



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

DINÁMICA POBLACIONAL DEL CHANO *Micropogonias
megalops* (GILBERT, 1890) EN EL NORTE DEL GOLFO DE
CALIFORNIA.

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales

(Orientación en Biología Marina)

Presenta

Edgar Arnoldo Arzola Sotelo

La Paz, Baja California Sur, diciembre de 2024.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 11:00 horas del día 26 del Mes de noviembre del 2024, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"DINÁMICA POBLACIONAL DEL CHANO *Micropogonias megalops* (GILBERT, 1890) EN EL NORTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA "

Presentada por el alumno:

Edgar Arnoldo Arzola Sotelo

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA



Dra. Juana López Martínez
Directora de Tesis



Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez
Co-Tutor



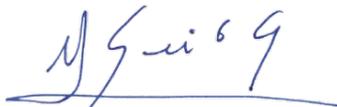
Dr. Enrique Morales Bojórquez
Co-Tutor



Dr. Hugo Herrera Cervantes
Co-Tutor



Dr. Ricardo García Morales
Co-Tutor



Dra. Alejandra Nieto Garibay,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos



La Paz, Baja California Sur, a 25 de noviembre de 2024.

Los miembros del comité de tesis del estudiante Edgar Arnoldo Arzola Sotelo del Programa de Doctorado en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio:
iThenticate
- Filtros utilizados:
Citas excluidas
Bibliografía excluida
- Porcentajes de similitud:
13 % de similitud
Se muestra captura de pantalla

Tesis chano

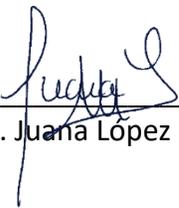
INFORME DE ORIGINALIDAD

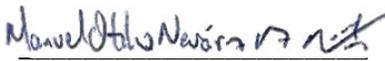
13%
ÍNDICE DE SIMILITUD

FUENTES PRIMARIAS

1	doczz.es Internet	1940 palabras — 3%
2	cibnor.repositorioinstitucional.mx Internet	1190 palabras — 2%
3	repositoriodigital.ipn.mx Internet	528 palabras — 1%
4	www.wimsoft.com Internet	349 palabras — 1%
5	www.cibnor.gob.mx Internet	256 palabras — < 1%
6	cicese.repositorioinstitucional.mx Internet	254 palabras — < 1%
7	Edgar Arnoldo Arzola-Sotelo, Juana López-Martínez, Manuel Otilio Nevárez-Martínez, Enrique Morales-Bojórquez et al. "Variation in population dynamics and abundance of the bigeye croaker <i>Micropogonias megalops</i> in the Northern Gulf of California", <i>Regional Studies in Marine Science</i> , 2022 Crossref	192 palabras — < 1%
8	www.researchgate.net Internet	130 palabras — < 1%

Firmas del Comité


Dra. Juana López Martínez


Dr. Manuel O. Nevárez Martínez


Dr. Enrique Morales Bojórquez


Dr. Hugo Herrera Cervantes


Dr. Ricardo García Morales

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dra. Juana López Martínez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Directora de Tesis

Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez
Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables
Co-Tutor de Tesis

Dr. Enrique Morales Bojórquez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Hugo Herrera Cervantes
Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Unidad La Paz
Co-Tutor de Tesis

Dr. Ricardo García Morales
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. Unidad Nayarit (UNCIBNOR)
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dra. Juana López Martínez
Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez
Dr. Enrique Morales Bojórquez
Dr. Hugo Herrera Cervantes
Dr. Ricardo García Morales

Jurado de Examen

Dra. Juana López Martínez
Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez
Dr. Enrique Morales Bojórquez
Dr. Hugo Herrera Cervantes
Dr. Ricardo García Morales

Suplentes

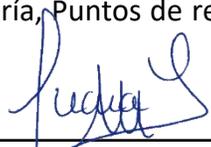
Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz
Dr. Fausto Valenzuela Quiñonez

Resumen

El chano norteño *Micropogonias megalops* es una especie de pez marino perteneciente a la Familia Sciaenidae que es endémico del Golfo de California. Particularmente en el Norte del Golfo (NGC) se explota desde hace tres décadas y, sin embargo, su conocimiento biológico-pesquero ha sido limitado. El estado poblacional actual de la especie es poco conocido, así como los cambios en su abundancia en el tiempo, la influencia ejercida por el esfuerzo pesquero, el ambiente o los aspectos intrínsecos de la población. Además, al no contar con puntos de referencia y/o cantidades de explotación, no se han podido definir estrategias específicas para un manejo sostenible del recurso. Por lo tanto, el objetivo del estudio fue determinar cambios en los parámetros poblacionales y la abundancia del chano *M. megalops*, además de potenciales asociaciones con la pesca y la variabilidad ambiental en el Norte del Golfo de California durante 1995-2020. Para esto, se analizó la información biológica disponible de especímenes (periodos 2000, 2010 y 2020) como longitudes, edades, pesos y madurez sexual. Asimismo, se analizó la serie temporal de capturas de la especie (1995-2020) para estimar abundancias interanuales mediante modelos globales como los de producción excedente (Captura al Rendimiento máximo sostenible CRMS+ y Modelo Bayesiano de Schaefer MBS) y un modelo estructurado de análisis de captura a la edad (CAGEAN). La información ambiental para la región provino de datos satelitales y consistió en: temperatura superficial del mar, concentración de clorofila a y de índices climáticos como el de Oscilación del Sur El Niño y el de Oscilación Decadal del Pacífico. Los resultados mostraron disminuciones y aumentos relativos en los valores de crecimiento, longitud de primera madurez y mortalidad natural. La vulnerabilidad a la pesca del recurso fue de 2.52 años, con una mortalidad por pesca media de $F = 0.11$ a partir de dicha edad en adelante. La abundancia fue variable en el tiempo, con tendencia a la baja hasta 2015 y recuperación de 2016-2020. El reclutamiento presentó alta variación en el tiempo, con un promedio anual de 119.00 millones individuos, mínimo en 2009 (16.36), máximo en 2014 (249.99) y de 119.55 millones en el año 2020. En el caso de la biomasa total promedio, el modelo CAGEAN (61,609 t) presentó estimados superiores a los obtenidos por CRMS+ (43,394 t) y MBS (33,870 t). Sin embargo, la biomasa relativa final fue ligeramente inferior en CAGEAN (75%) comparado con lo estimado por CRMS+ (84%) y MBS (79%). En términos del manejo, los valores del Rendimiento máximo sostenible (RMS) obtenidos por los tres modelos fueron cercanos: CAGEAN (8,556 t), CRMS+ (10,010 t) y MBS (8,248 t). Por último, se encontró relación inversa de la biomasa de *M. megalops* con la temperatura e índices climáticos y relación directa con la concentración de clorofila a durante el periodo de estudio en la región. Se concluye que el recurso se ha explotado de forma saludable y casi siempre por debajo del RMS, manteniendo un estado actual de subexplotado.

Palabras clave: Evaluación de poblaciones, Biomasa de peces, Pesquería, Puntos de referencia, Manejo sostenible.

ORCID: 0000-0003-4403-8476



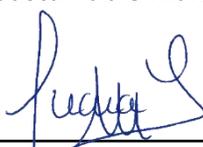
Vo.Bo. Dra. Juana López Martínez
Directora de Tesis

Summary

The Bigeye croaker *Micropogonias megalops* is a marine fish species belonging to the Family Sciaenidae that is endemic to the Gulf of California. Particularly in the Northern Gulf (NGC) it has been exploited for three decades and, however, its biological-fishery knowledge has been limited. The current population status of the species is poorly known, as well as changes in abundance over time, the influence exerted by fishing effort, environment or intrinsic population aspects. In addition, due the absence of reference points and/or exploitation quantities, it has not been possible to define specific strategies for sustainable management of the resource. Therefore, the objective of the present study was to determine changes in the parameters of population dynamics and abundance of the bigeye croaker *M. megalops*, as well as potential associations with fishing and environmental variability in the northern Gulf of California during 1995-2020. For this purpose, available biological information on specimens (2000, 2010 and 2020 periods) such as lengths, ages, weights and sexual maturity was analyzed. Likewise, catch time series of the species (1995-2020) was analyzed to estimate interannual abundances using global methods such as surplus production models (Catch at Maximum Sustainable Yield CMSY+ and Bayesian Schaefer Model BSM) and a structured catch at age analysis model (CAGEAN). Environmental information for the region came from satellite data and consisted of: sea surface temperature, chlorophyll a concentration, and climate indices such as the El Niño Southern Oscillation and the Pacific Decadal Oscillation. Results showed relative decreases and increases in the values of growth, length at first maturity and natural mortality. Fishing vulnerability of the resource was 2.52 years, with mean fishing mortality of $F = 0.11$ from that age onwards. Abundance was variable over time, trending downward until 2015 and recovering from 2016-2020. Recruitment showed high variation over time, with an annual average of 119.00 million individuals, minimum in 2009 (16.36), maximum in 2014 (249.99) and 119.55 million in 2020. In the case of average total biomass, the CAGEAN model (61,609 t) presented higher estimates than those obtained by CMSY+ (43,394 t) and BSM (33,870 t). However, the final relative biomass was slightly lower in CAGEAN (75%) compared to that estimated by CMSY+ (84%) and BSM (79%). In terms of management, the maximum sustainable yield (MSY) values obtained by the three models were close: CAGEAN (8,556 t), CMSY+ (10,010 t) and BSM (8,248 t). Finally, an inverse relationship of *M. megalops* biomass with temperature and climatic indices and a direct relationship with chlorophyll a concentration was found during the study period in the region. It is concluded that the resource has been exploited in a healthy way and almost always below MSY, maintaining a current state of underexploited.

Keywords: Stock assessment, Fish biomass, Fishery, Reference points, Sustainable management.

ORCID: 0000-0003-4403-8476



Vo.Bo. Dra. Juana López Martínez
Directora de Tesis

Dedicatoria

A mi familia, amigos y a los compañeros de posgrado con quienes compartí de una u otra forma mis experiencias personales, emocionales, reflexivas, de desarrollo y aprendizaje en este camino tan escabroso que es el doctorado.

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., a la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos. En particular, al personal académico, técnico, administrativo, de mantenimiento y seguridad de la Unidad Guaymas, todos importantes para mí como estudiante de posgrado y en el desarrollo de mi trabajo de tesis.

Al CONAHCYT por su apoyo institucional y financiero a través de la beca de posgrado con número CVU 413187, que permitió el desarrollo de este proyecto de investigación.

Al Proyecto de adscripción: “Cambios históricos y recientes en la distribución de especies bentónicas y demersales marinas del Golfo de California como efecto del Calentamiento Global. Detección de especies con potencial invasivo” PRONACES SEMARNAT-2018-1-A3-S-77965.

A mi Directora de Tesis Dra. Juana López Martínez por todas sus enseñanzas, guía, paciencia y apoyo durante el desarrollo de este trabajo.

A mis Co-tutores de Tesis Dr. Manuel Otilio Nevárez Martínez, Dr. Enrique Morales Bojórquez, Dr. Hugo Herrera Cervantes y Dr. Ricardo García Morales por aceptar formar parte de este proyecto, por todas sus enseñanzas, el tiempo, paciencia y su disponibilidad.

Al personal técnico del Laboratorio de Pesquerías del CIBNOR, Unidad Guaymas, Dra. Eloísa Herrera Valdivia y Dr. Rufino Morales Azpeitia por su apoyo con el seguimiento de datos de captura y muestreos biológicos durante el periodo de estudio.

Al Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS), antes Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA), por su apoyo con muestras obtenidas por el personal del CRIAP-INAPESCA durante los cruceros de veda del camarón del Pacífico de 2017 y 2018.

A Isadora Jy’asu Moreno Pérez, quien aparte de ser mi compañera de vida, amiga y cómplice, me brindó su tiempo en trabajo de campo y muestreo biológico que fue fundamental para el desarrollo de este trabajo. Un millón de gracias.

A mis amigos y familia que de alguna u otra forma estuvieron al pendiente y con su apoyo durante todo este proceso. Gracias.

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Contenido.....	v
Lista de figuras	viii
Lista de tablas	xiii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	6
2.1 Generalidades del chano <i>Micropogonias megalops</i>	6
2.2 Aspectos de la dinámica poblacional del chano.....	7
2.3 Abundancia del chano y su pesquería	11
2.4 Relación del recurso chano con el medio ambiente en el Norte del Golfo de California.....	13
3. JUSTIFICACIÓN	18
4. HIPÓTESIS	19
5. OBJETIVO	20
5.1 Objetivo general	20
5.2 Objetivos particulares	20
6. MATERIAL Y MÉTODOS	21
6.1 Área de estudio	21
6.2 Obtención de datos	23
6.3 Análisis de datos.....	26
6.3.1 Estructuras de longitudes y análisis multinomial.....	26
6.3.2 Relaciones biométricas	28
6.3.3 Estimación de crecimiento	28
6.3.4 Longitud de primera madurez y selectividad.....	31
6.3.5 Mortalidad natural	32
6.3.6 Variación de los parámetros poblacionales	32
6.3.7 Esfuerzo pesquero y capturas	33
6.3.8 Biomasa histórica y puntos de referencia.....	34
6.3.9 Análisis de captura a la edad.....	37
6.3.10 Parametrización del modelo de captura a la edad	39
6.3.11 Determinación de la relación SR y valores iniciales de reclutas	40
6.3.12 Cantidades de manejo para el chano.....	44
6.3.13 Determinación de puntos de referencia para el modelo de captura a la edad.....	45
6.3.14 Incertidumbre en las cantidades de manejo de chano.....	46
6.3.15 Influencia de la variabilidad ambiental	46
7. RESULTADOS	52
7.1 Muestras y datos pesqueros	52
7.2 Estructura y parámetros de la dinámica poblacional.....	53
7.3 Biomasa histórica y puntos de referencia para el chano	69
7.4 Modelo de la captura a la edad para el chano: parametrización	72

7.5 Determinación de la relación SR y valores iniciales de reclutas	74
7.6 Modelo de la captura a la edad para el chano: información de salida	77
7.7 Comparativo de los puntos de referencia: Producción excedente y CAGEAN	96
7.8 Medio ambiente en el NGC	98
7.9 Relación histórica del recurso chano y el ambiente en el NGC.....	107
8. DISCUSIÓN	120
8.1 Capturas del chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	120
8.2 Estructura y parámetros poblacionales del chano <i>Micropogonias megalops</i> en el NGC....	121
8.3 Dinámica poblacional y puntos de referencia del chano <i>Micropogonias megalops</i> en el NGC	125
8.4 Modelos de evaluación y disponibilidad de información: caso del chano <i>Micropogonias megalops</i>	134
8.5 Relación ambiente y el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el NGC.....	137
9. CONCLUSIONES	143
10. LITERATURA CITADA	145
11. ANEXOS	159
Anexo A. Clave edad-longitud reportada por Román-Rodríguez (2000) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> obtenida a través de la lectura de otolitos de la especie en el Alto y Norte del Golfo de California.	159
Anexo B. Valores de Mortalidad natural (M) presentado por las diferentes ecuaciones empíricas para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California, para los años con información biológica: 2000, 2010 y 2020. Se muestran valores promedios de las ecuaciones, desviación estándar (D.E.), así como los límites de confianza (95%) para cada año. En la ecuación de Then <i>et al.</i> (2015) se presenta la variante que considera los valores de L_{∞} (longitud asintótica) y K (coeficiente de crecimiento) del modelo de von Bertalanffy (1938).	160
Anexo C. Valores de Mortalidad natural (M) calculado por las diferentes ecuaciones empíricas en el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California, así como para otras especies de la familia Sciaenidae según la información de crecimiento reportada para cada una de estas. Se muestran valores promedios de las ecuaciones y sus desviaciones estándar (D.E.). En la ecuación de Then <i>et al.</i> (2015) se presenta la variante que considera los valores de L_{∞} (longitud asintótica en mm) y K (coeficiente de crecimiento anual) del modelo de von Bertalanffy (1938). H hembras, M machos, T hembras y machos, AGC Alto Golfo de California, NGC Norte del Golfo de California, LRU Laguna Rocha Uruguay, TRIN Aguas de Trinidad. TSM °C es la Temperatura Superficial media del Mar de la región y año de origen de la información.	161
Anexo D. Valores de anomalías de Temperatura superficial del mar (TSM) y de clorofila a en el NGC y por regiones. Además de cifras del índice de la Oscilación de El Niño (ENOS-ION), índice multivariado de El Niño (ENOS-IME) y del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (ODP-IODP) presentados por la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) de 1995-2020.	162
Anexo E. Valores de biomاسas y reclutamiento obtenidos para el chano <i>Micropogonias megalops</i> durante 1995 a 2020 en el NGC. Las cifras provienen de diferentes modelaciones como ANCO Análisis de Cohortes, MBS Modelo Bayesiano de Schaefer, CRMS+ Modelo de Captura al Rendimiento máximo sostenible y CAGEAN Modelo de Captura a la Edad.....	163
Anexo F. Modelos Aditivos Generalizados resultantes del análisis de la relación ambiente (variables independientes) y el recurso chano <i>Micropogonias megalops</i> (variables	

dependientes) en el Norte del Golfo de California de 1998-2020. En los modelos CT es la variable dependiente captura total (t), CPUE es la Captura por Unidad de Esfuerzo (t/pangas), para el Modelo de Captura a la Edad (CAE), BCAE es la biomasa total, BRCAE es la biomasa recluta, NRCAE es el número de reclutas, BDCAE es la biomasa desovante y BVCAE es la biomasa vulnerable. MBS es la biomasa del Modelo Bayesiano de Schaefer, CRMS+ es la biomasa del Modelo de Captura al Rendimiento Máximo Sostenible Plus y ANCO es la biomasa del Análisis de Cohortes de Jones. TSM es la variable independiente Temperatura Superficial del Mar, Chla es la concentración de clorofila, IME es el Índice Multivariado El Niño y ODP es el Índice de Oscilación Decadal del Pacífico. Se muestra el resumen de Modelos Aditivos Generalizados más significativos según el ajuste R cuadrado, desviación explicada (%) y valores del Criterio de Información de Akaike (AIC).....164

