevecillos (óvulos sin fecundar) que se ubican en la parte posterior de la cavidad oral en el momento de la incubación y que le sirven como fuente de energía cuando las reservas se agotan.

Nelson *et al.* (2016) señalan que los individuos de la familia se caracterizan por presentar placas óseas en la cabeza y cerca del origen de la aleta dorsal, generalmente de 2 a 3 pares de barbillones (número y longitud son clave para la identificación de especies), aleta caudal visiblemente bifurcada y una aleta adiposa. Exhiben una cabeza ancha y un cuerpo comprimido dorsoventralmente, tienen una boca ancha que puede ser terminal o subterminal; pueden emitir ruidos en forma de graznido cuando son capturados (Robins *et al.*, 2018). No presentan escamas y la línea lateral se ramifica en los lóbulos de la aleta caudal (Acero, 2002). Las aletas pectorales y dorsales tienen espinas rígidas y aserradas recubiertas de células epiteliales con capacidad de producir veneno, el cual es empleado como método de defensa; este suele provocar gran dolor y una herida de difícil cicatrización en las personas (Nelson, 1994). Presentan un conjunto de vertebras modificadas que se conectan con los otolitos del oído interno llamado “aparato de Weber”. Este les permite tener una mejor percepción del sonido, lo que les ayuda a aumentar su éxito en aguas turbias (Sanger y McCune, 2002).

El nicho trófico de estas especies es variado, incluye hábitos omnívoros, detritívoros y carnívoros (Acero, 2002). Sincronizan la reproducción y el crecimiento con la disponibilidad de nutrientes en el ecosistema, como adaptación a los constantes cambios del medio (Galvis, 1983). Suelen emplear regiones de baja salinidad para los procesos de reproducción y desove (Acero, 2002; Froese y Pauly, 2016). Algunas especies de la familia son utilizadas como bioindicadoras de calidad y de cambios ambientales por su abundancia en los ecosistemas estuarinos (Barletta y Costa, 2009). En el litoral Caribe colombiano, especies como *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale* y *Sciades proops* son abundantes en la

pesca asociada con manglares (Sandoval-Londoño *et al.*, 2020) y de gran importancia como recurso pesquero en regiones como el golfo de Urabá, la CGSM y golfo de Salamanca (Galvis, 1983; Tijero *et al.*, 1998; Gámez *et al.*, 2014; Sandoval-Londoño *et al.*, 2015)

***Ariopsis canteri* Acero P., Betancur-R. y Marceniuk, 2017**

Conocido comúnmente como chivo cabezón, es endémico de la costa Caribe colombiana con presencia en aguas marinas y salobres (Marceniuk *et al.*, 2017). Anteriormente descrita como *Ariopsis bonillai* (Miles 1945), *Arius bonillai* (Miles 1945), *Galeichthys bonillai* (Miles 1945) y *Hexanemichthys bonillai* (Miles 1945) (Acero *et al.*, 2017). Es una especie demersal asociada a fondo blandos (Robertson *et al.*, 2019). Se caracteriza por poseer una cabeza moderadamente larga y ancha, especialmente deprimida en el área etmoidal y frontal lateral; tiene un escudo óseo expuesto y rugoso. Los ojos son relativamente grandes, la boca es subterminal y tiene tres pares de barbillones. Las placas de los dientes vomerinos son en forma de U, la aleta caudal es ahorquillada y tiene de 36 a 44 branquiespinas en el primer y segundo arco branquial. Puede alcanzar una longitud máxima de 80 cm (Marceniuk *et al.*, 2017). Su coloración dorsal puede variar de gris oscuro a gris azulado; el vientre es blanco azulado (Acero *et al.*, 2017).

En cuanto al dimorfismo sexual, las hembras presentan protuberancias carnosas bien desarrolladas en la base de las aletas pélvicas; parches de dientes vomerinos ovados a cuadrados y parches accesorios grandes. Por el contrario, los machos tienen parches de dientes reducidos y alargados transversalmente y dientes accesorios pequeños (Marceniuk *et al.*, 2017). Suelen alcanzar menores tallas como resultado del ayuno prolongado al que se exponen durante el proceso de incubación oral, en este el almacenamiento de energía se emplea para la supervivencia en este periodo y no para un mayor crecimiento corporal (Galvis, 1984). La especie desova durante todo el año, con picos en los meses de abril a julio (Galvis, 1983).

Es una especie asociada a los manglares, los que utiliza como lugares nodriza, mientras que los adultos los alternan con aguas abiertas; sin embargo, dependen tróficamente de estos (Sandoval-Londoño *et al.*, 2015; 2020). Presentan cambios ontogénicos en la dieta,

los juveniles se alimentan principalmente de copépodos y los adultos consumen mayormente peces, aunque también puede incluir en su dieta el consumo de material vegetal, crustáceos y moluscos (Galvis, 1983; Gámez *et al.*, 2014; Sandoval-Londoño *et al.*, 2015)

De acuerdo con Acero *et al.* (2017) se encuentra en la categoría En Peligro (EN), como consecuencia de la captura de juveniles por debajo de la talla media de madurez y por tener una extensión de presencia menor a los 5000 km<sup>2</sup> en ecosistemas deteriorados como producto de procesos de contaminación, condiciones climáticas adversas y pérdida de espejos de agua. En los últimos años se ha destacado en los desembarcos de la CGSM y el litoral Caribe con un total de 10 t para el año 2021 (Duarte *et al.*, 2021). Según INVEMAR (2022) su nivel de explotación pasó de sobreexplotado a moderado en la CGSM con el 69 % de los individuos capturados por debajo de su talla media de madurez (30.1 cm).



**Figura 1.** *Ariopsis canteri* (Tomado de Marceniuk *et al.*, 2017).

### ***Cathorops mapale* Betancur-R. y Acero P., 2005**

Recibe por nombre común chivo mapalé; en el pasado fue identificado de manera errada como *Cathorops spixii* (Acero y Polanco, 2017b). Es una especie endémica de Colombia cuya distribución comprende la costa Caribe central y suroeste colombiana, e incluye la CGSM, complejo Pajarales, golfo de Salamanca, Tasajera, golfo de Urabá (Acero y Polanco, 2017b). Dentro de su descripción se encuentra el presentar una cabeza

moderadamente deprimida, boca pequeña, ojos laterales y tres pares de barbillones. Escudo de la cabeza expuesto y cubierto con gránulos (Betancur-R y Acero, 2005).

Tiene dientes palatinos molariformes dispuestos en dos parches elípticos, más grandes y con mayor cantidad en las hembras (46-84) que en los machos (33-48). Base de las aletas pélvicas y anales ligeramente más grandes en hembras que en machos, lo mismo ocurre con la profundidad del pedúnculo caudal. Aleta caudal profundamente ahorquillada. Cuerpo color marrón en la parte dorsal y pálido en el vientre. Puede alcanzar los 30.6 cm de longitud (Betancur-R y Acero, 2005).

Se encuentra en aguas someras desde desembocadura de ríos, estuarios salobres o lagunas costeras; es de ámbito demersal y frecuenta fondos blandos de preferencia fangosos (Cervigón, 1992; Tijaro *et al.*, 1998). Su alimentación se basa principalmente en peces, pero cabe resaltar que posee al igual que *A. canteri* un amplio espectro alimenticio, que refleja su flexibilidad para alimentarse con lo disponible en el ambiente; capacidad de adaptación propia de las especies estuarinas (Gámez *et al.*, 2014). Para la CGSM el desove se da a lo largo del año; sin embargo, presenta un máximo de maduración y desove de junio a agosto (Tijaro *et al.* 1998).

Desde el 2004 hasta el 2014 se ha reportado una tendencia decreciente para las capturas desembarcadas de este recurso y de la CPUE de diferentes artes de pesca (Ibarra *et al.*, 2014). El chivo mapalé se ha reconsiderado en cuanto al riesgo de sobrepesca por la actualización de su talla de madurez (16.3 cm). En el mes de septiembre del 2022, el 3 % de los individuos capturados en la CGSM estaba por debajo de esta; por lo que pasó de sobrepesca a riesgo bajo (INVEMAR, 2022).

Según el reporte de desembarco mensual estimado por el SEPEC para el año 2022 en el litoral Caribe se capturaron 21.6 t de chivo mapalé (Duarte *et al.*, 2022b). De acuerdo con Acero y Polanco (2017b) la especie se encuentra en estado Vulnerable (VU).



**Figura 2.** *Cathorops mapale* (Tomado de Betancur y Acero, 2005).

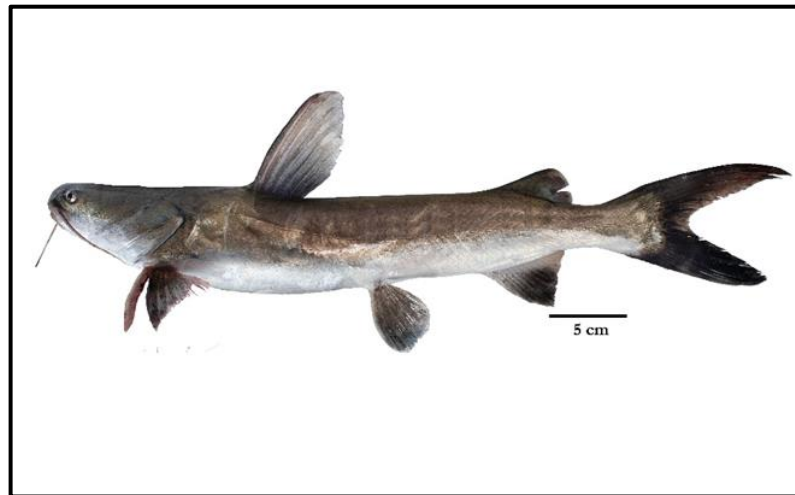
### ***Sciades proops* (Valenciennes 1840)**

Conocido en el Caribe de Colombia como chivo mozo o chivo de piedra, se distribuye desde el Mar Caribe y costa norte de Sudamérica hasta Brasil (Fricke *et al.*, 2018). Anteriormente denominado como *Arius proops* (Valenciennes 1840) o *Hexanemichthys proops* (Valenciennes 1840) (Acero y Polanco, 2017c). Presenta una cabeza moderadamente alargada, escudo óseo rugoso y extendido hasta la parte posterior de los ojos y tres pares de barbillones (en el mentón y ambas mandíbulas). Paladar con dos pares de parches de dientes cónicos fusionados en un parche en forma de U; aberturas branquiales anchas y con 15 a 18 branquiespinas en el primer arco. Aleta caudal bifurcada, línea lateral completa con ramificaciones hacia arriba y abajo de la base de la aleta caudal. De color gris a marrón o azul oscuros arriba, blancuzco debajo (Robertson *et al.*, 2023). Puede alcanzar hasta 100 cm de longitud, lo común es que lleguen a los 50 cm (Cervigón *et al.*, 1992).

Es una especie estuarina demersal, asociada a ecosistemas de manglar (Sandoval-Londoño *et al.*, 2020). Se alimenta principalmente de pequeños peces, crustáceos y poliquetos (Guedes y Vasconcelos, 1980; Robertson *et al.*, 2019). Los individuos tienen una longevidad de tres a cuatro años y se hacen sexualmente maduros entre el año y medio de vida y los dos años; la época reproductiva tiene lugar entre junio y septiembre (Galvis, 1983), para estos eventos suelen buscar desembocaduras de ríos y regiones lagunares

(Cantanhede *et al.*, 2007). En la CGSM presentan migraciones periódicas desde zonas de manglar a áreas adyacentes durante la noche (Galvis, 1983). Su densidad, biomasa y distribución está relacionada con fluctuaciones de los valores de salinidad y temperatura del agua (Dantas, 2008; Barletta *et al.*, 2010; Dantas *et al.*, 2010)

Desde el año 1994 se ha notado el decrecimiento de la población en la CGSM. Para ese año se capturaron 2 000 kg que comparados al mínimo histórico para la especie en 2010 de 77 kg o al dato más reciente del 2022 con 148 kg hace ver lo afectado que se encuentra el recurso (Acero *et al.*, 2002, Duarte *et al.*, 2022b). Se halla en estado vulnerable (VU) debido a la pesca de individuos inmaduros, el deterioro del hábitat por causas naturales y antropogénicas como la contaminación y efectos climáticos (Acero y Polanco, 2017c).



**Figura 3.** *Sciades proops* (Tomado de Lo verso J., 2020).

### 3.2 ESTADO DEL ARTE

En los últimos años la producción pesquera ha disminuido como consecuencia de la sobreexplotación de los recursos pesqueros (Leiva *et al.*, 2007). De acuerdo con Galvis (1984) en el año 1979 en la CGSM durante la captura de robalo, lebranche, sábalo, lisa y mojarra rayada (especies comerciales en ese momento) el 60 % de la ictiofauna acompañante era el chivo grande, cabezón y mapalé, recurso que además no se consumía y era desechado en su totalidad. Para el año 1984 el panorama era muy diferente, pues la

sobrepesca de esas especies comerciales fue tal que los pescadores tuvieron que sustituirlas por las anteriormente mencionadas.

En 1984 la abundancia de *Ariopsis canteri* en la CGSM era alta, con tallas superiores a los 46 cm y pesos mayores a los 1 000 g; en ese mismo año se comenzó la aceptación de este pez para el consumo, que permitió el paso a su captura intensiva, por lo cual se presumió una sobreexplotación futura del mismo (Galvis, 1984).

Galvis (1984) determinó las tasas de crecimiento y mortalidad de *A. canteri* en la CGSM entre 1981 y 1982 (**Tabla 1**). Los parámetros de crecimiento para ambos sexos mostraron comportamientos similares hasta los 4.5 meses de edad, tiempo en el que alcanzaron una diferenciación sexual visible; asimismo observó un mayor coeficiente K en machos que en hembras como producto del gasto energético invertido durante la incubación oral. La mortalidad por pesca fue mayor que la natural y más alta en machos que en hembras, esto debido a que son más susceptibles a los factores estresantes del medio como resultado de un deterioro del organismo a lo largo del tiempo por el ayuno prolongado al que se someten. Igualmente registró tasas de explotación pesquera para ambos sexos superior a la óptima (0.5). En su trabajo Galvis (1984) concluyó que en el futuro la sobrepesca del chivo cabezón en la CGSM provocaría un deterioro del ecosistema, al ser una especie con un nivel trófico intermedio.

Galvis (1983) realizó un estudio biológico y pesquero de *Cathorops mapale* en la CGSM. En este resaltó la ausencia de un dimorfismo sexual marcado y un tipo de crecimiento isométrico. Los parámetros de crecimiento y mortalidad estimados (**Tabla 1**) con excepción de la longitud asintótica, presentaron según el autor valores que no coincidieron con el comportamiento biológico real de la especie, por lo cual recomendó que para futuros estudios el espectro de tallas fuera más amplio y con un tamaño de muestra adecuado para lograr resultados verídicos. De igual manera sugirió la utilización de diferentes métodos de análisis.

**Tabla 1.** Parámetros de crecimiento y mortalidad reportados para *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* (He: hembra, Ma: macho, U: ambos sexos, M: mortalidad natural, F: mortalidad por pesca, E: tasa de explotación,  $L_{\infty}$ : longitud asintótica, K: constante de crecimiento,  $t_0$ : edad en tiempo cero).

Especie	Sexo	M (año <sup>-1</sup> )	F (año <sup>-1</sup> )	E (año <sup>-1</sup> )	Parámetros de crecimiento	Área de estudio	Fuente
---------	------	---------------------------	---------------------------	---------------------------	---------------------------	-----------------	--------

					$L_{inf}$ (cm)	$K$ (año <sup>-1</sup> )	$t_0$		
<b><i>Ariopsis canteri</i></b>	He	1.77	3.15	0.64	46.3	0.094	-1.2	CGSM	Galvis (1984)
	Ma	2.24	4.24	0.65	37.9	0.124	-1.2		
<b><i>Cathorops mapale</i></b>	U	0.96	1.87	0.66	32.5	0.38	-	CGSM-CP	Tijaro <i>et al.</i> (1998)
	U	1.28	-	-	31.7	0.56	-0.78	CGSM	Galvis (1983)
	U	0.5	-	-	31.4	0.43	-0.5	Golfo de Salamanca	Castillo-Navarro (2014)
<b><i>Sciades proops</i></b>	He	-	-	-	70.63	0.26	-1.01	Maranhão, Brasil	Azevedo (2007)
	Ma	-	-	-	59.68	0.28	-1.52		

En la evaluación de la selectividad de la red bolichera en la CGSM Rueda y Santos-Martínez (1997) obtuvieron que las tallas medias de captura (TMC) del chivo cabezón y mapalé se encontraron por debajo de las tallas medias de madurez (TMM) (**Tabla 2**); sin embargo, resaltaron que la talla de captura aumentaba conforme lo hacia el tamaño del ojo de malla. Lo anterior coincide con lo registrado para las mismas especies por INVEMAR (2005) quienes reportaron una disminución en la captura del chivo cabezón y mapalé, cuyas TMC no superaron la TMM (**Tabla 2**). El palangre fue el arte de pesca que aportó el mayor número de capturas de estas especies.

Tijaro *et al.* (1998) estudiaron la dinámica poblacional de *C. mapale* en la CGSM entre 1993 y 1994. Los valores estimados de crecimiento ( $K$ ) y longitud asintótica ( $L_{\infty}$ ) estuvieron dentro de los parámetros registrados por Galvis (1983) para la especie (**Tabla 1**). La tasa de mortalidad por pesca fue superior a la natural; también encontraron que la tasa de explotación estaba por encima del 0.50 óptimo (**Tabla 1**). La sobrepesca del chivo mapalé se confirmó también con las TMC de las artes de pesca evaluadas que estuvieron por debajo de la TMM (**Tabla 2**). Los autores de este estudio concluyeron además que la especie desova durante todo el año, con un posible pico entre los meses de junio y agosto, lo cual concuerda con lo establecido por Galvis (1983).

**Tabla 2.** Talla media de captura (TMC) y de madurez (TMM) reportadas para *A. canteri* y *C. mapale* en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y Complejo Pajarales (CP) (Om: ojo de malla).

Especies	Arte de pesca	TMC (cm)	TMM (cm)	Área de estudio	Referencia
<b><i>Ariopsis canteri</i></b>	Bolicho (Om=6.35 cm)	22.8	41*	CGSM	Rueda y Santos (1997)
	Bolicho (Om=7.62 cm)	27.4	41*		
	Sin definir	28.4	41*	CGSM-CP	INVEMAR (2005)
	Atarraya (Om=5.08)	21.8	41*	CGSM-CP	Narvaez-Barandica <i>et al.</i> (2008)
	Atarraya (Om=7.62cm)	36			

<b><i>Cathorops mapale</i></b>	Boliche (Om=6.35 cm)	24.5	26.2**	CGSM	Rueda y Santos (1997)
	Boliche (Om=7.62 cm)	29.5			
	Palangre-Redes agalleras	21.6	23.3	CGSM-CP	Tíjaro (1998)
	Atrarraya	20			
	Sin definir	19.6	23.3***	CGSM-CP	INVEMAR (2005)
	Atrarraya (Om=5.08 cm)	16.6	23.3***	CGSM-CP	Narvaez-Barandica <i>et al.</i> (2008)
	Atrarraya (Om=7.62 cm)	25.8			
	Changa	14	23.3***	Golfo de Salamanca	Castillo-Navarro (2014)

\*Talla media de madurez estimada por Mancera (1994)

\*\*Talla media de madurez estimada por Galvis (1983)

\*\*\*Talla media de madurez estimada por Tíjaro (1998)

Narváez-Barandica *et al.* (2008) evaluaron el efecto de diferentes artes de pesca artesanal sobre el tamaño de *C. mapale* y *A. canteri* en la CGSM y el complejo Pajarales (CP) entre el año 2000 y el 2004. En este estudio el 90 % de los individuos capturados de chivo mapalé se ubicaron por debajo de la TMM estimada por Tíjaro *et al.* (1998) en 23.3 cm; el palangre fue el arte de pesca con menor impacto sobre esta especie, mientras que la atrarraya con un ojo de malla de 5.08 cm fue el arte que obtuvo la TMC más baja (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.). De igual forma, el 98 % de los individuos capturados de chivo cabezón se encontraron por debajo de la TMM determinada por Mancera (1994) en 41 cm. De acuerdo con los resultados obtenidos por los autores de este estudio, todas las artes de pesca evaluados (atrarraya, boliche, red agallera y palangre) representaron un efecto contraproducente para ambas especies y advirtieron que se encontraban en alto riesgo de sobreexplotación por la captura de juveniles que aún no habían alcanzado su madurez sexual.

Castillo-Navarro (2014) realizó la evaluación de la sobrepesca de *C. mapale* como fauna acompañante de la pesquería artesanal de arrastre de camarón en el golfo de Salamanca. En este la especie representó el 17 % (3710 individuos) de la captura total. Los parámetros de crecimiento exhibieron una baja progresión modal entre las estructuras de tallas y consideró que a partir de los cuatro años la especie puede alcanzar tallas óptimas que le permitan cumplir sus funciones biológicas y ecológicas. La constante de crecimiento K fue menor a la reportada por Galvis (1983) y mayor a la de Tíjaro *et al.* (1998); sin embargo, para la longitud asintótica fue lo contrario (**Tabla 1**), superior a la reportada por Galvis (1983) e inferior a la de Tíjaro *et al.* (1998) (**Tabla 1**). En cuanto a la mortalidad natural, estimó un valor de 1.6 años<sup>-1</sup> para individuos menores a los tres años y una de 0.5 años<sup>-1</sup> para mayores a este, relación que dejó en evidencia la susceptibilidad de los juveniles a la

depredación. El 99.78 % de los ejemplares capturados de chivo mapalé se encontraron por debajo de la TMM (23.3 cm) (Tijaro *et al.*, 1998). Asimismo, determinó que, para obtener un kilo de camarón, es necesario extraer 19 kilos de otras especies. La relación talla-peso estimada mostró un crecimiento de tipo alométrico positivo.

INVEMAR (2022) a partir del monitoreo anual de las condiciones ambientales, cambios estructurales y funcionales del recurso pesquero en la CGSM afirmaron que los cambios del régimen hídrico de la ecorregión y la variabilidad climática han propiciado un aumento en la presencia de especies estuarinas, como el chivo mapalé y cabezón, dominancia notable en los últimos años. En el mismo documento reportaron la actualización de las tallas medias de madurez para el chivo mapalé y el cabezón en 16.3 cm y 30.1 cm, respectivamente. De igual manera, determinaron que la especie *A. canteri* con un 69 % de ejemplares capturados por debajo de la talla media de madurez pasó del nivel de explotación alto a moderado. *Cathorops mapale* con el 3 % de capturas con tallas inferiores a la de madurez paso de alta a baja sobrepesca.

La información que se tiene registrada para el país de la biología y ecología de la especie *Sciades proops* es limitada; sin embargo, otros países como Brasil y Guyana Francesa han desarrollado estudios más específicos en cuanto a la biología reproductiva de la especie. Lecomte *et al.* (1989) realizaron un estudio relacionado con el crecimiento de *Sciades proops* en estuarios de la Guyana Francesa. Encontraron que la talla media de madurez se encontraba entre los 50 y 53 cm; la longevidad de las hembras fue de 3.5 años y 3 años la de los machos. Determinaron que la especie tiene dos ciclos de crecimiento rápido y dos de crecimiento lento, relacionados con las estaciones húmedas y secas; un ciclo de crecimiento (lento y rápido) dura 6 meses. Las hembras presentaron un crecimiento más rápido en comparación a los machos.

Cantanhêde *et al.* (2007) determinaron que *Sciades proops* en el litoral occidental de Maranhão (Brasil) tuvo un crecimiento alométrico positivo y un periodo reproductivo entre octubre y mayo, con un pico en febrero; observaron que las capturas de machos finalizado el periodo reproductivo disminuyó. Cabe resaltar que no encontraron un registro que indicara un cuidado parental por parte del macho. Para la misma región y especie Azevedo *et al.* (2010) estimaron que a una longitud de 36.6 cm las hembras y de 35.2 cm los machos presentan la primera madurez sexual; sin embargo, el 100 % de las hembras y machos se

reproducen a los 44.7 y 41.7 cm respectivamente. Para estas estimaciones emplearon los parámetros de crecimiento registrados por Azevedo (2007) (**Tabla 1**). En estos, la longitud asintótica fue mayor en hembras que en machos, mientras que la constante de crecimiento  $K$  y  $t_0$  fueron superiores en machos.

## 4 DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA, OBJETIVOS

### 4.1 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

La actividad pesquera artesanal en el golfo de Salamanca aporta grandes volúmenes de captura y es un lugar clave para el desarrollo pesquero en el litoral Caribe y el departamento del Magdalena. Actualmente el aumento del esfuerzo de captura, el uso de artes de pesca no selectivas y las perturbaciones ambientales naturales y de origen antropogénico han afectado los stocks pesqueros. Tal es el caso de los representantes de la familia Ariidae: *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale* y *Sciades proops*, la primera de ellas En Peligro, y las siguientes en estado Vulnerable, según el Libro Rojo (Chasqui *et al.*, 2017). Además, *A. canteri* y *C. mapale* son endémicas del Caribe colombiano, lo que hace al recurso más susceptible de extinción.

Los vacíos de información en la biología y pesquería de estas especies de importancia comercial no hacen posible el establecimiento de normativas en pro de un aprovechamiento sostenible del recurso. Así pues, la pregunta de investigación de este trabajo es: ¿Cuál es el efecto de la pesca artesanal en los aspectos biológicos y pesqueros de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en el golfo de Salamanca?

### 4.2 OBJETIVOS

#### 4.2.1 *Objetivo general*

Evaluar los aspectos biológicos y pesqueros de *Ariopsis canteri*, *Cathorops mapale* y *Sciades proops* en el golfo de Salamanca.

#### 4.2.2 *Objetivos específicos*

Describir la pesquería de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en el golfo de Salamanca en términos de artes de pesca, tipos de fondo, meses, épocas climáticas y las variables abundancia, biomasa y captura por unidad de esfuerzo.

Conocer la estructura de tallas obtenida por la pesca artesanal para *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en el golfo de Salamanca.

Determinar la talla media de captura (TMC) para *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en el golfo de Salamanca.

Calcular la tasa de mortalidad y parámetros de crecimiento para *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en el golfo de Salamanca.

## 5 HIPÓTESIS

Ho: Las variables abundancia, biomasa y captura por unidad de esfuerzo de las tres especies serán iguales para todos los artes de pesca y épocas del año.

Ha: Las variables abundancia, biomasa y captura por unidad de esfuerzo de las tres especies serán superiores para los artes de pesca más selectivos y en las épocas del año con mayor productividad, e inferiores con las condiciones contrarias.

Ho: Las especies no presentan variaciones en su estructura de tallas por artes de pesca, tipos de fondo, mes y épocas climáticas.

Ha: Las especies presentan variaciones en la estructura de tallas con artes de pesca menos selectivas, fondos blandos y épocas con mayor productividad.

Ho: Las tasas de mortalidad natural y por pesca son similares para cada uno de los tres bagres objeto de estudio.

Ha: Las tasas de mortalidad por pesca son mayores a la natural para cada uno de los tres bagres objeto de estudio.

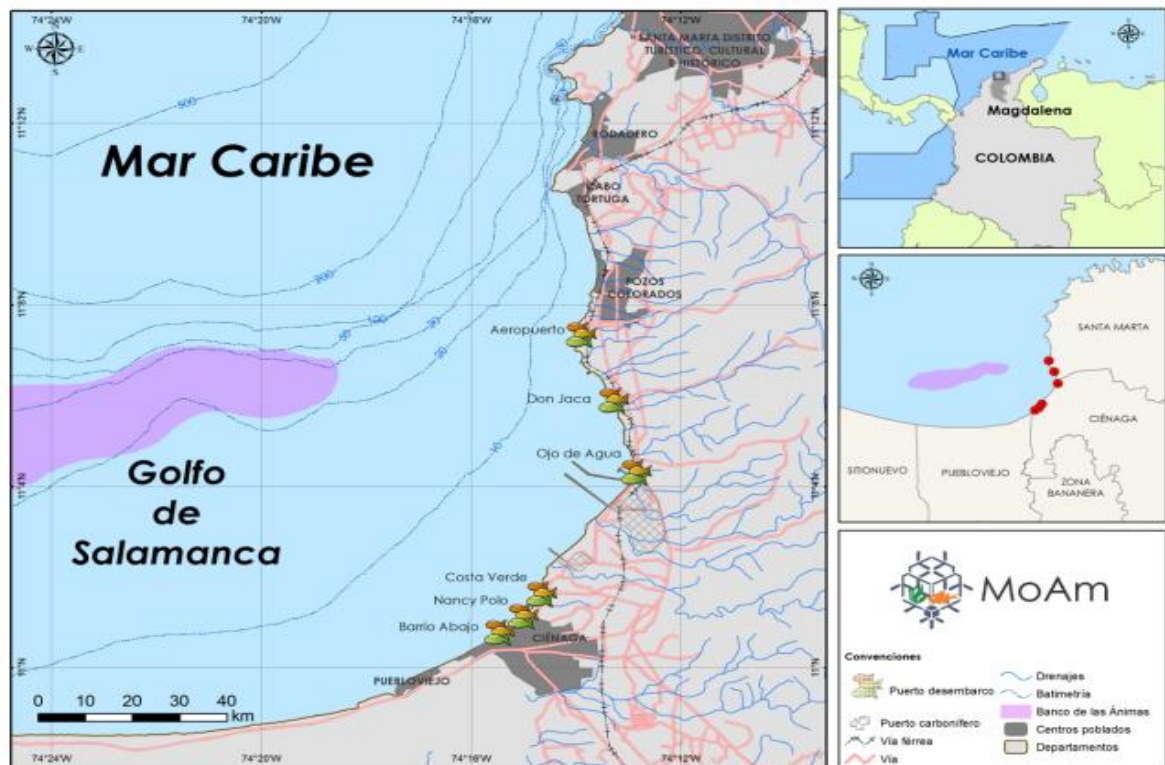
Ho: Los parámetros de crecimiento estimados no presentan variaciones por arte de pesca para *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops*.

Ha: Los parámetros de crecimiento estimados presentan variaciones por arte de pesca para *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops*.

## 6 METODOLOGÍA

### 6.1 ÁREA DE ESTUDIO

El golfo de Salamanca (GdS) se localiza entre Bocas de Ceniza (Departamento del Atlántico) hasta Punta Gloria (Departamento del Magdalena). Está delimitado por las coordenadas 11°00'-11°15' N y 74°15'-74°50' W (**Figura 4**) y abarca un área de 955 km<sup>2</sup> (Duarte y García, 2002). El GdS es una subcorregión de la ecorregión Magdalena (Díaz-Merlano y Gómez-López, 2000) y se diferencia en tres sectores. La zona oriental se encuentra influenciada por aguas salobres provenientes de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) que se mezclan con las provenientes de los ríos Córdoba y Toribio. La central donde entra una cuña oceánica que le confiere transparencia, alta salinidad y bajas temperaturas a la masa de agua del sector. La occidental fuertemente influenciada por el río Magdalena y la cuña oceánica anteriormente mencionada (García *et al.*, 2013).