Anexo G. Artículo científico Publicado. Variation in population dynamics and abundance of the bigeye croaker *Micropogonias megalops* in the Northern Gulf of California. Regional Studies in Marine Science.165

Anexo H. Artículo científico Sometido. Determination of spawning stock-recruitment relationship of Bigeye croaker *Micropogonias megalops* in the Gulf of California based on a multi-model inference approach. Aquatic Living Resources.175

Lista de figuras

Figura 1. Área de muestreo del chano <i>Micropogonias megalops</i> . El área incluye las zonas tradicionales de captura comercial del recurso en el Norte del Golfo de California. RAGCDRC: Reserva del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado	21
Figura 2. Área de muestreo del chano <i>Micropogonias megalops</i> . Esta área incluye las zonas tradicionales de captura comercial del recurso a través de la flota industrial en el Norte del Golfo de California obtenidas a través del proyecto PRODUCE Sonora (Arzola-Sotelo <i>et al.</i> , 2018).....	23
Figura 3. Estaciones de cruceros de veda con presencia de chano <i>Micropogonias megalops</i> . Muestreos realizados durante el crucero de veda de camarón del Pacífico en el Golfo de California (CRIAP-INAPESCA, 2017 y 2018).....	24
Figura 4. Área de muestreo del chano <i>Micropogonias megalops</i> . El área incluye las zonas tradicionales de captura comercial del recurso a través de la flota artesanal en el Norte del Golfo de California (Tirado-Pineda, 2019).	25
Figura 5. Ubicación geográfica de los cuadrantes para el análisis de imágenes satelitales. De estas se obtuvo información de TSM °C y clorofila a (mg/m^3) en el área total de estudio NGC Norte del Golfo de California y para diferentes regiones durante el periodo de 1995-2020. Región total: NGC; Región 1 AGC: Alto Golfo de California; Región 2 NONGC: Noroeste del NGC; Región 3 NENGC: Noreste del NGC y Región 4 Grandes Islas.	49
Figura 6. Captura de chano en toneladas en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020. Además, en gris fuerte, las capturas registradas posterior al periodo de estudio (2021-2024) según OIAPES (2024).	53
Figura 7. Estructuras de longitudes (LT mm) de chano. Se presentan de forma general (arriba) y por fuente de muestreo (abajo) en el Norte del Golfo de California para el año 2020.	54
Figura 8. Estructuras de longitudes y grupos modales. Se presentan para los tres periodos con información biológica (2000, 2010 y 2020) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	55
Figura 9. Curvas logísticas ajustadas para el chano. Se presentan para las longitudes de primera madurez L_{50} (arriba) y longitudes de primera captura LC_{50} (abajo) del chano <i>Micropogonias megalops</i> durante los periodos 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California.....	59
Figura 10. Comparativo de las curvas de crecimiento del chano. Se presentan las curvas del MCVB (arriba) e intervalos de confianza de cada parámetro a través de perfiles de verosimilitud (abajo) para los periodos 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California.....	61
Figura 11. Variación de los parámetros de la dinámica poblacional. Se presentan para el crecimiento (\emptyset'), longitud de primera madurez sexual (L_{50}), de primera captura (LC_{50}) y mortalidad natural (M) del chano durante 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California.	62
Figura 12. Número observado de individuos a la edad del chano. Se presentan de forma anual en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.	64
Figura 13. Captura observada en toneladas a la edad del chano. Se presentan de forma anual en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.	66
Figura 14. Abundancia observada a la edad. Se presentan en términos del número de individuos y de biomasa del chano en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.	67

Figura 15. Patrón de la captura observada a la edad. Se presentan en número de individuos y en términos de biomasa (toneladas) del chano en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.	68
Figura 16. Valores históricos de los modelos. Se presentan para (A) la captura en toneladas, (B) búsqueda y (C) análisis de pares $r-k$ viables, (D) tamaño de la población o stock, (E) tasa de explotación y (D) curva de equilibrio obtenidos por el método de Monte Carlo (CRMS+) en azul, y el método del modelo de producción excedente Bayesiano estado-espacial de Schaefer (MBS) en rojo, para el chano <i>Micropogonias megalops</i> de 1995-2020 en el Norte del Golfo de California.	70
Figura 17. Diagrama de Kobe. Muestra la relación de la explotación (F/F_{RMS}) y la biomasa al Rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) del chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.	71
Figura 18. Información de los indicadores de la abundancia. Se presentan los utilizados para calibrar el modelo CAGEAN en el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020. CPUE es la captura por unidad de esfuerzo, MBS es el Modelo Bayesiano de Schaefer, ARS es el Análisis de Reducción del Stock y ANCO es el Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones.....	73
Figura 19. Curvas de la relación stock-reclutamiento. Se presentan las del modelo de Cushing ajustadas a los datos observados de captura a la edad y estimados con Análisis de cohortes (ANCO) del chano en el Norte del Golfo de California (1995-2020). En ambos casos el stock desovante se presenta en toneladas y los reclutas en número de individuos.	75
Figura 20. Captura histórica del chano. Se presenta la captura observada en toneladas (puntos negros) y la calculada por el modelo CAGEAN (línea) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.....	78
Figura 21. Captura a la edad. Se presenta la observada (puntos negros) y calculada (línea) por año (1995-2020) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.	79
Figura 22. Patrón de la captura calculada (%) a la edad. Se presenta la estimada por el modelo CAGEAN para individuos (línea punteada) y en toneladas (línea continua) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.	81
Figura 23. Biomasa total anual en toneladas. Se muestra la calculada por el modelo CAGEAN, así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.	82
Figura 24. Biomasa total (%) calculada a la edad. Cifras dadas por el modelo CAGEAN para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.	82
Figura 25. Reclutamiento anual. Se presenta en términos del número de individuos ($\times 10^6$) y en toneladas (1995-2020), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.	84
Figura 26. Sobrevivientes totales anuales. Se presentan en número de individuos (arriba) y en toneladas (abajo), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o	

remuestreo, para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.....	85
Figura 27. Sobrevivientes anuales a cada edad. Se presentan en número de individuos (línea gruesa) y en toneladas (barras) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.....	86
Figura 28. Vulnerabilidad a la pesca. Se muestra la proporción calculada en cada edad para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	88
Figura 29. Biomasa vulnerable (t). Se presenta la estimada de forma anual (1995-2020), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	89
Figura 30. Mortalidad por pesca separable (<i>Fsep</i>). Se muestra la calculada de forma anual (1995-2020) e intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	89
Figura 31. Mortalidad por pesca específica a la edad (<i>F</i>). Se presenta la calculada de forma global (1995-2020) así como los intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	90
Figura 32. Proporción de madurez a la edad. Se presenta la calculada de forma global (1995-2020) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	92
Figura 33. Biomasa desovante (t). Se muestra la calculada de forma anual (1995-2020), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California.....	93
Figura 34. Comparativo de valores entre modelos. Se presentan cifras de a) biomasa total anual, b) biomasa relativa final y del c) punto de referencia <i>RMS</i> Rendimiento máximo sostenible (I.C. 95%), obtenidos a través del modelo de producción excedente (CRMS+ Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus; MBS Modelo Bayesiano de Schaefer) y del CAGEAN (Modelo de Captura a la edad) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California (1995-2020).	98
Figura 35. Promedio anual de valores ambientales. Se presentan para la temperatura superficial del mar (TSM °C) (izquierda) y concentración de clorofila a (mg/m ³) (derecha) en el Norte del Golfo de California (NGC) y por regiones durante 1995-2020. AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas. Se destacan los eventos El Niño (naranja) y La Niña (azul) más fuertes.....	101
Figura 36. Anomalías en valores ambientales. Se presentan para la temperatura superficial del mar (TSM °C) (columna izquierda) y de la concentración de clorofila a (mg/m ³) (columna derecha) en el Norte del Golfo de California (NGC) y por regiones durante 1995-2020. AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGC: Noreste Norte del Golfo de California y Grandes Islas.	102
Figura 37. Matriz de correlaciones lineales ambiente-ambiente. Se presentan para cifras de variables ambientales en el Norte del Golfo de California (1995-2020). Los tamaños de las elipses muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación.....	105

- Figura 38.** Matriz de correlaciones lineales ambiente-ambiente. Se presentan en términos numéricos para variables ambientales en el Norte del Golfo de California (1995-2020). Los valores muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación.....106
- Figura 39.** Cifras de los índices climáticos y variables ambientales. Se presentan cifras anuales del ENOS-ION (El Niño) y ODP-IODP (Oscilación Decadal del Pacífico) comparado con las anomalías de TSM °C y clorofila a (mg/m^3) presentadas en el NGC de 1995-2020.107
- Figura 40.** Matriz de correlaciones lineales ambiente-recurso. Se presentan para variables ambientales y biológicas del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020). Los tamaños de las elipses muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación. .110
- Figura 41.** Matriz de correlaciones lineales ambiente-recurso en términos numéricos. Se presentan para variables ambientales y biológicas del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California de 1995-2020. Los valores muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación.....111
- Figura 42.** Relaciones de variables ambientales y biológicas. Se muestran para la temperatura superficial del mar (TSM °C) y concentración de clorofila a (mg/m^3) con las abundancias y capturas del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California de 1995-2020.....112
- Figura 43.** Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM (°C), concentración del clorofila a (mg/m^3), Índice Multivariado El Niño e Índice de Oscilación Decadal del Pacífico con la captura (t) anual del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.114
- Figura 44.** Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM (°C), concentración del clorofila a (mg/m^3) e Índice Multivariado El Niño con la Captura por Unidad de Esfuerzo (t/pangas) anual del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.115
- Figura 45.** Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM (°C), concentración del clorofila a (mg/m^3) e Índice Multivariado El Niño con el reclutamiento anual en términos de biomasa (t) del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.116
- Figura 46.** Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM (°C), concentración del clorofila a (mg/m^3) e Índice Multivariado El Niño con el reclutamiento anual en términos del número de individuos (millones o $\text{ind} \times 10^6$) del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.117
- Figura 47.** Efectos parciales de variables ambientales sobre variables biológicas. Se presentan las más significativas incluidas en los Modelos Aditivos Generalizados para la Captura (toneladas), la Captura por Unidad de Esfuerzo y la Biomasa de reclutas del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California de 1998-2020. TSM_NGC es la variable independiente Temperatura Superficial del Mar en el Norte del Golfo de California, Chla_NGC es la concentración de clorofila en la región y ENOS_IME es el Índice Multivariado El Niño. La línea continua es el

modelo ajustado, la línea punteada es el intervalo de confianza (95%) y las líneas en el eje X reflejan la frecuencia de los datos.118

Figura 48. Valores ajustados y respuesta de las variables dependientes. Se presentan para la Captura (t), Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) y Biomasa de reclutas dentro de los Modelos Aditivos Generalizados más significativos del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California de 1998-2020.119

Lista de tablas

Tabla 1. Valores del rango de entrada para el método de Monte Carlo (CRMS+) y el método del modelo de producción excedente Bayesiano estado-espacial de Schaefer (MBS) para la población de <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California. El valor r es la tasa máxima intrínseca de crecimiento de la población, k es la capacidad de carga, λ_{01} - λ_{02} es el rango del tamaño relativo de la población al principio y λ_1 - λ_2 al final de la serie temporal.	36
Tabla 2. Sensores y versión de procesado para la obtención de imágenes de TSM °C y Chla (mg/m ³) en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020. ND se refiere a imágenes No Disponibles.	47
Tabla 3. Ubicación geográfica de los límites Superior izquierdo (S.I.) e inferior derecho (I.D.) de cuadrantes para el análisis de imágenes satelitales de TSM °C y clorofila a (mg/m ³) en el área total de estudio NGC Norte del Golfo de California y para diferentes regiones durante el periodo de 1995-2020. Región 1 AGC: Alto Golfo de California, Región 2 NONGC: Noroeste del NGC, Región 3 NENGC: Noreste del NGC y Región 4 GI o de las Grandes Islas.	49
Tabla 4. Esfuerzo y capturas en toneladas (t) de chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California de 1995-2020. Se indican números identificadores para cada tipo de embarcación en el cálculo de la Captura por Unidad de Esfuerzo de cada año (CPUE= Captura del año/Número de embarcaciones totales).	52
Tabla 5. Valores del análisis multinomial para las longitudes de chano <i>M. megalops</i> presentadas durante los periodos 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California. Se presenta el año de las estructuras de longitudes, el número de grupos modales, n es el número de individuos en cada grupo modal, LT es la longitud total, D.E. es la desviación estándar y el I.S. es el índice de separación.	56
Tabla 6. Ecuación, parámetros y valores de ajuste para la relación longitud total-Peso total (LT-PT) del chano en el Norte del Golfo de California de 1995-2020. El tipo de información se clasificó en DO que son datos observados (disponibles) y DP son datos proyectados (años sin datos). El valor de a es la pendiente de la ecuación, b es el coeficiente de crecimiento y su intervalo de confianza (95%), R^2 es el coeficiente de determinación o grado de ajuste, P valor es el valor de probabilidad de la prueba t de Student y el tipo de crecimiento según los resultados de la prueba fue I = Isométrico y A+ = Alométrico positivo.	57
Tabla 7. Parámetros de dinámica poblacional del chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California. Las cifras se presentan de forma interanual para el periodo de 1995-2020. P_{∞} es el peso máximo teórico, L_{∞} es la longitud asintótica, K es el coeficiente de crecimiento, t_0 es la edad inicial, T_{max} es la longevidad, Phi prima (ϕ') es el desempeño del crecimiento, M es la mortalidad natural, L_{50} es la longitud de primera madurez sexual y LC_{50} es la longitud de primera captura.	58
Tabla 8. Parámetros de crecimiento, intervalos de confianza (95%) y probabilidad Chi-cuadrado (χ^2) obtenidos a partir de perfiles de verosimilitud en los años 2000, 2010 y 2020 para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California (NGC). L_{∞} es la longitud asintótica, K es el coeficiente instantáneo de crecimiento y t_0 es la edad inicial.	60

Tabla 9. Número observado de individuos de chano por edad en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.	63
Tabla 10. Biomasa observada en toneladas por edad para el chano en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.....	65
Tabla 11. Valores de parámetros y de los puntos de referencia (PR) obtenidos por el modelo de Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus (CRMS+) y con fines de manejo los obtenidos por el Modelo Bayesiano de Schaefer (MBS) para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California para los años de 1995-2020. El valor de r es el valor de resiliencia de la especie, k es el tamaño del stock no explotado o biomasa virgen, RMS es el Rendimiento máximo sostenible en toneladas, B_{RMS} es la biomasa al Rendimiento máximo sostenible, F_{RMS} es la mortalidad por pesca al Rendimiento máximo sostenible, F/F_{RMS} es la explotación al Rendimiento máximo sostenible, B/B_{RMS} es la biomasa sobre la biomasa al Rendimiento máximo sostenible y F es la mortalidad por pesca.	69
Tabla 12. Valores de los indicadores de abundancia utilizados para calibrar el modelo CAGEAN en el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California para los años de 1995-2020. CPUE es la captura por unidad de esfuerzo, MBS es el Modelo Bayesiano de Schaefer, ARS es el Análisis de Reducción del Stock y ANCO es el Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones; w es el peso descriptivo del indicador de la abundancia y q es el valor de capturabilidad promedio.	72
Tabla 13. Rangos de valores de entrada de parámetros a ajustar en el CAGEAN, origen de los valores y fuente de la información para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California para los años de 1995-2020. LC_{50} es la longitud de primera captura, MCVB es la ecuación de von Bertalanffy, MBS es el Modelo Bayesiano de Schaefer, CRMS+ es el modelo de captura al Rendimiento máximo sostenible Plus, ARS es el Análisis de Reducción del Stock y ANCO es el Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones.	74
Tabla 14. Valores de parámetros en las relaciones stock-reclutamiento (SR) puestas a prueba en los datos de captura observada a la edad y estimados con Análisis de cohortes (ANCO) del chano <i>M. megalops</i> en el Norte del Golfo de California (1995-2020). α es el parámetro de producción o número de reclutas por desovante, β es el parámetro de control en la relación y el parámetro γ es el índice de la denso-dependencia o denso-independencia.	76
Tabla 15. Selección del ‘mejor’ modelo o relación SR para los datos de captura observada a la edad y estimados con Análisis de cohortes (ANCO) el chano en el Norte del Golfo de California (1995-2020). κ es el número de parámetros en la ecuación, LL es la máxima verosimilitud, $AICc$ es el Criterio de Información de Akaike en su versión corregida, Δ_i son las diferencias de Akaike y w_i es el peso ponderado de Akaike o plausibilidad del modelo.....	77
Tabla 16. Valores de la captura calculada (toneladas) a la edad para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.....	80
Tabla 17. Biomasa total (t) a la edad calculada por el modelo CAGEAN para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.....	83
Tabla 18. Número de sobrevivientes (individuos $\times 10^6$) a la edad para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.....	87
Tabla 19. Mortalidad por pesca (F) a la edad calculada por el modelo CAGEAN para el chano <i>Micropogonias megalops</i> en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.....	91

- Tabla 20.** Cantidades de manejo estimadas por el modelo de captura a la edad, además del coeficiente de variación (CV) obtenido vía bootstrapping o remuestreo, para el chano *Micropogonias megalops* durante el periodo de 1995-2020 en el Norte del Golfo de California.94
- Tabla 21.** Valor de la función objetivo total o conjunta (LL), Mortalidad natural (M), vulnerabilidad a la pesca (v), desviación estándar (σ), capturabilidad (q) para cada indicador de la abundancia, puntos de referencia (RMS : Rendimiento máximo sostenible; CBA: Captura biológicamente aceptable) obtenidos por modelo CAGEAN y sus intervalos de confianza (95%), media, desviación estándar (D.E.), coeficiente de variación (CV) y sesgo para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020).....95
- Tabla 22.** Comparativo de valores de los puntos de referencia (PR) e intervalos de confianza (I.C. 95%) del modelo de producción excedente (CRMS+ Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus; MBS Modelo Bayesiano de Schaefer) y CAGEAN (Modelo de Captura a la edad) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020). El valor k es el tamaño del stock no explotado o biomasa virgen, RMS es el Rendimiento máximo sostenible en toneladas, B_{RMS} es la biomasa al Rendimiento máximo sostenible, F_{RMS} es la mortalidad por pesca al Rendimiento máximo sostenible, F/F_{RMS} es la explotación al Rendimiento máximo sostenible, B final es la biomasa al final de la serie de tiempo, B relativa es la proporción de biomasa final respecto a k y F es la mortalidad por pesca.97
- Tabla 23.** Valores anuales (1995-2020) de TSM °C media observada para el NGC y por las diferentes regiones. Se muestran valores generales de mínimos, máximos, media, desviación estándar, mediana y delta (diferencia entre la TSM °C del año 1995 y 2020). AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGCC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas.99
- Tabla 24.** Valores anuales (1998-2020) de Clorofila a (mg/m^3) media observada para el NGC y por diferentes regiones. Se muestran valores generales de mínimos, máximos, media, desviación estándar, mediana y delta (diferencia entre la concentración de clorofila a del año 1998 y 2020). AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGCC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas.....100
- Tabla 25.** Relación entre las variables TSM °C, clorofila a (mg/m^3) e índices climáticos en el NGC y por regiones para el periodo de 1995-2020. Se muestran los tipos de variables consideradas, tipo de relación, ecuación de la regresión y coeficiente de determinación (R^2) en orden de mayor a menor según el grado de explicación de la varianza. AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGCC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas.104
- Tabla 26.** Relación entre las variables biológicas del chano *Micropogonias megalops* y las variables ambientales para el NGC durante 1995-2020. Se muestran los tipos de variables consideradas, tipo de relación, ecuación de la regresión y coeficiente de determinación (R^2) en orden de mayor a menor según el grado de explicación de la varianza.108
- Tabla 27.** Modelos Aditivos Generalizados resultantes del análisis de la relación ambiente (variables independientes) y el recurso chano *Micropogonias megalops* (variables dependientes) en el Norte del Golfo de California de 1998-2020. Para cada Modelo Aditivo CT es la variable

dependiente captura total (t), CPUE es la Captura por Unidad de Esfuerzo (t/pangas) y BRCAE es la biomasa recluta del modelo de captura a la edad. TSM es la variable independiente Temperatura Superficial del Mar, Chla es la concentración de clorofila, IME es el Índice Multivariado El Niño y ODP es el Índice de Oscilación Decadal del Pacífico. En negritas se muestran los Modelos Aditivos con mejor ajuste según R cuadrado ajustado, desviación explicada (%) y valores de AIC.....113

1. INTRODUCCIÓN

El chano *Micropogonias megalops* (Gilbert, 1890) es una de las especies de peces marinos más abundantes y con amplia distribución en el Golfo de California (López-Martínez *et al.*, 2010; Rábago-Quiroz *et al.*, 2011). Es una de las tres especies de Sciáenidos endémicas de la región junto con la curvina golfina *Cynoscion othonopterus* Jordan & Gilbert, 1882 y la totoaba *Totoaba macdonaldi* (Gilbert, 1890) (Román-Rodríguez, 2000; Aragón-Noriega *et al.*, 2015). A pesar de lo anterior, el conocimiento ecológico, biológico y pesquero del chano es limitado, aun cuando el recurso se ha explotado históricamente y hasta la actualidad en la región (Román-Rodríguez, 2000; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018).

Aunque la especie *M. megalops* se distribuye a lo largo de la zona costera del Golfo de California, desde la zona subtropical norteña (Provincia de Cortés), su mayor concentración se restringe a la zona templada norte, precisamente en el Norte del Golfo de California NGC (Chao, 1995; Robertson y Allen, 2015). Esta es un área muy productiva históricamente, ya que presenta procesos y eventos oceanográficos muy particulares comparados con el Centro y Sur del Golfo de California (Brusca *et al.*, 2017; López-Martínez *et al.*, 2023). Eventos como surgencias costeras, mezcla por viento, mezcla extrema por marea y turbulencias, circulación de la termoclina y olas costeras, provocan que la zona tenga un alto potencial autotrófico para mantener una gran cadena alimenticia (Brusca *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2020; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Sin embargo, algunos eventos climáticos anómalos, como El Niño y La Niña, tienen efecto sobre la duración, intensidad y frecuencia de estos procesos oceanográficos que catalizan la productividad biológica de la región (Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Estos eventos climáticos pueden tener efecto directo o indirecto sobre la dinámica poblacional del recurso chano (aún no explorado), la cual además de ser una especie endémica, con distribución restringida y sujeta a explotación, presenta capacidad de recuperación o resiliencia media según Froese y Pauly (2021). Este tipo de aspectos ecológicos requieren ser explorados a escala interanual, sobre todo por las evidencias científicas de cambios en la temperatura superficial del mar y la concentración de clorofila superficial en los últimos años en el Golfo de California (García-Morales *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2018, 2020; López-Martínez *et al.*, 2023).

Desde el punto de vista pesquero, particularmente en el Norte y Alto Golfo de California, el chano ha representado una pesquería comercial muy importante desde principios de los años 90, debido a los altos volúmenes de captura y a su valor económico (Cudney-Bueno y Turk-Boyer, 1998; Aragón-Noriega *et al.*, 2010; Aragón-Noriega *et al.*, 2015). Las capturas de este recurso se llevan a cabo mayormente durante los meses de marzo a agosto de cada año, periodo en que presenta su mayor disponibilidad y que coincide con la época de reproducción de la especie (Castro-González, 2004; Aragón-Noriega *et al.*, 2015). Además, es durante marzo a mayo que ocurre la mayor productividad primaria en la región, lo que se traduce en mayor disponibilidad de alimento para las especies que ahí residen o se encuentran temporalmente (Robles-Tamayo *et al.*, 2020; López-Martínez *et al.*, 2023).

En la región existen dos flotas que capturan a la especie, la flota mayor y la flota menor. Por un lado, la flota mayor consiste en dos tipos de embarcaciones: escameros y camareros. Los barcos escameros operan con redes de arrastre tipo alacrán, dirigiendo su esfuerzo a la captura de varias especies de peces, entre ellas el chano (Ramírez-Rodríguez, 2017), y pescan en áreas diferentes a las utilizadas en la pesquería de camarón (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Estas embarcaciones operan entre 12 a 318 m, si bien más del 80% de lances se efectúan entre los 12 a 117 m (Ramírez-Rodríguez y Almendarez-Hernández, 2014). Además de los escameros, los barcos camareros de la zona también se dedican a la pesca de escama o peces. Estas embarcaciones cuentan igualmente con permiso de pesca de escama, donde los barcos cambian la red de arrastre camaronesa por la red de arrastre escamera (Parra-Alaniz y Ramírez-Rodríguez, 2022). Dichos barcos se dedican primeramente a la captura de camarón de septiembre a noviembre, que posteriormente es desplazada por la pesca de escama en diciembre con el inicio de la temporada de chano y merluza. La mayor parte de los armadores se preparan con los dos tipos de redes, teniendo altísimas capturas de hasta 30 toneladas de producto en 10 días (Ramírez-Rodríguez y Almendarez-Hernández, 2014). Es tanta la cantidad de chano que hasta las embarcaciones que solo tienen permiso camaronero participan retirando los excluidores de tortuga para que sus redes puedan operar de forma eficiente, vendiendo el producto a compradores locales de El Desemboque, Puerto Lobos o Puerto Libertad. Los barcos camareros que no cuentan con permiso para pescar escama operan con redes de arrastre Tipo Spectra para el camarón, los cuales capturan de forma incidental algunas especies de peces dentro de la Fauna

de Acompañamiento del Camarón FAC, entre ellas el chano norteño (Rábago-Quiroz *et al.*, 2012; Ramírez-Rodríguez y Almendarez-Hernández, 2014; Herrera-Valdivia *et al.*, 2015). Por su parte, la flota menor, probablemente la más importante de las flotas en la captura de chano, consiste en embarcaciones menores o pangas de fibra de vidrio de entre 7 a 7.8 m de eslora y de 1.90 a 2.40 m de manga. Capturan chano con el uso de redes de enmalle, también conocido como “chanero” o “tripero” de 4 pulgadas (10.16 cm) de luz de malla, en la zona costera del Norte y Alto Golfo de California (Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2010; Aragón-Noriega *et al.*, 2010; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018; Tirado-Pineda, 2019). Aunque el chano se captura mayormente de marzo a mayo en la región, tanto la flota mayor como menor presentan capturas importantes prácticamente todo el ciclo anual (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018; Tirado-Pineda, 2019; Arzola-Sotelo, 2024).

Desafortunadamente, y a pesar de su importancia económica y social, la pesquería del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California, carece de un esquema de manejo específico dentro de la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2018a, 2022). En México, el artículo 32 de la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables define a la Carta Nacional Pesquera (CNP) como “un documento público expedido por el Gobierno Federal, considerando las contribuciones de la sociedad civil y autoridad, en el que se incluye la presentación cartográfica y escrita que contiene el resumen de la información necesaria para el diagnóstico y evaluación integral de la actividad pesquera y acuícola, así como de los indicadores sobre la disponibilidad y conservación de los recursos pesqueros y acuícolas, en aguas de jurisdicción federal, cuyo contenido tendrá carácter informativo para los sectores productivos y será vinculante en la toma de decisiones de la autoridad pesquera en la adopción e implementación de instrumentos y medidas para el control del esfuerzo pesquero, en la resolución de solicitudes de concesiones y permisos para la realización de actividades pesqueras y acuícolas, y en la implementación y ejecución de acciones y medidas relacionadas con dichos actos administrativos”. Esto quiere decir que, al ser de carácter vinculante, obligatoriamente deberá ser considerado por los tomadores de decisiones (CONAPESCA) en las determinaciones sobre incremento del esfuerzo de pesca o manejo de los recursos pesqueros (LGPAS DOF, 2024).

Según lo contenido actualmente en la CNP, el recurso chano es capturado en la región del NGC como parte de las especies de peces asociadas a la pesquería de la curvina golfina (*Cynoscion*

othoapterus Jordan & Gilbert, 1882) y de la pesquería de merluza del Pacífico Norte *Merluccius productus* (Ayres, 1855). Además, como pesca incidental de los barcos arrastreros de camarón en la región (Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018; DOF, 2018a,2022). Este tipo de manejo dificulta especificar el esfuerzo máximo de pesca del recurso chano, por lo que, así como lo recomienda la misma CNP, es necesario aumentar la información disponible para el desarrollo de modelos de predicción y de manejo específico de la especie (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018; DOF, 2018a, 2022).

El conocimiento de aspectos como la estructura, parámetros de la dinámica poblacional y la abundancia de un recurso, así como de su variabilidad en el tiempo, son muy importantes para el manejo de especies que son objeto de captura y extracción (Maunder y Punt, 2013; Bodur *et al.*, 2023; Maturbongs *et al.*, 2023;). Información como edad y crecimiento, mortalidad, reproducción y reclutamiento, son bases biológicas que permiten desarrollar modelos que estiman abundancias en términos de número de individuos y de biomasa (Fielder y Bence, 2014). Esto a su vez permite que los tomadores de decisiones dispongan de información cuantitativa confiable para desarrollar mejores medidas de manejo sobre un recurso, lo que en la actualidad resulta preponderante para el chano en la región (Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Ante la limitada información disponible para el manejo del recurso *M. megalops*, hoy en día existen métodos generales o globales que permiten conocer su dinámica poblacional, determinar niveles óptimos del esfuerzo de pesca, además de puntos de referencia biológica para el manejo, como son los modelos tipo biomasa dinámica o producción excedente (Martell y Froese, 2013; Froese *et al.*, 2017; Froese *et al.*, 2020). Por otro lado, existen modelos estructurados que incorporan una mayor cantidad de información biológica y pesquera en sus estimados, como es el modelo de captura a la edad (Catch at Age Analysis; CAGEAN por sus siglas en inglés) (Deriso *et al.*, 1985). La ventaja de este modelo es, precisamente, que es inclusivo de información tanto dependiente como independiente de la pesca, lo que hace a este un modelo robusto que mejora las estimaciones de reclutamiento, mortalidad por pesca y de biomasas totales, así como específicos a los grupos de edades en la población (Cope, 2013; Zepeda-Benítez *et al.*, 2017). En conjunto, ambos modelos tanto globales como estructurados, pueden funcionar como complementarios y brindan mayor certidumbre en la evaluación de recursos, como el chano, cuya información pesquera y biológica son limitadas. Esto es de gran importancia debido a que los

estimados de biomásas en una población (total, vulnerable, desovante) están estrechamente relacionados con las estrategias de manejo pesquero, puntos de referencia biológica y manejo sostenible (Zepeda-Benítez *et al.*, 2017). De ahí la relevancia que contar con información pasada y reciente de abundancias poblacionales lo más confiables y precisas posibles. Es por lo anterior que con el objetivo de analizar de forma cuantitativa y precisa la variación de las abundancias históricas del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California, se desarrolla para la especie un modelaje biológico pesquero que permita mostrar su estatus poblacional en un periodo de tiempo de 26 años (1995-2020).

Adicionalmente, se busca explorar algunos de los procesos y causas de la tendencia que ha seguido la población en el tiempo, incluyendo los efectos intrínsecos de la población (dinámica poblacional), efectos extrínsecos (pesca y/o variabilidad ambiental) o ambas (factores denso-dependientes y denso-independientes). Se conoce que, en condiciones ambientales adversas como el estrés térmico, baja disponibilidad de alimento, entre otras, se puede ver afectada la sobrevivencia de las fases tempranas de los peces, además, que la sobrepesca puede afectar a la capacidad productiva de la fase de reclutamiento (Britten *et al.*, 2016). Por otro lado, se conoce que en muchas poblaciones que tienen alta abundancia de la población desovante tiende a mostrarse un alto reclutamiento, y viceversa, ante una baja abundancia de la población madura el reclutamiento tiende a ser bajo (Myers y Barrowman, 1996; Durant *et al.*, 2024). Estos efectos tanto ambientales como propios de la población pueden modificar de forma cuantitativa la relación o tipo de curva stock-recluta característica de la población (Olsen *et al.*, 2011). Ambos tipos de relaciones stock-reclutas, conducidas por factores ambientales o por la población adulta, son importantes de entender en el proceso de mantenimiento, renovación, abundancia poblacional y por ende para el manejo pesquero (Cury *et al.*, 2014; Szuwalski *et al.*, 2015). Toda esta información biológica y ecológica, permitirá entender la tendencia histórica y el estado actual de la población de chano en contexto de la variabilidad ambiental y del esfuerzo pesquero aplicado, además de su posible proyección al futuro en términos cuantitativos. De esta forma, se podrá contar con bases científicas sólidas que permitan anticipar y adoptar mejores estrategias, específicas y sostenibles de manejo para este recurso en el Norte del Golfo de California.

2. ANTECEDENTES

2.1 Generalidades del chano *Micropogonias megalops*

Existe en la literatura una cantidad considerable de información sobre aspectos biológicos básicos del chano *Micropogonias megalops* para el Pacífico Mexicano y particularmente en el Golfo de California, pero son limitados aquellos que tratan sobre su dinámica poblacional y aspectos pesqueros. Dentro de la información básica reportada para el recurso, se encuentra que esta es una especie conocida como corvina ojo grande, roncadador del Golfo, berrugata o chano, que pertenece al Orden Perciforme y a la Familia Sciaenidae (Román-Rodríguez, 2000; Nelson, 2006; Robertson y Allen, 2015; Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018, Froese y Pauly, 2021). Es un pez demersal cuyo hábitat abarca las lagunas costeras, estuarios, bocas de ríos, zonas costeras y aguas profundas lejanas a la costa (Román-Rodríguez, 2000; Rábago-Quiroz *et al.*, 2011).

Son varios los trabajos que aportan información biológica básica para la especie en el Golfo de California, entre ellos Rábago-Quiroz *et al.* (2011) mostraron que esta especie presenta una alta abundancia dentro de la Fauna de Acompañamiento del Camarón (FAC) proveniente de barcos arrastreros en la región. Particularmente para el Norte del Golfo de California, el chano *M. megalops* es la especie más dominante del grupo de peces capturados incidentalmente por estos barcos (Rábago-Quiroz *et al.*, 2012). Se ha reportado que la especie tiene una amplia distribución latitudinal en el Golfo de California, debido a su buena capacidad de adaptación a la gran variedad de hábitats y condiciones ambientales que aquí se presentan (López-Martínez *et al.*, 2010, 2023). Según Robertson y Allen (2015) la especie se distribuye en todo el Golfo de California hasta las cercanías de Acapulco, México; no obstante, se encuentra mayormente y prácticamente todo el año en el Norte y Alto Golfo de California (Román-Rodríguez, 2000; Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Por su lado, Varela-Romero y Grijalva-Chon (2004) mencionan que esta es una especie con distribución restringida al Norte del Golfo de California. En cuanto a la distribución batimétrica, el chano se presenta mayormente dentro de un rango de profundidad que va de los 9-67 m, en zonas arenoso-fangosas que son muy productivas y que sostienen gran variedad de especies ícticas (López-Martínez *et al.*, 2010; Rábago-Quiroz *et al.*, 2011).