**Figura 4.** Área de estudio con la ubicación de los puertos de desembarco en el golfo de Salamanca, Caribe colombiano (Tomado de MoAm, 2020).

## **Geomorfología**

La plataforma continental del GdS se caracteriza por presentar sedimentos cieno-arcillosos, estos últimos de origen fluvial en las zonas cercanas a la desembocadura de ríos; en algunos casos junto con material vegetal, tal como ocurre en la plataforma frente a Punta Gloria (García *et al.*, 2013). Cabe resaltar que, por encima de la isobata de los 10 m, el área interna de la plataforma frente a la CGSM posee sedimentos con gran cantidad de arenas de grano fino, junto con resto de conchas y corales (García *et al.*, 2013). Se presenta una distribución granulométrica intermitente dentro del GdS, esto como consecuencia de la presencia de una formación arrecifal con un incipiente desarrollo coralino, el Banco de las Ánimas, que ayudaría a la formación de sedimentos compuesto por guijarrones y arena con gránulos medios (García *et al.*, 2013; Zea *et al.*, 2019).

La plataforma continental es estrecha en la parte occidental donde alcanza la isobata de los 200 m en menor distancia, hacia el centro frente a la CGSM la plataforma se ensancha y registra de esta manera la distancia más larga; vuelve a angostarse hacia el oriente a la altura de la ciudad de Santa Marta (Blanco *et al.*, 1994).

## **Climatología**

En la región norte del Caribe colombiano se dan dos épocas climáticas diferenciables durante el año. La época seca entre los meses de diciembre y abril, distinguida por el desplazamiento hacia el sur de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y la dominancia de los vientos alisios del noreste. Mientras que el período de lluvias se da entre los meses de mayo y noviembre, con un posicionamiento de la ZCIT sobre la región y la disminución de los vientos alisios (Bernal *et al.*, 2006; Pujos, 1986).

Se destaca durante la época seca y el veranillo de San Juan (julio-agosto), la ocurrencia de eventos de surgencia localizados en determinados sectores del Caribe colombiano (Franco-Herrera, 2005). El enriquecimiento que se pueda dar en el GdS por el afloramiento de aguas subsuperficiales es bajo en contraste a localidades que se ubican hacia el norte de la costa Caribe del país (Corredor, 1979). Por otra parte, en el período de lluvias cobra relevancia

el aporte de aguas continentales que derivan al GdS por la CGSM y los ríos Toribio, Córdoba, Gaira y Manzanares (García *et al.*, 2013).

A lo largo de la línea de costa del sector se identifican los asentamientos de las comunidades pesqueras (Pardo-Oñate, 2011). Las poblaciones más importantes y que ocupan un área representativa dentro del golfo de Salamanca son: Ciénaga, Pueblo Viejo, Isla del Rosario, Tasajera, Bello Horizonte y Pozos Colorados. La pesca artesanal es uno de los servicios ecosistémicos más importantes del que depende gran parte de la población de este sector del Magdalena (Rueda *et al.*, 2019).

## **6.2 DISEÑO MUESTRAL**

### **6.2.1 Fase de Campo**

La recolección de los datos se llevó a cabo desde el mes de junio de 2019 hasta marzo de 2020. MoAm S.A.S realizó monitoreos durante doce días al mes en seis puertos de desembarco ubicados en el golfo de Salamanca: Aeropuerto, Don Jaca y Ojo de Agua pertenecientes a Santa Marta; Costa Verde, Nancy Polo, Barrio Abajo en el municipio de Ciénaga (**Figura 4**).

Para la toma de datos relacionados con la actividad pesquera se emplearon metodologías propuestas por diferentes autores (Delgadillo-Garzón y García, 2009; MoAm, 2014; Rueda *et al.*, 2014; Manjarrés-Martínez, 2016) y se utilizaron los formatos del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC) ajustados. En estos se consignó la información relacionada con los caladeros de donde provenían los desembarcos, tipo de fondo, profundidad, número y nombre de los pescadores, características de los botes y de las artes de pesca, hora de salida y llegada, condiciones del mar. Se registraron datos biológicos correspondientes al peso total en libras y la longitud total hasta el centímetro más cercano de cada uno de los individuos capturados, empleando un ictiómetro acrílico con 0.1 cm de precisión y una balanza digital Dr. Meter Ò ES-PS01 con precisión de 0.01 lb (**Figura 5**).



**Figura 5.** Registro de la LT de un individuo de *A. canteri* en campo. (Tomado de MoAm, 2020).

### **6.2.2 Fase de gabinete**

#### **Análisis ecológico-pesquero**

Los datos recolectados en campo se consignaron en una matriz de Microsoft Excel® y se organizaron por unidad muestral en desembarcos pesqueros (DP) por especie (*A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops*); cada una incluyó fecha, mes, época climática, tipo de fondo, arte de pesca, pescador por bote, hora de salida, hora de llegada, número de individuos, longitud total y peso total en kilogramos por ejemplar y DP. Posteriormente se ordenó la información de las variables abundancia, biomasa, captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y tallas por los factores de arte de pesca, tipo de fondo, época climática y meses. Para el análisis se emplearon medidas de tendencia central (promedio) y de dispersión (ámbitos, desviación estándar).

La CPUE se empleó como un indicador de la ganancia en kilogramos por hora de trabajo de los pescadores con la captura de las especies. Se estimó a través de la siguiente fórmula:

$$CPUE = \frac{kg}{\#pescador * h}$$

En la que kg es el peso total por DP, #pescador es la cantidad de pescadores por bote y h es el número de horas invertidas en la faena.

Para cada una de las variables biológicas se determinó la normalidad y homocedasticidad de varianzas con la prueba de Shapiro-Wilk y Levene respectivamente (Zar, 2010). Se realizó la transformación de los datos de abundancia, biomasa, CPUE y longitud total con raíz cuadrada, raíz cuarta y logaritmo base 10 pero tampoco cumplieron los supuestos. De esta manera se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Zar, 2010) para determinar diferencias en las variables por los factores mencionados previamente. Posteriormente se aplicó la prueba de U de Mann-Whitney para realizar comparaciones entre muestras pareadas (Zar, 2010), cuando se presentaron valores p inferiores a 0.05. Estos análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el paquete estadístico Statgraphics Version Centurion (XV) 16.1.15.

### **Análisis biológico y pesquero**

Los datos de longitud y peso total se organizaron en una matriz de Microsoft Excel® por especie, arte de pesca, tipo de fondo, mes y época climática. Posteriormente se realizó la conversión de la biomasa de kilogramos a gramos, para las estimaciones de la relación peso longitud y el factor de condición. Estas variables se calcularon de la siguiente manera:

Relación longitud y peso: se estimó con la ecuación propuesta por Ricker (1975):

$$W = a \cdot L^b$$

En la que W es el peso, L es la longitud total en cm, a y b son coeficientes de la regresión. Estos últimos se calcularon por el método de mínimos cuadrados luego de la transformación logarítmica de L a través de la siguiente ecuación:

$$W = \ln a + b \ln L$$

Posteriormente se estimó el intervalo de confianza del 95 % para los parámetros a y b; como medida de bondad se utilizó el coeficiente de determinación ajustado  $R^2$ .

Para verificar si el parámetro b fue igual o diferente de tres en la relación, se empleó una prueba t, utilizando un estadístico t calculado a partir de la ecuación de Pauly (1984):

$$tc = \frac{s(\log L) * [b - 3] * \sqrt{n} - 2}{s(\log W) * \sqrt{1 - r^2}}$$

En la que L corresponde a la longitud total en cm, b es igual al coeficiente de la regresión, n es el tamaño de la muestra, W es el peso total en gramos, r es la bondad de ajuste y s corresponde a la desviación estándar.

Factor de condición: se estimó mediante la ecuación de Vazzoler (1982):

$$Fc = W * L^{-3}$$

En la que W es el peso en gramos y L corresponde a la longitud total en cm. Las estimaciones se hicieron por mes y especie.

Para los cálculos de las tallas medias de captura y los parámetros de crecimiento, los datos de longitud total se organizaron por clases. Para determinar el número de los intervalos de clase por especie, se calculó la raíz cuadrada del tamaño de la muestra. Para la amplitud, se estimó la diferencia entre la longitud inferior y superior (rango), la cual fue dividida posteriormente entre el número de intervalos de clase (Daniel, 1991)

Se realizaron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianzas de Levene (Zar, 2010) a los factores de condición por mes; sin embargo, no se cumplió ningún supuesto. Por lo anterior se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Zar, 2010) para corroborar la posible existencia de diferencias significativas por mes; cuando los valores p fueron inferiores a 0.05 se aplicó la prueba de U de Mann-Whitney (Zar, 2010).

Los parámetros  $k$ ,  $L^\infty$  y  $t_0$  se obtuvieron mediante el análisis de frecuencia de tallas por mes y arte de pesca. Para ello se usaron los métodos de SLCA (análisis de composición de tallas de Sherperd), ELEFAN (análisis electrónico de longitudes) y PROJMAT (proyección matricial) (Pauly y Morgan, 1987; Sparre y Venema, 1992) del paquete LFDA Version 5.0. Posteriormente se escogió el método de mayor ajuste según la biología de la especie y cercano a las referencias bibliográficas de estudios previos de las especies (**Tabla 1**).

Talla Media de Captura (TMC): talla promedio en la cual los peces son capturados. El cálculo se realizó a nivel general por especie, arte de pesca, tipo de fondo y época climática. Se estimó según lo propuesto por Sparre y Venema (1995):

$$Fimljk = \sum_{d=1}^{Dm} Filkj$$

En la que Dm es el total de días muestreados por el arte de pesca j en el sitio de desembarco K. Luego la sumatoria es multiplicada por la marca de clase correspondiente ( $L_{ijk}$ ), que resulta en la relación:

$$FL_{ijk} = Fimljk * L_{ijk}$$

El cálculo de la talla media de captura se hace con la división entre la sumatoria del producto anterior y la de las frecuencias de las marcas de clase acumuladas ( $FL_{ijk}$ ):

$$TMC_{ijk} = \frac{\sum FL_{ijk}}{\sum_{l=1}^n FL_{jk}}$$

Crecimiento: se estimó empleando la ecuación de Von Bertalanffy (1938):

$$L(t) = L^{\infty} (1 - e^{-k(t - t_0)})$$

En la que L(t) es la talla a la edad de la especie; t es la edad;  $L^{\infty}$  es la talla máxima presentada; k es un parámetro de la curva y  $t_0$  es el parámetro de condición inicial.

Índice de desempeño de crecimiento: para comparar el desempeño de crecimiento de las especies en investigaciones relacionadas, se empleó el índice de crecimiento phi prima ( $\phi'$ ), a través de la ecuación de Pauly y Munro (1984):

$$\phi' = \log_{10} k + 2 * \log_{10} L^{\infty}$$

En la que k y  $L^{\infty}$  son los parámetros de crecimiento obtenidos mediante el análisis de frecuencia de tallas.

Mortalidad: La mortalidad total se estimó mediante el método de la curva de captura linealizada (Pauly, 1983):

$$\text{Log}_e (N/Dt) = a + bt$$

En la que e es la base del logaritmo neperiano, N es el tamaño de la muestra, Dt es el intervalo de tiempo donde el pez pasa de una talla a otra, a es el intercepto de la regresión, b es la pendiente y t es la edad media relativa. Su estimación se realizó a través del programa LDFA versión 5.0.

La mortalidad natural (M) determinada por factores como la depredación, vejez, enfermedades, entre otros, se calculó con la fórmula propuesta por Pauly (1983):

$$\text{Log}M= 0.0066- [0.279\text{Log} (L^\infty)]+ [0.6543\text{Log} (K)]+ [0.4634\text{Log} (T)]$$

En la que  $L^\infty$  y K son los parámetros de la ecuación de Von Bertalanffy y T corresponde a la temperatura media anual del agua costera en el área de estudio de 27.2°C (Bernal *et al.*, 2006; García *et al.*, 2013)

La mortalidad por pesca (F) se establece como la diferencia entre la mortalidad total Z y la mortalidad natural M de acuerdo con el modelo de Sparre y Venema (1995):

$$F = Z - M$$

La tasa de explotación del recurso se establece como:

$$E = F/Z$$

Talla óptima de captura: longitud en la que se deben capturar los peces. El cálculo se realizó por especie. Se estimó con la fórmula propuesta por Beverton (1992):

$$L_{\text{opt}} = \frac{3L^\infty}{(3 + \frac{M}{K})}$$

En el que  $L^\infty$  es la longitud asintótica estimada para la especie, M es la mortalidad natural y K el índice de crecimiento. Se establecieron rangos de  $\pm$  el 10 % correspondiente a la talla

óptima y se realizó la estimación de la talla de mega desovadores empleando la fórmula de Froese (2004):

$$L_{\text{mega}} = 1.1 * L_{\text{opt}}$$

Donde  $L_{\text{opt}}$  corresponde a la talla óptima de captura.

Las estimaciones de la relación talla-peso, factor de condición, TMC, parámetros de crecimiento, mortalidad y tasa de explotación pesquera se equipararon con estudios relacionados (Galvis, 1984; Tijero *et al.*, 1998; Azevedo, 2007; Castillo-Navarro, 2014; Soares *et al.*, 2015), con el fin de señalar posibles coincidencias o desigualdades por especie. Para el análisis de las TMC se emplearon TMM de referencia para cada una de las especies (INVEMAR, 2005; Galvis 1983; Tijero *et al.*, 1998; Mancera, 1994; Lecomte *et al.*, 1989); se compararon los datos de TMC por arte de pesca para determinar la selectividad de estas en las capturas. Asimismo, los factores de condición se compararon entre meses y la mortalidad por pesca con la natural.

## 7 RESULTADOS

### 7.1 ASPECTOS GENERALES DE LA PESQUERÍA DE LOS ARIIDAE

Un total de 445 desembarcos pesqueros con presencia de las tres especies de interés se registraron entre junio de 2019 y marzo de 2020 en el golfo de Salamanca. De estos, 65 tuvieron la presencia de *Ariopsis canteri*, 69 de *Cathorops mapale* y 311 de *Sciades proops* (**Tabla 3**). La especie *A. canteri* presentó un total de 152 individuos y un promedio de 2.34 individuos (DE  $\pm$  1.89) por faena, con ámbitos de 1 a 9 individuos. La biomasa total fue de 134.90 kg, con una media de 2.08 kg (DE  $\pm$  1.64) y rangos de 0.14 a 7.99 kg. El promedio de la CPUE fue de 0.15 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE  $\pm$  0.22) y datos que oscilaron entre 0.02 a 1.33 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (**Tabla 3**).

Un total de 324 individuos de la especie *C. mapale* se obtuvieron durante el tiempo de muestreo, con un promedio de 4.69 individuos (DE  $\pm$  5.93) por desembarco y un rango entre 1 a 32 individuos. La biomasa total fue de 30.87 kg con una media de 0.45 kg (DE  $\pm$  0.58) y ámbitos de 0.05 a 3.58 kg. La media de CPUE por faena fue de 0.04 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE  $\pm$  0.06) cuyos valores estuvieron entre 0.002 y 0.29 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (**Tabla 3**). Se registraron 1492 individuos de la especie *S. proops* con una media de 4.79 individuos por faena (DE  $\pm$  5.01) y datos entre 1 y 42 individuos. La biomasa total fue de 2074.22 kg; el promedio por desembarco fue de 6.67 kg (DE  $\pm$  7.51) con ámbitos de 0.07 a 57.32 kg. La media de la CPUE fue de 0.41 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE  $\pm$  0.47) y osciló de 0.01 a 2.99 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (**Tabla 3**).

**Tabla 3.** Variables pesqueras de los individuos de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* capturados en el golfo de salamanca entre junio 2019 y marzo del 2020

Variables	Especies		
	<i>A. canteri</i>	<i>C. mapale</i>	<i>S. proops</i>
No. Desembarcos	65	69	311
Abundancia total (# individuos)	152	324	1492
Abundancia promedio	2.34 $\pm$ 1.89	4.69 $\pm$ 5.93	4.79 $\pm$ 5.01
Abundancia mínima	1	1	1
Abundancia máxima	9	32	42
Biomasa total (kg)	134.90	30.87	2074.22
Biomasa promedio (kg)	2.08 $\pm$ 1.64	0.45 $\pm$ 0.58	6.67 $\pm$ 7.51
Biomasa mínima (kg)	0.14	0.05	0.07
Biomasa máxima (kg)	7.99	3.58	57.23
CPUE promedio	0.15 $\pm$ 0.22	0.04 $\pm$ 0.06	0.41 $\pm$ 0.47

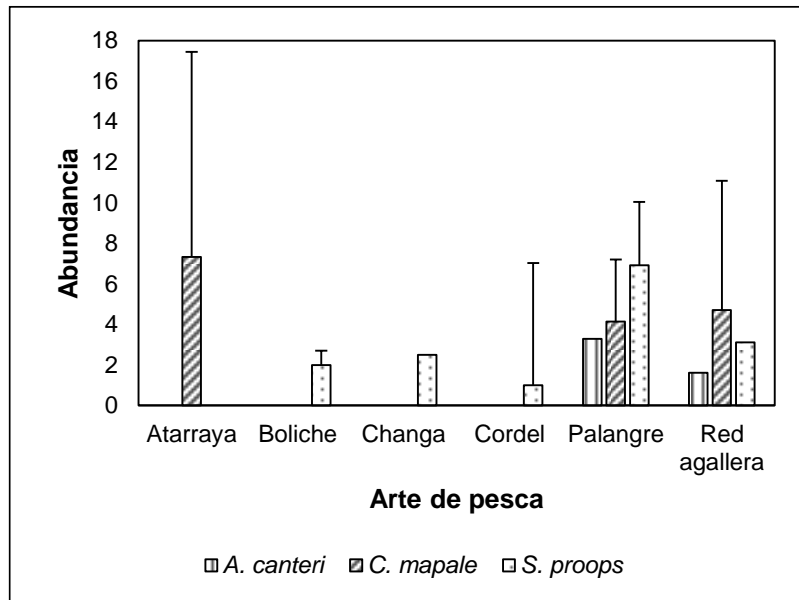
(kg*pesca-dor-h <sup>-1</sup> )			
CPUE mínima (kg*pesca-dor-h <sup>-1</sup> )	0.01	0.002	0.01
CPUE máxima (kg*pesca-dor-h <sup>-1</sup> )	1.33	0.29	2.99

### 7.1.1 Dinámica de la abundancia

#### Arte de pesca

La especie *A. canteri* se registró desde julio de 2019 hasta marzo de 2020 y se capturó con palangre y red agallera. La abundancia media por desembarco fue de tres (DE ± 2.2) y dos individuos (DE ± 1.2) respectivamente (**Figura 6**). *Cathorops mapale* se observó desde junio de 2019 hasta febrero de 2020. Se capturó con palangre, red agallera y atarraya. La abundancia promedio por desembarco fue de cuatro (DE ± 3.1), cinco (DE ± 6.4) y siete individuos (DE ± 10.1) respectivamente (**Figura 6**). De otra parte, *S. proops* se presentó desde junio de 2019 hasta marzo de 2020. Además de las artes de pesca mencionadas anteriormente, esta especie se pescó con boliche, changa y cordel. El palangre obtuvo la abundancia promedio por faena más alta con siete individuos (DE ± 6.0), el cordel, por el contrario, presentó el promedio más bajo con un individuo. La changa y la red agallera obtuvieron el mismo valor promedio (tres individuos) (**Figura 6**).

La prueba de Kruskal-Wallis para la abundancia por arte de pesca encontró diferencias significativas para *A. canteri* entre el palangre y red agallera, al igual que para *S. proops*; por el contrario *C. mapale* no tuvo variación (**Tabla 4; Anexo A**).



**Figura 6.** Promedio de abundancia de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para los diferentes artes de pesca registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445).

### Tipo de fondo

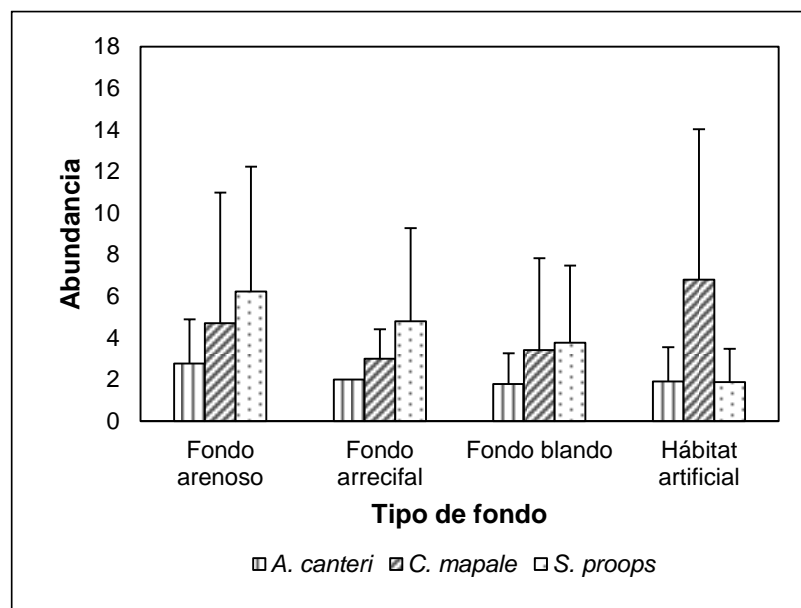
*Ariopsis canteri* obtuvo un promedio de abundancia de dos individuos por desembarco pesquero para los diferentes fondos, a diferencia del arenoso que presentó una media de tres individuos (DE  $\pm$  2.1) (**Figura 7**). En el caso de *C. mapale* la abundancia media más alta por faena se reportó en los hábitats artificiales con siete individuos (DE  $\pm$  7.2), seguido del fondo arenoso con cinco (DE  $\pm$  6.3); el fondo arrecifal y blando obtuvieron el mismo valor, cada uno con tres (**Figura 7**). Para la especie *S. proops* el promedio de abundancia por desembarco pesquero varió entre los tipos de fondo; la más alta se registró en el arenoso con seis individuos (DE  $\pm$  6.0), seguida del arrecifal con cinco (DE  $\pm$  4.5), el fondo blando con cuatro (DE  $\pm$  3.7) y los hábitats artificiales con dos (DE  $\pm$  1.6) (**Figura 7**).

La prueba de Kruskal-Wallis para los valores de abundancia por tipo de fondo solo encontró diferencias significativas para la especie *S. proops*; los hábitats artificiales difirieron con todos los fondos, de igual manera el fondo blando con el arenoso (**Tabla 4; Anexo B**).

### Meses

Para la especie *A. canteri* el mayor promedio de abundancia por desembarco se obtuvo en febrero con cuatro individuos (DE  $\pm$  2.07), mientras que los meses de noviembre, enero y

marzo presentaron los valores más bajos cada uno con uno (**Figura 8**). Por su parte *C. mapale* presentó picos de abundancia media por faena en septiembre (seis individuos, DE  $\pm$  10.61), noviembre (13 individuos, DE  $\pm$  7.5) y febrero (siete individuos, DE  $\pm$  8.44); en junio, agosto y enero se obtuvo el mismo valor promedio con tres, y diciembre fue el más bajo con dos (DE  $\pm$  1.73) (**Figura 8**). *Sciades proops* reportó la mayor abundancia promedio por faena en agosto con siete individuos (DE  $\pm$  2.19), mientras que en octubre, febrero y marzo se encontró el mismo valor con cinco individuos; de igual manera los meses de julio, septiembre y noviembre presentaron el mismo promedio con cuatro y en junio se presentó la más baja con dos (DE  $\pm$  3.34) (**Figura 8**).



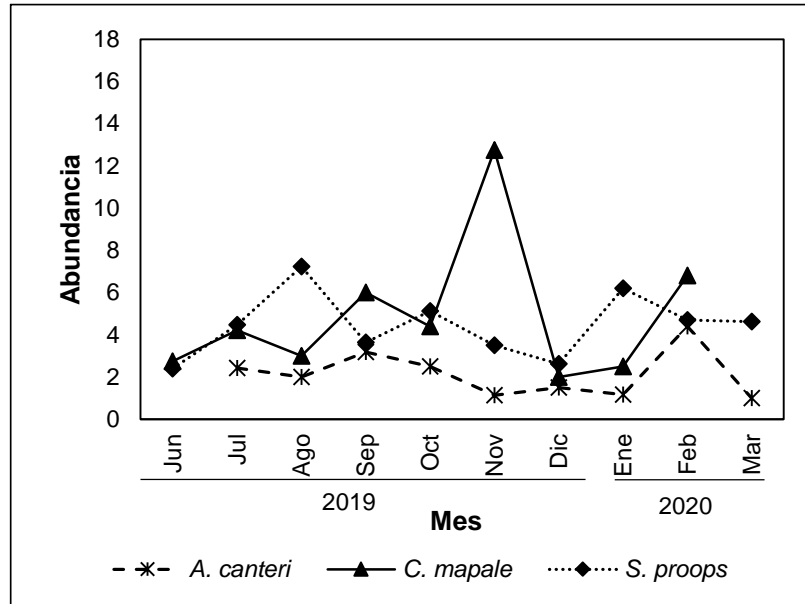
**Figura 7.** Promedio de la abundancia de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero, para los diferentes tipos de fondo registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442).

La prueba de Kruskal-Wallis para la abundancia por meses solo registró diferencias significativas para *S. proops*; en particular agosto que fue disímil a los demás, excepto con octubre y enero, y diciembre que tuvo diferencias con julio, octubre y febrero (**Tabla 4; Anexo C**).

### Épocas climáticas

*Ariopsis canteri* presentó el mismo valor promedio de abundancia por desembarco pesquero en las diferentes épocas climáticas con dos individuos (**Figura 9**). La especie *C.*

*mapale* tuvo la mayor abundancia por faena en la época lluviosa con un promedio de cinco ( $DE \pm 6.02$ ); la seca registró un promedio de cuatro ( $DE \pm 5.78$ ) (Figura 9). En el caso de *S. proops* el promedio de abundancia por desembarco fue de cinco individuos en ambas épocas climáticas (Figura 9).

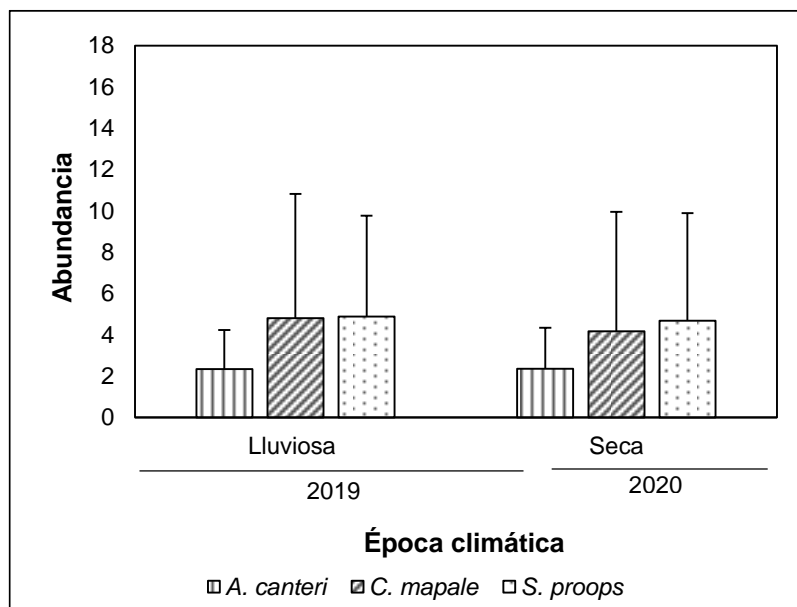


**Figura 8.** Promedio mensual de abundancia de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 442).

La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas en la abundancia por época climática para ninguna de las especies (Tabla 4).

**Tabla 4.** Prueba de Kruskal-Wallis de la abundancia por desembarco pesquero de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* para los factores artes de pesca, tipo de fondo, meses y época climática (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01)

Factores	Prueba de Kruskal-Wallis								
	<i>A. canteri</i>			<i>C. mapale</i>			<i>S. proops</i>		
	gl	H	Valor p	gl	H	Valor p	gl	H	Valor p
Arte de pesca	1	11.5368	0.00**	2	0.7525	0.68	4	63.803	0.00**
Tipo de fondo	3	4.3065	0.23	3	1.8737	0.59	3	33.9788	0.00**
Meses	8	13.3821	0.09	8	8.2386	0.41	9	24.6104	0.00**
Época climática	1	0.027	0.87	1	0.4476	0.50	1	1.9951	0.16



**Figura 9.** Promedio de abundancia de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para las diferentes épocas climáticas en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442).

### 7.1.2 Dinámica de la biomasa

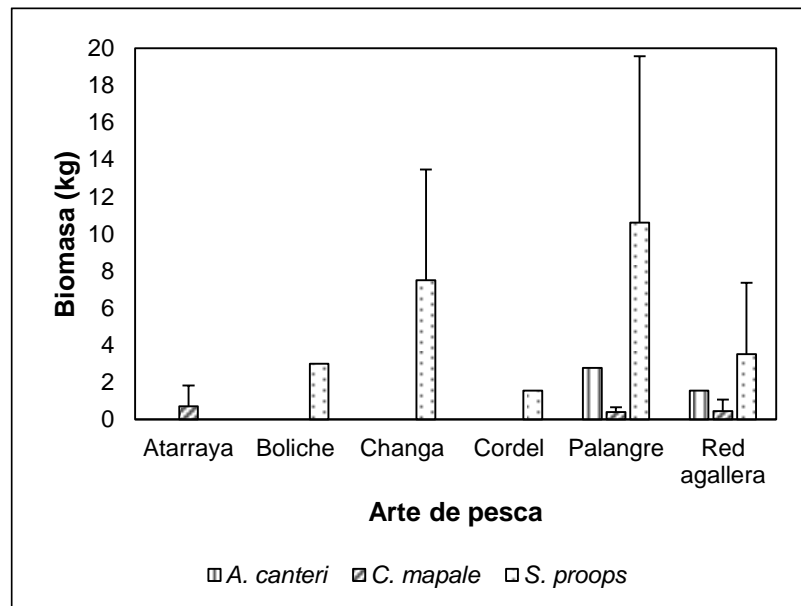
#### Arte de pesca

Para la especie *A. canteri* el palangre y la red agallera presentaron promedios de biomasa por desembarco de 2.78 kg (DE  $\pm$  1.82) y 1.55 kg (DE  $\pm$  1.28) respectivamente (**Figura 10**). En el caso de *C. mapale* la atarraya tuvo la media de biomasa por desembarco más alta con 0.71 kg (DE  $\pm$  1.11); el palangre y la red agallera presentaron cifras similares con 0.40 kg (DE  $\pm$  0.26) y 0.45 kg (DE  $\pm$  0.62) respectivamente (**Figura 10**). La especie *S. proops* presentó variaciones en la biomasa promedio por arte de pesca; el valor más alto lo reportó el palangre con 10.60 kg (DE  $\pm$  8.98) y el más bajo en el cordel con 1.56 kg (DE  $\pm$  8.98) (**Figura 10**). La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas para *S. proops* y *A. canteri* en los valores de biomasa por arte pesca; en particular entre el palangre y la red agallera (**Tabla 5; Anexo D**).