Los trabajos relacionados a la alimentación y espectro trófico de la especie son limitados, dentro de ellos el de Román-Rodríguez (2000) y el de Arizmendi-Rodríguez *et al.* (2014), quienes analizaron el contenido estomacal del chano del Golfo de California. El primero de ellos se concentró principalmente en el Alto Golfo de California y el segundo en la laguna costera de Las Guásimas, Sonora, México. Ambos estudios sostienen que el chano presenta una alimentación variada en cuanto a composición de presas, alimentándose principalmente de materia orgánica no identificable, crustáceos, moluscos, peces, entre otros, clasificándose como un pez carnívoro que incide especialmente sobre especies bentónicas (Román-Rodríguez, 2000; Arizmendi-Rodríguez *et al.*, 2014).

En cuanto a trabajos de genética de la población de chano en el Alto Golfo de California, existe solamente el de Varela-Romero y Grijalva-Chon (2004), quienes sostienen que la especie presenta una baja variabilidad genética. Situación que es común en especies endémicas, con distribución reducida como el chano, que además se encuentra bajo presión pesquera. De acuerdo con los autores, la suma de estos factores con los ambientales, pudieran estar erosionando e impactando su variabilidad genética, y por ende su capacidad de duplicación poblacional a lo largo del tiempo.

2.2 Aspectos de la dinámica poblacional del chano

Dentro de los pocos trabajos que abordan aspectos de dinámica poblacional y aspectos pesqueros, se cuenta con los realizados por Román-Rodríguez (2000), Aragón-Noriega *et al.* (2010, 2015) y Arzola-Sotelo *et al.* (2018), quienes recomiendan que dicha información sea considerada y coadyuve para un mejor manejo del recurso en la región. En estos trabajos se muestra información concerniente a longitudes, edad y crecimiento, mortalidad, reproducción, y el más reciente (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018), presenta una de las primeras estimaciones de biomasa realizadas para el recurso.

Dentro de estas investigaciones, Román-Rodríguez (2000) realizó una descripción de la estructura de longitudes del chano en el Alto Golfo de California, las cuales se presentaron en un rango de 93 a 490 mm de longitud total (LT). Este mismo rango de longitudes fue reportado por Aragón-Noriega *et al.* (2015), quienes con información de edad-longitud reportada por Román-Rodríguez

(2000), estimaron el crecimiento de la especie a través de un enfoque relativamente nuevo para esos años, como es el análisis multimodelo (Katsanevakis y Maravelias, 2008). Román-Rodríguez (2000) reportó una longitud mínima del chano de 10 mm LT, la cual fue encontrada en los canales del Delta del Río Colorado. Posteriormente, Arzola-Sotelo *et al.* (2018) analizaron las longitudes del chano provenientes de la pesca industrial y artesanal durante el periodo de 2010-2012 en el Norte del Golfo de California. Así mismo, identificaron mediante análisis multinomial los grupos modales capturados por cada una de las flotas pesqueras. Encontraron un rango de longitudes general de 165-535 mm LT, donde los datos provenientes de la pesca industrial presentaron una longitud media de 325.6 mm (± 59.9) y un total de cuatro grupos modales identificados, mientras que los datos cuyo origen fue la pesca artesanal presentó una longitud media de 367.8 mm (± 39.5) y tres grupos modales identificados. Los datos de longitudes mostraron un patrón general durante los años analizados, las menores se presentaron en los meses de verano y las mayores en los meses de invierno-primavera. Este comportamiento en las longitudes de la especie es atribuido a efectos biológicos como son los picos reproductivos durante la primavera, y los efectos del ambiente como son la temperatura y la disponibilidad de alimento (Román-Rodríguez, 2000). Según Robertson y Allen (2015) y Froese y Pauly (2021) esta especie alcanza un tamaño por lo menos de 400 mm LT, lo cual se encuentra por debajo de las longitudes máximas observadas por Román-Rodríguez (2000), Aragón-Noriega *et al.* (2015) y Arzola-Sotelo *et al.* (2018).

Uno de los aspectos medulares en el estudio de las poblaciones de peces sujetas a explotación es, entre otros, la edad y el crecimiento (Hilborn y Walters, 1992; Quinn y Deriso, 1999; Cooper, 2006). A nivel internacional, existen diversos estudios que tratan la edad y crecimiento en otras especies del género *Micropogonias*. Entre ellos se encuentra el de Borthagaray *et al.* (2011) para *M. furnieri* de la laguna costera de Rocha, Uruguay, quienes determinaron edades de 1 hasta 18 años y que fueron modeladas en su crecimiento con el modelo de von Bertalanffy MCVB (Bertalanffy, 1938). Los valores de crecimiento obtenidos fueron $L_{\infty} = 30.2$ cm de LT, $K = 0.19$ y $t_0 = -2.12$. Para dicha especie, pero en aguas de Trinidad, en el Caribe, se obtuvieron edades a la longitud a partir de la lectura de otolitos y se estimó el crecimiento a través del MCVB. El crecimiento en machos presentó una $L_{\infty} = 65.3$ cm LT, $K = 0.16$ y $t_0 = -1.6$ y las hembras una $L_{\infty} = 82.9$ cm LT, $K = 0.13$ y $t_0 = -1.3$ (Manickchand-Heileman y Kenny, 1990). Sostienen que una evidencia

en los cambios de los parámetros de crecimiento de *M. furnieri* se encuentra asociada al alcance de la longitud de primera madurez sexual (Bervian *et al.*, 2006).

Otra de las especies del género que ha sido estudiada es el chano *M. undulatus* (Nixon y Jones, 1997), esto en una ensenada y aguas estuarinas de Virginia, Estados Unidos. En dicho trabajo se llevó a cabo la lectura de un total de 605 otolitos pertenecientes a larvas y juveniles, y el crecimiento fue analizado a través del modelo potencial de Laird-Gompertz el cual presentó una bondad de ajuste alta de $R^2 = 0.95$. Como método alternativo para analizar el crecimiento de *M. undulatus*, se dio el seguimiento de cohortes o progresión modal en juveniles de una Bahía de Delaware y marismas adyacentes en la costa Este de Estados Unidos, encontrando que los individuos de la especie crecieron de forma más acelerada en verano, con una tasa de crecimiento de 0.8 mm de LT/día (Miller *et al.*, 2004). El método de lectura de escamas para la determinación de edad también ha sido utilizado en *M. undulatus*, esto en la costa de Texas y Luisiana, Estados Unidos, donde se presentaron dos clases de edad en la especie, la edad I (155-165 mm LT) y la edad II (270-280 mm LT) (White y Chittenden, 1977).

A nivel regional, dentro del Golfo de California y particularmente en el Norte del Golfo de California, existen al menos tres estimaciones de crecimiento para el chano *M. megalops* (Román-Rodríguez, 2000; Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Estos análisis estuvieron basados en información de edades obtenidas a través de lectura de otolitos y longitudes individuales de la especie. Dicha información fue originada a partir de muestreos de las capturas de la pesca artesanal y de barcos arrastreros, lo que permitió contar con un rango amplio de edades y longitudes de la especie. Román-Rodríguez (2000) obtuvo con esta información, generada durante los años 1993, 1996-1999, una clave edad-longitud (Anexo A) para la especie. Posteriormente, ajustó los datos edad-longitud directamente al MCVB, con lo que estimó de forma global una $L_{\infty} = 815.9$ mm LT, $K = 0.51$ y reportó una longevidad de 17 años. El análisis de crecimiento por sexos mostró en hembras una $L_{\infty} = 826.9$ mm LT, $K = 0.53$ y en machos una $L_{\infty} = 814.4$ mm LT, $K = 0.48$. Después, esta misma información reportada por Román-Rodríguez (2000) en su clave edad-longitud, fue retomada por Aragón-Noriega *et al.* (2015), quienes estimaron el crecimiento del chano a través de un enfoque de inferencia multimodelo. En dicho análisis

concluyeron que el ‘mejor’ modelo de crecimiento para la especie fue el MCVB, con una $L_{\infty} = 448.0$ mm LT, $K = 0.37$ de forma general, y por sexos separados las hembras una $L_{\infty} = 461.0$ mm LT, $K = 0.37$ y los machos una $L_{\infty} = 429.0$ mm LT, $K = 0.41$. Posteriormente, Arzola-Sotelo *et al.* (2018) haciendo uso de la clave de edad-longitud de Román-Rodríguez (2000) para la asignación de edades, ajustaron nueva información de longitudes de la especie, la cual provino de la pesca artesanal e industrial de la zona (2010-2012). De igual forma, llevaron a cabo un análisis mediante inferencia multimodelo para estimar el crecimiento del chano, concluyendo que MCVB fue el modelo que ‘mejor’ describió este proceso en términos estadísticos y raciocinio biológico. Los valores de parámetros ajustados para la población general fueron de $L_{\infty} = 439.86$ mm LT y $K = 0.26$, en hembras fue de $L_{\infty} = 458.83$ mm LT, $K = 0.23$ y en machos de $L_{\infty} = 423.25$ mm LT y $K = 0.30$, con longevidad estimada de 9.39, 10.5 y 8.27 años respectivamente. Al analizar la información de los parámetros de crecimiento reportada en estos tres trabajos, es notorio que se ha venido presentando una disminución en la velocidad de crecimiento, así como en las longitudes máximas alcanzadas por la especie.

En relación con la biología reproductiva del género *Micropogonias*, existe información a nivel internacional sobre la longitud de primera madurez sexual en *M. furnieri* de la laguna de Rocha, Uruguay, la cual fue estimada de 11-12 cm LT, que es alcanzada al tercer año de vida (Borthagaray *et al.*, 2011). Para la misma especie, pero en aguas de Trinidad, se reporta que la población se reproduce durante todo el año, pero presenta sus máximos de reproducción durante el periodo de febrero a agosto (Manickchand-Heileman y Kenny, 1990). Para el caso del Alto Golfo de California, México, Román-Rodríguez (2000) propuso que la longitud de primera madurez sexual del chano *M. megalops* es de 400 mm LT, y menciona que existe un patrón de reproducción en la zona que presenta un máximo durante abril a julio. Tales conclusiones estuvieron basadas en estudios de IGS (índice gonadosomático) y observaciones microscópicas en ensayos histológicos. En cuanto a la proporción de sexos, se presentan más hembras que machos en la población, acentuándose la diferencia en los meses de verano donde hay una baja actividad reproductiva. Por su lado, Arzola-Sotelo *et al.* (2018) analizaron la madurez sexual a nivel macroscópico y microscópico de gónadas de individuos de *M. megalops* obtenidos durante el periodo de 2010-2012 en la región. Con ello estimaron la longitud de primera madurez sexual de la especie en

357.87 mm LT ($R^2=0.98$), siendo menor a la reportada por Román-Rodríguez (2000). Adicionalmente, estimaron la selectividad o longitud de primera captura para la pesca industrial (323.35 mm LT, $R^2=0.98$) y la pesca artesanal (366.35 mm LT, $R^2=0.99$).

Por otro lado, información sobre la mortalidad natural ($M= 0.41$), por pesca ($F=0.12$) y total ($Z=0.45$), así como la tasa de explotación ($E=0.09$) de *M. megalops* ha sido reportada igualmente por Román-Rodríguez (2000), quien menciona que el aprovechamiento del chano en el Alto Golfo de California se encontraba, hasta ese entonces, por debajo del óptimo de aprovechamiento ($E < 0.50$) según lo estipulado por Gulland (1971). Por su parte, Arzola-Sotelo *et al.* (2018) llevaron a cabo una estimación de M haciendo uso de cinco ecuaciones empíricas: Pauly (1980), Jensen (1996), Richter y Efanov (1977), Hewitt y Hoenig (2005) y Then *et al.* (2015). Los valores de entrada para cada ecuación fueron los derivados de los parámetros de crecimiento del MCVB, que fue el 'mejor' modelo de crecimiento para la especie según sus cálculos. El valor de la M promedio reportado para ambos sexos fue de 0.51, las hembras presentaron una $M= 0.46$ y los machos una $M= 0.56$. En todos los casos, los valores obtenidos de M en la especie fueron superiores a los reportados previamente por Román-Rodríguez (2000).

2.3 Abundancia del chano y su pesquería

Son pocos los trabajos que han reportado información relacionada a las capturas y la abundancia del chano *M. megalops* en el Norte y Alto Golfo de California. Dentro de ellos se encuentra Román-Rodríguez (2000) quien menciona que el chano presentó aumento en la captura por unidad de esfuerzo y reportó una abundancia para el año 1998 de 7,136 toneladas en el Alto Golfo de California. Por otro lado, Aragón-Noriega *et al.* (2010, 2015) mencionan que desde 1994 a 2011 las capturas de chano fueron variables en la región, con un repunte en 1998 con 2,900 toneladas, posteriormente un decline en 2002 con 596 toneladas, a partir del cual se dio un incremento hasta llegar en el año 2011 a 3,500 toneladas. Arzola-Sotelo *et al.* (2018) reportan para 2010-2012 una producción de 1,248 toneladas de chano arribadas solamente a Puerto Peñasco, Sonora, y una biomasa media estimada de 14,412 toneladas para el Norte del Golfo de California. Esta información reportada supuso elementos para sostener que el chano era un recurso en condición de sub explotando en la región. Sin embargo, se recomendó que dichos resultados deberían ser

revisados y contrastados con estimaciones de biomasa a través de métodos más robustos e inclusivos de información dependiente e independiente de la pesquería.

Otros trabajos como López-Martínez *et al.* (2010) reportan a *M. megalops* dentro de la Fauna de Acompañamiento del Camarón (FAC) de la pesquería de arrastre en el Golfo de California. Mencionan que la especie fue abundante según cifras de la abundancia relativa presentada en comparación con otras especies de peces de la FAC. Adicionalmente, enlistan más especies del género *Micropogonias*, como la curvina berrugata *M. altipinnis* una especie frecuente en la FAC, y la curvina boca dulce *M. ectenes* una especie común dentro de la FAC. Por otra parte, Rábago-Quiroz *et al.* (2011 y 2012) indicaron que *M. megalops* se encontró dentro de las 15 especies más abundantes, dominantes y con mayor valor biológico dentro de la FAC. Asimismo, se le ubicó dentro de un grupo o ensamblaje de peces con mayor afinidad y abundancia hacia profundidades de 27-67 m y latitudes más al norte del Golfo. Por su cuenta, Herrera-Valdivia *et al.* (2015) analizaron la abundancia relativa de la FAC de la pesca de arrastre de camarón, ahora en el Norte del Golfo de California. Sus resultados mostraron que la familia Sciaenidae (curvinas, chanos) fue de las mejor representadas en la FAC, y confirmaron a *M. megalops* como una de las especies más abundantes de la FAC en la región.

Para el chano existe un conocimiento insuficiente sobre su abundancia y sus variaciones, y otros aspectos de la dinámica poblacional, modelados a través de métodos generales y métodos estructurados. De hecho, en el Golfo de California son pocos los trabajos que estiman abundancia y reclutamiento a través de modelos como el de producción excedente y modelos estructurados por la edad (Análisis de captura a la edad, CAGEAN) y por la longitud (Análisis de captura a la longitud, CASA). Dentro de estas investigaciones se encuentra la estimación de abundancia histórica y puntos de referencia en tres especies de peces pelágicos menores, específicamente de sardina crinuda (*Opisthonema* spp.) (Ruíz-Domínguez *et al.*, 2021). Por su lado, dentro de los modelos estructurados se encuentran: para camarón café *Farfantepenaeus californiensis* un análisis tipo CASA (Morales-Bojórquez *et al.*, 2013), en el calamar gigante *Dosidicus gigas* análisis de tipo CASA y tipo CAGEAN (Morales-Bojórquez y Nevárez-Martínez, 2010; Zepeda-Benítez *et*

al., 2017), y también para peces pelágicos menores como la sardina Monterrey *Sardinops caeruleus* donde se implementó un análisis tipo CAGEAN (Nevárez-Martínez *et al.*, 1999, 2023). Son limitados los trabajos de esta índole en especies comerciales de Sciánidos a nivel internacional y a nivel regional como para el caso del chano. En el Alto Golfo de California, existen escasos trabajos que abordan la abundancia y el Rendimiento máximo sostenible en dos especies de Sciánidos. Uno de ellos es la estimación de biomasa y puntos de referencia biológica obtenidos para la curvina golfina *Cynoscion othonopterus* Jordan & Gilbert, 1882. En dicho trabajo se encontró que la biomasa estimada estuvo 52% por debajo de su nivel óptimo, asimismo, detectaron una mortalidad por pesca en aumento. Por tanto, la población y su pesquería se encontró en condición no saludable al no respetarse las medidas de manejo previamente establecidas (Ruelas-Peña *et al.*, 2013). El segundo de estos trabajos es precisamente para el chano *M. megalops*, donde se estimó el Rendimiento máximo sostenible de la pesquería mediante la flota ribereña de San Felipe, Baja California, El Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco, Sonora. Se consideró la información de captura (toneladas) y esfuerzo (número de pangas) para los años de 1995 a 2007 (Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2010), donde se aplicaron modelos de producción excedente (Schaefer y Fox) (Schaefer, 1954). Se concluyó que la pesquería de chano en la región se explica mejor con el modelo de Fox ($r^2 = -0.7348$), cuyo valor de Rendimiento máximo sostenible fue de 1,393 toneladas, con un esfuerzo de 1,077 embarcaciones. El modelo de Schaefer ($r^2 = -0.6797$) presentó un valor de Rendimiento máximo sostenible de 1,594.66 toneladas con un esfuerzo de 1,340 embarcaciones menores (Tirado-Pineda, 2019). Recientemente, Urías-Sotomayor *et al.* (2022) evaluaron la dinámica de *M. megalops* en el Alto Golfo de California (AGC), implementando un análisis de reducción de la población como procedimiento para las pesquerías con información limitada. Sin embargo, la especie aún carece de puntos de referencia actuales para la gestión pesquera en el NGC.

2.4 Relación del recurso chano con el medio ambiente en el Norte del Golfo de California

Existen en la naturaleza una serie de factores abióticos y bióticos con interacción combinada que afectan, estresan y/o ponen en riesgo los procesos biológicos de los organismos, funciones y la biodiversidad (Côté *et al.*, 2016; Cominassi *et al.*, 2020). Los factores estresantes se refieren a cualquier tipo de presión ya sea natural o antropogénica que causan cambios cuantificables, ya

sean positivos o negativos, en la respuesta biológica de los organismos y poblaciones (Boyd y Hutchins, 2012; Côté *et al.*, 2016). Esto aplica ciertamente en las poblaciones marinas y, en el caso de especies explotadas, es altamente deseable que se conozca el efecto acumulado de los múltiples factores estresantes sobre los procesos demográficos (Cominassi *et al.*, 2020). Esta es una tarea compleja ya que tales efectos son difíciles de predecir dado que la interacción de los factores ambientales con los organismos puede ser de diferente tipo, como: aditiva, sinérgica o antagónica (Côté *et al.*, 2016; Cominassi *et al.*, 2020). La interacción aditiva es la respuesta biótica combinada a la suma de factores estresantes individuales, la sinérgica es una respuesta combinada mayor que la suma de respuestas a factores independientes, y la antagónica una respuesta a factores interactuantes que supera significativamente la suma de sus efectos individuales (Boyd y Hutchins, 2012; Cominassi *et al.*, 2020). En conjunto, el efecto natural como es el ambiente y el antropogénico como es la presión por pesca, dificultan aún más la comprensión integral de la estructura y dinámica de las poblaciones marinas (Rogers y Dougherty, 2018).

Se conoce que los efectos de la interacción sinérgica o el impacto combinado de múltiples factores estresantes son más significativos en las respuestas de aspectos poblacionales como: el crecimiento, supervivencia, reproducción, productividad y la abundancia (Côté *et al.*, 2016). Uno de los factores ambientales más importantes como es la temperatura, afecta en procesos básicos como el crecimiento, reproducción y reclutamiento, sobre todo en especies cuyo rango de tolerancia es limitado o se desarrolla en un rango óptimo (Free *et al.*, 2019). Cuando las temperaturas del mar son elevadas conllevan a un aumento de las tasas metabólicas y del recambio energético en los organismos y pueden propiciar afectaciones en dichos aspectos (Koenigstein *et al.*, 2016). A gran escala, el calentamiento del océano provoca cambios en la circulación oceánica y estratificación, pérdida de la concentración de oxígeno y cambios en la productividad primaria (Cisneros-Mata *et al.*, 2019; Free *et al.*, 2019). Esto a su vez provoca cambios sobre las poblaciones de peces como: distribución, aumento del estrés fisiológico, alteraciones en la disponibilidad de alimento y por consecuencia en las tasas de incremento poblacional (Free *et al.*, 2019). Este tipo de modificaciones en el ambiente puede tener impactos negativos en la productividad de los stocks pesqueros a nivel mundial y regional, que se reflejan

en las capturas y en los rendimientos máximos sostenibles (*RMS*) (Free *et al.*, 2019). No obstante, aunque las pesquerías pueden verse afectadas negativamente por el calentamiento global, en muchas ocasiones la sobreexplotación puede ser una amenaza mayor (Cisneros-Mata *et al.*, 2019; Free *et al.*, 2019). Esto debido a que la sobrepesca puede comprometer la resiliencia de las poblaciones al cambio climático (Free *et al.*, 2019). Por ende, solucionar problemas de gestión actuales pueden reducir problemas futuros asociados a cambios ambientales moderados (Cisneros-Mata *et al.*, 2019).

Particularmente, el ecosistema o área en que se ubica y se captura mayormente el chano *M. megalops* es el Norte del Golfo de California (Robertson y Allen, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Según López-Martínez *et al.* (2023) el NGC es una bioregión que se caracteriza por tener aguas frías (23.43 °C) y por ser una zona de tipo eutrófica (1.81 mg/m³). No obstante, para esta región se ha reportado una alta variabilidad interanual de la temperatura superficial del mar TSM (1985-2015) con una tendencia al aumento y de la clorofila a Chla (2002-2019) con tendencia de disminución (Robles-Tamayo *et al.*, 2018, 2020). Además, se ha demostrado que durante eventos El Niño ENOS (El Niño Oscilación del Sur) se presentan altas TSM y baja Chla, y durante La Niña se presentan bajas TSM y altos valores de Chla. Las cifras máximas de TSM ocurren en agosto y las menores en febrero, mientras que los valores máximos de Chla durante el mes de marzo y los más bajos durante el mes de agosto (Robles-Tamayo *et al.*, 2018, 2020; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). En trabajos recientes, se ha observado que los valores de TSM y Chla son útiles para identificar y cuantificar eventos de mesoescala y su duración, así como la identificación de bioregiones (Farach-Espinoza *et al.*, 2021; López-Martínez *et al.*, 2023). En el caso de los eventos de mesoescala como los giros ciclónicos y anticiclónicos, presentan un comportamiento estacional y una mayor frecuencia anual en el Norte y Centro del Golfo de California (Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Además, se encontró que, en el Norte del Golfo de California, los giros anticiclónicos (remolinos que giran en el sentido de las manecillas del reloj) disminuyen en duración e intensidad durante años anómalamente positivos (años El Niño; calientes) y aumentan en años anómalamente negativos (años La Niña; fríos) (García-Morales *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2018, 2020; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). La duración de estos eventos de mesoescala está directamente relacionada con la duración e intensidad de las surgencias

costeras, que a su vez son detonantes de la productividad biológica en la región (Brusca *et al.*, 2017; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). García-Morales *et al.* (2017) y Farach-Espinoza *et al.* (2021) mostraron que durante años (como 2014 y 2015) anómalamente calientes o positivos de los índices ENOS y ODP (Oscilación Decadal del Pacífico), los giros anticiclónicos disminuyeron ~37% su duración respecto a lo presentado durante años anómalamente fríos o negativos (La Niña y ODP) (como 1999-2000, 2007-2008 y 2010-2011).

Actualmente se desconoce si estos eventos oceanográficos y climáticos han tenido efecto sobre los parámetros poblacionales o las abundancias del chano en el NGC. Según Ruíz-Barreiro *et al.* (2019) las Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE) de especies de sciánidos como el chano y la curvina en el NGC, presentan correlación negativa con la TSM y con el ODP. Sin embargo, su efecto sobre cambios en los niveles reales de biomasa poblacional aún es ignorado, y más aún para periodos superiores a dos décadas. Una aproximación reciente de análisis ambiente y recurso con horizonte de 30 años mostró que la pesquería de curvina golfina *Cynoscion othonopterus*, especie de la familia del chano, no presentó reducción en su captura potencial propiciada por cambios en el clima (Cisneros-Mata *et al.*, 2019). Caso contrario ocurre con otras pesquerías mexicanas como la de dorado, la sardina del Pacífico, el calamar gigante, el tiburón puntas negras y el huachinango, donde se esperan reducciones en la captura potencial superiores a 20%. Ante esto, es importante que como parte del análisis del stock-ambiente, se explore con la información disponible, los potenciales efectos del clima en la variación de la producción del chano en el tiempo. Sobre todo, ante las evidencias de la variabilidad ambiental y el aumento de la TSM en el Golfo de California desde los años 90 a la actualidad (García-Morales *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2018; López-Martínez *et al.*, 2023).

Con base en lo anterior, se denota que existe una limitada cantidad de información histórica sobre los parámetros de dinámica poblacional y la abundancia del chano en el Alto y Norte del Golfo de California, México. Aun así, existen datos de la especie que pueden ser utilizados (edades, longitudes y pesos individuales, capturas, esfuerzo, entre otras) para desarrollar modelajes y aproximaciones estadísticamente robustas y con sentido biológico. Además, existe información ambiental dentro del periodo y área de estudio, como de la temperatura superficial del mar y la

concentración de clorofila a (<http://www.wimsoft.com/CAL/>), además de valores de índices climáticos del ENOS y ODP (NOAA, ENSO - Climate Prediction Center–NOAA www.cpc.ncep.noaa.gov). Estos datos de variables ambientales pueden ser útiles para analizar la relación entre el ambiente y la variación de los parámetros de dinámica y la abundancia del recurso en el tiempo (Robertson *et al.*, 2024). Para así, contar con información sobre el estatus poblacional histórico y presente, además de su tendencia en el tiempo. Que sirva, además, en la adopción de mejores estrategias de manejo del recurso *M. megalops* considerando los efectos de la pesca y el ambiente, todo en favor de su aprovechamiento sostenible en la región.

3. JUSTIFICACIÓN

El chano *Micropogonias megalops* es un recurso pesquero muy importante en el Norte del Golfo de California, México; en términos de volumen de captura y económicos, sigue siendo una de las pocas alternativas y un aliciente constante con impacto positivo en la población pesquera de la región, a pesar de las problemáticas ecológicas de ámbito internacional que ahí se presentan. Este es un recurso que ha sido explotado por casi 30 años sin regulaciones específicas y solo basados en su disponibilidad en la región. De la población se desconocen sus posibles respuestas biológicas ante las variaciones ambientales y al esfuerzo pesquero aplicado durante este tiempo. A pesar de esto, el recurso presenta una alta disponibilidad y buenas capturas, desconociéndose las implicaciones biológicas que esta forma de pesca pudiera traer consigo a la población. Este es un problema muy frecuente en las pesquerías a nivel mundial y de México, que aplica fielmente a la pesquería de chano, que es el manejo de un recurso en ausencia o con información limitada de la especie.

Por lo anterior, es de gran relevancia conocer el estado de salud de la población de chano en la región, el comportamiento histórico del recurso a lo largo de un periodo considerable de tiempo y su relación con los cambios del clima. Esta información permitirá brindar a los tomadores de decisiones elementos científicos, precisos y actualizados que coadyuven a establecer un manejo apropiado y específico del recurso, y que las repercusiones en términos de aprovechamiento y conservación converjan de forma positiva y sostenida en la región.

4. HIPÓTESIS

El chano *Micropogonias megalops* presenta variaciones en su abundancia debido a cambios en aspectos intrínsecos de la población como lo es su dinámica poblacional, esto en respuesta a factores como el esfuerzo pesquero y/o la variabilidad ambiental, lo que se refleja en la tendencia de su abundancia en el tiempo y su actual estado de salud poblacional.

En el Norte del Golfo de California se presentan rangos ambientales óptimos en los que oscila la producción media de la población del chano *M. megalops*. Por tanto, la explotación pesquera será el aspecto modulador más importante de la abundancia del recurso en el tiempo.

5. OBJETIVO

5.1 Objetivo general

Determinar los cambios interanuales en los parámetros de la dinámica poblacional y la abundancia del chano norteño *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

5.2 Objetivos particulares

- Analizar la variación del crecimiento individual promedio del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante 1995-2020.
- Determinar la mortalidad natural y por pesca, así como la longitud de primera madurez sexual y de selectividad del chano para el periodo de 1995-2020.
- Estimar la magnitud del reclutamiento y de explotación del chano durante el periodo de 1995-2020.
- Estimar la abundancia, biomasa vulnerable, biomasa desovante y su variación interanual en la población del chano en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.
- Analizar la potencial influencia de la temperatura superficial del mar y la concentración de Clorofila a sobre la abundancia histórica y actual de la población del chano en el Norte del Golfo de California durante 1995-2020.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el Golfo de California, particularmente en el Norte del Golfo de California (NGC), México (Fig. 1), área de mayor producción de chano en el país (Erisman *et al.*, 2015). El área de estudio incluye todos aquellos sitios donde se lleva a cabo la captura comercial de chano y que se encuentra desde la región del Delta del Río Colorado como punto septentrional, hasta la región Norte de las Grandes Islas como punto meridional (Aragón-Noriega *et al.*, 2010; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018; Tirado-Pineda, 2019).

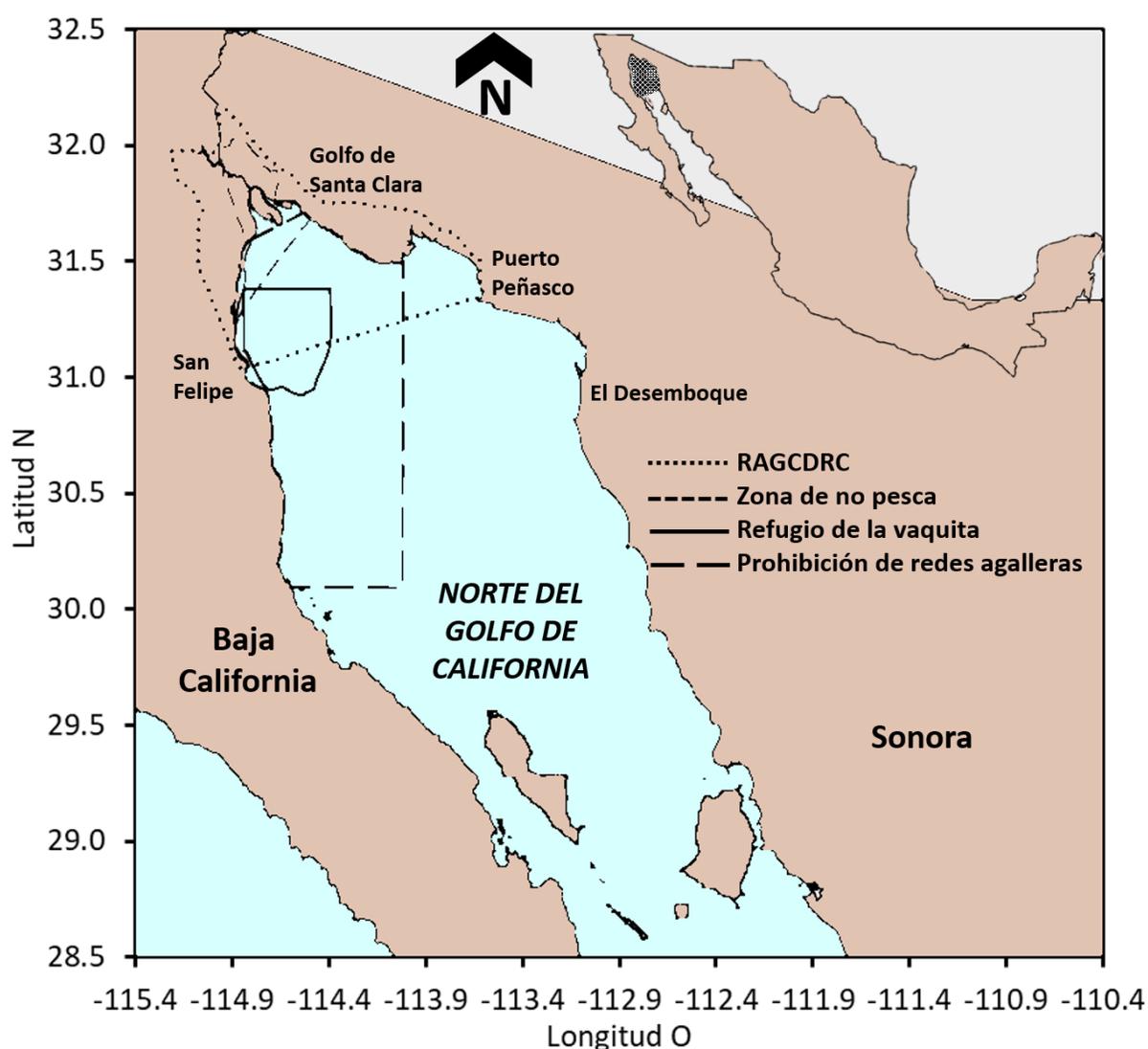


Figura 1. Área de muestreo del chano *Micropogonias megalops*. El área incluye las zonas tradicionales de captura comercial del recurso en el Norte del Golfo de California. RAGCDRC: Reserva del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado

El NGC es un área de aproximadamente 60 mil Km² con profundidad irregular que varía de 50 a 200 m, incluye a la zona del Alto Golfo de California (AGC) y está separada del resto del golfo por la región de las Grandes Islas (Brusca *et al.*, 2017; Hernández-Tlapale, 2020). Se caracteriza por temperaturas extremas durante el año (10 a 32 °C), baja precipitación y alta evaporación (Álvarez-Borrego *et al.*, 1973; Brusca *et al.*, 2017). La salinidad del NGC (~35.30 a ~37.0 ups) es superior a la de aguas del Pacífico localizadas en las mismas latitudes, y en lugares someros, como esteros o antiestuarios, la salinidad es aún mayor (Lavín *et al.*, 1995; Zamudio *et al.*, 2011; Brusca *et al.*, 2017). El clima del NGC es templado, característico de la Provincia de California y/o Norte del Golfo de California, que es una bioregión de aguas relativamente frías (23.43 °C) y de tipo eutrófica (1.81 mg/m³) comparada con el resto del golfo (Robertson y Allen, 2015; López-Martínez *et al.*, 2023). Presenta mareas mixtas principalmente de tipo semidiurnas, esto es, dos mareas altas y dos mareas bajas en el día con alturas similares, lo que provoca una fuerte mezcla por corriente de marea (Brusca *et al.*, 2017; Hernández-Tlapale, 2020). El rango de marea es amplio, siendo de 4 m hasta arriba de los 7 m, lo que produce altas tasas de disipación de energía y alta turbidez cerca de la costa y sitios cercanos al Delta del Río Colorado (Cudney-Bueno y Turk-Boyer, 1998; Brusca *et al.*, 2017). En la región existe un frente estratificado permanente de temperatura, salinidad, Chla y de concentración de oxígeno disuelto, que se ubica en la línea entre San Felipe, B.C. y Puerto Peñasco, Sonora, que separa al AGC de las áreas más profundas y estratificadas del NGC (Hernández-Tlapale, 2020). Este frente estratificado varía en posición de forma estacional, siendo cercano a los 30 m de profundidad durante el verano y de 60 m durante el invierno (Brusca *et al.*, 2017; Hernández-Tlapale, 2020). Las condiciones atmosféricas e interacción con el Océano Pacífico hacen que en esta zona se presenten vientos débiles del sur durante el verano y vientos fuertes del noroeste durante el invierno (García-Morales *et al.*, 2017; Hernández-Tlapale, 2020). La circulación en la zona es de tipo estacional, siendo ciclónica (en contra de las manecillas del reloj) durante el verano y anticiclónica (a favor de las manecillas del reloj) durante el invierno (García-Morales *et al.*, 2017; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Todas estas condiciones de circulación, mezcla por marea y vientos, especialmente los de invierno, hacen que se presenten fuertes surgencias en la costa este del golfo, incluyendo el NGC y alrededor de las islas, haciendo de esta una zona altamente productiva (Brusca *et al.*, 2017; Robles-Tamayo *et al.*, 2020).