#### Tipo de fondo

Para *A. canteri* el fondo blando y los hábitats artificiales presentaron valores similares de biomasa promedio con 1.91 kg (DE  $\pm$  1.30) y 1.93 kg (DE  $\pm$  1.82) respectivamente; el fondo

arenoso presentó el valor más alto con 2.21 kg (DE  $\pm$  1.80) y el arrecifal registró el más bajo con 1.68 kg (**Figura 11**). En *C. mapale* los hábitats artificiales reportaron la media de biomasa por desembarco más alta con 0.63 kg (DE  $\pm$  0.63); el fondo arenoso, arrecifal y blando obtuvieron valores similares con 0.40 kg (DE  $\pm$  0.43), 0.44 kg (DE  $\pm$  0.003) y 0.38 kg (DE  $\pm$  0.74) respectivamente (**Figura 11**). La especie *S. proops* presentó la mayor biomasa promedio en el fondo arenoso con 9.49 kg (DE  $\pm$  8.94), el arrecifal tuvo 5.08 kg (DE  $\pm$  5.13), el blando 4.62 kg (DE  $\pm$  5.12) y los hábitats artificiales 2.04 kg (DE  $\pm$  1.52) (**Figura 11**).

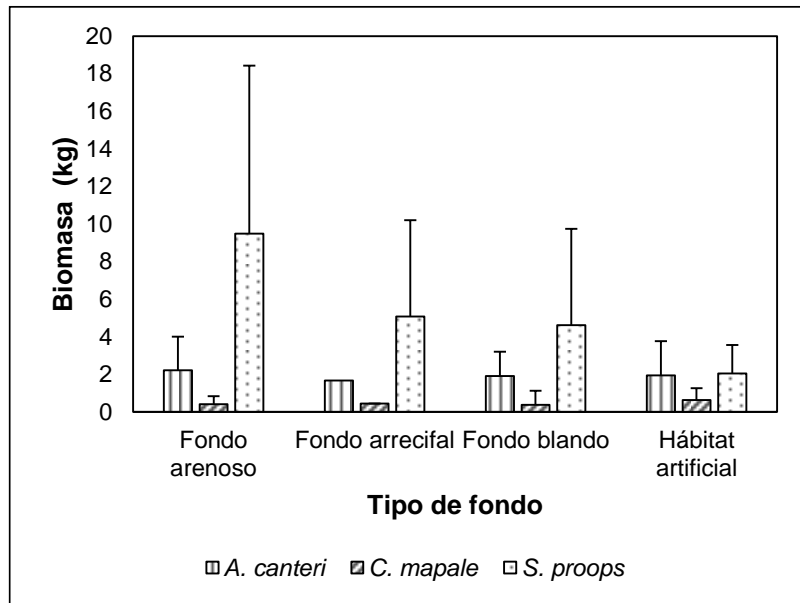


**Figura 10.** Promedio de biomasa en kg de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para los diferentes artes de pesca registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445).

La prueba de Kruskal-Wallis registró diferencias significativas en los valores de biomasa por tipo de fondo para la especie *S. proops*, en especial el fondo arenoso difirió con todos los fondos y el blando con los hábitats artificiales (**Tabla 5; Anexo E**).

### Meses

La biomasa promedio mensual por desembarco pesquero para la especie *A. canteri* presentó variaciones a lo largo del muestreo; los valores más altos fueron en octubre y septiembre con 3.05 kg (DE  $\pm$  0.21) y 2.78 kg (DE  $\pm$  2.16) respectivamente; los más bajos en diciembre (1.08 kg, DE  $\pm$  0.84) y enero (0.99 kg, DE  $\pm$  0.37) (**Figura 12**).



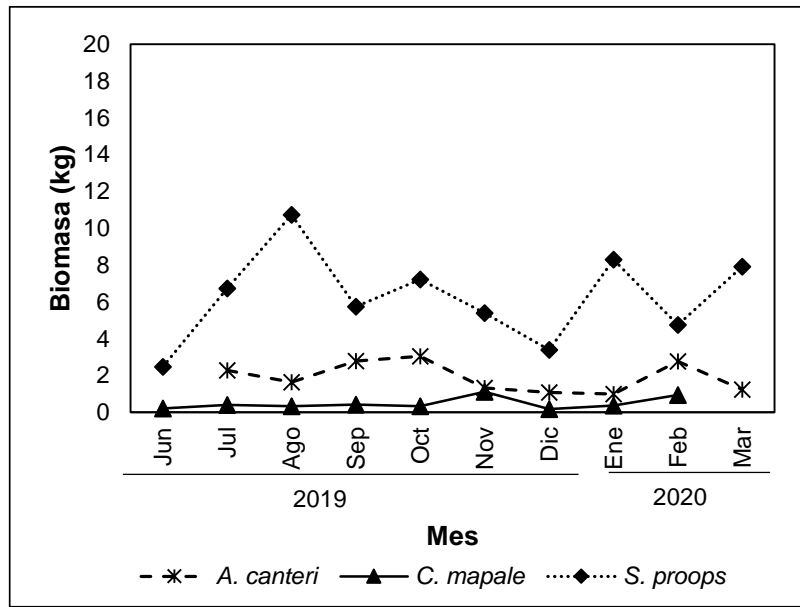
**Figura 11.** Promedio de biomasa en kg de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para los diferentes tipos de fondo registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442).

La especie *C. mapale* no presentó una variación marcada en la biomasa mensual promedio por faena, con valores similares de julio a octubre entre 0.40 a 0.33 kg; en noviembre se obtuvo la media más alta con 1.12 kg (DE  $\pm$  0.69) y diciembre la más baja con 0.18 kg (DE  $\pm$  0.13) (**Figura 12**). Por su parte, *S. proops* registró diferencias en la biomasa mensual promedio por faena; tuvo picos marcados en agosto (10.73 kg, DE  $\pm$  9.41), enero (8.29 kg, DE  $\pm$  11.37) y marzo (7.91 kg, DE  $\pm$  7.42); por el contrario, los valores más bajos se obtuvieron en junio (2.46 kg, DE  $\pm$  3.49) y diciembre (3.40 kg, DE  $\pm$  2.66) (**Figura 12**).

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas en los valores de biomasa por mes para *S. proops*, en particular agosto que difirió de los demás, excepto con marzo y octubre. Asimismo, julio registró diferencias con diciembre (**Tabla 5; Anexo F**).

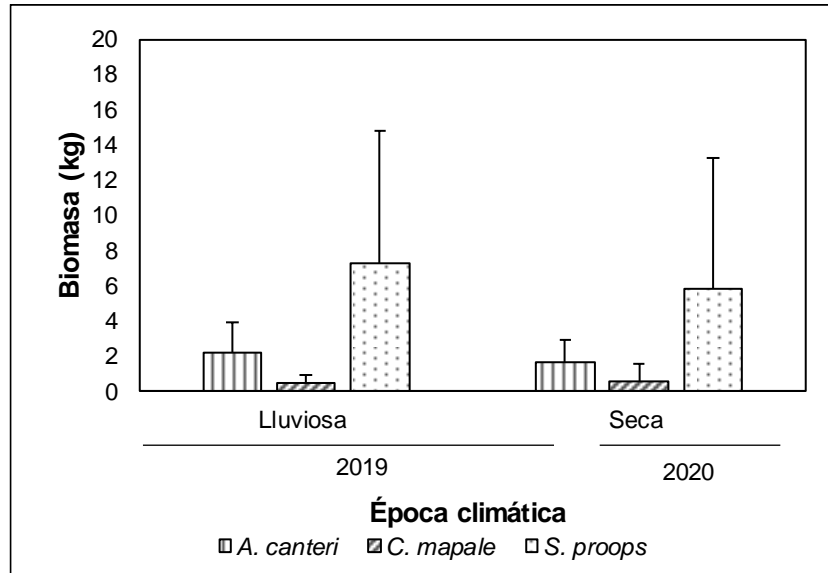
### Época climática

En la especie *A. canteri* la media por desembarco pesquero en la época lluviosa fue de 2.19 kg (DE  $\pm$  1.73) y en la seca de 1.65 kg (DE  $\pm$  1.22) (**Figura 13**). En el caso de *C. mapale* la biomasa promedio por faena para la época seca fue de 0.56 kg (DE  $\pm$  1.00) y en lluvia de 0.42 kg (DE  $\pm$  0.46) (**Figura 13**). El chivo mozo *S. proops* presentó la media de biomasa más alta por faena en la época lluviosa con 7.25 kg (DE  $\pm$  7.51), mientras que en la época seca se registró 5.79 kg (DE  $\pm$  7.45) (**Figura 13**).



**Figura 12.** Promedio mensual de biomasa en kg de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 445).

La prueba Kruskal-Wallis para la biomasa por época climática encontró diferencias significativas para la especie *S. proops* (Tabla 5).



**Figura 13.** Promedio de biomasa en kg de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para las diferentes épocas climáticas en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445).

**Tabla 5.** Prueba de Kruskal-Wallis de la biomasa por desembarco pesquero de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* para los factores artes de pesca, tipo de fondo, meses y época climática (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Factores	Prueba de Kruskal-Wallis								
	<i>A. canteri</i>			<i>C. mapale</i>			<i>S. proops</i>		
	gl	H	Valor p	gl	H	Valor p	gl	H	Valor p
Arte de pesca	1	10.6215	0.00**	2	1.7369	0.42	4	92.3866	0.00**
Tipo de fondo	3	0.4234	0.94	3	3.2400	0.36	3	53.9104	0.00**
Meses	8	13.6439	0.09	8	7.5184	0.48	9	24.0147	0.00**
Época climática	1	1.0594	0.30	1	0.3721	0.54	1	5.6180	0.02*

### 7.1.3 Dinámica de la CPUE

#### Arte de pesca

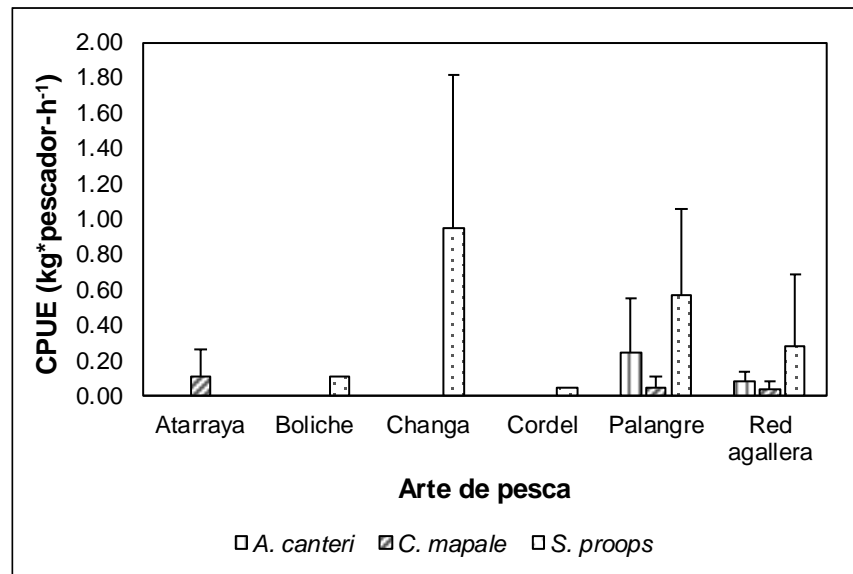
En *A. canteri* la media de CPUE por desembarco más alta se registró en el palangre con 0.24 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.85); por el contrario, la red agallera obtuvo 0.08 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.21) (**Figura 14**). Para *C. mapale* la CPUE media más elevada se obtuvo de la atarraya con 0.10 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.63), mientras que la red agallera fue la más baja con 0.03 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.19) (**Figura 14**). En la especie *S. proops* el valor promedio de CPUE más alto se registró en la changa con 0.95 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 3.47); el cordel y el boliche registraron los más bajos con 0.04 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> y 0.10 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 1.59) respectivamente (**Figura 14**).

La prueba de Kruskal-Wallis (**Tabla 6**) encontró diferencias significativas para la especie *Ariopsis canteri* y *Sciades proops* en los valores de CPUE por arte de pesca, en particular entre el palangre y la red agallera (W= 558.05, N<sub>1</sub>=139 N<sub>2</sub>= 167, p <0.01).

#### Tipo de fondo

Para *A. canteri* el promedio de la CPUE no presentó variaciones marcadas en cuanto al tipo de fondo. El más elevado fue en el arenoso con 0.19 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.28); el arrecifal y los hábitats artificiales obtuvieron valores similares con 0.10 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> y 0.09 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.03) respectivamente (**Figura 15**). En *C. mapale* el fondo arenoso, el arrecifal y los hábitats artificiales reportaron el mismo valor promedio de CPUE con 0.04 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> cada uno. El blando registró la media más baja con 0.02 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.03) (**Figura 15**). La CPUE de *S. proops* presentó el promedio más alto en el fondo arenoso con 0.52 kg\*pescador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.53), seguido por el blando con 0.35 kg\*pescador-

$h^{-1}$  (DE  $\pm$  0.43). El valor más bajo se registró en los hábitats artificiales con  $0.14 \text{ kg}^*\text{pescador-h}^{-1}$  (DE  $\pm$  0.13) (**Figura 15**).



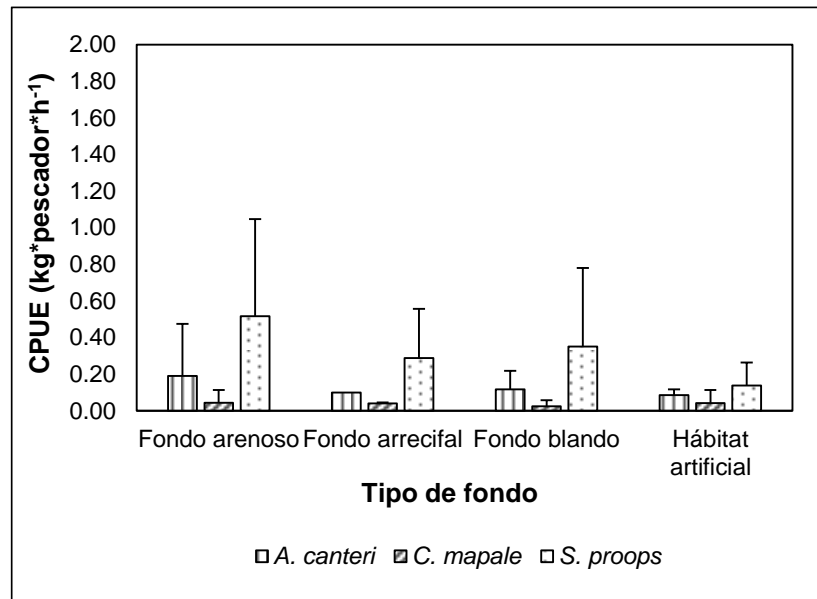
**Figura 14.** Promedio de captura por unidad de esfuerzo en  $\text{kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$  de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para los diferentes artes de pesca registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar;  $n= 445$ ).

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas para los valores de CPUE por tipo de fondo para *S. proops*, en específico el arenoso difirió con el blando y los hábitats artificiales, estos dos últimos de igual manera tuvieron diferencias entre si (**Tabla 6; Anexo G**).

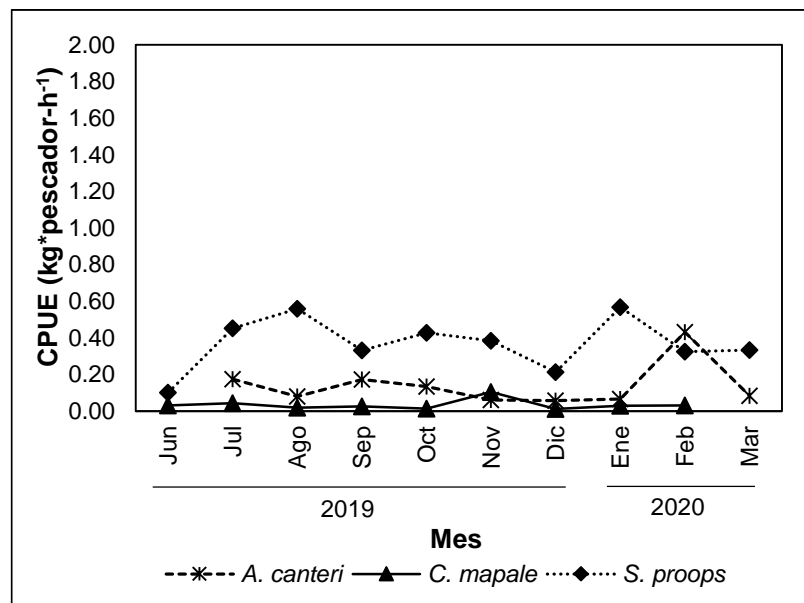
### Meses

La especie *A. canteri* presentó una variación en el promedio de la CPUE por desembarco a lo largo de los meses de muestreo. El valor más alto se encontró en febrero con  $0.43 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$  (DE  $\pm$  0.53) y el más bajo en noviembre y diciembre con  $0.06 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$  (**Figura 16**). La media de CPUE por faena para la especie *C. mapale* fue superior en noviembre con  $0.10 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$  (DE  $\pm$  0.12); junio, enero y febrero tuvieron el mismo valor promedio con  $0.03 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$ . Diciembre y octubre presentaron la media más baja con  $0.01 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$  (**Figura 16**). De otra parte, *S. proops* mostró los valores más altos de CPUE por faena en agosto con  $0.56 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$  (DE  $\pm$  0.63) y enero con  $0.57 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$  (DE  $\pm$  0.68). La media más baja se presentó en junio y diciembre con  $0.10 \text{ kg}^*\text{pesca-dor-h}^{-1}$ .

kg\*pescaador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.17) y 0.21 kg\*pescaador-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.19) respectivamente (**Figura 16**).



**Figura 15.** Promedio de captura por unidad de esfuerzo en kg\*pescaador-h<sup>-1</sup> de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para los diferentes tipos de fondo registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 442).

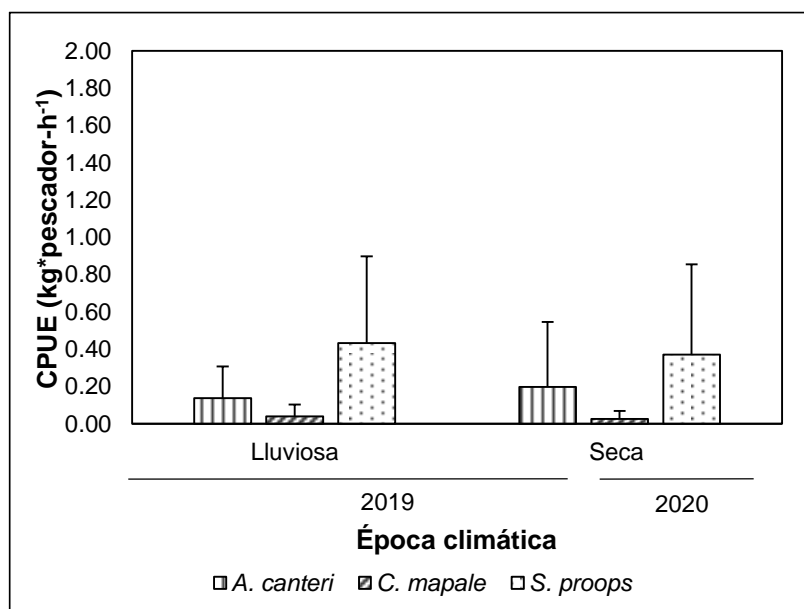


**Figura 16.** Promedio mensual de captura por unidad de esfuerzo en kg\*pescaador-h<sup>-1</sup> de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 445).

La prueba de Kruskal-Wallis no encontró diferencias significativas en los valores de CPUE mensuales por especie (**Tabla 6**).

### Época climática

En la época seca *A. canteri* obtuvo la media de CPUE más alta con 0.20 kg\*pesca-dor-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.35), y en la lluviosa presentó un valor de 0.14 kg\*pesca-dor-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.17) (**Figura 17**). Para *C. mapale* en la época lluviosa y seca se registraron medias similares de CPUE por desembarco con 0.04 kg\*pesca-dor-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.06) y 0.03 kg\*pesca-dor-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.03) respectivamente (**Figura 17**). En el caso de *S. proops* el promedio de CPUE más alto por faena se presentó en la época lluviosa con 0.43 kg\*pesca-dor-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.47) y la seca registró un promedio de 0.37 kg\*pesca-dor-h<sup>-1</sup> (DE ± 0.48) (**Figura 17**). La prueba de Kruskal-Wallis no registró diferencias significativas entre las CPUE por épocas climáticas por especie (**Tabla 6**).



**Figura 17.** Promedio de captura por unidad de esfuerzo en kg\*pesca-dor-h<sup>-1</sup> de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* por desembarco pesquero para las diferentes épocas climáticas en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 445).

**Tabla 6.** Prueba de Kruskal-Wallis de la captura por unidad de esfuerzo por desembarco de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en relación con los factores artes de pesca, tipo de fondo, meses y época climática (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Factores	Prueba de Kruskal-Wallis								
	<i>A. canteri</i>			<i>C. mapale</i>			<i>S. proops</i>		
	gl	H	Valor-p	gl	H	Valor-p	gl	H	Valor-p
Arte de pesca	1	7.1235	0.01*	2	1.1313	0.56	4	65.3158	0.00**

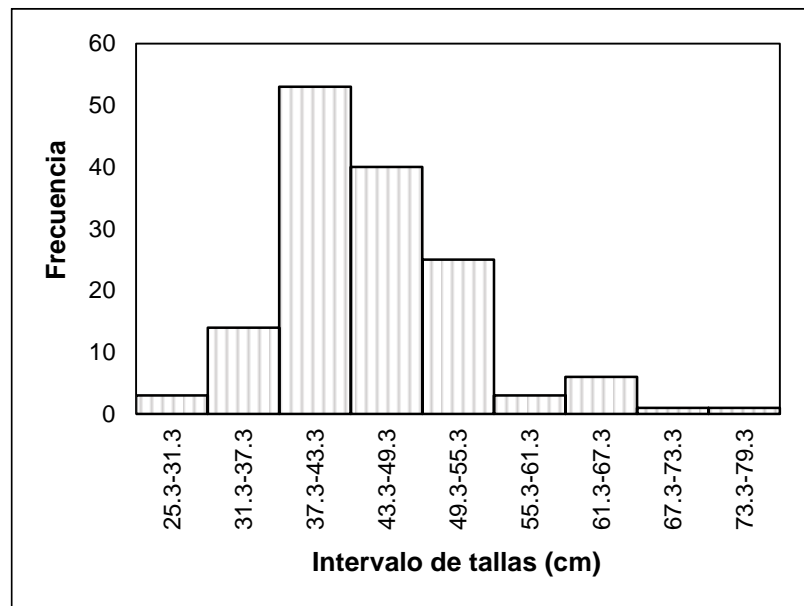
Tipo de fondo	3	0.1077	0.99	3	2.3313	0.51	3	25.1153	0.00**
Meses	8	14.7556	0.06	8	7.776	0.45	9	15.799	0.07
Época climática	1	0.6396	0.42	1	1.8372	0.18	1	3.953	0.05

## 7.2 BIOLOGÍA DE LAS ESPECIES

### 7.2.1 *Ariopsis canteri*

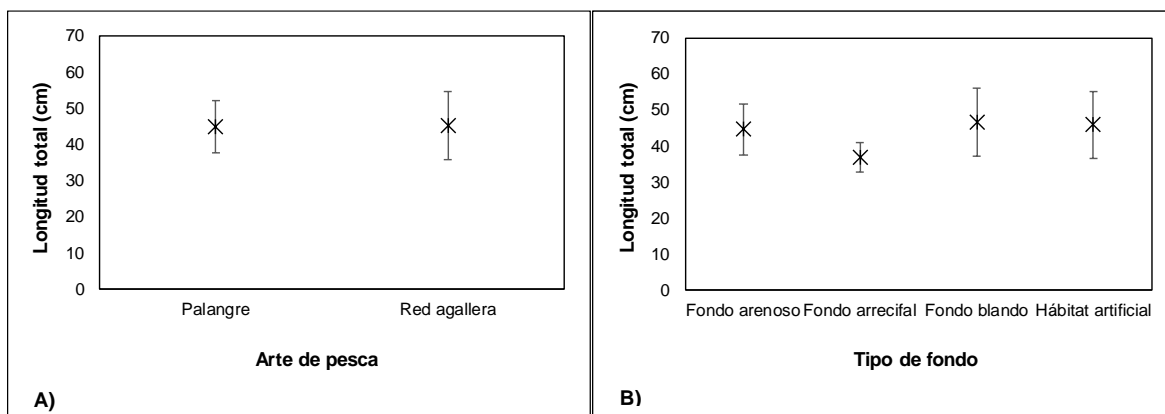
#### Descripción de las tallas

La longitud total (LT) promedio de *A. canteri* fue de 45.01 cm (DE  $\pm$  8.02) con ámbitos entre 25.3 y 75 cm. El intervalo de talla con mayor frecuencia fue de 37.3 a 43.3 cm y de 43.3 a 49.3 cm con 53 y 40 individuos respectivamente; los de menor número de individuos fueron de 67.3 a 73.3 cm y de 73.3 a 79.3 cm cada uno con un individuo (**Figura 18**).



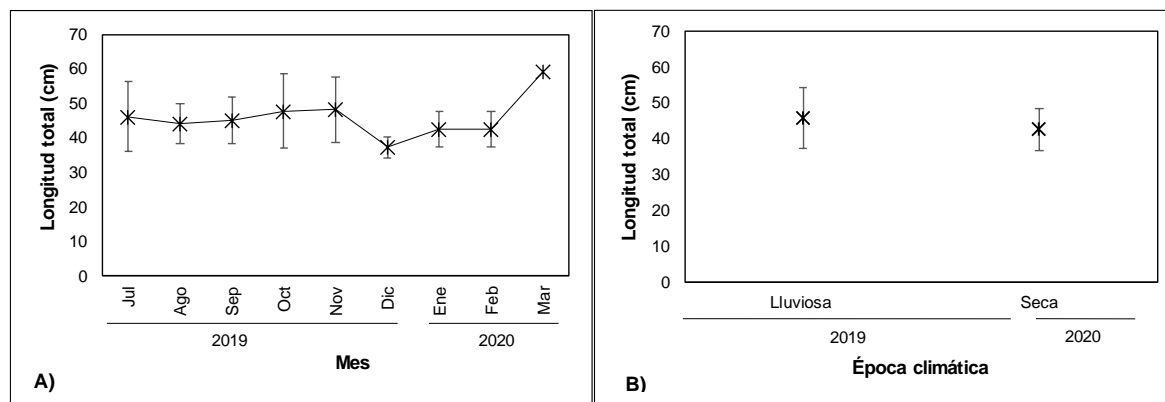
**Figura 18.** Frecuencia de la longitud total por intervalo de tallas en cm de los individuos de *A. canteri* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n=146).

La red agallera fue el arte de pesca que obtuvo la LT promedio más alta para *A. canteri* con 45.17 cm (DE  $\pm$  9.36), mientras que para el palangre fue de 44.90 cm (DE  $\pm$  7.13) (**Figura 19A**). La longitud total promedio más alta se registró en el fondo blando con 46.48 cm (DE  $\pm$  9.51) y la más baja en el arrecifal con 36.80 cm (DE  $\pm$  4.10). Los hábitats artificiales y el arenoso obtuvieron valores similares con 45.87 cm (DE  $\pm$  9.28) y 44.51 cm (DE  $\pm$  7.18) respectivamente (**Figura 19B**).



**Figura 19.** Longitud total (cm) promedio de los individuos de *A. canteri* para las diferentes artes de pesca **(A)** y tipos de fondo **(B)** registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 146).

La media más alta de LT se obtuvo en marzo con 59.30 cm y la menor en diciembre con 37.20 cm (DE  $\pm$  2.98); los meses de enero y febrero reportaron el mismo promedio con 42.5 cm. No se presentaron variaciones marcadas en los meses de julio a noviembre (**Figura 20A**). La época lluviosa obtuvo el mayor promedio de longitud total con 45.72 cm (DE  $\pm$  8.73), mientras la seca presentó un valor de 42.57 cm (DE  $\pm$  5.91) (**Figura 20B**).

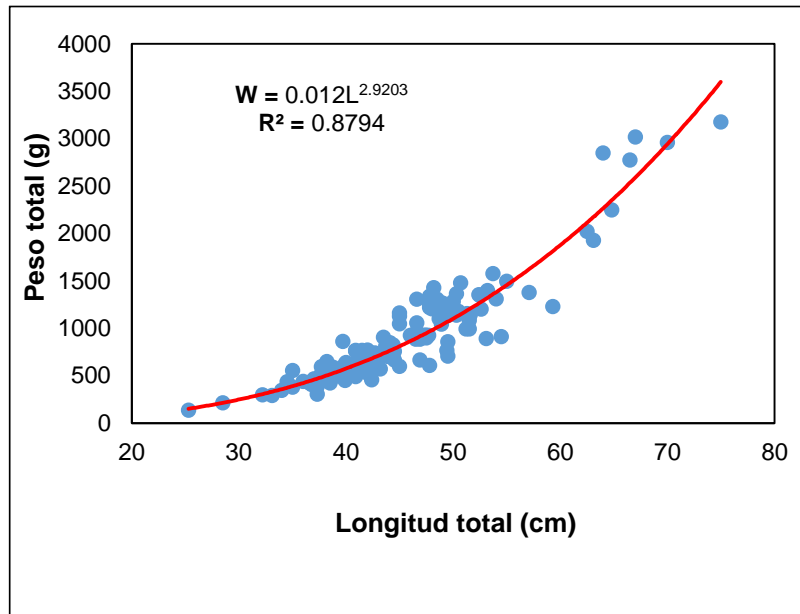


**Figura 20.** Promedio mensual **(A)** y por época climática **(B)** de la longitud total (cm) de los individuos *A. canteri* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 146).

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas en los valores de longitud total por época climática (**Anexo H**).

## Relación Longitud-Peso

En total se emplearon los datos de 137 individuos de *A. canteri* con ámbitos entre 25.3 a 75 cm de longitud total y de 136 a 3175 g de peso total (**Figura 21**). Los parámetros de la regresión potencial fueron:  $a = 0.012$  (I.C. 95 % 0.005 a 0.024),  $b = 2.920$  (I.C. 95 % 2.736-3.104) con un  $R^2$  de 0.879, por lo que se consideró un buen ajuste, es decir el cambio de la longitud total explicó aproximadamente el 88 % de la variación en el peso total. Con un nivel de confianza del 0.975 se determinó que esta especie presentó un crecimiento isométrico, ya que el valor  $b$  no difirió significativamente de 3 ( $t_{\text{calculado}} = 0.856 < t_{\text{teórico: } 0.025, 135} = 2.593$ ).



**Figura 21.** Relación Longitud-Peso de los individuos de *A. canteri* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 ( $n = 137$ ).

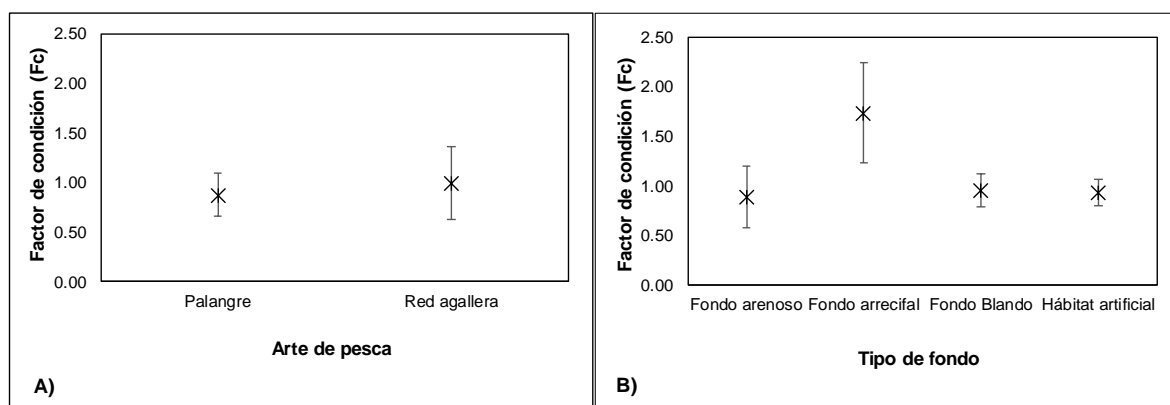
La relación talla-peso estimada por artes de pesca presentaron crecimientos de tipo isométrico con un  $b$  no significativamente diferente de tres (**Tabla 7**) para el palangre ( $t_{\text{calculado}} = 0.291 < t_{\text{teórico: } 0.025, 87} = 2.685$ ) y la red agallera ( $t_{\text{calculado}} = 0.069 < t_{\text{teórico: } 0.025, 50} = 2.841$ ). Asimismo, ocurrió con el fondo arenoso ( $t_{\text{calculado}} = 0.081 < t_{\text{teórico: } 0.025, 89} = 2.685$ ), blando ( $t_{\text{calculado}} = 0.548 < t_{\text{teórico: } 0.025, 25} = 3.163$ ) y los artificiales ( $t_{\text{calculado}} = 0.306 < t_{\text{teórico: } 0.025, 19} = 3.495$ ), este último presentó el mejor ajuste de  $R^2$  (0.94) (**Tabla 7**). Este mismo patrón de crecimiento se repitió en la época seca ( $t_{\text{calculado}} = 0.009 < t_{\text{teórico: } 0.025, 30} = 3.163$ ) y lluviosa ( $t_{\text{calculado}} = 0.039 < t_{\text{teórico: } 0.025, 107} = 2.634$ ); sin embargo, cabe resaltar que el  $R^2$  para esta última se encontró por debajo del 0.80 (**Tabla 7**).

**Tabla 7.** Parámetros de relación talla-peso de *A. canteri* estimados por arte de pesca, tipo de fondo y época climática (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación).

Factores	n	Longitud total (cm)		Peso total (g)		a	I.C. 95 % a		b	I.C. 95 % b		R <sup>2</sup>
		Mín.	Máx.	Min.	Máx.		Linf	Lsup		Linf	Lsup	
Palangre	89	31.3	70	159	2962	0.01	0.003	0.031	2.96	2.65	3.26	0.81
Red agallera	52	25.3	75	136	3175	0.01	0.004	0.024	2.99	2.75	3.23	0.93
Fondo arenoso	91	25.3	64.8	136	2250	0.01	0.003	0.023	3.01	2.73	3.29	0.84
Fondo blando	27	34	70	345	2962	0.01	0.003	0.053	2.90	2.54	3.26	0.92
Hábitat artificial	21	37	75	458	3175	0.01	0.002	0.033	3.06	2.67	3.44	0.94
Época lluviosa	109	25.3	75	136	3175	0.01	0.006	0.025	2.92	2.73	3.10	0.90
Época seca	32	31.3	59.3	159	1365	0.01	0.000	0.127	3.06	2.27	3.85	0.68

### Factor de condición (Fc)

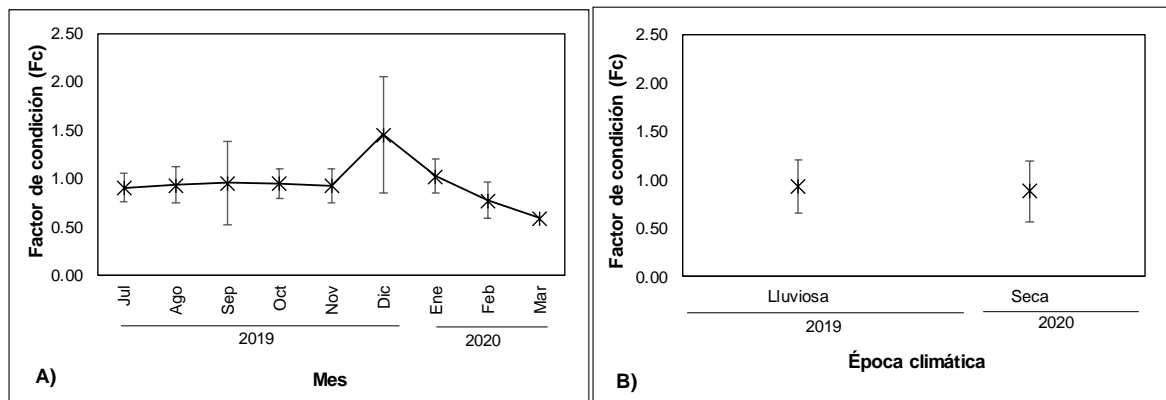
El factor de condición promedio en la especie *A. canteri* fue de 0.92 (DE  $\pm$  0.28) ámbitos entre 0.37 a 3.33. La media de Fc con la red agallera fue superior a la del palangre con 0.99 (DE  $\pm$  0.36) y 0.88 (DE  $\pm$  0.22) respectivamente (**Figura 22A**). En cuanto al factor de condición por tipo de fondo, se encontró que el arrecifal tuvo el valor más elevado con 1.73 (DE  $\pm$  0.50), el blando y los artificiales registraron valores similares con 0.95. La media más baja se encontró en el fondo arenoso con 0.89 (DE  $\pm$  0.31) (**Figura 22B**).



**Figura 22.** Factor de condición (Fc) por arte de pesca (**A**) y tipo de fondo (**B**) de los individuos de *A. canteri* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=143).

La media de factor de condición no presentó una variación marcada desde el mes de julio hasta noviembre y se mantuvo entre los 0.90 a 1.02; diciembre registró el promedio más

alto con 1.45, por el contrario, marzo reportó el más bajo con 0.58 (**Figura 23A**). En la época lluviosa el Fc promedio fue de 0.93 (DE  $\pm$  0.28) y en la seca de 0.88 (DE  $\pm$  0.31) (**Figura 23B**).



**Figura 23.** Factor de condición (Fc) mensual (**A**) y por época climática (**B**) de los individuos de *A. canteri* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 143).

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas en los valores de Fc por arte de pesca, tipo de fondo y meses (**Anexo I**). En particular los factores de condición del fondo arenoso y el blando difirieron (**Anexo J**). Asimismo, los valores del mes de febrero presentaron diferencias con todos los meses excepto con noviembre y marzo; así como entre los meses de julio y diciembre (**Anexo K**).

### Talla media de captura (TMC)

En total para el análisis se emplearon los datos de longitud total de 146 individuos con rangos entre los 25.3 a 75 cm. La TMC para *A. canteri* fue de 44.46 cm, el parámetro a de la ecuación lineal fue de 9.06 (I.C. 95 % 7.77 a 10.34) y b de -0.20 (I.C. 95 % -0.23 a -0.18), con un ajuste R<sup>2</sup> de 0.97. La TMC por arte de pesca fue superior con el palangre con 43.42 cm (**Tabla 8**). En cuanto a las TMC por tipo de fondo, tanto el arenoso como el blando obtuvieron valores similares con 42.61 y 42.65 cm respectivamente (**Tabla 8**). La época lluviosa presentó la TMC más alto con 44.21 cm (**Tabla 8**).

**Tabla 8.** Talla media de captura (TMC) de *A. canteri* estimadas para los factores artes de pesca, tipo de fondo y épocas climáticas (n: tamaño de muestra, Min: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación).

Factores	n	TMC (cm)	Longitud total (cm)		a	I.C. 95 % a		b	I.C. 95 % b		R <sup>2</sup>
			Mín.	Máx.		Linf	Lsup		Linf	Lsup	

<b>Palangre</b>	90	43.32	31.3	70	9.66	8.1	11.21	-0.22	-0.25	-0.19	0.98
<b>Red agallera</b>	56	42.26	25.3	75	8.06	6.11	10	-0.19	-0.23	-0.15	0.98
<b>Fondo arenoso</b>	93	42.61	25.3	64.8	10.44	9.63	11.24	-0.24	-0.26	-0.23	0.99
<b>Fondo blando</b>	30	42.65	34	70	6.14	3.26	9.02	-0.14	-0.2	-0.09	0.96
<b>Hábitat artificial*</b>											
<b>Época lluviosa</b>	113	44.21	25.3	75	9.12	7.67	10.58	-0.21	-0.24	-0.18	0.98
<b>Época seca</b>	33	40.07	31.3	59.3	14.9	9.32	20.47	-0.37	-0.51	-0.24	0.99

\*Datos insuficientes

### Crecimiento y Mortalidad

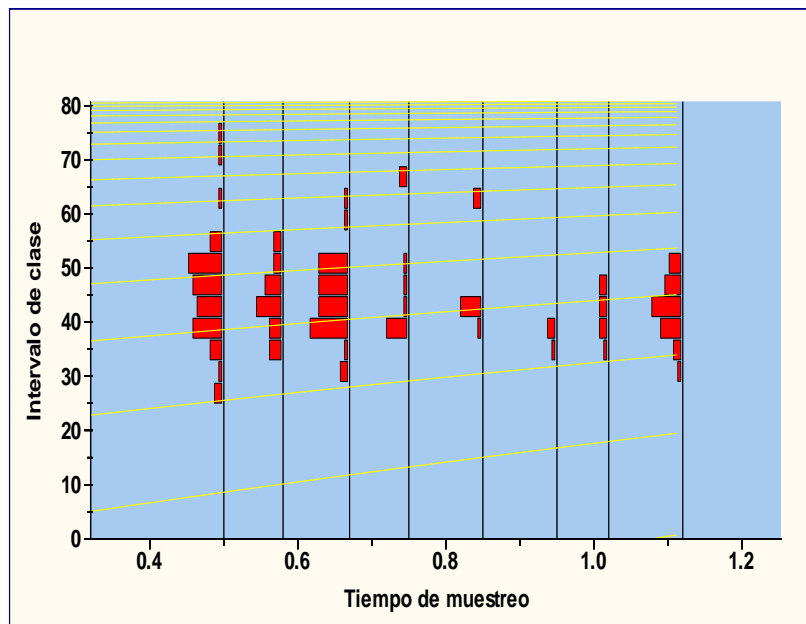
Los parámetros de crecimiento y mortalidad para *A. canteri* mediante el método Shepherd (SCLA) con los artes de pesca de anzuelos presentó el mejor ajuste con un  $L_{\infty} = 74.81$  cm;  $K = 0.27$  año<sup>-1</sup> y  $t_0 = -0.02$  año (**Tabla 9**). Para los artes de pesca con redes, el mejor ajuste se obtuvo mediante el método de ELEFAN con curva de crecimiento estacional de Hoenig con un  $L_{\infty} = 80$  cm;  $K = 0.19$  año<sup>-1</sup> y  $t_0 = -0.64$  año (**Tabla 9**). Los parámetros de crecimiento con los datos de todas las artes de pesca fueron  $L_{\infty} = 82.46$  cm;  $K = 0.26$  año<sup>-1</sup> y  $t_0 = -0.92$  años (**Tabla 9; Figura 24**) con el método de SLCA.

En el análisis de la tasa de mortalidad ( $Z$ ) se emplearon los valores de  $L_{\infty}$  y  $K$  obtenidos anteriormente para todas las artes de pesca; la  $Z$  encontrada para la especie fue de 1.08 año<sup>-1</sup> con ámbitos entre 0.69 y 1.46 año<sup>-1</sup>. La tasa de mortalidad natural ( $M$ ) fue de 0.55 año<sup>-1</sup> y la tasa de mortalidad por pesca fue de 0.53 año<sup>-1</sup> con valores que oscilaron entre de 0.14 y 0.91 año<sup>-1</sup>. La tasa de explotación pesquera fue de 0.49 año<sup>-1</sup> con ámbitos entre 0.20 y 0.62 año<sup>-1</sup>.

**Tabla 9.** Parámetros de crecimiento ( $L_{\infty}$ : cm;  $K$ : año<sup>-1</sup>;  $t_0$ : año) estimados con los métodos SLCA, PROJMAT y ELEFAN para los individuos de *A. canteri* capturados en el golfo de salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (U: ambos sexos, NoEs: no estacional, EsHo: estacional Hoenig, EsPa: estacional Pauly).

Arte de pesca	Parámetro	Métodos de estimación						
		SLCA	PROJMAT			ELEFAN		
		NoEs	NoEs	EsHo	EsPa	NoEs	EsHo	EsPa
Anzuelos	$L_{\infty}$	74.81	69.4	70.2	69.42	73.12	77.3	66.89
	$K$	0.27	0.67	0.65	0.43	0.26	0.22	0.66
	$t_0$	-0.02	-0.71	-0.71	-0.82	-0.33	-0.55	-0.9
Mallas	$L_{\infty}$	76.58	71.86	78	80	77.51	80	78.94
	$K$	0.32	0.16	0.99	0.56	0.37	0.19	0.75
	$t_0$	-0.83	-0.26	-0.26	-0.92	-0.44	-0.64	-0.6

<b>Ambas</b>	<b>L<sub>∞</sub></b>	82.46	76.43	85	85	83.12	79.9	84.07
	<b>K</b>	0.26	0.62	0.52	0.52	0.58	0.47	0.37
	<b>t<sub>0</sub></b>	-0.92	-0.27	-0.38	-0.38	-0.42	-0.69	-0.08



**Figura 24.** Curva de crecimiento estimada con el método de composición de tallas de Shepherd (SLCA) para los individuos de *A. canteri* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020.

La longitud óptima de *A. canteri* se estimó en 48.4 cm con ámbitos entre 43.5 a 53.2 cm, y la talla de los mega-desovadores fue de 58.1 cm. La proporción de individuos capturados dentro del rango de longitud óptima fue mayor con el palangre, sin embargo, la red agallera presentó más cantidad de mega-desovadores (**Tabla 10**). En el fondo arenoso se registró las mayores capturas de ejemplares dentro del rango de talla óptima y fue el hábitat con menor cantidad de ejemplares con tallas superiores a la de mega-desovadores (**Tabla 10**). En cuanto a las épocas climáticas la seca presentó el valor más bajo de mega-desovadores con menos del 4 % de capturas (**Tabla 10**).

**Tabla 10.** Longitud total de *A. canteri* por arte de pesca, tipos de fondo y época climática (Mín.: mínimo, Máx.: máximo, Popt: proporción dentro de rango de talla óptima, Pmega: proporción por encima de talla de mega-desovadores).

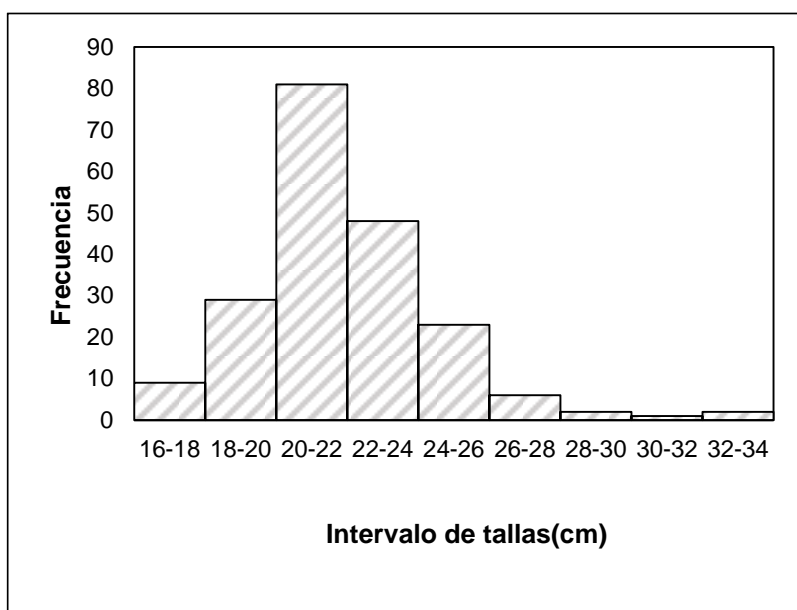
<b>Factores</b>	<b>n</b>	<b>Longitud total (cm)</b>		<b>Popt (%)</b>	<b>Pmega (%)</b>
		<b>Mín.</b>	<b>Máx.</b>		
<b>Palangre</b>	90	31.3	70	42.22	4.44
<b>Red agallera</b>	56	25.3	75	35.71	10.71
<b>Fondo arenoso</b>	93	25.3	64.8	44.09	4.30
<b>Fondo blando</b>	30	34	70	36.67	13.33

<b>Hábitat artificial</b>	21	37	75	28.57	9.52
<b>Época lluviosa</b>	113	25.3	75	41.59	7.96
<b>Época seca</b>	33	31.3	59.3	33.33	3.03
<b>Combinados</b>	146	25.3	75	39.73	6.85

### 7.2.2 *Cathorops mapale*

#### Descripción de las tallas

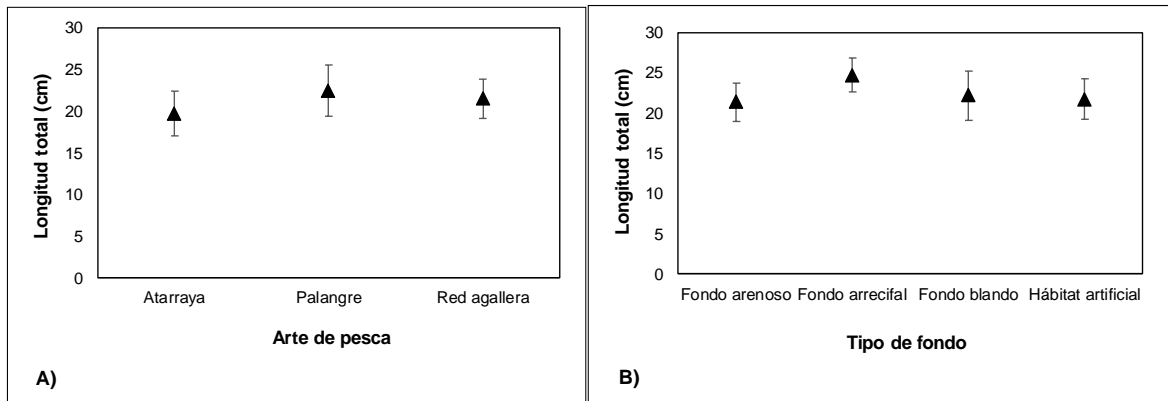
La LT promedio para *C. mapale* fue de 21.70 cm (DE  $\pm$  2.58) ámbitos entre 16 y 33.3 cm. El intervalo de tallas que registró la mayor frecuencia fue de 20 a 22 cm con 81 individuos; las clases de 28 a 20 cm y de 32 a 34 cm obtuvieron el mismo número de individuos (dos). El intervalo de tallas que obtuvo la menor frecuencia fue de 30 a 32 cm con un individuo (**Figura 25**).



**Figura 25.** Frecuencia de la longitud total por intervalo de tallas en cm de los individuos de *C. mapale* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n=201).

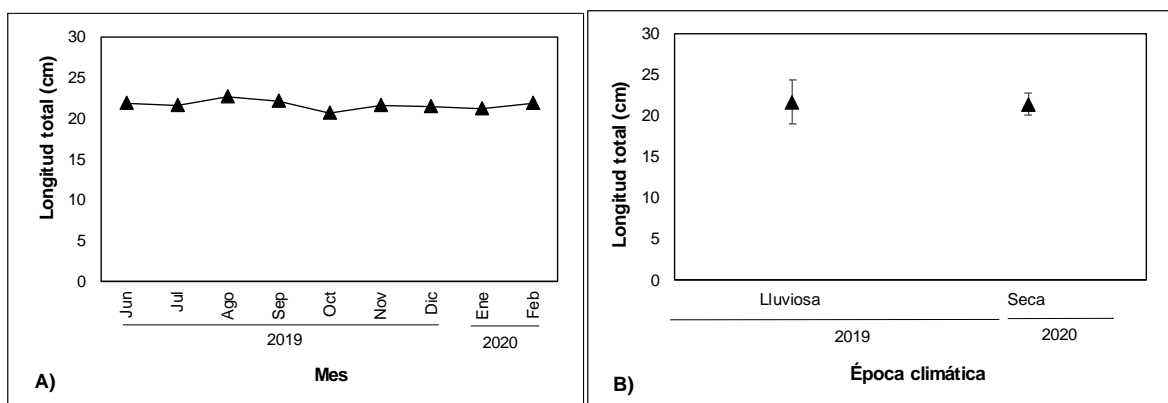
El arte de pesca que obtuvo la longitud total media más alta fue el palangre con 22.50 cm (DE  $\pm$  3.09), le siguió la red agallera con un promedio de 21.50 cm (DE  $\pm$  2.32). La atarraya registró el valor más bajo con 19.72 cm (DE  $\pm$  2.66) (**Figura 26A**). El tipo de fondo que registró el valor promedio de LT más alto fue el arrecifal con 24.75 cm (DE  $\pm$  2.07); el fondo

arenoso (21.37, DE  $\pm$  2.35) y los hábitats artificiales (21.71 cm, DE  $\pm$  2.52) reportaron medias de LT similares (**Figura 26B**).



**Figura 26.** Longitud total (cm) promedio de los individuos de *C. mapale* para las diferentes artes de pesca (**A**) y tipos de fondos (**B**) registrados durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 201).

El valor promedio de LT no presentó variaciones a lo largo de los meses de muestreo; la media más alta se presentó en agosto (22.67 cm, DE  $\pm$  2.04) y la más baja en octubre con 20.65 cm (DE  $\pm$  1.98). Julio y noviembre reportaron medias similares con 21.65 cm (DE  $\pm$  2.99) y 21.62 cm (DE  $\pm$  2.96) respectivamente (**Figura 27A**). Los valores promedio de LT por épocas climáticas no presentaron variaciones marcadas con valores de 21.73 cm (DE  $\pm$  2.68) en la lluviosa y 21.43 cm (DE  $\pm$  1.37) en la seca (**Figura 27B**).



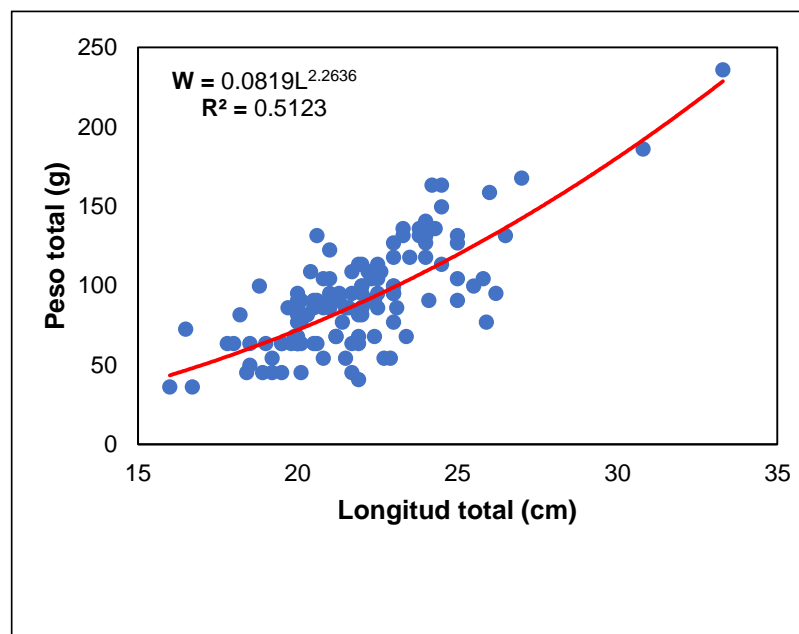
**Figura 27.** Promedio mensual (**A**) y por época climática (**B**) de la longitud total (cm) de los individuos *C. mapale* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 201).

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas en los valores de longitud total para la especie *C. mapale* por arte de pesca (**Anexo H**), en particular el palangre con

la red agallera (**Anexo L**). También el fondo arrecifal registró diferencias con el resto de los fondos (**Anexo H, Anexo M**).

### Relación Longitud-Peso

La relación longitud-peso para la especie *C. mapale* se realizó con los datos de 129 individuos en rangos de tallas entre los 16 a 33.3 cm de longitud total y de 36.29 a 235.87 gramos de peso total (**Figura 28**). Los parámetros de la regresión potencial fueron  $a=0.0819$  (I.C. 95 % 0.025-0.271);  $b=2.2636$  (I.C. 95 % 1.696-2.526);  $R^2=0.5123$ ; con respecto a este último se encontró que el análisis no mostró un buen ajuste ya que solo el 51 % de los datos de longitud total explicaron las variaciones en el peso de los individuos de esta especie. Con un nivel de confianza del 0.975 se determinó que *C. mapale* presentó un crecimiento alométrico negativo, debido a que el valor de  $b$  difirió de manera significativa de 3 ( $t_{\text{calculado}}=3.758 > t_{\text{teórico: } 0.025, 127}=2.268$ ), típico del crecimiento más marcado por la longitud que por el peso.



**Figura 28.** Relación Longitud-Peso de los individuos de *C. mapale* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 129).

La estimación de los parámetros de crecimiento por arte de pesca y época climática no presentaron un buen ajuste con valores de  $R^2$  inferiores al 0.60 (**Tabla 11**). En cuanto a las relaciones talla-peso por tipo de fondo, el blando registró un crecimiento más cercano al isométrico ( $t_{\text{calculado}}=1.018 < t_{\text{teórico: } 0.025, 30}=2.359$ ) con un  $b$  de 2.76 (I.C. del 95 % 2.29 -

3.24) y  $a$  de 0.02 (I.C. del 95 % 0.004 - 0.079) (**Tabla 11**). Los hábitats artificiales por el contrario presentaron un crecimiento alométrico negativo con un  $b$  de 2.20 (I.C. al 95 % 1.63 – 2.76) significativamente diferente de tres ( $t_{\text{calculado}} = 3.758 > t_{\text{teórico}}: 0.025, 127 = 2.268$ ) y un  $R^2$  de 0.64 (**Tabla 11**).

**Tabla 11.** Parámetros de relación talla-peso de *C. mapale* estimados por arte de pesca, tipo de fondo y época climática (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente,  $R^2$ : coeficiente de determinación).

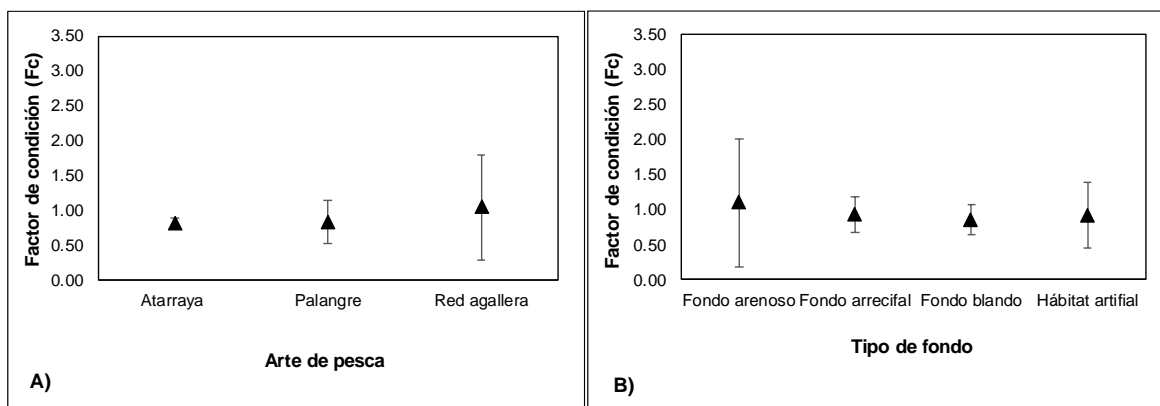
Factores	n	Longitud total (cm)		Peso total (g)		a	I.C. 95 % a		b	I.C. 95 % b		R <sup>2</sup>
		Mín.	Máx.	Min.	Máx.		Linf	Lsup		Linf	Lsup	
Palangre	42	16.1	33.3	22.68	331.12	0.01	0.001	0.195	2.80	1.97	3.64	0.53
Red agallera	80	16	30.8	36.29	435.45	0.12	0.010	1.475	2.17	1.37	2.98	0.27
Fondo arenoso	53	16.1	33.3	22.68	435.45	0.03	0.000	1.835	2.61	1.27	3.95	0.23
Fondo arrecifal*												
Fondo blando	32	16	30.8	36.29	185.97	0.02	0.004	0.079	2.76	2.29	3.24	0.83
Hábitat artificial	37	16.5	27	63.5	167.83	0.11	0.020	0.629	2.20	1.63	2.76	0.64
Época Lluviosa	112	16	33.3	22.68	435.45	0.03	0.005	0.129	2.64	2.13	3.16	0.48
Época seca*												

\*Datos insuficientes

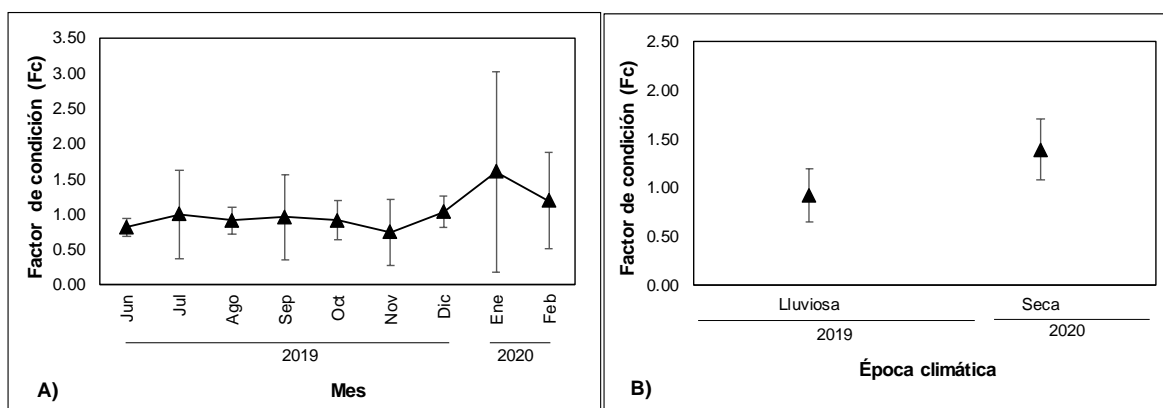
### Factor de condición

El factor de condición promedio para la especie *C. mapale* fue de 0.97 (DE  $\pm$  0.63) ámbitos entre 0.17 a 4.33. El Fc por arte de pesca presentó el valor más alto en la red agallera con promedio de 1.05 (DE  $\pm$  0.75); la atarraya y el palangre presentaron valores similares con 0.81 (DE  $\pm$  0.08) y 0.83 (DE  $\pm$  0.32) respectivamente (**Figura 30A**). En lo referente al factor por tipos de fondo, el arenoso presentó la media más elevada con 1.10 (DE  $\pm$  0.90) y el blando la más baja con 0.85 (DE  $\pm$  0.21). El fondo arrecifal y los artificiales presentaron valores similares con un Fc de 0.92 (**Figura 30B**).