6.2 Obtención de datos

Los datos de individuos de chano *Micropogonias megalops*, provinieron de muestras obtenidas por personal técnico del Laboratorio de Pesquerías del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste Unidad Guaymas, a bordo de embarcaciones mayores de la pesca industrial a través del proyecto PRODUCE Sonora (2010-2012): “Evaluación del estado de salud de las especies de escama capturadas por los barcos arrastreros en el Alto Golfo de California” (Fig. 2). Además de muestreos efectuados por el personal del CRIAP-INAPESCA, 2017 y 2018, durante los cruceros de veda de camarón del Pacífico (Fig. 3). Así como de muestreos efectuados de arribos en 2010-2012 y recientes (2020) de embarcaciones menores de la pesca artesanal y embarcaciones mayores (camaroneros y escameros) en el NGC (Fig. 4).

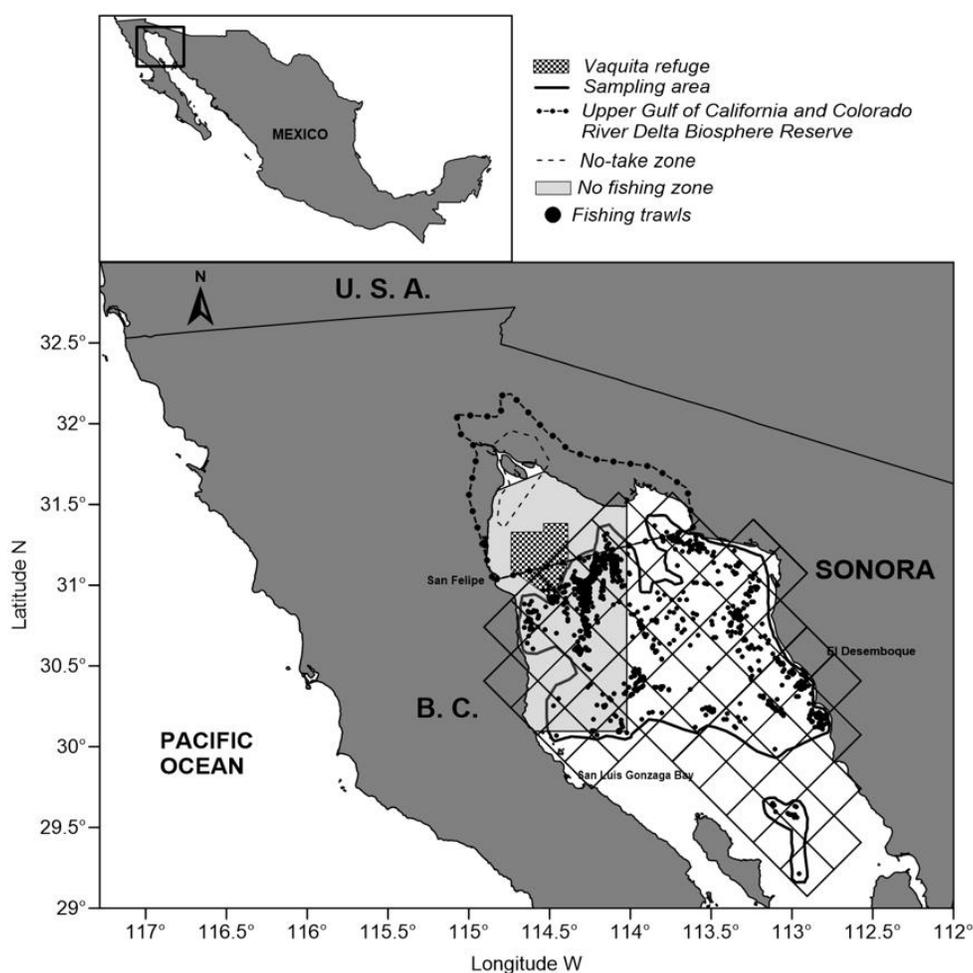


Figura 2. Área de muestreo del chano *Micropogonias megalops*. Esta área incluye las zonas tradicionales de captura comercial del recurso a través de la flota industrial en el Norte del Golfo de California obtenidas a través del proyecto PRODUCE Sonora (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018).

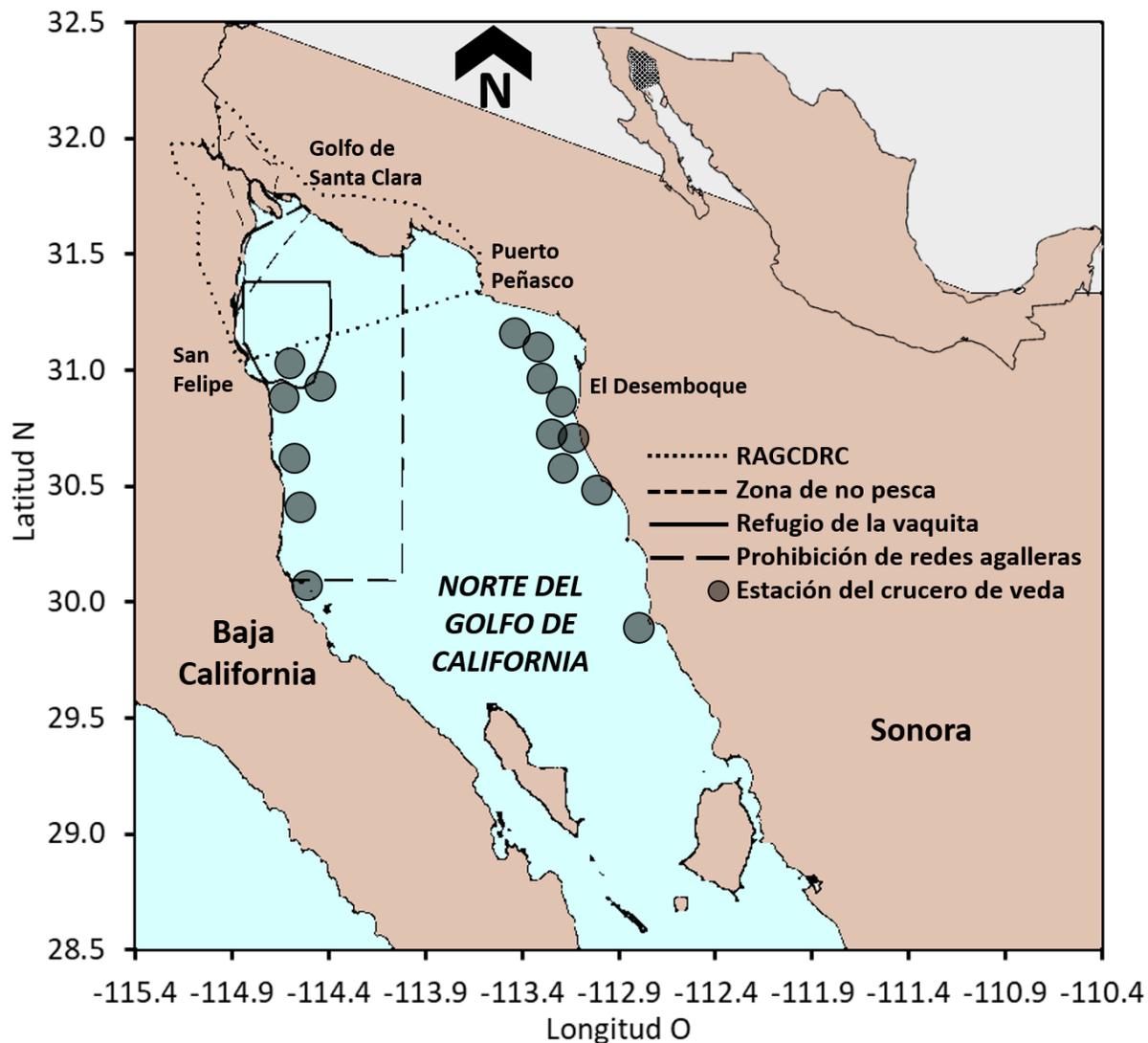


Figura 3. Estaciones de cruceros de veda con presencia de chano *Micropogonias megalops*. Muestreos realizados durante el crucero de veda de camarón del Pacífico en el Golfo de California (CRIAP-INAPESCA, 2017 y 2018).

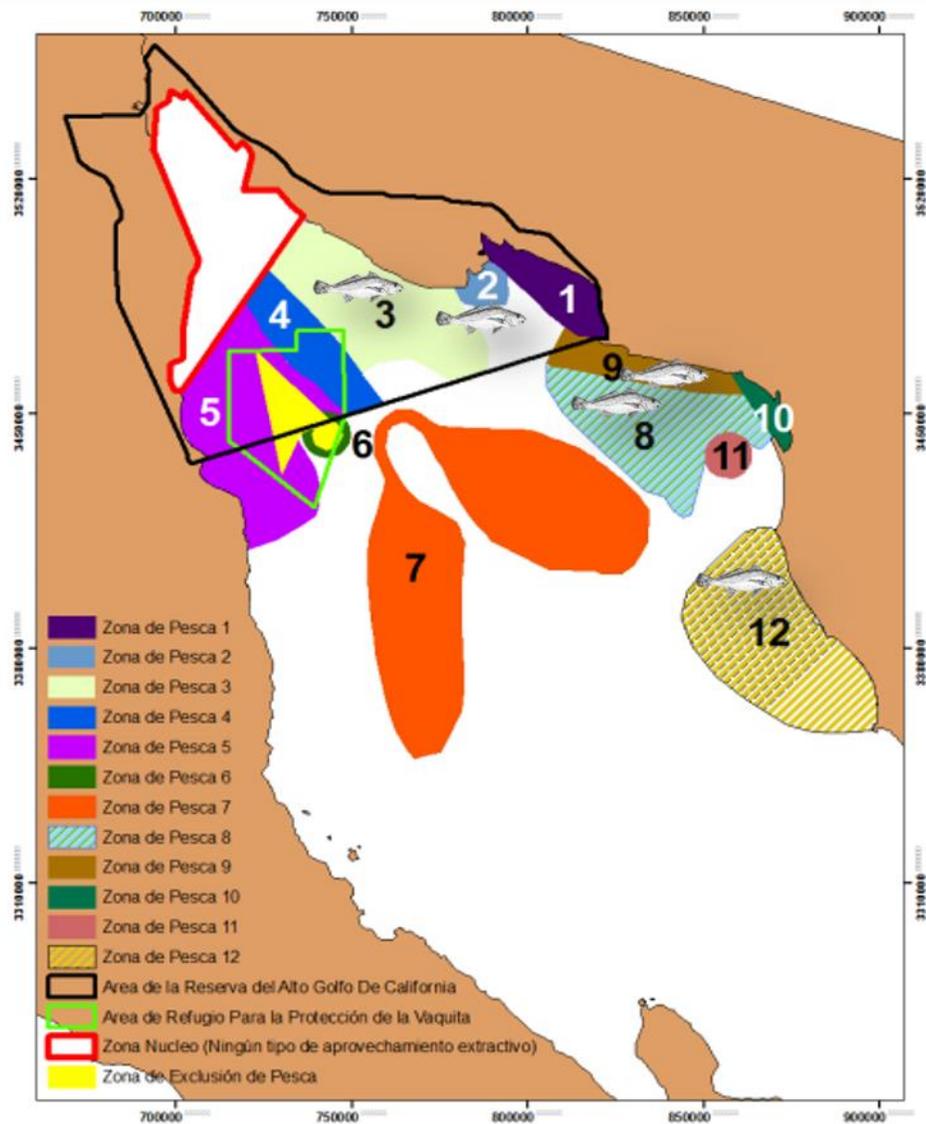


Figura 4. Área de muestreo del chano *Micropogonias megalops*. El área incluye las zonas tradicionales de captura comercial del recurso a través de la flota artesanal en el Norte del Golfo de California (Tirado-Pineda, 2019).

Las muestras y datos analizados corresponden al periodo de 1995-2020 comprendiendo estos un lapso de 26 años. El análisis se llevó a cabo de forma interanual, en el cual se incluyó información biológica y pesquera de individuos de chano obtenidos y reportados por Román-Rodríguez (2000), Arzola-Sotelo (2013), Arzola-Sotelo *et al.* (2018) y muestreados para los años recientes (2016-

2020). La información con la que se contó y que reporta Román-Rodríguez (2000) fue de edades individuales en años (obtenida a partir de la lectura de otolitos), longitudes (mm), pesos (g), así como de valores estimados de la dinámica poblacional del chano como: crecimiento (L_{∞} , K y t_0), mortalidades, longitud de primera madurez (L_{50} mm), tasas de explotación, así como información de capturas (toneladas). La información reportada por Arzola-Sotelo (2013) y Arzola-Sotelo *et al.* (2018) incluyó datos individuales de edades en años (asignados a partir de la clave edad-longitud de Román-Rodríguez, 2000), longitudes (mm), pesos (g), así como valores de crecimiento (L_{∞} , K y t_0), mortalidad natural, longitud de primera madurez (L_{50} mm), selectividad (LC_{50} mm), capturas y de biomasa estimada (toneladas). La información de muestras recientes de chano para el análisis (2016-2020), provinieron de muestreo biológico que se llevó a cabo en el laboratorio de Pesquerías de CIBNOR, unidad Guaymas, Sonora, donde se obtuvieron datos de longitudes (LT mm), peso total (g), sexo y madurez sexual siguiendo a Nikolsky (1963). Estas muestras correspondieron a los muestreos de la Fauna de Acompañamiento del Camarón (FAC) obtenidos durante los cruceros de veda de camarón del Pacífico en el Golfo de California, los cuales fueron realizados por el CRIAP-INAPESCA, Guaymas, Sonora, en los años 2017 y 2018. La información que se consideró para este caso fue el correspondiente a los individuos de chano obtenidos específicamente en el área geográfica de interés (NGC). De forma complementaria, durante el año 2020 se llevaron a cabo muestreos biológicos (toma de LT en mm, peso total en g, sexo y madurez) de chano durante los arribos de la flota menor y mayor en Puerto Peñasco, Sonora. Esto con el fin de obtener información de amplio espectro, incluyendo desde los individuos más chicos (menores edad) hasta los más grandes (mayor edad) de la población según lo reportado por Arzola-Sotelo *et al.* (2018). Con la información de longitudes obtenidas durante este último periodo de tiempo, se asignaron las edades individuales basadas en la clave edad-longitud existente para la especie (Román-Rodríguez, 2000).

6.3 Análisis de datos

6.3.1 Estructuras de longitudes y análisis multinomial

Se obtuvieron las estructuras de longitudes recientes del chano (2020), donde se incluyeron datos de longitud total (mm) de las muestras correspondientes a las diferentes fuentes de información

en el Norte del Golfo de California, como: pesca industrial (camarón y escama) y pesca artesanal (escama, elasmobranquios). Lo anterior con el propósito de contar con un rango de longitudes amplio que incluyera la mayor cantidad de longitudes y edades de la especie. Las frecuencias de longitudes obtenidas fueron en intervalos de 10 mm, posteriormente se calcularon valores de longitud media, desviación estándar y grupos modales a través de análisis multinomial, esto bajo el supuesto que la distribución de frecuencias de longitudes para cada grupo modal sigue una distribución normal.

Para identificar el número de grupos modales en las muestras correspondientes a cada año (2000, 2010 y 2020) se llevó a cabo primero una inspección visual de la distribución de frecuencias de longitudes, y junto con el conocimiento previo sobre eventos de reclutamiento el chano *M. megalops*, se dieron valores de entrada de media y de desviación estándar a cada grupo modal. Posteriormente se llevó a cabo el ajuste con ayuda de la siguiente ecuación multinomial:

$$F_i = \sum_{a=1}^n \left[\left(\frac{1}{\sigma a \sqrt{2\pi}} \right) e^{-\frac{(x_i - \mu a)^2}{2\sigma a^2}} \right] * P_a \quad (1)$$

Donde F_i es la frecuencia de longitud total del grupo i ; a y n son los límites inferior y superior de la muestra (intervalos de LT) respectivamente; x_i es el punto medio de longitud del grupo i ; μa es la longitud media del grupo modal a ; P_a es el factor de peso del grupo modal a ; y σa es la desviación estándar de la longitud en el grupo modal a . Los parámetros incluidos en esta función se minimizaron a través de un ajuste no lineal, utilizando el algoritmo de Newton para determinar los parámetros del modelo con la siguiente función de probabilidad logarítmica negativa (Neter *et al.*, 1996):

$$-LL_{\{X|\mu a, \sigma a, P_a\}} = \sum_{i=1}^n f_i \ln \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) - \left[\sum f_i - \sum F_i \right]^2 \quad (2)$$

Donde $-LL_{\{X|\mu a, \sigma a, P_a\}}$ es la probabilidad logarítmica negativa de los datos para los parámetros μa , σa , P_a ; f_i es la frecuencia total observada del grupo de longitudes i ; F_i es la frecuencia total esperada para el grupo de longitud i según el modelo multinomial (Haddon, 2001; Montgomery *et al.*, 2010; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Finalmente, los grupos modales del chano *M. megalops*

se separaron de acuerdo con el índice de separación (I.S.) utilizando la siguiente ecuación (Sparre y Venema, 1997):

$$I.S. = 2 * \frac{(\mu_n - \mu_i)}{(\sigma_n + \sigma_i)} \quad (3)$$

Donde μ_n y μ_i son la longitud total media de los grupos modales n e i respectivamente; σ_n y σ_i son las desviaciones estándar de los grupos modales n e i , respectivamente. Por tanto, si $I.S. > 2$, entonces es viable separar los grupos modales componentes de las frecuencias de longitudes observadas (Sparre y Venema, 1997).