El Fc por mes no presentó variaciones marcadas desde julio a octubre con rangos entre 0.91 a 0.99. En enero se registró la media más alta con 1.59 (DE  $\pm$  1.42), por el contrario, noviembre reportó el promedio más bajo con 0.73 (DE  $\pm$  0.46) (**Figura 31A**). El factor de condición en la época seca fue de 1.39 (DE  $\pm$  1.12) y de 0.92 (DE  $\pm$  0.53) en la lluviosa (**Figura 31B**).



**Figura 29.** Factor de condición (Fc) por arte de pesca (A) y tipo de fondo (B) de los individuos de *C. mapale* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=152).



**Figura 30.** Factor de condición (Fc) mensual (A) y por época climática (B) de los individuos de *C. mapale* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=152).

La prueba de Kruskal-Wallis presentó únicamente diferencias significativas en los valores de factor de condición por época climática (**Anexo I**).

### Talla media de captura (TMC)

Para el análisis de *Cathorops mapale* se emplearon los datos de LT de 201 ejemplares con ámbitos entre los 16 a 33.3 cm; el modelo lineal obtuvo un buen ajuste con un  $R^2$  de 0.951 y la TMC fue de 21.11 cm. Por arte de pesca la TMC fue de 21.76 cm con el palangre y de 21.42 cm para la red agallera (**Tabla 12**). En cuanto a las tallas de captura por tipos de fondo, el bando obtuvo la más alta con 21.51 cm y el arenoso la más baja con 20.81 cm, ambas tallas con  $R^2$  superiores al 0.9 (**Tabla 12**). Las TMC por época lluviosa fueron similares con 21.61 cm en la lluviosa y 21.01 cm en la seca (**Tabla 12**).

**Tabla 12.** Talla media de captura (TMC) de *C. mapale* estimadas para los factores artes de pesca, tipo de fondo y épocas climáticas (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación).

Factores	n	TMC (cm)	Longitud total (cm)		a	I.C. 95 % a		b	I.C. 95 % b		R <sup>2</sup>
			Mín.	Máx.		Linf	Lsup		Linf	Lsup	
Palangre	49	21.76	16.1	33.3	12.72	10.2	15.24	-0.58	-0.69	-0.48	0.98
Red agallera	147	21.42	16	32.5	14.54	12.19	16.89	-0.68	-0.78	-0.58	0.95
Fondo arenoso	108	20.81	16.1	33.3	13.62	9.55	17.7	-0.65	-0.83	-0.48	0.95
Fondo arrecifal*											
Fondo blando	36	21.51	16	30.8	11.38	8.3	16.47	-0.55	-0.72	-0.38	0.95
Hábitat artificial	50	21.18	16.5	27	18.52	16.95	20.1	-0.87	-0.95	-0.8	0.99
Época lluviosa	182	21.61	16	3.33	12.34	10.72	13.97	-0.57	-0.64	-0.5	0.96
Época seca	19	21.01	20	25	20.26	4	36.51	-0.96	-1.7	-0.23	0.94

\*Datos insuficientes

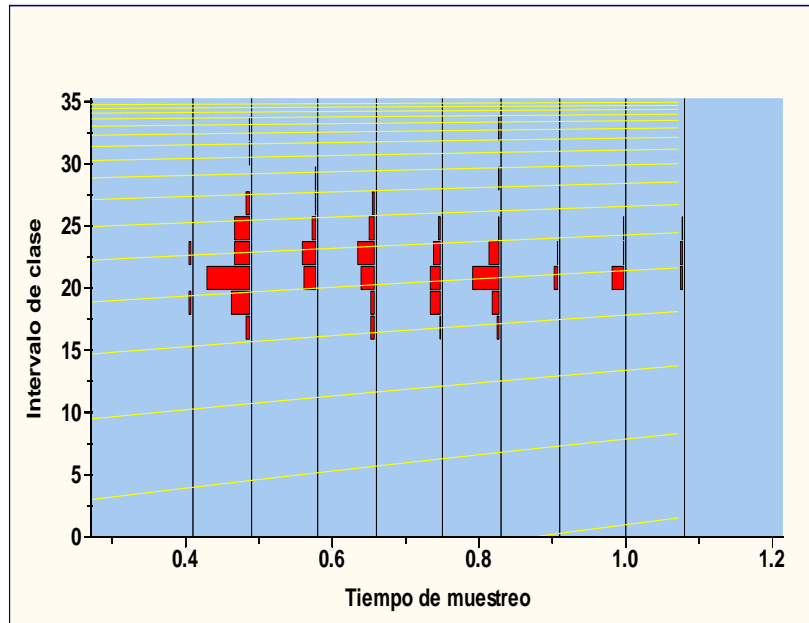
### Crecimiento y Mortalidad

Los parámetros de crecimiento de *C. mapale* para los artes de pesca de anzuelo presentaron el mejor ajuste con el método de SLCA con  $L_{\infty} = 31.15$  cm;  $K = 0.59$  año<sup>-1</sup> y  $t_0 = -0.03$  año (Tabla 13). Con este mismo modelo se encontraron los parámetros de crecimiento que mejor se acoplaron a los artes de mallas con un  $L_{\infty} = 34.92$  cm;  $K = 0.23$  año<sup>-1</sup>;  $t_0 = -0.13$  año (Tabla 13). La mejor combinación de parámetros de crecimiento con todas las artes fue de  $L_{\infty} = 35.97$  cm;  $K = 0.22$  año<sup>-1</sup>;  $t_0 = -0.12$  año y se obtuvieron con el método de SLCA (Tabla 13; Figura 31). Para la estimación de Z (1.27 año<sup>-1</sup> I.C. 1.04 -1.50 año<sup>-1</sup>), se emplearon los parámetros  $L_{\infty}$  y K obtenidos con todas las artes de pesca. La tasa de mortalidad natural fue de 0.62 año<sup>-1</sup> y por pesca de 0.65 año<sup>-1</sup> ámbitos entre 0.42 y 0.88 año<sup>-1</sup>. La tasa de explotación pesquera fue de 0.51 año<sup>-1</sup> con valores entre los 0.40 y 0.59 año<sup>-1</sup>.

**Tabla 13.** Parámetros de crecimiento ( $L_{\infty}$ : cm; K: año<sup>-1</sup>;  $t_0$ : año) estimados con los métodos SLCA, PROJMAT y ELEFAN para los individuos de *C. mapale* capturados en el golfo de salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (U: ambos sexos, NoEs: no estacional, EsHo: estacional Hoenig, EsPa: estacional Pauly).

		Métodos de estimación						
Arte de pesca	Parámetro	SLCA	PROJMAT			ELEFAN		
		NoEs	NoEs	EsHo	EsPa	NoEs	EsHo	EsPa
Anzuelos	$L_{\infty}$	31.15	35	34.9	40	40	28	30.86
	K	0.59	1	0.7	0.91	0.5	0.35	0.49

	$t_0$	-0.03	-0.39	-0.68	-0.21	-0.14	-0.35	-0.93
<b>Mallas</b>	$L_\infty$	34.92	30	32	30.07	38.89	38.9	39.45
	<b>K</b>	0.23	0.68	0.54	0.25	0.32	0.99	0.2
	$t_0$	-0.13	-0.92	-0.29	-0.94	-0.68	-0.95	-0.93
<b>Ambas</b>	$L_\infty$	35.97	32	34	33	37.81	40	39.83
	<b>K</b>	0.22	0.68	0.57	0.19	0.69	0.26	0.2
	$t_0$	-0.12	-0.73	-0.85	-0.97	-0.85	-0.02	-0.14



**Figura 31.** Curva de crecimiento estimada con el método de composición de tallas de Shepherd (SLCA) para los individuos de *C. mapale* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020.

La longitud óptima estimada para *C. mapale* fue de 18.6 cm con ámbitos entre 16.7 y 20.4 cm, la talla de mega-desovadores fue de 22.4 cm. La red agallera fue el arte de pesca con mayores registros de ejemplares dentro del rango de talla óptima y el palangre presentó los valores más altos de individuos con tallas superiores a la de mega-desovadores (**Tabla 14**). En el fondo arenoso se obtuvo el porcentaje más alto de individuos dentro del rango de talla óptima; por el contrario, el arrecifal registró el valor más alto de mega-desovadores (**Tabla 14**). En la época lluviosa se registró la cantidad de capturas más altas de individuos dentro de la longitud óptima y de mega-desovadores (**Tabla 14**).

**Tabla 14.** Longitud total de *C. mapale* por arte de pesca, tipos de fondo y época climática (Mín.: mínimo, Máx.: máximo, Popt: proporción dentro de rango de talla óptima, Pmega: proporción por encima de talla de mega-desovadores).

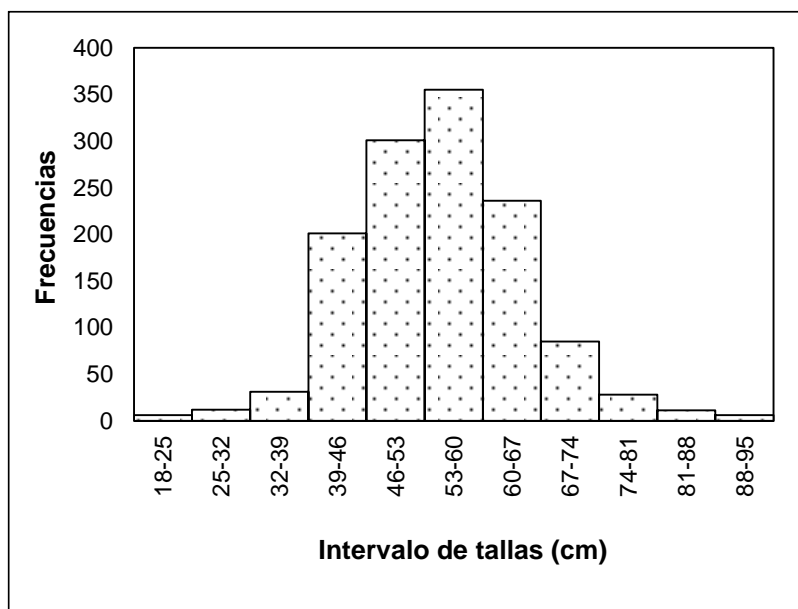
Factores	n	Longitud total (cm)		Popt (%)	Pmega (%)
		Mín.	Máx.		

<b>Palangre</b>	49	16.1	33.3	18.37	42.86
<b>Red agallera</b>	147	16	32.5	32.65	29.93
<b>Fondo arenoso</b>	108	16.1	33.3	34.26	23.15
<b>Fondo arrecifal</b>	6	22	27.5	0.00	83.33
<b>Fondo blando</b>	36	16	30.8	30.56	50.00
<b>Hábitat artificial</b>	50	16.5	27	24.00	36.00
<b>Época lluviosa</b>	182	16	33.3	30.22	34.62
<b>Época seca</b>	19	20	25	26.32	15.79
<b>Combinados</b>	201	16	33.3	29.85	32.84

### 7.2.3 *Sciades proops*

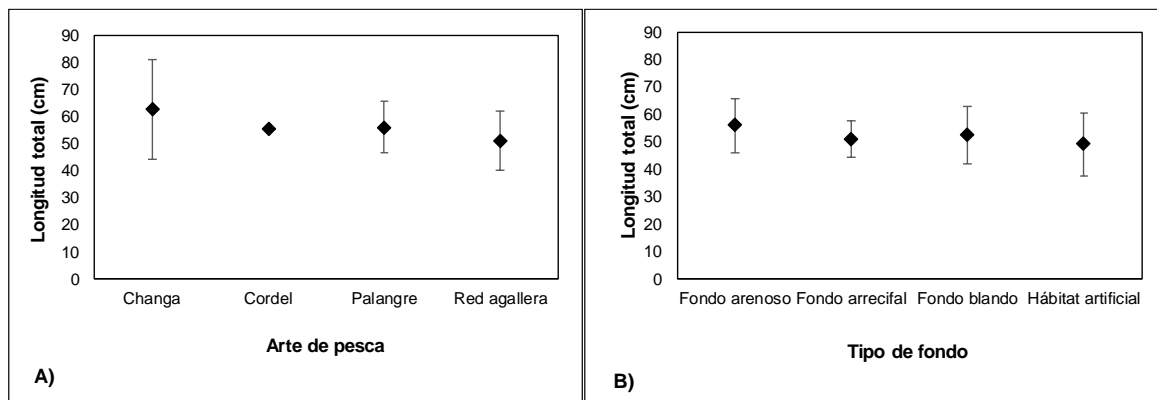
#### Descripción de las tallas

La longitud total promedio para la especie *S. proops* fue de 54.49 cm (DE  $\pm$  10.20) ámbitos entre 18 a 94 cm. Los intervalos de clase que presentaron las mayores frecuencias fueron los de 53 a 60 cm y de 46 a 53 cm con 355 y 301 individuos respectivamente (**Figura 32**). Las clases que presentaron los menores valores fueron de 18 a 25 cm y de 88 a 95 cm, ambas con seis individuos.



**Figura 32.** Frecuencia de la longitud total por intervalo de tallas en cm de los individuos de *S. proops* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n=1271).

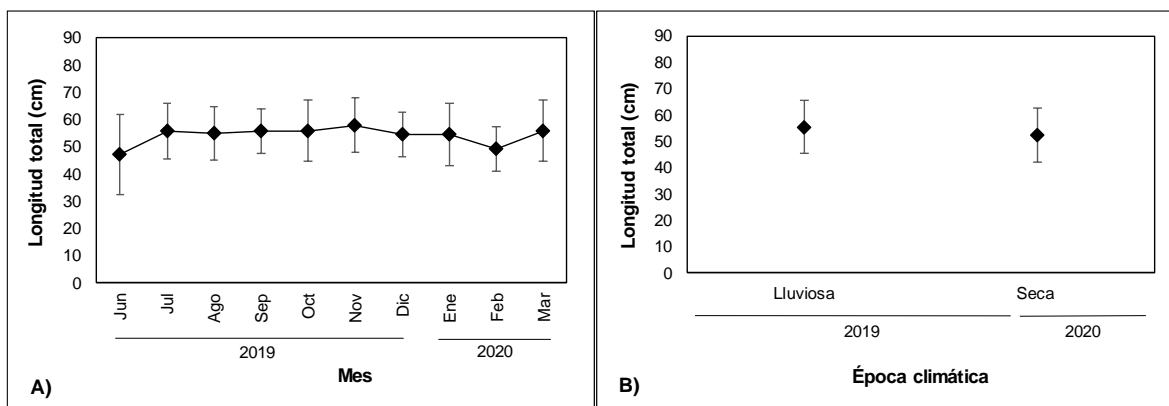
El arte de pesca que registró la media de LT en *S. proops* más alta fue la changa con 62.68 cm (DE  $\pm$  18.43); el cordel (55.50 cm) y el palangre (55.95 cm, DE  $\pm$  9.50) obtuvieron valores similares. La red agallera presentó el promedio más bajo con 51.06 cm (DE  $\pm$  10.79) (**Figura 33A**). La media de LT por tipo de fondo más alta la obtuvo el arenoso con 55.90 cm (DE  $\pm$  9.79), le siguió el blando con 52.43 cm (DE  $\pm$  10.65). Los hábitats artificiales registraron el promedio más bajo con 48.99 cm (DE  $\pm$  11.58) (**Figura 33B**).



**Figura 33.** Longitud total (cm) promedio por arte de pesca (**A**) y tipo de fondo (**B**) de los individuos de *S. proops* para las diferentes artes de pesca registradas durante su captura en el golfo de Salamanca, entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 1272).

El promedio de LT por mes no presentó variaciones marcadas a lo largo del estudio; el valor más alto se registró en noviembre con 57.93 cm (DE  $\pm$  10.00). Febrero obtuvo la media más baja con 49.14 cm (DE  $\pm$  8.32); septiembre, octubre y marzo presentaron los mismos promedios con 55.9 cm (**Figura 34A**). La media de LT más alta se registró en la época lluviosa con 55.59 cm (DE  $\pm$  10.01), la seca presentó un promedio de 52.53 cm (DE  $\pm$  10.25) (**Figura 34B**).

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas en los valores de LT por arte de pesca (**Anexo H**), en específico el palangre con la red agallera (**Anexo N**). La prueba también registró diferencias por tipo de fondo; en particular el arenoso con el resto de los fondos y el blando con el artificial (**Anexo O**). Febrero y junio presentaron diferencias con todos los meses (**Anexo P**). Del mismo modo los valores de LT por épocas climáticas difirieron (**Anexo H**).

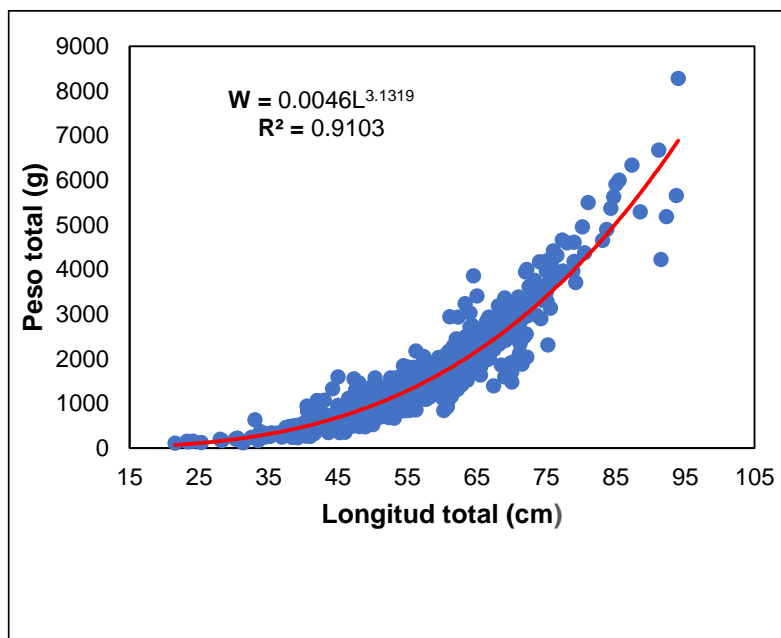


**Figura 34.** Promedio mensual **(A)** y por época climática **(B)** de la longitud total (cm) de los individuos *S. proops* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n= 1272).

### Relación Longitud-Peso

El análisis se realizó con los datos de 1121 individuos con rangos de tallas entre 21.5 a 94 cm de longitud total y 104.32 a 8278.02 g de peso total (**Figura 35**). Los parámetros de la regresión fueron  $a = 0.0046$  (I.C. 95 % 0.004-0.006);  $b = 3.126$  (I.C. 95 % 3.074-3.190) y  $R^2$  de 0.9103, este último presentó un buen ajuste, es decir, aproximadamente el 90 % de la variación en el peso fueron explicados por los datos de longitud total. Con un nivel de confianza del 0.975 se registró que *S. proops* es una especie de crecimiento ligeramente alométrico positivo, debido a que el valor de  $b$  presentó de manera significativa diferencias con respecto a 3 ( $t_{\text{calculado}} = 4.487 > t_{\text{teórico}}: 0.025, 1119 = 2.244$ ), la especie presenta una mayor ganancia en peso que en longitud.

Los parámetros  $a$  y  $b$  de la relación talla-peso estimados por arte de pesca y épocas climáticas presentaron valores similares (**Tabla 15**), ambos factores registraron un tipo de crecimiento isométrico (**Tabla 16**). En el fondo arenoso, blando y artificial obtuvieron un crecimiento alométrico positivo (**Tabla 16**) con un  $R^2$  superior al 0.85 y parámetro  $b$  mayor a tres (**Tabla 15**); por el contrario, en el fondo arrecifal el chivo mozo presentó un crecimiento isométrico (**Tabla 16**) con un  $b$  de 3.02 (I.C. del 95 % 2.78-3.26),  $a$  de 0.007 (I.C. del 95 % 0.003-0.018) y un ajuste de los datos del 93 % (**Tabla 15**).



**Figura 35.** Relación Longitud-Peso de los individuos de *S. proops* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (n= 1121).

**Tabla 15.** Parámetros de relación talla-peso de *S. proops* estimados por arte de pesca, tipo de fondo y época climática (n: tamaño de muestra, Min: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación).

Factores	n	Longitud total (cm)		Peso total (g)		a	I.C. 95 % a		b	I.C. 95 % b		R <sup>2</sup>
		Mín.	Máx.	Mín.	Máx.		Linf	Lsup		Linf	Lsup	
<b>Palangre</b>	747	21.5	93.7	104.32	6667.77	0.007	0.005	0.010	3.04	2.95	3.13	0.85
<b>Red agallera</b>	374	18	83.1	81.65	4649.3	0.008	0.005	0.012	3.00	2.90	3.10	0.90
<b>Fondo arenoso</b>	650	21.5	93.7	81.65	6336.65	0.003	0.002	0.004	3.24	3.15	3.33	0.89
<b>Fondo arrecifal</b>	49	30.2	66.3	195.04	2422.17	0.007	0.003	0.018	3.02	2.78	3.26	0.93
<b>Fondo blando</b>	348	25.3	94	68.04	8278.02	0.004	0.002	0.006	3.19	3.08	3.31	0.90
<b>Hábitat artificial</b>	44	38	75.5	376.48	3828.3	0.003	0.002	0.007	3.22	3.04	3.41	0.97
<b>Época lluviosa</b>	756	24.1	91.2	122.47	6667.77	0.004	0.003	0.005	3.15	3.09	3.22	0.93
<b>Época seca</b>	363	21.5	94	68.04	8278.02	0.004	0.002	0.007	3.17	3.03	3.30	0.86

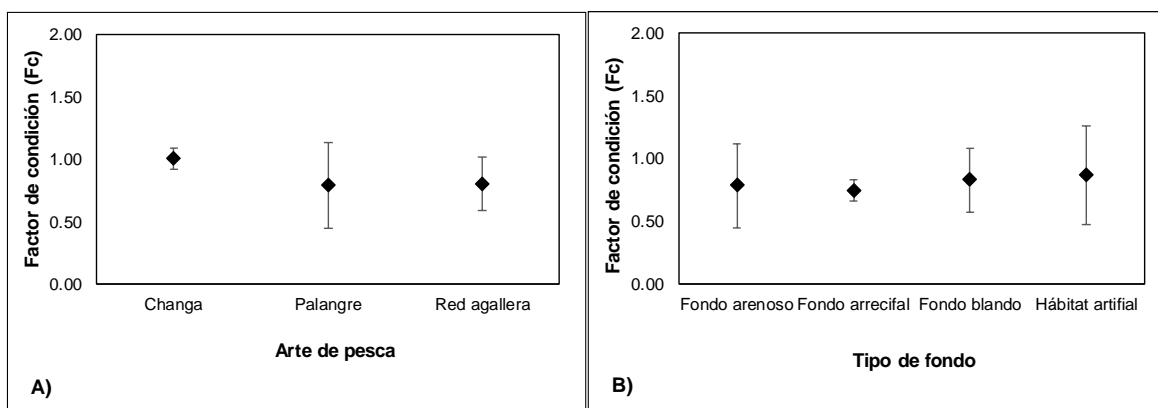
**Tabla 16.** Prueba t-student para el tipo de crecimiento de *S. proops* por arte de pesca, tipo de fondo y época climática ( $\alpha$  de 0.025).

Factores	Grados de libertad	t calculado	t teórico	Tipo de crecimiento
<b>Palangre</b>	745	0.792	2.246	Isométrico
<b>Red agallera</b>	372	0.066	2.256	Isométrico

<b>Fondo arenoso</b>	648	5.299	2.247	Alométrico positivo
<b>Fondo arrecifal</b>	47	0.161	2.315	Isométrico
<b>Fondo blando</b>	346	3.329	2.251	Alométrico positivo
<b>Hábitat artificial</b>	42	2.428	2.325	Alométrico positivo
<b>Época lluviosa</b>	754	4.781	2.246	Alométrico positivo
<b>Época seca</b>	361	2.473	2.251	Alométrico positivo

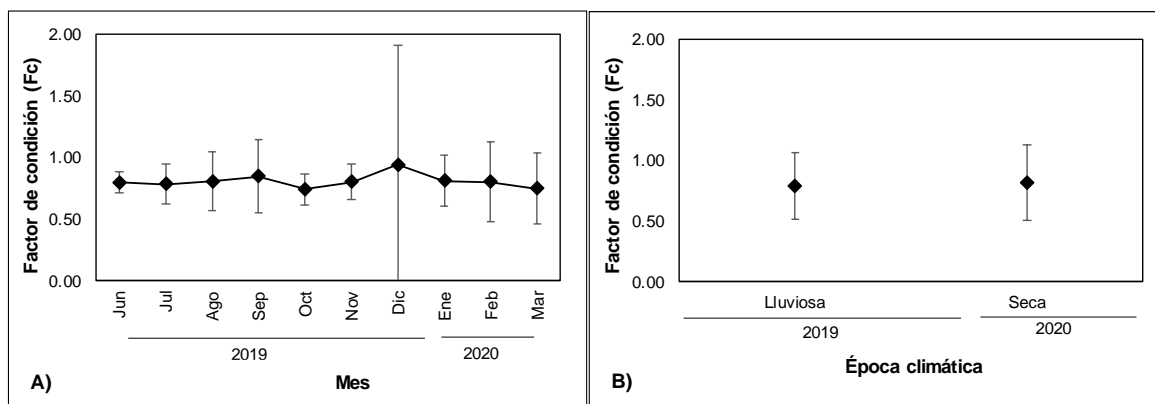
### Factor de condición (Fc)

El valor promedio del factor de condición para *S. proops* fue de 0.80 (DE  $\pm$  0.31) ámbitos entre 0.08 a 7.81. La changa fue el arte de pesca con la media de Fc más alta con 1.01 (DE  $\pm$  0.08); el palangre (0.80 DE  $\pm$  0.34) y la red agallera (0.81 DE  $\pm$  0.22) obtuvieron valores semejantes (**Figura 36A**). El promedio de Fc más alto por tipo de fondo se presentó en los hábitats artificiales con 0.86 (DE  $\pm$  0.039) y el más bajo en el arrecifal con 0.75 (DE  $\pm$  0.09) (**Figura 36B**).



**Figura 36.** Factor de condición (Fc) por arte de pesca (**A**) y tipo de fondo (**B**) de los individuos de *S. proops* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=1139).

La media de Fc por mes más alta se presentó en diciembre con un valor de 0.93 (DE  $\pm$  0.96); los meses de agosto, noviembre, enero y febrero presentaron el mismo promedio de 0.80 (**Figura 37A**). El factor de condición en la época lluviosa fue de 0.79 (DE  $\pm$  0.21) y en la seca de 0.82 (DE  $\pm$  0.45) (**Figura 37B**).



**Figura 37.** Factor de condición (Fc) mensual **(A)** y por época climática **(B)** de los individuos de *S. proops* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (Las barras representan la desviación estándar; n=1142).

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas entre el factor de condición por arte de pesca, tipo de fondo y meses (**Anexo I**). El fondo blando en específico difirió con el arenoso y arrecifal; de igual manera el arrecifal con los artificiales (**Anexo Q**). En cuanto a los Fc mensuales octubre difirió con todos los meses excepto con marzo, este último presentó diferencias con agosto, septiembre y enero. De igual manera julio y enero reportaron diferencias (**Anexo R**).

### Talla media de captura (TMC)

En el análisis para *Sciades proops* se emplearon los datos de LT de 1272 ejemplares con ámbitos entre 18 a 94 cm; la TMC fue de 52.09 cm con un  $R^2$  de 0.99, los parámetros de la ecuación lineal fueron de  $b = -0.17$  (I.C. del 95 % -0.18 a -0.17) y  $a$  de 9.05 (I.C. del 95 % 8.60-9.51). La TMC para el palangre fue de 53.20 cm con un  $R^2$  de 0.99 para un total de 882 peces con tallas entre los 21.5-93.7 cm (**Tabla 17**). La red agallera obtuvo una TMC de 48.82 cm con  $R^2$  0.9941; los rangos de tallas de los ejemplares (384) empleados se encontraron entre los 18 a 91.5 cm (**Tabla 17**). El fondo arenoso obtuvo la TMC más alta con 54.89 cm con rangos de LT entre 21.5 a 98.7 cm; por el contrario, los hábitats artificiales registraron la más baja con 44.98 cm y ámbitos de tallas entre los 18 a 75.5 cm (**Tabla 17**). Las TMC por épocas climáticas fueron de 52.71 cm para la lluviosa y de 54.81 cm para la seca (**Tabla 17**).

**Tabla 17.** Talla media de captura (TMC) de *S. proops* estimadas para los factores artes de pesca, tipo de fondo y épocas climáticas (n: tamaño de muestra, Mín: mínimo, Máx: máximo, a: intercepto, I.C.: Intervalo de confianza, Linf: límite inferior, Lsup: límite superior, b: pendiente, R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación).

Factores	N	TMC (cm)	Longitud total (cm)		a	I.C. 95 % a		b	I.C. 95 % b		R <sup>2</sup>
			Mín.	Máx.		Linf	Lsup		Linf	Lsup	
Palangre	882	53.2	21.5	93.7	9.73	9.19	10.27	-0.18	-0.19	-0.17	0.99
Red agallera	384	48.82	18	91.5	8.16	7.50	8.83	-0.17	-0.18	-0.16	0.99
Fondo arenoso	789	54.89	21.5	93.7	9.78	9.45	10.11	-0.18	-0.18	-0.17	0.99
Fondo arrecifal	61	48.57	30.2	66.3	13.48	11.84	15.12	-0.28	-0.31	-0.24	0.99
Fondo blando	359	52.1	25.3	94	8.21	7.55	8.87	-0.16	-0.17	-0.15	0.99
Hábitat artificial	47	44.98	18	75.5	6.34	5.30	7.38	-0.14	-0.16	-0.12	0.99
Época lluviosa	453	52.71	21.5	94	8.52	7.88	9.16	-0.16	-0.17	-0.15	0.98
Época seca	818	54.81	18	91.5	9.89	9.64	10.14	-0.18	-0.18	-0.18	0.99

### Crecimiento y Mortalidad

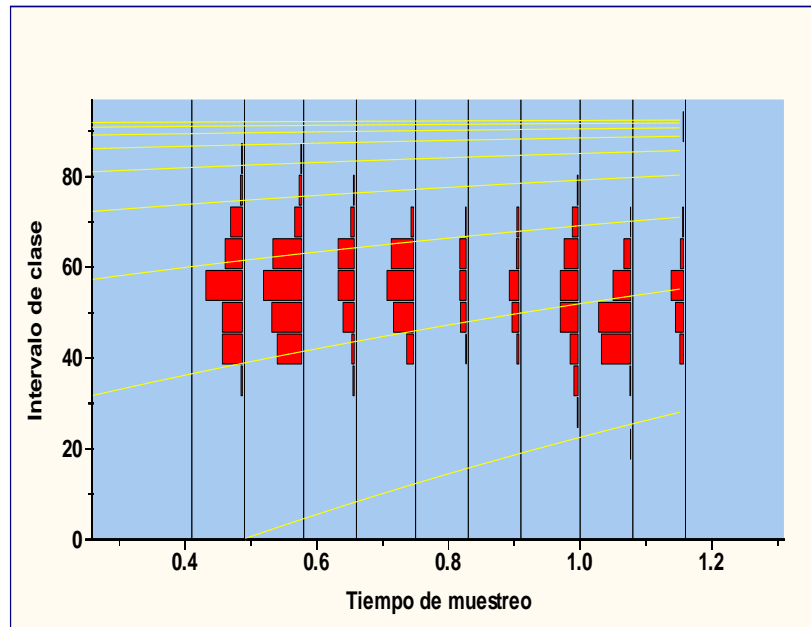
En *S. proops* el método SLCA para las artes de pesca de anzuelos presentó el mejor ajuste con un  $L_{\infty} = 92.22$  cm;  $K = 0.39$  año<sup>-1</sup> y  $t_0 = -0.96$  año (**Tabla 18**). Para las artes de pesca con mallas, el mejor ajuste se obtuvo mediante el método de SLCA con un  $L_{\infty} = 86.16$  cm;  $K = 0.33$  año<sup>-1</sup>;  $t_0 = -0.13$  año. El método de PROJMAT no estacional presentó la mejor combinación con parámetros de  $L_{\infty} = 93.31$  cm;  $K = 0.54$  año<sup>-1</sup>;  $t_0 = -0.51$  año para las artes de pesca combinadas (**Tabla 18; Figura 38**).

La tasa de mortalidad (Z) fue de 2.21 año<sup>-1</sup> con ámbitos entre 1.80 a 2.61 año<sup>-1</sup>. La tasa de mortalidad natural (M) fue de 0.86 año<sup>-1</sup> y la de mortalidad por pesca fue de 1.35 año<sup>-1</sup> con valores entre los 0.94 y 1.75 año<sup>-1</sup>. La tasa de explotación pesquera para la especie fue de 0.61 año<sup>-1</sup> con ámbitos entre 0.52 y 0.67 año<sup>-1</sup>.

**Tabla 18.** Parámetros de crecimiento ( $L_{\infty}$ : cm; K: año<sup>-1</sup>;  $t_0$ : año) estimados con los métodos SLCA, PROJMAT y ELEFAN para los individuos de *S. proops* capturados en el golfo de salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020 (U: ambos sexos, NoEs: no estacional, EsHo: estacional Hoenig, EsPa: estacional Pauly).

		Métodos de estimación						
Arte de pesca	Parámetro	SLCA	PROJMAT			ELEFAN		
		NoEs	NoEs	EsHo	EsPa	NoEs	EsHo	EsPa
Anzuelos	$L_{\infty}$	92.22	94.9	95	94.9	88.89	92.8	89.06
	K	0.39	0.92	0.92	0.51	0.98	0.82	0.85

	$t_0$	-0.96	-0.95	-0.94	-0.89	-0.07	0.15	-0.14
Mallas	$L^\infty$	86.16	95	95	95	88.37	93.4	92.75
	K	0.33	0.55	0.55	0.25	0.49	0.48	0.98
	$t_0$	-0.13	-0.47	-0.46	-0.77	-0.68	-0.57	-0.68
Ambas	$L^\infty$	81.05	93.31	93.29	95	93.21	94.27	94.66
	K	0.7	0.54	0.54	0.3	0.99	0.99	0.98
	$t_0$	-0.5	-0.51	-0.51	-0.3	-0.55	-0.54	-0.7



**Figura 38.** Curva de crecimiento estimada con el método de composición de tallas de PROJMAT no estacional para los individuos de *S. proops* capturados en el golfo de Salamanca entre junio de 2019 y marzo de 2020.

La longitud óptima de *S. proops* fue de 60.95 cm con rangos entre 54.9 a 67 cm, la talla de mega-desovadores se estimó en 73.2 cm. El palangre presentó el 45% de individuos capturados entre el rango de talla óptima; sin embargo, la proporción de mega-desovadores fue similar entre este y la red agallera con cerca del 4 % de capturas con tallas superiores a los 73.2 cm (**Tabla 19**). El fondo arenoso registró la mayor cantidad de individuos entre los rangos de talla óptima; el valor más bajo de mega-desovadores se registró en el fondo arrecifal en el que no se presentó ninguna captura (**Tabla 19**). En cuanto a las épocas climáticas la lluviosa reportó la mayor proporción de ejemplares con tallas en el rango óptimo de captura, en la época seca se obtuvo una menor cantidad de mega-desovadores (**Tabla 19**).

**Tabla 19.** Longitud total de *S. proops* por arte de pesca, tipos de fondo y época climática (Mín.: mínimo, Máx.: máximo, Popt: proporción dentro de rango de talla óptima, Pmega: proporción por encima de talla de mega-desovadores).

Factores	n	Longitud total (cm)		Popt (%)	Pmega (%)
		Mín.	Máx.		
<b>Palangre</b>	881	21.5	92.7	44.72	3.75
<b>Red agallera</b>	384	18	91.5	19.79	3.65
<b>Fondo arenoso</b>	789	21.5	93.7	43.60	3.80
<b>Fondo arrecifal</b>	61	30.2	66.3	24.59	0.00
<b>Fondo blando</b>	359	25.3	94	26.46	4.74
<b>Hábitat artificial</b>	47	18	75.5	21.28	2.13
<b>Época lluviosa</b>	818	18	91.5	42.54	4.28
<b>Época seca</b>	453	21.5	94	27.59	2.87
<b>Combinados</b>	1271	18	94	37.21	3.78

## 8 DISCUSIÓN

En el presente estudio se ha conseguido describir la pesquería artesanal de las tres especies de bagres marinos dominantes en el golfo de Salamanca, además de proporcionar información biológica y ecológica imprescindible para aportar en la toma de decisiones y buscar el manejo sostenible de un recurso que se encuentra amenazado por la alta captura que registra en el área de estudio.

### 8.1 ASPECTOS GENERALES Y DINÁMICA DE LAS VARIABLES EN LAS PESQUERÍAS DE LAS TRES ESPECIES DE ARIIDAE

La especie más representativa en el presente estudio fue *Sciades proops* (1492 individuos; 2074 kg), le siguió en abundancia *Cathorops mapale* (324 individuos; 30.8 kg) y por último *Ariopsis canteri* (152 individuos; 134.9 kg), aunque en biomasa fue la segunda. Estas proporciones difirieron de las encontradas por De la Hoz-M y Manjarrés-Martínez (2018) y Duarte *et al.* (2019; 2020) y con un mayor número de individuos de *A. canteri* que de *S. proops* y *C. mapale* para el Caribe colombiano (desde el golfo de Urabá hasta la Guajira). Entre tanto, fueron similares a De la Hoz-M *et al.* (2015) entre abril y diciembre de 2015 con una abundancia mayor de *S. proops* que de *C. mapale* para la misma área, así como a Gámez *et al.* (2014) en la CGSM quien obtuvo mayor número de ejemplares de *C. mapale* que de *A. canteri*. Esta variación en la dominancia de las especies con respecto al presente trabajo puede tener relación con los patrones de distribución en los diferentes sectores y ecosistemas marinos y costeros del Caribe. Por ejemplo, *A. canteri* es una de las más representativas en el golfo de Urabá (Sandoval-Londoño *et al.*, 2020) y *C. mapale* en la CGSM (Tíjaro *et al.*, 1998; Gámez *et al.*, 2014; Acero y Polanco, 2017b; INVEMAR, 2019), mientras que la distribución de *Sciades proops* se encuentra focalizada en algunos sectores como bahía Portete, golfo de Morrosquillo y la CGSM, aunque no necesariamente con abundancia o biomasa más alta (Acero y Polanco 2017c). A lo anterior se suma la zoogeografía de *A. canteri* y *C. mapale* que, aunque endémicas, presentan una distribución continua a lo largo de la costa Caribe (Robertson *et al.*, 2023).

Otro aspecto para tener en cuenta en estas variaciones es el potencial efecto de las variables ambientales. Aunque los áridos se caracterizan por presentar una buena

tolerancia a cambios en la salinidad y la temperatura (Galvis, 1984; Acero, 2002; Dantas *et al.*, 2010), *S. proops* al parecer es mucho más resistente a valores altos de salinidad; así lo sugiere Acero y Polanco (2017c) y Robertson (2023) quienes lo catalogan como una especie “extremadamente eurihalina”; mientras que *A. canteri* y *C. mapale* son especies típicas de ecosistemas estuarinos, lagunas costeras y zonas de manglar (Acero *et al.*, 2017; Acero y Polanco, 2017b; Robertson, 2023), de allí una posible respuesta a la mayor abundancia de *S. proops* sobre las otras dos. No obstante, se ha observado como los cambios en salinidad pueden afectar la distribución, abundancia y biomasa de especies como *C. mapale*, que se vió afectada por los fenómenos de La Niña en los años 2011-2012 y 2016-2017, y una recuperación después de ello (Bejarano-Salcedo *et al.*, 2020; INVEMAR, 2019; 2022). Por lo tanto, este último evento pudo tener alguna incidencia en el comportamiento de la especie en el presente estudio, por encima de *A. canteri*, que aparentemente no se ve tan afectado por los cambios climáticos (INVEMAR, 2019). De igual manera, se relaciona la baja captura de *Cathorops mapale* como resultado de la fuerte presión pesquera a la cual ha sido sometida durante los últimos años para consumo y como fauna acompañante en la pesca de arrastre de camarón (Castillo-Navarro, 2014).

En el golfo de Salamanca las artes de pesca más utilizadas fueron la red agallera y el palangre. Grijalba-Bendeck *et al.* (2012) y MoAm (2020) han reportado un uso más frecuente de la red agallera sobre el palangre por la comunidad de pescadores; sin embargo, este último arte fue más efectivo en la captura de las especies *A. canteri* y *S. proops*, con mayor abundancia y biomasa, correspondiente con una CPUE superior.

Según Cuellar-Pinzón (2010) las variables más influyentes del palangre para conseguir el objetivo de pesca son el calibre del anzuelo y el tipo de carnada. Esta última es determinante y dada la experiencia del pescador se puede modular para la captura de diferentes especies de importancia pesquera. En el presente estudio los palangres tuvieron una longitud entre 15 a 3000 m y entre 240 a 1700 anzuelos, una cantidad representativa que con calibres entre 7 a 11 y con una carnada compuesta por peces como la lisa (*Mugil incilis*), machuelo (*Opisthonema oglinum*) y macabí (*Elops smithi*) resultaron efectivos en la captura de *S. proops* y *A. canteri* al ser de hábitos carnívoro y omnívoro respectivamente (Gámez *et al.*, 2014; Robertson *et al.*, 2023). Por el contrario, la mayor efectividad en la captura de *C. mapale* con red agallera puede deberse al predominante empleo de ojos de malla de dos pulgadas y longitudes inferiores a los 2000 m de largo que junto con la baja

longitud que alcanza la especie pudo propiciar mejores resultados en la pesca de esta. Otra posible causa incluye la dieta y el nivel trófico de las especies. Aunque todas se clasifican como carnívoras (Gámez *et al.*, 2014; Sandoval-Londoño *et al.*, 2015; Robertson *et al.*, 2023) *A. canteri* y *S. proops* son depredadores de tercer orden y *C. mapale* de primer orden (Ortiz-Olaya, 2017; Jiménez-Reyes, 2008; Gámez *et al.*, 2014; Sandoval-Londoño *et al.*, 2015). Debido a la amplia variedad de presas utilizada por *C. mapale* y a su potencial disponibilidad (peces, poliquetos, crustáceos, insectos, material vegetal) (Jimenez-Reyes, 2008; Gámez *et al.*, 2014), es posible que no sea tan activa en la búsqueda de alimento como *A. canteri* y *S. proops* lo que las expone a una mayor captura con el palangre en contraposición a *C. mapale*.

Se resalta que la profundidad juega un papel fundamental en el éxito del palangre como arte de pesca. Mientras que la red agallera acumuló una mayor cantidad de faenas en aguas someras (<10 m) en donde dominó *C. mapale*, el palangre lo hizo en estratos más profundos (entre 10 y 40 m), lo cual coincide con lo reportado por Puentes *et al.*, (2014) para ambos. La distribución batimétrica de *A. canteri* y *S. proops* se ha documentado hasta los 15 y 20 m de profundidad respectivamente (Robertson *et al.*, 2023) pero es evidente su alcance a mayor profundidad con lo reportado en este estudio. Esto coincide con el mayor rango batimétrico reportado por García y Pascual (2015) para *A. canteri* a 65 m de profundidad y confirma la selectividad del palangre por estas especies y en mayores tallas en un ámbito batimétrico más amplio. Esto a su vez puede relacionarse con que el GdS es un área donde predominan individuos de esta clase etaria, pues las condiciones de susceptibilidad y falta de alimento para juveniles con respecto a la CGSM son altas (Galvis, 1983; Albaret, 2017) y por lo tanto la posibilidad de capturar individuos de mayores tallas con este arte incrementa.

Las otras artes de pesca contempladas (atarraya, boliche, cordel y changa) no alcanzaron el mínimo número de registros para el análisis estadístico. Esto tiene relación con la baja incidencia del boliche sobre los áridos dado el carácter de captura monoespecífico dirigido a escómbridos y carángidos (peces pelágicos) (Puentes *et al.*, 2014). Por otra parte, las faenas realizadas con el cordel se destinan a caladeros de fondos arrecifales y artificiales, uno de los tipos de fondos menos representativos del área de estudio y en donde los áridos no son comunes (Acero, 2002; García *et al.*, 2013; Palacios *et al.*, 2014). La atarraya muestra pocos registros de chivos pues su aplicación se destina mayoritariamente para

conseguir la carnada de artes de pesca de anzuelo como el palangre o el cordel y se emplean principalmente en zonas estuarinas y desembocaduras de ríos (Viloria y Rueda, 2014). La changa en el GdS presenta una baja selectividad y alta riqueza de especies extraídas, pero se priorizan los camarones. Es probable que la mayoría de aridos capturados por este arte hayan sido descartados (Puentes *et al.*, 2014; Castillo-Navarro, 2014).

En concordancia con Acero (2002) y Puentes-Cañon *et al.* (2012) la captura de los tres áridos se percibe con mayor frecuencia sobre fondos arenosos y blandos, esto se da naturalmente por las preferencias de hábitat de estas especies (Carpenter, 2002) y adicionalmente porque estos fondos son la cobertura predominante del lecho marino en el GdS (García *et al.*, 2013). Además, son el sustrato predilecto para los pescadores del golfo (MoAm, 2020). Puntualmente, *S. proops* fue la especie que demostró diferencias significativas de abundancia, biomasa y CPUE entre los diferentes fondos marinos, en particular con preferencia por los de arena, que en el área de estudio son más asequibles para los pescadores, pues el sustrato más fino se ubica a profundidades superiores a 50 m. Además, en los fondos heterogéneos de cieno y arena entre los 15 y 60 m en el golfo hay mayor riqueza y abundancia de la comunidad macrozoobéntica (Guzmán-Alvis y Díaz 1993; Guzmán-Alvis *et al.* 2001) y por ende mayor oferta alimenticia para el chivo. De otra parte, aunque se percibieron algunas discrepancias numéricas de los atributos por tipo de fondo para *A. canteri* y *C. mapale*, la ausencia de diferencias estadísticas puede estar relacionada con el escaso número de desembarcos registrados para que las pruebas detectaran los cambios (Zar, 2010).

En cuanto al aumento en las capturas de *Sciades proops* en la época lluviosa entre los meses de agosto y noviembre, se encontraron semejanzas con lo reportado por el SEPEC entre el 2019 y 2021 en la misma área de estudio. Esto coincide con los mayores registros de precipitación entre los meses de septiembre y octubre (IDEAM, 2023), contexto climatológico que produce el desencadenamiento de cambios en la masa de agua del GdS. Por ejemplo, factores físicos como el aumento de la temperatura y la disminución de la salinidad, y bióticos como el incremento en la concentración de fitoplancton y zooplancton significan una mayor disponibilidad de alimento para los peces neríticos y sus reclutas juveniles (McConnell, 1963; Páramo *et al.*, 2009; Posada-Peláez *et al.*, 2012). Por lo tanto, este aumento en las capturas puede ser explicado por la focalización de individuos

preadultos y adultos en el margen costero del GdS, situación semejante a la hallada en un estuario de Brasil por Dantas *et al.* (2010) con respecto a la fluctuación estacional de *S. proops* y siete especies de aridos más, en relación con los cambios de salinidad y oxígeno disuelto. Adicionalmente, se puede sumar la llegada de juveniles desde la CGSM aprovechando la disponibilidad de alimento y posteriormente comenzar su etapa reproductiva en la población, como se propone en el caso de *Ariopsis canteri* en una laguna costera del golfo de Urabá (Sandoval-Londoño *et al.*, 2015). Estas consideraciones hallan respaldo teórico bajo el concepto de programación estacional, que en comunidades diversas como las de la CGSM y el golfo de Salamanca supone un alivio a la competencia por alimento en un espacio dado (Ayala-Pérez *et al.*, 2012). De igual forma este fenómeno se presenta en diferentes especies de peces estuarinos (Craig, 1980; Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia, 1999; Azevedo *et al.*, 1999). Relacionado con ello, Galvis (1983) encontró que los juveniles de las tres especies forman cardúmenes estacionales para diferentes períodos del año en el borde oriental del canal de la boca de la Barra. *A. canteri* de abril a julio, *S. proops* de agosto a septiembre y *C. mapale* entre los meses de diciembre a febrero, esta última coincidiendo con Tijero (1998). La Boca de la Barra es el principal punto de acceso al golfo desde la CGSM (García *et al.*, 2013) y además está en la vecindad de los puertos de desembarco del presente estudio, razones que pueden coincidir con el aumento en la presencia de las especies, en particular *Sciades proops* durante esta época.

De otra parte, también se percibió un incremento de la abundancia en enero del 2020, hecho que se relaciona con la surgencia estacional causada por la intensificación de los vientos alisios del nororiente y que al remover la capa superficial de agua, la enriquecen con nutrientes preformados en los estratos profundos del océano y por tanto se da una mayor productividad primaria que acarrea a su vez el incremento en la disponibilidad de alimento (Franco-Herrera, 2006; Franco-Herrera y Torres-Sierra, 2007; Rueda *et al.*, 2010; Duarte *et al.*, 2013). En suma, los áridos responden a los cambios ambientales de forma simultánea, sincronizando los procesos de reproducción y crecimiento con la disponibilidad de alimento (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980; Galvis, 1990; Barbieri *et al.*, 1992; Froese y Pauly, 2015).

Los altos registros de captura de *S. proops* en el GdS comparado con los de *A. canteri* y *C. mapale* puede deberse a una condición de extrema eurihalinidad de *S. proops* y a su nivel trófico que es más elevado, dada las LT mayores que alcanza. Por lo tanto, la ocupación de espacios marino-costeros es necesaria en búsqueda de un nicho trófico ajustado a su

capacidad depredadora (Sommer *et al.*, 2018), mientras que las otras especies hallan mejores condiciones alimenticias en el sistema estuarino de la CGSM. Esta posible segregación espacio-temporal interespecífica expresada en movimientos de pequeña escala dada la heterogeneidad de hábitats disponibles entre la CGSM y el GdS, alivia la competencia por recursos al considerar los hábitos tróficos generalistas oportunistas de estos aridos y puede explicar estas variaciones (Guedes y Vasconcelos, 1980; Gomes y Araújo, 2004; Gámez *et al.*, 2014; Froese y Pauly, 2016). No obstante, esta dinámica también puede ser el reflejo del nivel de explotación de cada especie en la región, en la que aparentemente *A. canteri* y *C. mapale* han sido las más afectadas (Narváez-Barandica *et al.*, 2008; Castillo-Navarro, 2014), y por ende su menor proporción en las capturas.

## 8.2 BIOLOGÍA DE LAS ESPECIES

La talla máxima reportada en la literatura de *A. canteri* es de 85.1 cm (De la Hoz-M y Manjarrés-Martínez, 2018), la de *C. mapale* es de 40.1 cm (De la Hoz-M *et al.*, 2015) y la de *S. proops* de 98.2 cm (Duarte *et al.*, 2020). La estructura de tallas de *C. mapale* y *S. proops* presentaron diferencias entre la red agallera y palangre; a pesar de que *A. canteri* no registró diferencias estadísticas, si es notable que al igual que *C. mapale* y *S. proops* presenta rangos de tallas más estrechos con el palangre.

La talla media y máxima de las especies de Ariidae reportadas en el presente estudio fueron diferentes a las registradas en otros estudios del Caribe (**Tabla 20**). La variación con respecto a esta investigación y entre los otros estudios responde a la ecología de las especies en los ecosistemas en donde fueron capturados, los artes de pesca, las épocas climáticas y la región geográfica. Por ejemplo, en lagunas costeras las tallas tienden a ser inferiores debido a la concentración de peces juveniles dada la función de áreas nodriza que cumplen estos ecosistemas (Galvis, 1983; Pauly y Yáñez-Arancibia, 1994; Gurgel *et al.*, 2000; Sandoval-Londoño *et al.*, 2015; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2018). En ambientes marinos y con influencia de aguas de surgencia, como las del GdS las tallas tienen a ser más altas probablemente por una mayor disponibilidad de alimento y la migración hacia estas áreas de individuos adultos (Bernal y Zea, 2000; Franco-Herrera y Torres-Sierra, 2007; Rueda *et al.*, 2012, 2019; García *et al.*, 2013; Escobar-Toledo *et al.*, 2013). En comparación con el golfo de Urabá, aunque es un área marina, tiene una influencia más estuarina y no presenta evento de surgencia (Sandoval-Londoño *et al.*, 2015; 2020).

Asímismo las artes de pesca incidieron en las tallas registradas (**Tabla 20**), pues en este estudio el ojo de malla fue superior al de los demás estudios, mientras que la atarraya también con ojos de malla más reducidos normalmente es utilizada en aguas someras o estuarios en donde los peces tienen a tener menor tamaño (Viloria y Rueda, 2014). En el caso del palangre, este tuvo una mayor selectividad en los tamaños de las especies, pues los rangos de tallas de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* estuvieron en un nivel superior y de menor amplitud.

**Tabla 20.** Longitudes totales por arte de pesca de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* reportadas para el Caribe (CGMS: Ciénaga Grande de Santa Marta, GdS: golfo de Salamanca, IN: Pulgadas,  $\bar{x}$ : promedio, Long.: longitud, Máx.: máxima)

Especie	Área de estudio	Ecosistema	Características de las artes de pesca		Longitud total (cm)		Fuentes
			Arte	Ojo de malla (in)	$\bar{x}$	Máx.	
<b>A. canteri</b>	CGSM	Ciénaga	Atarraya	0.79 a 1.2	19.5	25.1	Gámez <i>et al.</i> 2014
	CGSM-CP	Ciénaga	Red agallera	2 a 4		50	Narváez-Barandica <i>et al.</i> 2008
	Golfo de Urabá	Estuario	Atarraya	1 y 2	15	32	Sandoval-Londoño <i>et al.</i> 2015
	GdS	Marino Costero	Palangre		44.9	70	Pérez (2024)
	GdS	Marino Costero	Red agallera	2 a 6	45.2	75	Pérez (2024)
<b>C. mapale</b>	CGSM	Ciénaga	Trasmallo	2 a 4		31	Narváez-Barandica <i>et al.</i> 2008
	CGSM	Ciénaga	Atarraya	0.79 a 1.2	15.3	22	Gámez <i>et al.</i> 2014
	GdS	Marino Costero	Redes de arrastre	0.78 a 1.5	14.1	25.1	Castillo-Navarro, 2014
	GdS	Marino Costero	Palangre		22.5	33.3	Pérez (2024)
	GdS	Marino Costero	Red agallera	1.5 a 9	21.5	32.5	Pérez (2024)
<b>S. proops</b>	GdS	Marino Costero	Red de enmalle	5	63.5	84	Rodríguez <i>et al.</i> 2019

	GdS	Marino Costero	Red de enmalle	6	72.7	91	Rodríguez <i>et al.</i> 2019
	Occidente de Maranhão (Brasil)	Estuario	Redes de enmalle	3.5 a 3.9	46.1	67.1	Azevedo <i>et al.</i> 2010
	GdS	Marino Costero	Palangre		55.9	93.7	Pérez (2024)
	GdS	Marino Costero	Red agallera	1.5 a 7	51.1	91.5	Pérez (2024)

La baja incidencia de individuos con mayores tallas de *A. canteri* y *C. mapale* en la época seca, posiblemente esté modulada por su movimiento a zonas someras, ciénagas y estuarios en los picos de reproducción y para cuidar a su descendencia de depredadores (Galvis, 1983; Tijero, 1998; Barletta *et al.*, 2005; Cantanhêde *et al.*, 2007; Acero, 2022), cuando las condiciones de salinidad, temperatura y turbidez varían en el GdS (Molina, 1993; García *et al.*, 2013). Este comportamiento tiene sustento en las migraciones ontogénicas por reproducción, alimentación y cambios en variables como la salinidad (Dantas, 2008; Dantas *et al.*, 2012; Sandoval-Londoño *et al.*, 2015; 2020; INVEMAR, 2019). Una situación similar sucede con *S. proops* que tuvo tallas más bajas en surgencia, y las mayores en época de lluvia, esto posiblemente coincida con los ciclos de crecimiento lento y rápido identificados por Lecomte *et al.* (1986) para la época seca y de lluvia respectivamente.

Similar a las tallas, el tipo de crecimiento estimado para las especies presentó variaciones entre los estudios como posible respuesta a la cantidad de información analizada, áreas de estudio, ecosistemas, épocas climáticas y artes. Por ejemplo, *A. canteri* fue de tipo isométrico al igual que lo reportado para todo el Caribe colombiano por De la Hoz-M y Manjarrés-Martínez (2018) y diferente a Duarte *et al.* (2019; 2020; 2021) para los que fue alométrico positivo. Para *C. mapale* también coincidió con De la Hoz y Manjarrés-Martínez (2018) quienes lo encontraron alométrico negativo, pero fue contrario a De la Hoz *et al.* (2009) y Correa-Herrera *et al.* (2016) con un tipo alométrico positivo en las bocas del río Sinú y Atrato, al igual que para *A. canteri*. Esto puede ser evidencia de un mejor crecimiento y desarrollo en aguas estuarinas por la oferta alimenticia ajustada al nivel trófico de las especies o por el impacto de los cambios en la salinidad en el metabolismo, pues estas dos especies aparentemente tienen menor tolerancia a esta variable (Galvis 1984; Biswas, 2018; Acero y Polanco, 2017b). *S. proops* fue la única especie que mostró un crecimiento

alométrico positivo y fue similar al de Galvis (1983) en la CGSM y de Soares *et al.* (2015) para la zona costera amazónica en Brasil; sin embargo, no coincidió con lo expuesto por Duarte *et al.* (2019, 2021) quien estimó un crecimiento isométrico para el Caribe. Se refuerza de esta manera la observación del carácter eurihalino de esta especie, pues se adapta de la mejor manera a ambos ambientes. En términos generales se puede afirmar que *S. proops* presenta una mejor condición biológica que los otros Ariidae, puesto que este tipo de crecimiento refleja un mayor incremento en peso con respecto a la longitud y mayores reservas metabólicas (Birkeland y Dayton, 2005; Froese, 2006).

El tipo de crecimiento de *A. canteri* tuvo correspondencia por artes de pesca, tipos de fondo y épocas climáticas, aunque la variación del peso en la época seca no se explicó completamente con el cambio en longitud ( $R^2 = 0.62$ ). Esto es posible por la captura de ejemplares después de los eventos de reproducción e incubación que inciden en el crecimiento, debido a la inversión energética en estos procesos (Bone *et al.*, 1995; Grier y Uribe-Aranzábal, 2009) y al ayuno de los machos durante el cuidado parental (Galvis, 1983). Por su parte, la falta de ajuste en *C. mapale* apunta a que es necesario un muestreo que pueda registrar mayor amplitud de tallas, como lo recomienda Froese (2006) para estas estimaciones. Esto también puede deberse al comportamiento de regurgitación que presenta la especie ante niveles elevados de stress, que resulta en la pérdida de peso instantánea (Galvis, 1983). La diferencia del patrón de crecimiento de *S. proops* entre fondos arrecifales (n=49, isometría) y artificiales (n=44, alometría positiva) puede responder a que en el primero se capturaron principalmente con las redes y estas tiende a pescar individuos de tallas más bajas (Cochrane, 2005; Bjordal, 2005). En el segundo dominó el palangre y este en general captura individuos más grandes y robustos que la red (Cochrane, 2005; Bjordal, 2005).

En relación con lo anterior, el comportamiento del FC para los Ariidae al parecer también tuvo concordancia con las variables previamente mencionadas. Por ejemplo *A. canteri* y *S. proops* se comportaron similar a lo reportado por Galvis (1983) en la CGSM. Allí registró intervalos decrecientes durante la época lluviosa dado un posible cambio de dieta por la migración de jaibas, luego un aumento en el mes de diciembre por el restablecimiento de la dieta habitual de este chivo y después el comienzo de la época reproductiva en el que el gasto energético está enfocado a la reproducción (Bone *et al.*, 1995). Algo similar ocurrió con *C. mapale* con base en Tijaro *et al.* (1998) y Castillo-Navarro (2014) que han

documentado el principal pico de desove entre abril y junio, y sugiere la posible preparación biológica de la especie para el evento reproductivo dado los altos registros del FC en los meses previos. Durante la época seca la abundancia de estos chivos decreció significativamente por lo que se presume que al igual que en Gomes y Araujo (2005), realizan su proceso reproductivo en el estuario más próximo, en este caso la CGSM.