6.3.2 Relaciones biométricas

Con la información de longitud total (mm) y peso total (g) de los individuos de chano muestreados para las fechas recientes (2020), se obtuvieron relaciones biométricas a través de estimación no lineal, siguiendo un algoritmo de mínimos cuadrados que consideró como criterio de ajuste al coeficiente de determinación (R^2). La estimación se llevó a cabo a través de la siguiente ecuación:

$$PT = a * LT^b \quad (4)$$

Donde:

PT = es el peso total del individuo en gramos.

LT = es la longitud total del individuo en milímetros.

a y b = son parámetros de la relación longitud-peso, donde a es una constante de la regresión y b es el coeficiente de crecimiento en la regresión.

Se considera al coeficiente de regresión b como aquel valor que brinda información sobre el tipo de crecimiento que presenta la especie; si $b = 3$ nos dirá que el crecimiento del chano es isométrico y si $b \neq 3$ su crecimiento será alométrico (Ricker, 1975; Bagenal y Tesch, 1978). Para ello se realizó una prueba t de Student para determinar si el valor de b fue significativamente diferente del crecimiento isométrico $b = 3$ (Zar, 1999).

6.3.3 Estimación de crecimiento

Se estimó el crecimiento del chano con información de los periodos 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California. Para ello se utilizaron datos de longitud total y edad reportados para la

especie (2000), además de datos de longitud (2010 y 2020) con edad asignada a partir de la clave de Román-Rodríguez (2000). Esto se realizó bajo los supuestos y hechos que: 1) la clave se obtuvo a partir de la lectura de otolitos de la especie, dando mayor confianza sobre la información de edades, 2) *M. megalops* es una especie con longevidad observada de 17 años, 3) la estructura de edad de la especie se mantuvo constante en el tiempo y 4) la asignación de edad a longitudes fue para individuos obtenidos en muestreos biológicos de la especie en la región durante 2010 y 2020. Los parámetros de crecimiento se calcularon a través del ajuste al modelo de crecimiento de von Bertalanffy o MCVB (Bertalanffy, 1938), el cual ha sido comprobado como el ‘mejor’ descriptor el crecimiento en la especie (Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018):

$$LT_{(t)} = L_{\infty} (1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad (5)$$

Donde:

$LT_{(t)}$ = es la longitud total a la edad t .

L_{∞} = es la longitud asintótica o longitud teórica máxima de la especie.

K = es el coeficiente instantáneo de crecimiento; parámetro de curvatura que determina la velocidad de aproximación a L_{∞} .

t_0 = es la edad hipotética a la cual el individuo muestra una longitud igual a cero (parámetro de condición inicial).

Los parámetros de crecimiento del MCVB (θ) fueron ajustados utilizando una función de máxima verosimilitud de acuerdo con la siguiente ecuación (Neter *et al.*, 1996):

$$LL_{(\theta/datos)} = - \left(\frac{n}{2} \right) (Ln(2\pi) + 2 * Ln(\sigma) + 1) \quad (6)$$

La desviación estándar (σ) se obtuvo asumiendo un error de estructura de tipo multiplicativo, donde la solución analítica fue dada por la siguiente ecuación:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n [Ln L_{obs}(t) - Ln \hat{L}(t)]} \quad (7)$$

Donde n representa el número de datos de edad-longitud observados para el chano en el Norte del Golfo de California (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018).

Los intervalos de confianza (I.C. 95%) de cada parámetro de crecimiento obtenido para cada periodo de tiempo (2000, 2010 y 2020) se calcularon a través de la construcción de los perfiles de verosimilitud, esto con el uso de los valores del logaritmo de verosimilitud (LL) y los parámetros

ajustados de cada año (Venzon y Moolgavkor, 1988; Hilborn y Mangel, 1997). Los intervalos de confianza para los parámetros θ fueron estimados basados en la distribución χ^2 con m grados de libertad (Zar, 1999). El intervalo de confianza fue definido como todos los valores θ que satisfacen la desigualdad:

$$2[LL(Y/\theta) - LL(Y/\theta_{mejor})] < \chi^2_{1,1-\alpha} \quad (8)$$

Donde $LL(Y/\theta_{mejor})$ es el logaritmo de verosimilitud del valor más probable de θ y $\chi^2_{1,1-\alpha}$ son los valores de la distribución χ^2 con 1 grado de libertad a un nivel de confianza de $1-\alpha$. Así, el intervalo de confianza al 95% para θ abarca todos los valores de θ que son dos veces la diferencia entre el logaritmo de verosimilitud del 'mejor' estimado de θ que es menos que 3.84 para un parámetro (Haddon, 2001; Pawitan, 2001).

Para denotar el desempeño del crecimiento del chano durante el periodo de estudio, se obtuvieron valores del índice de Phi prima (Φ') a través de la siguiente ecuación de Munro y Pauly (1983):

$$\Phi' = \text{Log}_{10} K + 2 \text{Log}_{10} L_{\infty} \quad (9)$$

Donde K es el coeficiente de crecimiento y L_{∞} es la longitud asintótica obtenida para la especie a través del MCVB.

La longevidad o edad teórica máxima del chano fue estimada a través de la ecuación de Taylor (1962):

$$t_{max} \cong \frac{3}{K} + t_0 \quad (10)$$

Donde t_{max} es la longevidad o tiempo máximo de la especie, la cual asume que los individuos de chano más viejos presentan una longitud total del 95% de su L_{∞} . El valor de K es el coeficiente de crecimiento y t_0 la edad a una longitud cero, ambos dados por el MCVB.

Con el fin de conocer el peso individual máximo de la especie de forma interanual, se calculó el peso asintótico o máximo, esto a través de la ecuación propuesta por Csirke (1980):

$$P_{\infty} = a * L_{\infty}^b \quad (11)$$

Donde:

P_{∞} = es el peso asintótico en gramos del individuo.

L_{∞} = es la longitud asintótica obtenida a través del MCVB.

a y b = son parámetros de la relación longitud-peso.

6.3.4 Longitud de primera madurez y selectividad

Para la estimación de la longitud de primera madurez sexual (L_{50}) se consideraron datos de longitud total (mm) de las hembras maduras (estadios III a V) según la escala morfocromática de Nikolsky (1963). Se consideró que L_{50} es la longitud mínima a la cual las hembras presentan el 50% de probabilidad de encontrarse sexualmente maduras (Campos, 1992). Para el análisis, primeramente, se agruparon los datos de longitudes de hembras maduras en intervalos de longitud de 5 mm, para posteriormente obtener la proporción de hembras maduras en cada intervalo de longitud. Después de esto, se obtuvo la proporción acumulada observada de hembras maduras al sumar su proporción en cada intervalo de longitud. La relación entre los valores observados de proporción acumulada y sus valores teóricos se obtuvo con la ayuda de un modelo logístico (King, 2007):

$$P_i = \frac{1}{1 + e^{-r(LT-L_{50})}} \quad (12)$$

Donde:

P_i = es la proporción de hembras maduras en el intervalo de longitud i .

r = es la pendiente de la curva logística.

LT = es la longitud total (mm) del intervalo de longitudes.

L_{50} = es la longitud total media en la cual los individuos se encuentran sexualmente maduros.

Para el ajuste de los parámetros del modelo logístico se siguió el método de Newton y como función objetivo a la suma de residuales cuadrados (Neter *et al.*, 1996).

Para la estimación de la selectividad o longitud de primera captura del chano (LC_{50}), se consideró la información de longitudes tanto de hembras como de machos muestreadas en el Norte del Golfo de California. Así mismo, se consideró la información global de todas las fuentes de información, incluyendo datos de frecuencias de longitudes provenientes de la pesca industrial y de la pesca artesanal. A pesar de que las artes y forma de pesca de ambas flotas son de características muy diferentes (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018), este cálculo tuvo como objetivo estimar un valor global de longitud vulnerable a la pesca para el chano en el área. Para la

obtención del valor de LC_{50} se siguió la misma metodología aplicada para la longitud de primera madurez (L_{50}), con la diferencia que para la longitud de primera captura se consideró la totalidad de datos LT de hembras y machos de la especie.

6.3.5 Mortalidad natural

La estimación de la Mortalidad natural (M) del chano, al ser este uno de los valores o parámetros poblacionales más crípticos, cotejó el cálculo y consideraciones biológicas de tres ecuaciones empíricas, de las cuales se consideró un valor promedio M para cada año de estimación (2000, 2010 y 2020). La primera ecuación utilizada fue la de Pauly (1980):

$$\text{Log}_{10}M = -0.0066 - 0.279 * \text{Log}_{10}L_{\infty} + 0.6543 * \text{Log}_{10}K + 0.4632 * \text{Log}_{10}T \quad (13)$$

Donde L_{∞} es la longitud asintótica y K es el coeficiente de crecimiento del chano obtenida a través del MCVB, y T fue la temperatura superficial media del mar ($^{\circ}\text{C}$) presentada en cada año de interés (2000, 2010 y 2020).

La segunda ecuación fue la de Jensen (1996):

$$M = 1.5 * K \quad (14)$$

Siendo K el coeficiente instantáneo de crecimiento del MCVB.

La tercera ecuación fue la variante de Then *et al.* (2015) que considera valores de los parámetros de crecimiento:

$$M = 4.118 * K^{0.73} * L_{\infty}^{-0.33} \quad (15)$$

Donde K y L_{∞} son los parámetros de crecimiento del chano obtenidos a través del MCVB.

6.3.6 Variación de los parámetros poblacionales

La variación del crecimiento (ϕ'), longitud de primera madurez (L_{50}), longitud de primera captura (LC_{50}) y mortalidad natural (M) de *M. megalops* entre los años 2000, 2010 y 2020 fue obtenida a través de anomalías estandarizadas. Para ello se utilizó la siguiente ecuación:

$$N_{\theta} = \frac{X_t - \mu}{\sigma} \quad (16)$$

Donde N_{θ} es la anomalía del parámetro poblacional durante cada año de interés, X_t es el valor ajustado del parámetro en el año t , μ es valor promedio de los parámetros y σ es la desviación estándar (De León *et al.*, 2005; López-Martínez *et al.*, 2020).

6.3.7 Esfuerzo pesquero y capturas

Datos pesqueros como el esfuerzo (número de embarcaciones) y capturas (en toneladas) del chano en el Norte y Alto Golfo de California fueron obtenidos anualmente (1995-2020) a través de diferentes fuentes de información. Para el caso del esfuerzo (flota menor) de 1995-2007 se obtuvo información de Aragón-Noriega *et al.* (2010), Rodríguez-Quiroz *et al.* (2010) y de Tirado-Pineda (2019), además de información esfuerzo (de embarcaciones menores y mayores) obtenida de las oficinas de Pesca del Alto Golfo (Puerto Peñasco y Golfo de Santa Clara, Sonora) para los años 2014-2020. De forma complementaria, para datos de esfuerzo de ambas flotas de la zona se consultaron documentos de Manifestaciones de Impacto Ambiental, como: Pesca de Camarón en el Alto Golfo de California. Manifestación de Impacto Ambiental modalidad Regional. 2008. ARMADORES UNIDOS DE PUERTO PEÑASCO, S.A. DE C.V. y a Pérez-Valencia *et al.* (2017). Los datos de captura en toneladas del chano se obtuvieron de forma interanual con base en Aragón-Noriega *et al.* (2010), Rodríguez-Quiroz *et al.* (2010) y de Tirado-Pineda (2019) para los años 1995-2007. Además de consulta digital de registros de capturas en la página de la Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura, CONAPESCA (https://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion_estadistica_por_especie_y_entidad) para los años 2006-2014. Consulta digital en la página de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Recursos Hidráulicos, Pesca y Acuicultura (SAGARHPA) en el sistema de la Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable (OEIDRUS, Sonora) para datos de captura de los años 2000-2011. Además de consulta digital en el sistema de la Oficina de Información Agropecuaria y Pesquera del Estado de Sonora (OIAPES) (<http://oiapes.sagarhpa.sonora.gob.mx/portada1.htm>) para información de capturas de chano de los años 2005-2020. Por otro lado, se obtuvieron datos de capturas reportadas para los años 2011-2018 en el sitio de Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) (http://www.campomexicano.gob.mx/raw_pesca_gobmx/seccionar.php). De forma complementaria se obtuvieron datos de capturas en toneladas de avisos de arribos registrados en oficinas de pesca de Puerto Peñasco y Golfo de Santa Clara, Sonora, para los años 2014-2020. Con toda la información de capturas reunida, se cotejaron las cifras de las diferentes fuentes de información y se obtuvo un solo grupo de valores promedio para cada año de 1995-2020 en el Norte del Golfo de California. Las cifras de capturas de chano, aunado a los valores de relaciones

biométricas obtenidas y proyectadas de forma interanual, además de la clave edad-longitud de Román-Rodríguez (2000), sirvieron para transformar el peso de captura anual de chano a frecuencias de individuos. Con este procedimiento, se obtuvieron matrices interanuales con el número total de individuos y la biomasa total observada, a cada longitud y edad.

6.3.8 Biomasa histórica y puntos de referencia

Se llevó a cabo la estimación de biomasa anual con información registrada de capturas en toneladas (t), así como del esfuerzo dirigido a la captura de chano durante 26 años (1995-2020) en el Norte del Golfo de California. El número de embarcaciones consideradas pertenecieron a ambas flotas en la región, tanto de San Felipe, Baja California, Golfo de Santa Clara, Puerto Peñasco y Costa de Caborca, Sonora, siendo la del número de pangas totales (flota menor) y el número total de barcos escameros (flota mayor). Estas son flotas que presentan un esfuerzo real dirigido a la captura y extracción de chano en el área (Aragón-Noriega *et al.*, 2010; Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2010; Ramírez-Rodríguez, 2017; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Para la estimación de biomasa interanual se siguió un modelo general como es el de producción excedente y dos métodos diseñados para recursos con información limitada (Schaefer, 1954; Froese *et al.*, 2017, 2019). Dentro de la información requerida se encuentra: la serie de capturas de la especie, el valor de r y k (parámetros del modelo de producción excedente), un intervalo de valores probables del tamaño relativo del stock en el primer (λ_{01} y λ_{02}) y último año (λ_1 y λ_2) de la serie de capturas, además de un intervalo del estimado de mortalidad natural (M) de la especie.

El primer método fue el de Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus (CRMS+), el cual hace uso del modelo de producción de Schaefer (1954) para estimar la biomasa anual para un par de valores de r y k . El segundo método implementado fue el Bayesiano estado-espacial de Schaefer (MBS) (Froese *et al.*, 2017, 2019), haciendo uso de datos de capturas y de abundancia para estimar r , K y el Rendimiento máximo sostenible (RMS). La producción excedente básica está gobernada por la siguiente ecuación:

$$B_t = k * l_0 \quad (17)$$

$$B_{t+1} = \left[B_t + r * \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) B_t - C_t \right] \quad (18)$$

Donde:

B_{t+1} es la biomasa estimada para el chano al inicio del año $t+1$ y consecutivos en la serie de tiempo.

B_t es la biomasa de chano al inicio del año t .

C_t es la captura de chano al año t .

r es la máxima tasa intrínseca de crecimiento poblacional.

k es la capacidad de carga del hábitat del stock.

θ_0 es un valor seleccionado aleatoriamente mediante una distribución normal multivariada dentro del rango de $(\lambda_{01}$ y $\lambda_{02})$.

En este análisis se tienen que especificar intervalos del tamaño relativo del stock (B/k) al inicio y final de la serie de tiempo. Para el presente estudio, los rangos de biomasa previa relativa a k se basaron en la información de biomasa relativa obtenidas de forma independiente para la especie mediante el Análisis de Cohortes ANCO (Jones, 1981; Quinn y Deriso, 1999). Para el primer año (1995) el intervalo λ_{01} y λ_{02} fue [0.8, 1.0], y para el último año (2020) el intervalo λ_1 y λ_2 fue [0.70, 0.90].