Los parámetros de crecimiento de *A. canteri* ( $L_{\infty}=82.46$  cm;  $K= 0.26$  año<sup>-1</sup> y  $t_0= -0.92$  años) *C. mapale* ( $L_{\infty}= 35.97$  cm;  $K= 0.22$  año<sup>-1</sup>;  $t_0= -0.12$ ) y *S. proops* ( $L_{\infty}= 93.31$  cm;  $K=0.54$  año<sup>-1</sup>;  $t_0=-0.51$ ) permiten deducir que las dos primeras presentan un crecimiento lento, mientras que la última tiene una tasa media; esto se asocia a los niveles de fecundidad que presentan las especies. *C. mapale* registró el valor más bajo de K y es la que presenta la fecundidad más baja con 24 a 30 huevos por hembra (Tíjaro, 1998); *A. canteri* también presenta una baja fecundidad con valores entre 33 a 39 huevos (Galvis, 1983) y *S. proops* con el valor de K más alto presenta una producción media con cantidades menores a 100 huevos (Drugan, 2019). Lo anterior como resultado del cuidado parental por parte de los machos en las tres especies (Acero, 2002), en estos la fecundidad se ve limitada en cantidad por el tamaño de los huevos y la amplitud de la cavidad oral (Galvis, 1983; Tíjaro *et al.*, 1998; Drugan, 2019). Como se mencionó anteriormente *A. canteri* y *C. mapale* tienden a ocupar hábitats estuarinos donde la oferta alimenticia y las condiciones ambientales facilitan su crecimiento; por el contrario, en el GdS su desarrollo puede reducirse, como se evidencia en los menores valores de K, dadas las diferencias de hábitat y disponibilidad de alimento. Por otro lado *S. proops* presenta un valor más alto de K en el golfo como posible respuesta a una mejor adaptación a ecosistemas marino-costero y mayor abundancia de presas que favorecen su crecimiento. Es de anotar que en general los bajos valores de K pueden ser el resultado de las capturas de individuos que no han alcanzado sus tallas máximas y que presentarían bajas fecundidades, teniendo en cuenta que esta última aumenta con la longitud (Galvis, 1983).

Las longitudes asintóticas fueron más bajas con respecto a las tallas máximas reportadas en la literatura y a las registradas aquí, posiblemente como consecuencia de la pesca mayoritaria de individuos juveniles e inmaduros, y sugiere sobreexplotación (Polunin y Roberts 1996; Sparre y Venema, 1997; Ahti *et al.*, 2020). La anterior aseveración se refuerza con la baja proporción de individuos capturados en las tallas óptimas (29-39 %), que según varios autores debería ser cercano al 100 % (Froese, 2004; Cope y Punt, 2009;

Ben- Hassan *et al.*, 2024), y por lo tanto en indicio de que estas especies están sometidas a una sobrepesca tanto de reclutamiento como de crecimiento. Para hacer más crítico el panorama, el porcentaje de captura de los mega-desovadores de *S. proops* y *A. canteri* fue de 3.7 y 6.8 % respectivamente, lo que según Froese (2004) es preocupante si está por debajo del 20 %, pues el ideal es entre el 30-40 %. Aunque la proporción para *C. mapale* fue del 32.8 %, esto no significa que el futuro de esta especie es mejor, dada la alta captura de individuos por debajo de las tallas óptimas. La importancia de los megadesovadores radica en que son los más fecundos, producen huevos más grandes y con mayores tasas de sobrevivencia, así como con mejores genes (Froese 2004; Cope y Punt, 2009; Babcock *et al.*, 2013, 2018).

Los parámetros de crecimiento expuestos para cada especie difirieron con los registrados por otros autores (**Tabla 21**). Estas variaciones pueden deberse a los métodos de pesca y rango de longitudes empleados; en cuanto a las áreas de estudio, presentan ubicaciones geográficas muy aisladas al igual que condiciones ambientales diferentes. Es importante resaltar que los peces pueden presentar diferentes parámetros de crecimiento entre poblaciones dependiendo de las condiciones ambientales como temperatura, salinidad, niveles de oxígeno disuelto y concentración de nutrientes (Sparre y Venema, 1997), así como la calidad del alimento, edad y estado de maduración de los peces (Moyle y Cech, 2004).

*Ariopsis canteri* y *Cathorops mapale* presentaron tasas de mortalidad natural de  $0.55 \text{ año}^{-1}$  y  $0.62 \text{ año}^{-1}$  respectivamente y fueron ligeramente superiores de las obtenidas por pesca  $0.53 \text{ año}^{-1}$  y  $0.65 \text{ año}^{-1}$  respectivamente; la tasa de explotación pesquera para *A. canteri* fue de  $0.49 \text{ año}^{-1}$  y para *C. mapale* de  $0.51 \text{ año}^{-1}$ . Esto sugiere que las especies se encuentran en un estado óptimo de aprovechamiento ( $E = 0.5$ ), pero debido a que la mayoría se capturan por debajo de las tallas óptimas, es evidente que se encuentran bajo un nivel de explotación que afecta al éxito reproductivo y de reclutamiento, así como su persistencia en el medio. Ese caso es patente para *S. proops* cuya mortalidad por pesca ( $1.35 \text{ año}^{-1}$ ) fue mayor a la natural ( $0.86 \text{ año}^{-1}$ ) y la tasa de explotación ( $E = 0.61 \text{ año}^{-1}$ ) muestra claramente que la especie está soportando niveles de sobreexplotación (Csirke, 1989; Sparre y Venema, 1997; Myers y Mertz, 1998; Hutchings, y Kuparinen, 2017). Estas estimaciones son similares a las halladas por Galvis (1983) y Tijero *et al.* (1998) para *A. canteri* y *C. mapale* respectivamente en la CGSM; ambas especies presentaron tasas de explotación

pesquera con valores por encima de  $0.6 \text{ año}^{-1}$ . Lo anterior junto con los datos recopilados en este trabajo evidencia que la explotación de ambas especies no solo está restringida a la CGSM, sino que además es una situación presente en el golfo de Salamanca y que tiene origen décadas atrás.

**Tabla 21.** Parámetros de crecimiento registrados para *A. canteri*, *C. mapale* y *Sciades proops* (K: constante de crecimiento,  $L^\infty$ : longitud asintótica,  $t_0$ : edad en tiempo cero,  $\emptyset'$ : índice de desempeño de crecimiento, GdS: golfo de Salamanca, H: hembra, M: machos).

Especie	Área de estudio	K	$L^\infty$	$t_0$	$\emptyset'$	Fuente
<i>Ariopsis canteri</i>	GdS	0.26	82.46	-0.92	3.25	Pérez (2024)
	CGSM (H)	0.094	46.3	-1.2	2.30*	Galvis (1984)
	CGSM (M)	0.124	37.9	-1.2	2.25*	Galvis (1984)
<i>Cathorops mapale</i>	GdS	0.22	35.97	-0.12	2.45	Pérez (2024)
	GdS	0.43	31.408	-0.5	2.63*	Castillo-Navarro (2014)
	CGSM-CP	0.38	32.5	-0.37	2.60*	Tíjaro <i>et al.</i> (1998)
	CGSM	0.56	31.7	-0.54*	2.75*	Galvis (1983)
<i>Sciades proops</i>	GdS	0.54	93.31	-0.51	3.67	Pérez (2024)
	Brasil (H)	0.28	59.68	-1.52	2.99*	Azevedo <i>et al.</i> (2010)
	Brasil (M)	0.26	70.63	-1.01	3.11*	Azevedo <i>et al.</i> (2010)

\*Valores estimados a partir de datos de referencia

Según los resultados, comparaciones y argumentos que se han presentado en este estudio, se muestra la dinámica y el efecto que tiene la pesca artesanal en estas tres especies. Es evidente que los tres representantes de la familia Ariidae afrontan niveles de explotación pesquera altos y preocupantes para el futuro de sus poblaciones. El impacto de esta situación probablemente afectará en el futuro próximo a las comunidades que dependen de estos peces ya sea para su sustento económico o como fuente de alimento directo. Por consiguiente, es prudente establecer medidas de manejo participativas e inmediatas para incentivar una explotación sostenible del recurso en pro del mantenimiento de las especies.

## 9 CONCLUSIONES

La dinámica de la pesca de las tres especies de Ariidae en cuanto a abundancia, biomasa, CPUE y estructura de tallas está mediada de manera diferencial para cada especie por los artes de pesca (selectividad), el tipo de fondo o ecosistema (profundidad, disponibilidad de alimento, preferencias de sustrato), la época climática (dinámica de las variables ambientales, nutrientes), biología y ecología de las especies (épocas reproductivas, migración, nivel trófico) y el estado previo de explotación de cada una.

La pesca de *A. canteri* y *S. proops* resulta más efectiva con el palangre por la selectividad de este arte en cuanto al tamaño de los anzuelos, el uso de carnadas atractivas para las especies y el despliegue a mayor profundidad, mientras que para *C. mapale* es más efectiva con red agallera de ojo de malla pequeño y a menor profundidad.

El tipo de crecimiento y parámetros fueron diferentes para las tres especies y en algunos casos por arte de pesca, tipo de fondo y épocas climáticas, como posible efecto de la actividad pesquera y adaptación de cada especie, y evidenciaron una mejor condición biológica para la especie *Sciades proops*.

Las tres especies de Ariidae están sometidas a sobreexplotación pesquera según muestran los parámetros de crecimiento, la tasa de mortalidad y explotación, la baja proporción de especies capturadas en la talla óptima y el reducido porcentaje de mega-desovadores, lo que representa un riesgo en el futuro para la permanencia de las especies.

## 10 RECOMENDACIONES

Es necesario realizar estudios de la biología reproductiva de las tres especies en el golfo de Salamanca para establecer la talla de madurez de manera que se pueda relacionar esto con la talla media de captura y poder tener un conocimiento más claro del estado de las especies en el área.

Para estimaciones futuras de los parámetros de crecimiento y mortalidad, es importante incluir más información de otros artes de pesca para obtener rangos de tallas más amplios y que abarquen diferentes estados de madurez para obtener datos más precisos.

Se sugiere analizar las variables de abundancia, biomasa y estructura de tallas con respecto a la dinámica de las variables ambientales como salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, clorofila, entre otras de manera que se puede determinar con precisión la influencia de estas en los patrones de ecológicos y pesqueros de los áridos presentes en el golfo de Salamanca.

## 11 BIBLIOGRAFÍA

- Acero, P.A., L.S. Mejía y M. Santos-Acevedo. 2002. *Arius proops*. 64- 66. En: Mejía L.S. y A. Acero (Eds.) Libro rojo de peces marinos de Colombia. Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá. 174 p.
- Acero, A., y A. Polanco F. 2017a. Biodiversidad íctica de los mares colombianos: riqueza amenazada. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 41 (159):200-212.
- Acero, P.A. 2002. *Ariidae*. 831-852 p. En: Carpenter K. E. (Ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Vol. II. FAO, Roma. 781 p.
- Acero, P.A. y A. Polanco F. 2017b. *Cathorops mapale*. 156-158. En: Chasqui V.L., A. Polanco F., A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas. (Eds.). Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Santa Marta. 552 p.
- Acero, P.A. y A. Polanco F. 2017c. *Sciades proops*. 159-161. En: Chasqui V.L., A. Polanco F., A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas. (Eds.). Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Santa Marta. 552 p.
- Acero, P.A., A. Polanco, F. y M. Almanza. 2017. *Ariopsis sp.* 73-76. En: Chasqui V.L., A. Polanco F., A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas. (Eds.). Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Santa Marta. 552 p.
- Acero, P.A., R. Betancur-R., A. Polanco, F. y N. Chaparro. 2005. Diferenciación sexual temprana a nivel óseo en dos géneros de bagres marinos (Pisces: Ariidae) del Caribe. *Mem. Fund. La Salle Cienc. Nat.*, 163: 37-43.
- Ahti, P.A., Kuparinen, A. and Uusi-Heikkilä. 2020. Size does matter — the eco-evolutionary effects of changing body size in fish. *Environmental Reviews*, 28 (3), 311-324.
- Albaret, Jean-Jacques. 2017. Fish communities in estuaries and lagoons. 417-440. En: Paugy, D., Lèveque, C. y Otero, O. (Eds.). *The inland water fishes of Africa: Diversity, ecology and human use*. IRD Éditions, Marseille. 680 p.
- Ayala-Pérez, L.A., G. J. Terán-González, D. Flores-Hernández, J. Ramos-Miranda y A. Sosa-López. 2012. Variabilidad espacial y temporal de la abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la costa de Campeche, México. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 40 (1): 63-78.
- Azevedo, J. W. D. J. 2007. Estrutura populacional, crescimento e reprodução do uritinga, *Sciades proops*, (Valenciennes 1840) (Siluriformes, Ariidae), capturado no litoral Ocidental do Maranhão e desembarcado na Raposa, Ilha de São Luís-MA. Monografia Ciências Aquáticas, Universidade Federal do Maranhão, São Luís. 77 p.

Azevedo, J. W. D. J., A. C. L. D. Castro, H. L. R. Porto, and P. R. S. Lima. 2010. Size and age at first maturity of the crucifix sea catfish, *Sciades proops* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes: Ariidae), caught off western Maranhão State, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 43(2): 96-102.

Azevedo, M.C.C., F.G. Araújo, A.G. Cruz-Filho. I.D. Gomes y A.L.G. Pessanha. 1999. Variação espacial e temporal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia* 59(3):443-454.

Babcock, E. A., Coleman, R., Karnauskas, M., and Gibson, J. 2013. Length-based indicators of fishery and ecosystem status: Glover's Reef Marine Reserve, Belize. *Fisheries Research*, 147, 434-445.

Babcock, E. A., Tewfik, A., and Burns-Perez V. 2018. Fish community and single-species indicators provide evidence of unsustainable practices in a multi-gear reef fishery. *Fisheries Research*, 208, 70–85.

Ben-Hasan, A., Vahabnezhad, A., Burt, J.A., Alrushaid, T. and Walters, C.J. 2024. Fishery implications of smaller asymptotic body size: Insights from fish in an extreme environment. *Fisheries Research*, 271.

Barbieri, L.R., R.P. dos Santos and J.V. Andreatta, 1992. Reproductive biology of the marine catfish, *Genidens genidens* (Siluriformes, Ariidae), in the Jacarepaguá Lagoon system, Rio de Janeiro, Brazil. *Environ. Biol. Fishes* 35(1):23-35.

Barletta, M. and M. F. Costa. 2009. Living and nonliving resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Coastal Research* SI, 56: 371–375.

Barletta, M., A. Barletta-Bergan, U.S.G.H. Saint-Paul and G. Hubold. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of fish biology*, 66(1): 45-72.

Barletta, M., A.J. Jaureguizar, C. Baigun, N. F. Fontoura, A. A. Agostinho, V.D. Almeida-Val, ... and M.F.M. Corrêa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of fish biology*, 76(9): 2118-2176.

Bejarano-Salcedo, V., E. Caicedo-García, N.F. Lizarazo-Bonilla, J.M. Julio-Román y J.A. Cárdenas-Cárdenas. 2020. Hechos estilizados de la relación entre El Niño, La Niña y la inflación en Colombia. *Borradores de Economía*, 1105. 30 p.

Bernal, A., B. Werding y S. Zea. 2004. Variación espacial y temporal de la biomasa zooplantónica en el sector nerítico del mar Caribe colombiano. 187 – 196. En: N.H. Campos y A. Acero (Eds.). *Contribuciones en ciencias del mar en Colombia: Investigación y desarrollo de territorios promisorios*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 262 p.

Bernal, A. R. y S. Zea. 2000. Estructura de la comunidad de zooplancton en condiciones de descarga continental y de afloramiento costero en Santa Marta, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 29: 3-26.

Bernal, G., G. Poveda, P. Roldán y C. Andrade. 2006. Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la Costa Caribe Colombiana. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 30 (115): 195- 208.

Betancur- R., R. y A. Acero, P. 2004. Filogenia de los bagres marinos (Siluriformes: Ariidae) del nuevo mundo. Acta Biológica Colombiana, 9(2): 72–73.

Betancur-R., R. and A. Acero, P. 2005. Description of *Cathorops mapale*, a new species of sea catfish (Siluriformes: Ariidae) from the Colombian Caribbean, based on morphological and mitochondrial evidence. Zootaxa, 1045: 45–60.

Birkeland, C. and P. K. Dayton. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. TRENDS in Ecology and Evolution, 20 (7): 356-358.

Biswas, P., S. Zaman, S. Biswas and A. Mitra. 2018. Can condition factor of fish serve as proxy to salinity alteration? Techno International Journal of Health, Engineering, Management y Science, 2 (5): 174-177.

Bjorndal, A. (2005). Uso de medidas técnicas en la pesca responsable: regulación de artes de pesca. 19 – 45. En: Cochrane, K.L. (Ed.) Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. Documento Técnico de Pesca, No. 424. FAO, Roma. 231 p.

Blanco, J.A., J.M. Díaz, G. Ramírez y M.L Cortés. 1994. El Banco de las Ánimas: una amplia formación arrecifal desarrollada sobre un antiguo delta del río Magdalena. Bol. Ecotropica, 27: 10-18.

Bone, Q., N.B. Marshall and J.H.S. Blaxter. 1995. Reproduction and life histories. 170-194. In: Bone, Q. and R.H. Moore. Biology of fishes. Taylor & Francis, London. 450 p.

Bustos-Montes, D., F. S. Cuello, A. Salas-Castro, J. De la Hoz Saza, M. Grijalba-Bendeck, C. Posada-Peláez, A. Santafé-Muñoz y J. Cuellar-Pinzón. 2012. Variación espacio-temporal del desembarco pesquero artesanal marítimo del departamento del Magdalena, Caribe Colombiano. 44-114 En: Grijalba-Bendeck, M., D. Bustos-Montes, C. Posada-Peláez y A. Santafé-Muñoz (Ed). La pesca artesanal marítima del departamento del Magdalena: Una visión desde cuatro componentes. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Proyecto Transición de la Agricultura, Bogotá. 454 p.

Cantanhêde, G., A.C. de Castro, y É.A. Gubiani. 2007. Biología reproductiva de *Hexanemichthys proops* (Siluriformes, Ariidae) no litoral occidental maranhense. Iheringia. Série Zoologia, 97(4):498-504.

Carpenter, K.E. 2002. The living marine of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species identification guide for fishery purposes and American society of ichthyologists and herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. 601-1374.

Castillo-Navarro, H. 2014. Costos futuros por la sobrepesca de organismos acuáticos extraídos como fauna acompañante: Caso cathorops mapale en la pesquería artesanal de arrastre de camarón del mar caribe de Colombia. Tesis Ing. Pesq., Univ. Magdalena, Santa Marta. 70 p.

Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina y B. Rodríguez. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de la especie comercial marina y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. 578 p.

Chasqui, V., L., A. Polanco, F., A. Acero P., P.A. Mejía-Falla, A. Navia, L.A. Zapata y J.P. Caldas. (Eds.). 2017. Libro rojo de peces marinos de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Invemar, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Santa Marta. 552 p.

Cochrane, K.L. 2005. Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 424, Roma. 231p.

Cope, J.M. and Punt, A.E., 2009. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. *Mar. Coastal Fish.* 1, 1–18.

Correa-Helbrum, J., F. Cuello, D. Marmol, J. Flórez y J. Altamar. 2020. Informe técnico final Composición de las capturas e indicadores biológico-pesqueros resultantes de los muestreos efectuados a bordo en el Pacífico y el Caribe colombiano (periodo septiembre-diciembre 2020). Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 95 p.

Corredor, J. E. 1979. Phytoplankton response to low level nutrient enrichment through upwelling in the Columbian Caribbean Basin. *Deep Sea Research Part A. Ocean. Res. Pap.*, 26: 731-741.

Craig, I.D.H. 1980. Contribuição ao conhecimento da fauna íctica costeira da região de Peruíbe, SP. I: Família Ariidae. *Revista Brasileira de Biologia* 40(4):755.

Csirke, J. (1989). Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. Documento Técnico de Pesca No. 192. FAO, Roma. 82 p.

Cuellar-Pinzón, J. Grijalba-Bendeck, M. Puentes, G. y Reyes, F. 2014. Nombre de la Ficha. En: *Artes y Métodos de Pesca en Colombia. Serie Recursos Pesqueros de Colombia - AUNAP 2014. Capítulo III. Puentes, V., Polo, C. J., Roldán A. M., Zuluaga PA., (Eds.). Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP ©. Conservación Internacional Colombia ©. pp 73– 78.*

Dantas, D. V., M. Barletta, M.F. Costa, S.C.T. Barbosa, F.E. Possatto, J.A.A. Ramos, A.R. A. Lima and U. Saint-Paul. 2010. Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology*, 76: 2471–2488.

Dantas, D.V. 2008. Variação espaço-temporal das espécies da família Ariidae (Siluriformes) no estuário do Rio Goiana (PE/PB –Brasil). Recife. Dissertação Mestrado em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco. 79 p.

De la Hoz-M, J. y L. Manjarrés–Martínez. 2018. Parámetros biológico-pesqueros obtenidos a partir de la información colectada en las diferentes cuencas y litorales del país durante el período julio-diciembre de 2018. Informe técnico, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta. 34 p.

De la Hoz-M, J., L.O. Duarte y L. Manjarrés-Martínez. 2015. Aspectos biológico-pesqueros de especies capturadas en aguas marinas y continentales de Colombia. Relaciones biométricas e indicadores basados en tallas. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, Bogotá, 36 p.

De la Hoz-M, J., L. O. Duarte y L. Manjarrés–Martínez. 2017. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia entre marzo y diciembre de 2017. Informe técnico, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta. 84 p.

Delgadillo-Garzón, O. y C. B. García. 2009. Impacto de dos arrecifes artificiales en la pesca artesanal diurna del golfo de Morrosquillo. Rev. Biol. Trop. 57(4): 993-1007.

Díaz-Merlano, J.M. y D.I. Gómez-López. 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera - PNIBM. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "JOSÉ BENITO VIVES DE ANDREÍ" INVEMAR-FONADE-MMA, Santa Marta. 83 p.

Drugan, J. 2019. Environmental Sustainability Assessment: Guyana artisanal groundfish fisheries. [https://clmeplus.org/app/uploads/2020/06/Guyana-Environmental-Sustainability-Assessment\\_Artisanal-Groundfish-Fisheries.pdf](https://clmeplus.org/app/uploads/2020/06/Guyana-Environmental-Sustainability-Assessment_Artisanal-Groundfish-Fisheries.pdf) . 13/02/2023.

Duarte, L.O., C. Cuervo, O. Vargas, B. Gil-Manrique, K. Tejada, G. De León, E. Isaza, F. Cuello, J. Curiel, L. Manjarrés–Martínez y H. Reyes-Ardila. 2022a. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales de Colombia 2021. Informe técnico, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta. 169 p.

Duarte, L.O., E. García, K. Tejada, F. Cuello, B. Gil-Manrique, G. De León, J. Curiel, C. Cuervo, O. Vargas, E. Isaza, L. Manjarrés–Martínez y H. Reyes-Ardila. 2022b. Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales de Colombia – Enero a octubre de 2022. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta. 136 p.

Duarte, L.O., J. De la Hoz Maestre, A. Martínez, J. Rodríguez y L. Manjarrés–Martínez. 2019. Parámetros biológico-pesqueros obtenidos a partir del monitoreo de los desembarcos de las pesquerías artesanales de Colombia efectuado durante el período febrero-diciembre de 2019. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 38 p.

Duarte, L.O., J. Rodríguez, D. Tarazona, B. Gil-Manrique, K. Tejada, E. Isaza y L. Manjarrés–Martínez. 2020. Aspectos biológico-pesqueros de especies capturadas por las pesquerías artesanales en aguas marinas y continentales de Colombia durante el año 2020. Relaciones biométricas e indicadores basados en tallas. Informe técnico, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta. 67 p.

Duarte, L. and C. García. 2002. Testing responses of a tropical shelf ecosystem to fisheries  
Duarte, L.O., A. Martínez, J. Rodríguez, D. Tarazona, B. Gil-Manrique, K. Tejada, E. Isaza, J. De la Hoz y L. Manjarrés–Martínez. 2021 a. Aspectos biológico-pesqueros de especies capturadas por las pesquerías artesanales en aguas marinas y continentales de Colombia durante el año 2021. Relaciones biométricas e indicadores basados en longitudes. Informe técnico, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta. 87 p.

Duarte, L.O., R. Díaz-Vesga y L. Manjarrés. 2013. Cambio estacional en la fauna acompañante de la pesquería artesanal de arrastre de camarón del golfo de Salamanca, mar Caribe de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 18 (2): 12 p.

Duarte, L.O., J. Curiel, F. Cuello y L. Manjarrés-Martínez. 2021. Valor monetario de los desembarcos, costos, ingresos y renta económica de las pesquerías artesanales de Colombia (período enero-noviembre de 2021). Informe técnico, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena, Santa Marta. 48 p.

Duarte, L.O., J. De la Hoz-M. y L. Manjarrés–Martínez. 2018. Análisis de los desembarcos pesqueros artesanales registrados en las cuencas y litorales de Colombia (julio-diciembre de 2018). Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 52 p.

Escobar-Toledo, F. D., M. P. Parrado-Cortés, L. O. Duarte y M. Zetina-Cejón. 2013. Incidencia de la pesca artesanal sobre la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de peces en el mar Caribe de Colombia. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 65: 346-351.

FAO y Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 2015. Política Integral para el Desarrollo de la Pesca Sostenible en Colombia. Ministerio de Agricultura, Bogotá. 118 p.

FAO. 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. FAO, Roma. 243 p.

FAO. 2022. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2022. Hacia la transformación azul. FAO, Roma. 288 p.

Franco-Herrera, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira: El rodadero, más que un centro turístico en el caribe colombiano. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta. 58 p.

Franco-Herrera, A. 2006. Variación estacional del fitoplancton y mesozooplancton e impacto de herbivoría de *Eucalanus subtenius*, Giesbrecht, 1888 (Copepoda: Eucalanidae) en el Caribe colombiano [Tesis doctoral]. *Oceanogr. Universidad de Concepción*. 209 p.

- Franco-Herrera, A. y E. Torres-Sierra. 2007. La comunidad fitoplanctónica en el evento de surgencia frente al mar Caribe centro colombiano. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*. 10: 159-172.
- Froese R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish. Fish.* 5:86-91
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of applied ichthyology*, 22(4): 241-253.
- Froese, R. and D. Pauly. (Eds.). 2016. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). 12/02/2022.
- Galvis, O.D. 1983. Los áridos de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis M.Sc. Biol. Mar., Univ. Nacional de Colombia, Bogotá. 163 p
- Galvis, O.D. 1984. Estimación del crecimiento y mortalidad del chivo cabezón *Ariopsis bonillai* (Miles, 1945) (Pisces: Siluriformes: Ariidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 14: 67-84.
- Galvis, O D. 1990. Adaptaciones de los áridos a la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Dugandia*, 2 (1): 20-22.
- Gámez, D., E. Morón, y J. Fuentes. 2014. Descripción del hábito alimentario de doce especies de peces asociados a la ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 43(1): 23-42.
- García, C., L. Duarte and D. Von Schiller. 1998. Demersal fish assemblages of the Gulf of Salamanca, Colombia (southern Caribbean Sea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 174: 13-25.
- García, C.B., L.O. Duarte, y G. Ramírez. 2013. Fisiografía y oceanografía del golfo de Salamanca (mar Caribe, Colombia). 111-140 En: Melgarejo L.M., C.B. García (Eds) *Investigación en ciencias del mar: aportes de la Universidad Nacional de Colombia*. UNal. Facultad de Ciencias. Red de Estudios del Mundo Marino, REMAR. Bogotá D.C. 201 p.
- García, C. y D. Pascua. 2015. Atlas de la ictiofauna demersal de fondos blandos del Caribe continental colombiano. Aproximación a su biodiversidad. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 764 p.
- Gomes, I. D. and F. Araújo. 2004. Reproductive biology of two marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in the Sepetiba Bay, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 52(1):143-156.
- Gómez-Chanchong, P., L. Manjarrés, L.O. Duarte y J. Altamar. 2004. Atlas pesquero del área norte del Mar Caribe Colombiano. Univ. Magdalena, Santa Marta. 232 p.
- Grier, H.J. and M.C. Uribe-Aranzábal. 2009. The testis and spermatogenesis in teleosts. *Reproductive biology and phylogeny of fishes (agnathans and bony fishes)*, 8: 119-142.

Grijalba-Bendeck, L. M., A.M. Novoa-Pabón, D.M. Bustos-Montes, C. Posada- Peláez y A. M. Santafé-Muñoz. 2012. La pesca artesanal marina del Departamento del Magdalena, Colombia: manejo y conservación. Univ. de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 2 (2): 1-25.

Guedes, D. de S. y A. DE L. Vasconcelos Filho. 1980. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. IX. Informações sobre alimentação dos bagres branco e amarelo (Pisces, Ariidae). Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco, 15: 323-330.

Gurgel, H., C. Albuquerque, D. Souza y G. Barbieri. 2000. Aspectos da biologia pesqueira em fêmeas de *Cathorops spixii* do estuário do rio Potengi, Natal/RN, com ênfase nos índices biométricos. Acta Scientiarum 22 (2): 503- 505.

Hutchings, J. A., and Kuparinen, A. 2017. Empirical links between natural mortality and recovery in marine fishes. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 284(1856), 20170693.

Ibarra, K.P., M.C. Gómez, E.A. Vilorio, E. Arteaga, I. Cuadrado, M.F. Martínez, Y. Nieto, J.A. Rodríguez, L.V. Licero, L.V. Perdomo, S. Chávez, J.A. Romero y M. Rueda. 2014. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final, INVEMAR, Santa Marta. 140 p.

IDEAM. 2023. Boletín Climatológico. Seguimiento Mensual de la Precipitación. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. <http://www.ideam.gov.co/documents/21021/98582800/12++BC++Precipitaci%C3%B3n+Mensual++2019.pdf/4c862eaf-e98f-424e-a2de-ce7faf171257?version=1.0> . 04/11/2023.

INVEMAR. 2005. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia. Serie de publicaciones periódicas. INVEMAR, Santa Marta. 390 p.

INVEMAR. 2019. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2019, Volumen 18. Santa Marta 214 p.

INVEMAR. 2022. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2022, INVEMAR, Santa Marta. 168p.

Jiménez-Reyes, M. F. 2008. Caracterización trófica de algunos peces de interés comercial en la bahía de Cartagena (Caribe Colombiano). [Tesis pregrado]. Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano.165 p.

Lecomte, F., F.J. Meunier and R. Rojas-Beltran. 1989. Some data on the growth of *Arius proops* (Ariidae, Siluriforme) in the estuaries of French Guyana. Aquatic living resources, 2(1): 63-68.

Le Bail, P.-Y., P. Keith and P. Planquette, 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, Fascicule II: Siluriformes. Paris: Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle. Collection Patrimoines Naturels 43(II): 307p

Leiva, A.F.A., D.J.P. Bonilla, A.S. Mojica y C.T. Murcia. 2007. Pesca y acuicultura Colombia Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Bogotá. 164 p.

Management strategies. A small-scale fishery from the Colombian Caribbean Sea. Fisheries Cent. Res. Rep., 10(2): 142-149.

Mancera, J.E. 1994. Hacia un ordenamiento pesquero de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Programa Lagunas Costeras. Informe técnico, INVEMAR, Santa Marta. 19 p.

Manjarrés, L. 2004. Estadísticas pesqueras artesanales del Magdalena y La Guajira, con aplicación de herramientas informáticas para su sistematización y procesamiento. Universidad del Magdalena, COLCIENCIAS, INPA, INCODER, Santa Marta. 71 p.

Marceniuk, A. P., A.P. Acero, R.G. Cooke and R. Betancur-R. 2017. Taxonomic revision of the New World genus *Ariopsis* Gill (Siluriformes: Ariidae), with description of two new species. Zootaxa, 4290 (1): 001–042.

Marceniuk, A.P. and C.J. Ferraris Jr. 2003. Family Ariidae (sea catfishes). 447-455. In: Reis, R.E., C.J. Ferraris Jr. and S.E. Kullander (Eds.). Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre. 729 p.

Marceniuk, A.P. and N.A. Menezes. 2007. Systematics of the family Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes), with a redefinition of the genera. Zootaxa, 1416:3-126.

McConnell. 1963. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana, South America. Part 1. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. J. Linn. Soc. (Zool.), 45 (304): 103-144.

McGoodwin, J. R. 2002. Comprender las culturas de las comunidades pesqueras. Clave para la ordenación pesquera y la seguridad alimentaria. Documento Técnico de Pesca No. 401, FAO, Roma. 301 p.

Miles, C. 1945. Some newly recorded fishes from the Magdalena River system. Caldasia. 3 (15): 453-464.

MoAm. 2014. Evaluación ecológica de arrecifes artificiales en la bahía de Pozos Colorados, Caribe colombiano. Acuerdo de Cooperación No. 002 Ecopetrol S.A., Universidad del Magdalena y MoAm Monitoreos Ambientales S.A.S. Informe Técnico Final ITF-2014-N1. MoAm Monitoreos Ambientales. Santa Marta, Colombia. 165 p.

MoAm. 2020. Monitoreo participativo de la pesca artesanal y los recursos pesqueros asociados al área de influencia de las empresas exportadoras de carbón en el golfo de Salamanca, Magdalena, Caribe colombiano. Proyecto AMR18-0021 Prodeco S.A. y Drummond Ltd. Informe Técnico de Avance ITADN1-2020. MoAm S.A.S., Santa Marta. 183 p.

- Molina, A. 1993. Estudio sedimentológico y morfológico de la plataforma continental Caribe entre el sector de Santa Marta y Punta Morro Hermoso. Bol. Cient. C.I.O.H., 14: 67-77.
- Moyle, P.B. y Cech, J.J. Jr. 2004. Fishes. An Introduction to Ichthyology. Fourth edition. Prentice-Hall Hispanoamericana, S.A. México. 612 p.
- Myers, R.A. and Mertz, G. 1998. The limits of exploitation: a precautionary approach. Ecological applications, 8(sp1), 165-169.
- Narváez- Barandica, J. C., F.A. Herrera-Pertuz y J. Blanco-Racedo. 2008. Efecto de los artes de pesca sobre el tamaño de los peces en una pesquería artesanal del caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR, 37(2): 163–187.
- Nelson, J. S., T.C. Grande and M.V.H. Wilson. 2016. Fishes of the world. Quinta edición. Wiley, New Jersey. 707 p.
- Nelson, J.S. (1994). Fishes of the world. Third edition. John Wiley & Sons, New York, 600 p.
- Páramo, J., L. Guillot-Illidge y A. Rodríguez. 2009. Aspectos poblacionales y ecológicos de peces demersales de la zona norte del Caribe colombiano en relación con el hábitat: una herramienta para identificar áreas marinas protegidas (AMP's) para el manejo pesquero. Caldasia. 31 (1): 123-144.
- Pardo-Oñate, E.R. 2011. Efectos de las artes de pesca sobre la estructura de tallas de pargo rayado (*lutjanus synagris*) en el golfo De Salamanca, mar Caribe De Colombia. (Tesis doc., Universidad del Magdalena, Santa Marta. 98 p.
- Pauly, D. 1984. Fish Population Dynamics in Tropical Waters: A Manual for Use with Programmable Calculators. International Center for Living Aquatic Resources Management. Studies and Reviews 8, Manila. 325 p.
- Pauly, D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Documento Técnico de Pesca, No. 234. FAO, Roma. 49 p.
- Pauly, D. and G.R. Morgan (Eds.). 1987. Length-based methods in fisheries research. ICLARM, Safat. 467 p.
- Pauly, D., and J. L. Munro. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. Fishbyte, 2(1): 21.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C. J. Walters and D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. Nature, 418(6898): 689-695.
- Pauly, D. and Yañez-Arancibia A. 1994. Fisheries in coastal lagoons. En: Kjerfve B, editor. Coastal Lagoon Processes (Amsterdam): Elsevier Science Publication. 377-399.
- Posada-Peláez, C., A. Santafé-Muñoz, M. Crijalba-Bendeck, D. Bustos-Montes, E. González-Sarmiento, J. De La Hoz-Maestre, L. Castro-Martinez, C. Gómez-Cubillos, P. Guerrero-Berna; C. Olaya-Reyes, C. M. Palacio-Barros, D. Restrepo-Gómez. 2012.

Aspectos biológicos de las principales especies comerciales de la zona costera del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Pp 115-416. En: Grijalba-Bendeck, M., D. Bustos-Montes, C. Posada Peláez y A. Santafé-Muñoz (Eds.) La pesca artesanal marítima del departamento del Magdalena (Colombia): una visión desde cuatro componentes. Fundación Universidad de Bogota Jorge Tadeo Lozano, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Proyecto Transición de la Agricultura, Bogota. 454 p.

Puentes, V., F.D. Escobar, C.J. Polo y J.C. Alonso (Eds.) 2014. Estado de los Principales Recursos Pesqueros de Colombia - 2014. Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Oficina de Generación del Conocimiento y la Información, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Bogotá. 244 p.

Puentes-Cañon, G., A. Pavia, F. Reyes-Sanchez, J. Ramírez, M. Camargo, L. Mejía y R. Epiayu. 2012. Catálogo de especies asociadas a la actividad pesquera artesanal de la comunidad Wayuu La Guajira - Caribe colombiano. Fundación Ecosfera, Riohacha. 123 p.

Pujos, M., J. L. Pagliardini, R. Steer, G. Vernet y O. Weber. 1986. Influencia de la contracorriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del Río Magdalena. Boletín científico CIOH, 6: 3-16.

Robertson, D.R., E. A. Peña, J.M. Posada y R. Claro. 2023. Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea. <https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/pages> . 10/10/2023.

Robins, R. H., L. M. Page, J. D. Williams, Z. S. Randall and G. E. Sheehy. 2018. Fishes in the Freshwaters of Florida. University of Florida Press, Florida. 472 p.

Rodríguez, A., R. Acevedo, J. Correa, F. Escobar y M. Rueda. 2019. Composición y abundancia relativa de recursos pesqueros mediante una prospección pesquera participativa. 71-103. En: Rueda, M., A. Rodríguez y F. Escobar (Eds). Levantamiento de información ambiental como insumo para la construcción de un modelo de manejo, conservación y uso sostenible en el golfo de Salamanca, departamento del Magdalena. Convenio de Cooperación No. 6004081 de 2018 CI-INVEMAR. Informe Técnico y Financiero Final. PRY-VAR-005-18-ITF. Santa Marta. 179 p.

Rodríguez-Rodríguez, J. A., J.E. Mancera-Pineda, L.V. Perdomo-Trujillo, M. Rueda, y Ibarra-Gutierrez, K. P. 2018. Ciénaga Grande de Santa Marta: The largest lagoon-delta ecosystem in the Colombian Caribbean. The Wetland Book; Finlayson, CM, Milton, GR, Prentice, RC, Davidson, NC, Eds, 1-16.

Rueda M, Bustos-Montes D, Vilorio E, Navarrete-Ramírez SM. 2014. Protocolo indicador uso de recursos hidrobiológicos. Indicadores de monitoreo biológico del subsistema de áreas marinas protegidas (SAMP), INVEMAR, GEF y PNUD. Serie de publicaciones especiales del INVERMAR No. 72, Santa Marta, Colombia. 40 p.

Rueda, M., A. Rodríguez y F. Escobar (Eds). 2019. Levantamiento de información ambiental como insumo para la construcción de un modelo de manejo, conservación y uso sostenible en el golfo de Salamanca, departamento del Magdalena. Convenio de Cooperación No.

6004081 de 2018 CI-INVEMAR. Informe Técnico y Financiero Final. PRY-VAR-005-18-ITF. Santa Marta. 176p.

Rueda, M., D. Mármol, E. Viloría, O. Doncel, F. Rico-Mejía, L. García y A. Girón. 2010. Identificación, ubicación y extensión de caladeros de pesca artesanal e industrial en el territorio marino-costero de Colombia. INVEMAR, INCODER, AGENCIA NACIONAL DE HIDROCARBUROS-ANH. Santa Marta. 129 p.

Rueda, M., O. Doncel, E.A. Viloría, D. Mármol, C. García, A. Girón, L. García, F. Rico, A. Rodríguez, C. Borda y C. Barreto. 2012. Atlas de la pesca marino-costera de Colombia: 2010 - 2011. INVEMAR, ANH e INCODER, Santa Marta. 133 p.

Rueda, M.E., y A. Santos-Martínez. 1997. Evaluación de la eficiencia y selectividad de la red bolichera en la pesquería de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 26: 17-34.

Sánchez-Gil, P. y A. Yáñez-Arancibia. 1999. Grupos ecológicos funcionales y recursos pesqueros tropicales. Pp 357-389. En: Flores-Hernández, D., P. Sánchez-Gil, J. C. Seijo y F. Arreguín-Sánchez (Eds.). 1999. Análisis y Diagnóstico de los Recursos Pesqueros Críticos del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica 7. 496 p.

Sandoval-Londoño, L., J. Leal-Flórez, J. Blanco-Libreros y A. Taborda-Marín. 2015. Hábitos alimenticios y aspectos del uso del hábitat por el chivo cabezón *Ariopsis sp. (aff. assimilis)* (Siluriformes: Ariidae), en una laguna costera neotropical (Ecorregión Darién, Colombia). Actualidades Biológicas, 37(102): 295-306.

Sandoval-Londoño, L.A., J. Leal-Flórez and J. F. Blanco-Libreros. 2020. Linking mangroves and fish catch: a correlational study in the southern Caribbean Sea (Colombia). Bulletin of Marine Science, 96(3): 415-430.

Sanger, T. J. y A.R. McCune. 2002. Comparative osteology of the Danio (Cyprinidae: Ostariophysi) axial skeleton with comments on Danio relationships based on molecules and morphology. Zoological Journal of the Linnean Society, 135: 529–546.

SEPEC. 2020. Informes gráficos capturas desembarcadas en el municipio de Ciénaga (Magdalena). Servicio estadístico pesquero colombiano. <http://sepec.aunap.gov.co/InformesAvanzados/DesembarcoEspecie> . 24/02/2020.

Soares, B. E., A.C.C. Santos, F.L.S. Mendes, R.B. Barthem and L.D.A. Montag. 2016. Length–weight relationship of seven marine catfishes (Siluriformes: Ariidae) in the Amazon Coastal Zone (Brazil). *Journal of applied ichthyology*, 32(1): 163-164.

Sommer, U., E. Charalampous, M. Scottí y M. Moustaka-Gouni. 2018. Big fish eat small fish: implications for food chain length?. *Community Ecology*. 19 (2): 107-115.

Sparre, P. y S.C. Venema, 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca, No. 306, Roma. 420 p.

- Sparre, P. y S.C. Venema. 1992. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO, Roma. 376 p.
- Sparre, P. y S.C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de stocks pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Documentos Técnicos de Pesca No. 306, Roma. 376 p.
- Srinivasan, U. T., W.W. Cheung, R. Watson and U.R. Sumaila. 2010. Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal of Bioeconomics*, 12(3): 183-200.
- Tíjaro, R., M. Rueda y A. Santos-Martínez. 1998. Dinámica poblacional del chivo mapalé *Cathorops spixii* en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Complejo Pajarales, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 27: 87-102.
- Vazzoler, M. 1982. Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes. Reprodução e crescimento. CNPq. Programa Nacional de Zoologia .108 p.
- Viloria, E. y M. Rueda. 2014. Atarraya (FCN). 49 – 51. En: Puentes, V.C., J. Polo, A. M. Roldán y P.A. Zuluaga (Eds.). Artes y Métodos de Pesca en Colombia. Serie Recursos Pesqueros de Colombia - AUNAP 2014. Capítulo III. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP ©. Conservación Internacional Colombia ©, Bogotá. 218 p.
- Viloria-Maestre E., M. Santos-Acevedo, S. Chávez y J.A. Romero. 2016. Pesquería artesanal del margen costero entre Los Cocos (Magdalena) y Punta Gallinas (La Guajira), Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Generales del INVEMAR No. 92, Santa Marta. 60 p.
- Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws II). *Human Biology*, 10(2):181-213.
- Yáñez-Arancibia, A. y F. Amezcua. 1980. Fish community structure and function in terminos lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. Pp. 465 - 482. In: Kennedy, V.S. (Ed.). *Estuarine perspectives*. Academic Press, New York. 556 p.
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Fifth Edition. Prentice Hall Inc. Upper Saddle River, New Jersey. 944 p.
- Zea, S., G. Bernal, G. López, M. Weber y R. del P. García-Urueña. 2019. Arrecifes de arenisca en el golfo de Salamanca, plataforma continental del Caribe colombiano. *Bol. Investig. Mar*, 48 (1): 153-158.

## 12 ANEXOS

**Anexo A.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de abundancia de *S. proops* con respecto a las artes de pesca de (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Changa	2	213.5	0.19
Palangre	139		
Changa	2	138.5	0.66
Red agallera	168		
Palangre	139	5691	0.00**
Red agallera	168		

**Anexo B.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de abundancia de *S. proops* con respecto al tipo de fondo (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Fondo arenoso	139	869.5	0.29
Fondo arrecifal	15		
Fondo arenoso	139	6381.5	0.00**
Fondo blando	129		
Fondo arenoso	139	678.5	0.00**
Hábitat artificial	25		
Fondo arrecifal	15	879.5	0.55
Fondo blando	129		
Fondo arrecifal	15	109.5	0.02*
Hábitat artificial	25		
Fondo blando	129	980.5	0.00**
Hábitat artificial	25		

**Anexo C.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de abundancia de *S. proops* con respecto a los meses (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p	Muestras	n	W	Valor p
Junio	5	198	0.12	Febrero	47	658	0.01**
Julio	56			Agosto	40		
Junio	5	163.5	0.05*	Marzo	16	194	0.02*
Agosto	40			Septiembre	36		
Junio	5	115	0.31	Octubre	34	701.5	0.28
Septiembre	36			Septiembre	36		
Junio	5	117.5	0.17	Noviembre	16	251.5	0.46
Octubre	34			Septiembre	36		
Junio	5	46	0.63	Diciembre	26	396.5	0.29
Noviembre	16			Septiembre	36		
Junio	5	75	0.59	Enero	35	728.5	0.25
Diciembre	26			Septiembre	36		
Junio	5	122	0.15	Septiembre	36	943.5	0.36
Enero	35			Febrero	47		
Junio	5	160.5	0.18	Septiembre	36	269	0.7
Febrero	47			Marzo	16		
				Octubre	34	204	0.15

Junio	5	47.5	0.53	Noviembre	16	311.5	0.04*
Marzo	16			Octubre	34		
Julio	56	1430	0.02*	Diciembre	26	606	0.89
Agosto	40			Octubre	34		
Julio	56	836	0.16	Enero	35	772.5	0.8
Septiembre	36			Octubre	34		
Julio	56	944	0.94	Febrero	47	227.5	0.34
Octubre	34			Octubre	34		
Julio	56	314.5	0.06	Marzo	16	205	0.94
Noviembre	16			Noviembre	16		
Julio	56	478	0.01**	Diciembre	26	344	0.18
Diciembre	26			Noviembre	16		
Julio	56	1020	0.74	Enero	35	463	0.16
Enero	35			Noviembre	16		
Julio	56	1228	0.55	Febrero	47	130	0.95
Febrero	47			Noviembre	16		
Julio	56	371.5	0.29	Marzo	16	574.5	0.07
Marzo	16			Diciembre	26		
Agosto	40	403.5	0.00**	Enero	35	785	0.04*
Septiembre	36			Diciembre	26		
Agosto	40	504	0.05	Febrero	47	214.5	0.87
Octubre	34			Diciembre	26		
Agosto	40	152	0.00**	Marzo	16	801.5	0.84
Noviembre	16			Enero	35		
Agosto	40	211.5	0.00**	Febrero	47	229.5	0.29
Diciembre	26			Enero	35		
Agosto	40	549	0.11	Marzo	16	311.5	0.3
Enero	35			Febrero	47		
Agosto	40			Marzo	16		

**Anexo D.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de biomasa de *S. proops* con respecto a las artes de pesca (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Changa	2	159	0.73
Palangre	139		
Changa	2	64.5	0.13
Red agallera	167		
Palangre	139	4277	0.00**
Red agallera	167		

**Anexo E.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de biomasa de *S. proops* con respecto a los tipos de fondo (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Fondo arenoso	139	664	0.02*
Fondo arrecifal	15		
Fondo arenoso	139	5204	0.00**
Fondo blando	128		
Fondo arenoso	139	511	0.00**

Hábitat artificial	25		
Fondo arrecifal	15	949	0.95
Fondo blando	128		
Fondo arrecifal	15	125	0.08
Hábitat artificial	25		
Fondo blando	128	1012	0.00*
Hábitat artificial	25		

**Anexo F.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de biomasa de *S. proops* con respecto a los meses (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p	Muestras	n	W	Valor p
Junio	4	161	0.15	Febrero	47	493.5	0.00**
Julio	56			Agosto	40	233	0.11
Junio	4	131	0.03	Marzo	16		
Agosto	40			Septiembre	36		
Junio	4	94	0.33	Octubre	34	290	0.97
Septiembre	36			Septiembre	36		
Junio	4	97	0.17	Noviembre	16	428.5	0.57
Octubre	34			Septiembre	36		
Junio	4	42	0.36	Diciembre	26	686	0.52
Noviembre	16			Septiembre	36		
Junio	4	62	0.56	Enero	35	845	0.99
Diciembre	26			Septiembre	36		
Junio	4	97	0.21	Febrero	47	312	0.64
Enero	35			Septiembre	36		
Junio	4	122	0.33	Marzo	16	224	0.32
Febrero	47			Octubre	34		
Junio	5	42	0.36	Noviembre	16	316.5	0.06
Marzo	16			Octubre	34		
Julio	56	1468	0.00**	Diciembre	26	561.5	0.69
Agosto	40			Octubre	34		
Julio	56	845.5	0.19	Enero	35	656.5	0.17
Septiembre	36			Octubre	34		
Julio	56	958	0.96	Febrero	47	260	0.81
Octubre	34			Octubre	34		
Julio	56	356.5	0.21	Marzo	16	186	0.57
Noviembre	16			Noviembre	16		
Julio	56	478.5	0.01*	Diciembre	26	311	0.53
Diciembre	26			Noviembre	16		
Julio	56	929	0.68	Enero	35	379.5	0.96
Enero	35			Noviembre	16		
Julio	56	1040	0.06	Febrero	47	137.5	0.73
Febrero	47			Noviembre	16		
Julio	56	420.5	0.71	Marzo	16	542	0.21
Marzo	16			Diciembre	26		
Agosto	40	433	0.00**	Enero	35	669	0.51
Septiembre	36			Diciembre	26		
Agosto	40	501	0.05	Febrero	47	238	0.44
Octubre	34			Diciembre	26		
Agosto	40	168.5	0.00**	Marzo	16		

Noviembre	16			Enero	35	737.5	0.42
Agosto	40	204.5	0.00**	Febrero	47		
Diciembre	26			498	0.03*	Enero	35
Agosto	40	Marzo	16				
Enero	35	Febrero	47			403.5	0.66
Agosto	40	Marzo	16				

**Anexo G.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de CPUE de *S. proops* con respecto a los tipos de fondo (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Fondo arenoso	139	762.5	0.09
Fondo arrecifal	15		
Fondo arenoso	139	6763.5	0.00**
Fondo blando	128		
Fondo arenoso	139	772.5	0.00**
Hábitat artificial	25		
Fondo arrecifal	15	965	0.98
Fondo blando	128		
Fondo arrecifal	15	136.5	0.15
Hábitat artificial	25		
Fondo blando	128	1105.5	0.01**
Hábitat artificial	25		

**Anexo H.** Prueba de Kruskal-Wallis para los valores de longitudes totales de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en relación a los factores temporales y pesqueros (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Indicadores	Prueba de Kruskal-Wallis								
	<i>A. canteri</i>			<i>C. mapale</i>			<i>S. proops</i>		
	gl	H	Valor-p	gl	H	Valor-p	gl	H	Valor-p
Arte de pesca	1	0.0092	0.92	2	6.7833	0.03*	3	79.085	0.00**
Tipo de fondo	3	3.5365	0.32	3	13.8601	0.00**	3	67.504	0.00**
Meses	8	11.0474	0.19	8	12.6361	0.12	9	82.0512	0.00**
Época climática	1	4.0836	0.04*	1	0.1736	0.68	1	32.7952	0.00**

**Anexo I.** Prueba de Kruskal-Wallis para los valores de factor de condición de *A. canteri*, *C. mapale* y *S. proops* en relación a los factores temporales y pesqueros (gl: grados de libertad; H: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Factores	Prueba de Kruskal-Wallis								
	<i>A. canteri</i>			<i>C. mapale</i>			<i>S. proops</i>		
	gl	H	Valor-p	gl	H	Valor-p	gl	H	Valor p
Arte de pesca	1	8.2759	0.00**	2	4.0444	0.13	2	18.5762	0.00**
Tipo de fondo	3	11.8723	0.01**	3	0.3190	0.96	3	29.4311	0.00**
Meses	8	21.3729	0.01**	8	14.2526	0.08	9	34.6121	0.00**
Época climática	1	2.8144	0.09	1	5.9025	0.02*	1	2.5733	0.11

**Anexo J.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de factor de condición de *Ariopsis canteri* con respecto a los tipos de fondo (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Fondo arenoso	93	1595.5	0.03*
Fondo blando	27		
Fondo arenoso	93	1213.5	0.08
Hábitat artificial	21		
Fondo blando	27	270.5	0.79
Hábitat artificial	21		

**Anexo K.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de factor de condición de *Ariopsis canteri* con respecto a los meses (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p	Muestras	n	W	Valor p
Julio	40	473	0.25	Septiembre	35	158	0.58
Agosto	20			Noviembre	8		
Julio	40	678	0.82	Septiembre	35	84	0.09
Septiembre	35			Diciembre	3		
Julio	40	165	0.46	Septiembre	35	170	0.11
Octubre	7			Enero	7		
Julio	40	174	0.71	Septiembre	35	228	0.01*
Noviembre	8			Febrero	22		
Julio	40	103	0.04*	Octubre	7	25	0.77
Diciembre	3			Noviembre	8		
Julio	40	197	0.09	Octubre	7	16	0.25
Enero	7			Diciembre	3		
Julio	40	251	0.00**	Octubre	7	32	0.37
Febrero	22			Enero	7		
Agosto	20	282	0.24	Octubre	7	37	0.04*
Septiembre	35			Febrero	22		
Agosto	20	77	0.72	Noviembre	8	19	0.18
Octubre	7			Diciembre	3		
Agosto	20	81	0.98	Noviembre	8	36	0.38
Noviembre	8			Enero	7		
Agosto	20	47	0.13	Noviembre	8	49	0.07
Diciembre	3			Febrero	22		
Agosto	20	86	0.39	Diciembre	3	4	0.17
Enero	7			Enero	7		
Agosto	20	111	0.01**	Diciembre	3	4	0.01*
Febrero	22			Febrero	22		
Septiembre	35	153	0.31	Enero	7	24	0.01**
Octubre	7			Febrero	22		

**Anexo L.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de longitud total de *C. mapale* con respecto a las artes de pesca (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01)

Muestras	n	W	Valor p
Atarraya	5	65	0.09
Palangre	49		
Atarraya	5	498.5	0.18

Red agallera	147		
Palangre	49		
Red agallera	147	2853.5	0.03*

**Anexo M.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de longitud total de *C. mapale* con respecto a los tipos de fondo (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Fondo arenoso	108	578.5	0.00**
Fondo arrecifal	6		
Fondo arenoso	108	2352	0.06
Fondo blando	36		
Fondo arenoso	108	3105.5	0.19
Hábitat artificial	51		
Fondo arrecifal	6	49.5	0.04*
Fondo blando	36		
Fondo arrecifal	6	38.5	0.00**
Hábitat artificial	51		
Fondo blando	36	776	0.22
Hábitat artificial	51		

**Anexo N.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de longitud total de *S. proops* con respecto a las artes de pesca (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Changa	5	1892	0.58
Palangre	882		
Changa	2	525.5	0.08
Red agallera	384		
Palangre	882	116446	0.00**
Red agallera	384		

**Anexo O.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de longitud total de *S. proops* con respecto a los tipos de fondo (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Fondo arenoso	790	15674.5	0.00**
Fondo arrecifal	61		
Fondo arenoso	790	107547	0.00**
Fondo blando	359		
Fondo arenoso	790	11594	0.00**
Hábitat artificial	47		
Fondo arrecifal	61	11430.5	0.58
Fondo blando	359		
Fondo arrecifal	61	1168.5	0.1

Hábitat artificial	47		
Fondo blando	359	6803	0.03*
Hábitat artificial	47		

**Anexo P.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de longitud total de *S. proops* con respecto a los meses (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p	Muestras	n	W	Valor p
Junio	10	1571.5	0.02*	Febrero	181	15507	0.00**
Julio	221			Agosto	261	9044	0.81
Junio	10	1827	0.03*	Marzo	68		
Agosto	261			Septiembre	117		
Junio	10	854	0.02*	Octubre	159	3119	0.64
Septiembre	117			Septiembre	117		
Junio	10	1181	0.01*	Noviembre	51	2781	0.11
Octubre	159			Septiembre	117		
Junio	10	386	0.01*	Diciembre	56	7596	0.08
Noviembre	51			Septiembre	117		
Junio	10	392.5	0.05*	Enero	148	5789.5	0.00**
Diciembre	56			Septiembre	117		
Junio	10	1000	0.06	Febrero	181	3518.5	0.19
Enero	148			Septiembre	117		
Junio	10	1043.5	0.41	Marzo	68	4446	0.3
Febrero	181			Octubre	159		
Junio	10	490	0.03*	Noviembre	51	3930	0.19
Marzo	68			Octubre	159		
Julio	221	27749	0.47	Diciembre	56	10690	0.16
Agosto	261			Octubre	159		
Julio	221	13808	0.3	Enero	148	7691	0.00**
Septiembre	117			Octubre	159		
Julio	221	18181	0.56	Febrero	181	5012	0.38
Octubre	159			Octubre	159		
Julio	221	6271	0.21	Marzo	68	1156.5	0.09
Noviembre	51			Noviembre	51		
Julio	221	5755	0.42	Diciembre	56	3123.5	0.06
Diciembre	56			Noviembre	51		
Julio	221	15260	0.27	Enero	148	2223.5	0.00**
Enero	148			Noviembre	51		
Julio	56	12609	0.00**	Febrero	181	1481.5	0.17
Febrero	181			Noviembre	51		
Julio	221	7350	0.78	Marzo	68	4134	0.97
Marzo	68			Diciembre	56		
Agosto	261	17035	0.07	Enero	148	3247	0.00**
Septiembre	117			Diciembre	56		
Agosto	261	22540	0.13	Febrero	181	1994	0.65
Octubre	159			Diciembre	56		
Agosto	261	7782	0.05	Marzo	68	9306.5	0.00**
Noviembre	51			Enero	148		
Agosto	261	7153.5	0.8	Febrero	181	5335.5	0.63
Diciembre	56			Enero	148		

Agosto	261	18981	0.77	Marzo	68	8536	0.00**
Enero	148			Febrero	181		
Agosto	261			Marzo	68		

**Anexo Q.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de factor de condición de *S. proops* con respecto a los tipos de fondo (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p
Fondo arenoso	671	14653.5	0.20
Fondo arrecifal	49		
Fondo arenoso	671	141880	0.00**
Fondo blando	358		
Fondo arenoso	671	18166.5	0.08
Hábitat artificial	47		
Fondo arrecifal	49	11589.5	0.00**
Fondo blando	358		
Fondo arrecifal	49	1496.5	0.01*
Hábitat artificial	47		
Fondo blando	358	8109	0.69
Hábitat artificial	47		

**Anexo R.** Prueba de Mann-Whitney para los valores de factor de condición de *S. proops* por meses (n: tamaño de muestra; W: estadístico de prueba; \*p<0.05; \*\*p<0.01).

Muestras	n	W	Valor p	Muestras	n	W	Valor p
Junio	10	1035	0.90	Febrero	112	5495	0.04*
Julio	212			Agosto	234		
Junio	10	1138	0.89	Marzo	57	5925	0.00**
Agosto	234			Septiembre	110		
Junio	10	581.5	0.77	Octubre	153	2729.5	0.79
Septiembre	110			Septiembre	110		
Junio	10	526	0.1	Noviembre	51	2991.5	0.91
Octubre	153			Septiembre	110		
Junio	10	271	0.76	Diciembre	55	8651	0.39
Noviembre	51			Septiembre	110		
Junio	10	277.5	0.97	Enero	148	5784.5	0.43
Diciembre	55			Septiembre	110		
Junio	10	820.5	0.57	Febrero	112	2420	0.02*
Enero	148			Septiembre	110		
Junio	10	543	0.88	Marzo	57	4870	0.01**
Febrero	112			Octubre	153		
Junio	10	233	0.36	Noviembre	51	5233	0.01**
Marzo	57			Octubre	153		
Julio	212	24940.5	0.9	Diciembre	55	14818.5	0.00**
Agosto	234			Octubre	153		
Julio	212	12323.5	0.4	Enero	148	10199	0.01**
Septiembre	110			Octubre	153		
Julio	212	12215.5	0.00**	Febrero	112	4494	0.73
Octubre	153			Octubre	153		
Julio	212	5564	0.75	Marzo	57	1436.5	0.83
Noviembre	51			Noviembre	51		

Julio	212	6151.5	0.53	Diciembre	55	4063	0.42
Diciembre	55			Noviembre	51		
Julio	212	17969.5	0.02*	Enero	148	2722.5	0.63
Enero	148			Noviembre	51		
Julio	212	12033	0.84	Febrero	112	1151.5	0.06
Febrero	112			Noviembre	51		
Julio	212	5046.5	0.06	Marzo	57	4214.5	0.69
Marzo	57			Diciembre	55		
Agosto	234	13574	0.41	Enero	148	2893.5	0.52
Septiembre	110			Diciembre	55		
Agosto	234	13433.5	0.00**	Febrero	112	1257.5	0.07
Octubre	153			Diciembre	55		
Agosto	234	6107.5	0.79	Marzo	57	7447	0.16
Noviembre	51			Enero	148		
Agosto	234	6693.5	0.64	Febrero	112	3155	0.01**
Diciembre	55			Enero	148		
Agosto	234	19279	0.06	Marzo	57	2755.5	0.15
Enero	148			Febrero	112		
Agosto	234	13031	0.93	Marzo	57		