Los valores *a priori* de k se obtuvieron considerando la captura máxima (C_{max}) de *M. megalops* en la serie de tiempo. El límite inferior de k fue C_{max}/r alto, y el límite superior de k fue $12C_{max}/r$ bajo (Froese *et al.*, 2017). Martell y Froese (2013) mencionan que, para la obtención de los valores de r , en caso de no tener otra posibilidad, se deben considerar los valores de resiliencia incluidos en FishBase para la especie (Froese y Pauly, 2021). Por lo tanto, se evaluó el efecto de ambas opciones (FishBase-Estimación de r) en la parametrización del modelo. Para las estimaciones de r se utilizó el mismo enfoque que Zhang *et al.* (2018), quienes usaron la ecuación empírica de Sullivan (1991) que incluye los parámetros K y w_∞ del modelo de von Bertalanffy. Los estimados de K y L_∞ (a partir del cual se estimó w_∞) correspondieron a las cifras de crecimiento interanual de la especie, y el estimando de r del stock fue mediante la siguiente ecuación propuesta por Sullivan (1991):

$$r = 0.947 + 1.189K - 0.095 Lnw_\infty \quad (19)$$

El rango de valores estimados para r fue de 0.67-0.68. Los rangos de mortalidad natural fueron los valores calculados en los años con información biológica. Los rangos de valores de entrada r ,

k , $\lambda_{01}-\lambda_{02}$ y $\lambda_1-\lambda_2$ para los métodos CRMS+ y MBS incluyendo todas las consideraciones se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores del rango de entrada para el método de Monte Carlo (CRMS+) y el método del modelo de producción excedente Bayesiano estado-espacial de Schaefer (MBS) para la población de *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California. El valor r es la tasa máxima intrínseca de crecimiento de la población, k es la capacidad de carga, $\lambda_{01}-\lambda_{02}$ es el rango del tamaño relativo de la población al principio y $\lambda_1-\lambda_2$ al final de la serie temporal.

Valores de entrada	Límite inferior	Límite superior
r (FishBase)	0.50	1.00
k	25,600.00	154,000.00
$\lambda_{01}-\lambda_{02}$	0.80	1.00
$\lambda_1-\lambda_2$	0.70	0.90

Una vez parametrizado el modelo de producción excedente, se recalculó a través de iteraciones sucesivas mediante el proceso de Monte Carlo y el método del modelo Bayesiano estado-espacial de Schaefer para estimar la biomasa anual (Froese *et al.*, 2017, 2019). Con los pares de valores de r y k seleccionados dentro de los intervalos, bajo el supuesto de una distribución uniforme y mediante el uso de una distribución de Bernoulli como función de verosimilitud, se seleccionaron los pares de valor de r y k que completen 3 condiciones ($LL=1$):

- 1.- Que el stock no colapse antes del último año de la serie de capturas.
- 2.- Que el stock no exceda la capacidad de carga asumida *a priori*.
- 3.- Que la biomasa estimada del último año de la serie de capturas esté dentro del rango de reducción del stock asumido *a priori* (λ_1 y λ_2).

Los pares de valores que no cumplieron con estas condiciones fueron descartados ($LL=0$).

$$LL_{(Datos|\theta)} = \left\{ \begin{array}{ll} 1 & \lambda_1 \leq \frac{B_{n+1}}{k} \leq \lambda_2 \\ 0 & \lambda_1 > \frac{B_{n+1}}{k}, \frac{B_{n+1}}{k} > \lambda_2 \end{array} \right\} \quad (20)$$

Para finalizar, se calculó la media geométrica de los estimados de biomasa con los pares de valores r y k seleccionados. Con dichos parámetros y con el uso de las siguientes ecuaciones propuestas por Schaefer (1954) se estimaron los puntos de referencia objetivo:

B_{RMS} Biomasa a la cual se obtiene el Rendimiento máximo sostenible:

$$B_{RMS} = \frac{k}{2} \quad (21)$$

Donde el Rendimiento máximo sostenibles RMS es:

$$RMS = \frac{rk}{4} \quad (22)$$

La mortalidad por pesca al Rendimiento máximo sostenible F_{RMS} es:

$$F_{RMS} = \frac{r}{2} \quad (23)$$

La tasa de explotación al Rendimiento máximo sostenible E_{RMS} es:

$$E_{RMS} = \frac{F_{RMS}}{F_{RMS} + M} * (1 - \exp^{(F_{RMS}-M)}) \quad (24)$$

Regla de explotación al Rendimiento máximo sostenible OFL es:

$$OFL = B_{2020} * E_{RMS} \quad (25)$$

Una vez obtenidas las estimaciones históricas de biomasa y mortalidad por pesca de la población, se evaluó el estado del recurso (Est) mediante el análisis de fase de Kobe. Este es un gráfico que representa las series temporales de la biomasa del stock (B/B_{RMS}) en el eje X y la mortalidad por pesca (F/F_{RMS}) en el eje Y. El gráfico se divide en cuatro cuadrantes: 1) la zona naranja indica a poblaciones sanas que están a punto de agotarse por sobrepesca ($B/B_{RMS} > 1, F/F_{RMS} > 1$); 2) la zona roja indica que la población está siendo sobreexplotada y presenta niveles de biomasa demasiado bajos para producir rendimientos máximos sostenibles ($B/B_{RMS} < 1, F/F_{RMS} > 1$); 3) la zona amarilla indica reducción de la presión pesquera sobre las poblaciones y que estas se están recuperando de niveles de biomasa todavía demasiado bajos ($B/B_{RMS} < 1, F/F_{RMS} < 1$); y por último, 4) la zona verde es la zona objetivo para el manejo, la cual indica una presión pesquera sostenible y un tamaño de población saludable capaz de producir rendimientos elevados cercanos al RMS ($B/B_{RMS} > 1, F/F_{RMS} < 1$) (Kell *et al.*, 2012; Froese *et al.*, 2019).

6.3.9 Análisis de captura a la edad

Se llevó a cabo un análisis de captura por edad para el chano (en lo sucesivo denominado modelo CAGEAN). Los datos de captura por edad fueron obtenidos para cada año de información presentado por la especie durante el periodo 1995-2020. Los datos de edad del chano fueron

obtenidos de Román-Rodríguez (2000), quienes realizaron lecturas de anillos de crecimiento en otolitos y cuya información se utilizó para construir la clave edad-longitud de la especie (Anexo A). Las edades individuales fueron asignadas a las frecuencias de longitudes obtenidas durante cada año en el periodo de 1995-2020.

Las cifras de captura total en peso (toneladas) de chano para cada uno de los años se obtuvieron a partir de la captura comercial y utilizando la información de frecuencias de edad y la relación peso-longitud reportadas por Román-Rodríguez (2000) y Arzola-Sotelo (2013). Para el cálculo del número de individuos (N) a la edad $a + 1$ de chano de cada año comenzando con la edad + 1 se utilizó la siguiente ecuación:

$$N_{a+1,p+1} = N_{a,p} \exp^{Z_{a,p}} \quad (26)$$

Dónde: $N_{a,p}$ es el número de individuos de chano de edad a presente al comienzo del año p , y Z es la mortalidad total correspondiente a cada edad; Z es la suma de la mortalidad natural M y la mortalidad por pesca F . El valor de la mortalidad natural M de la especie considerado cotejó las cifras obtenidas en el periodo de estudio y las derivadas de parámetros de crecimiento reportados por Román-Rodríguez (2000) corregidos por Aragón-Noriega *et al.* (2015) y Arzola-Sotelo *et al.* (2018, 2022). Con base en esto, la mortalidad natural considerada fue de $M = 0.465$ y se asumió como constante para todos los individuos en la población en cada año. La mortalidad por pesca se estimó bajo el supuesto de separabilidad por edad de la siguiente manera:

$$F_{a,p} = F_{sep} * V_a \quad (27)$$

Donde: F_{sep} es la mortalidad por pesca dependiente del tiempo, V_a es la vulnerabilidad específica de la pesquería según la edad, la cual se calculó mediante una curva sigmoidea igual a uno cuando todos los individuos alcanzan la edad de reclutamiento total a la pesquería (Megrey, 1989):

$$V_a = \frac{\exp^{-(a-a^{vul})^2}}{2 * \sigma_a^2} \quad (28)$$

Donde a representa la edad expresada en años, a^{vul} la edad vulnerable, σ_a^2 es la varianza. Si se calcula un $a < a^{vul}$ entonces V_a debe ser calculada, y si $a > a^{vul}$ entonces $V_a = 1$. La ventaja de la separabilidad es que reduce el número de parámetros de mortalidad por pesca desconocidos, por

lo tanto, se supone que F_a puede separarse en un término de mortalidad por pesca dependiente del tiempo para individuos de chano totalmente reclutados (Quinn y Deriso, 1999). Los elementos de F_{sep} son estimados como parámetros en el modelo. La captura por edad (\bar{C}_a, p) predicha se calculó a partir de la ecuación de captura de Baranov, la cual presenta una relación entre la mortalidad por pesca y la mortalidad total y el número de individuos de chano que mueren durante cada año (Quinn y Deriso, 1999):

$$\bar{C}_{a,p} = N_{a,p}(1 - \exp^{-Z}) * \frac{F_{a,p}}{Z_{a,p}} \quad (29)$$

6.3.10 Parametrización del modelo de captura a la edad

La función objetivo total fue una función de verosimilitud negativa y tuvo contribuciones de varias fuentes de información como: estimaciones de captura por edad, CPUE de la flota artesanal (pangas) y de información de biomasa relativa disponible para la especie en el área de interés. La contribución de las estimaciones de captura por edad estuvo dada por:

$$-\ln L_C = \frac{(\ln C_{a,p} - \ln \bar{C}_{a,p})^2}{2\sigma_{C_{a,p}}^2} \quad (30)$$

Donde $\ln C_{a,p}$ es la captura por edad observada, $\ln \bar{C}_{a,p}$ es la captura por edad estimada y $\sigma_{C_{a,p}}^2$ es la varianza de la captura por edad observada. La tasa de captura (Y) para la flota y/o valor de abundancia relativa (g) en la pesquería de chano durante el periodo de tiempo (1995-2020) se utilizaron como información auxiliar en el modelo para estabilizar y aumentar la precisión de los parámetros estimados. La suposición fue que Y observado es proporcional a la abundancia y sus valores pronosticados pueden estimarse de la siguiente manera:

$$\bar{Y} = B_p * q \quad (31)$$

Donde B_p es la biomasa total del periodo, q es la capturabilidad de cada tasa de captura (Y_p) y flota y/o la biomasa relativa (g), la cual se estimó de la siguiente manera:

$$q_g = \exp \left[\frac{\sum_p \ln \left(\frac{Y_{p,g}^{obs}}{B_p} \right)}{n_g} \right] \quad (32)$$

Donde n es el número de datos disponibles para la Y de cada flota, $Y_{p,g}^{obs}$ representa la tasa de captura observada (*obs*) para la flota y/o estimado de biomasa relativa (g) en el año (p). La función logarítmica de verosimilitud negativa ($-lnLg$) de cada Y_g fue estimada como:

$$-lnL_g = \frac{(\ln Y_g - \ln Y_{\bar{g}})^2}{2\sigma_{Y_g}^2} \quad (33)$$

Los residuos en la función objetivo se asumieron como multiplicativos (Hilborn y Walters, 1992). $Y_{\bar{g}}$ es la tasa de captura estimada para la flota y/o estimado de biomasa relativa. La función objetivo total ($-lnL_t$) del modelo CAGEAN fue la suma de las verosimilitudes negativas parciales:

$$-lnL_t = -lnL_c + (-lnL_{g1} * \lambda_{g1}) + -lnL_{g2} + (-lnL_{g2} * \lambda_{g2}) \quad (34)$$

Donde $-lnL_c$ es la función objetivo estimada a partir de los residuos de captura observados y estimados, $-lnL_g$ para flotas y/o estimado de biomasa relativa g para cada año, representan información auxiliar de la flota menor y estimados de biomasa relativa disponibles en el Norte del Golfo de California; λ_g es un término de ponderación que ajusta la cantidad de influencia de cada Y_g , y se estimó como:

$$\lambda_g = \frac{1}{\sigma_{Y_g}^2} \quad (35)$$

Donde $\sigma_{Y_g}^2$ es la varianza de la CPUE de la flota artesanal y/o los valores de biomasa relativa disponible g . La estimación de los parámetros en el modelo se llevó a cabo en función del criterio de maximización de la función logarítmica de verosimilitud negativa utilizando el algoritmo de Newton (Haddon, 2001).

6.3.11 Determinación de la relación SR y valores iniciales de reclutas

Con el fin de determinar una ‘mejor’ relación stock-reclutamiento (SR), así como obtener cifras iniciales de reclutamiento anual en *M. megalops*, se modeló el reclutamiento a través de diferentes ecuaciones SR. En dicho marco, se buscó disminuir la incertidumbre sobre el reclutamiento mediante un modelo numéricamente ponderado y cuyos valores sirvieran para su posterior optimización dentro del modelo de captura a la edad (Burnham y Anderson, 2002; Haddon, 2011). Para determinar la relación SR más adecuada de la especie, en términos

numéricos y estadísticos, se llevó a cabo un análisis con enfoque de inferencia multimodelo (Burnham y Anderson, 2002; Katsanevakis, 2006; Katsanevakis y Maravelias, 2008). La información de abundancia observada del stock desovante y de los reclutas correspondió a la presentada en la matriz de captura a la edad del presente trabajo (ver Tabla 9). Además, se consideraron las abundancias de desovantes y reclutas estimadas para la especie de forma anual (1995-2020) a través de un Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones ANCO (Jones, 1981; Quinn y Deriso, 1999). Para ambos casos, el stock desovante se consideró como la suma de organismos con edad igual o superior a la de primera madurez sexual, calculada con la información de L_{50} transformada a edad con la ecuación inversa de von Bertalanffy (Mackay y Moreau, 1990); mientras que los reclutas a individuos con edad-longitud correspondiente al primer año de vida de la especie. En el análisis de inferencia multimodelo se incluyeron cuatro funciones SR, con diferentes curvas teóricas y que son comúnmente usados en el manejo pesquero y ecología (Ricker, 1975; Forsythe *et al.*, 2012). La descripción de ecuaciones, parámetros, bases teóricas y formas de curvas de las relaciones SR se presentan a continuación con base en Doll y Jacquemin (2019).

El primer modelo fue el de Beverton y Holt (1957), el cual incorpora efectos denso-dependientes dentro de una fase de vida de la especie:

$$R_{(t+1)} = \frac{\alpha * S}{1 + \beta * S} \quad (36)$$

Donde R es el número de reclutas en el año o tiempo $(t+1)$, S es el stock desovante, α es el número de reclutas por desovante ante bajas abundancias de desovantes y es interpretado como el parámetro de productividad, y β es un parámetro de control sobre el nivel de la denso-dependencia. El modelo describe un incremento lineal de los reclutas a medida que los desovantes incrementan hasta que un mecanismo denso-dependiente obliga llegar a la relación a una asíntota o máxima productividad.

El segundo fue el modelo de Ricker (1954), el cual incorpora mecanismos denso-independientes que resultan en una respuesta negativa al reclutamiento. En este caso los efectos denso-

dependientes pudieran ocurrir en situaciones donde el stock desovante inhiba a los peces juveniles antes del reclutamiento (canibalismo):

$$R_{(t+1)} = S * e^{\alpha - \beta * S} \quad (37)$$

Donde S es el stock desovante, α es el parámetro de productividad proporcional a la fecundidad, y β es el parámetro de control del nivel de compensación denso-dependiente. Este modelo presenta una curva en forma de domo, donde el máximo reclutamiento se encuentra en función de máximos desovantes.

El tercero fue el modelo de Cushing (1971), el cual es un modelo simple de dos parámetros con menor influencia de la denso-dependencia:

$$R_{(t+1)} = \alpha * S^\gamma \quad (38)$$

Donde S es el stock desovante, α es igualmente el parámetro de productividad, mientras que γ es un índice de denso-dependencia. Cuando $\gamma = 1$ el modelo es lineal con origen en 0, cuando $\gamma > 1$ el reclutamiento incrementa sin llegar a una asíntota y cuando $\gamma < 1$ los reclutas se aproximan a una asíntota resultado de efectos denso-dependientes.

Y el último fue el modelo de Shepherd (1982) que representa una generalización de las funciones de Beverton y Holt, Ricker y Cushing:

$$R_{(t+1)} = \frac{\alpha * S}{1 + \beta * S^\gamma} \quad (39)$$

Donde γ permite al modelo generalizar a uno de los tres modelos previamente expuestos. Cuando $\gamma = 1$ el modelo generaliza al modelo de Beverton y Holt, cuando $\gamma > 1$ el modelo generaliza a un modelo con forma de domo como es el de Ricker, y cuando $\gamma < 1$ el reclutamiento incrementa indefinidamente y generaliza un modelo tipo Cushing. El ajuste de parámetros en los cuatro modelos de relación stock-reclutamiento del chano fue mediante la función de máxima verosimilitud logarítmica descrita por la siguiente ecuación (Neter *et al.*, 1996).

$$LL(\theta|\text{datos}) = - \left(\frac{n}{2} \right) (Ln(2\pi) + 2 * Ln(\sigma) + 1) \quad (40)$$

Para lo que la desviación estándar (σ) fue obtenida a través de la siguiente ecuación:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n [Ln R_{obs} - Ln \hat{R}]^2} \quad (41)$$

Donde n representa el número de observaciones en la relación SR para el chano en el Norte del Golfo de California durante 1995-2020.

La selección del modelo de SR para el chano se obtuvo utilizando el Criterio de Información de Akaike en su versión corregida ($AICc$) (Burnham y Anderson, 2002; Katsanevakis, 2006; Katsanevakis y Maravelias, 2008). Donde primeramente el AIC se calculó basado en la siguiente ecuación:

$$AIC = (2 * -LL) + (2 * \kappa) \quad (42)$$

Donde κ es el número de parámetros en cada modelo.

Posteriormente el $AICc$ se obtuvo a través de la siguiente ecuación:

$$AICc = AIC + \frac{2 * \kappa(\kappa + 1)}{n - \kappa - 1} \quad (43)$$

Las diferencias de $AICc$ (Δ_i) de cada modelo SR estuvieron dadas por:

$$\Delta_i = AICc_i - AICc_{min} \quad (44)$$

Donde el $AICc_{min}$ representa el $AICc$ para la ‘mejor’ relación SR dentro de los candidatos (AIC). Para cada relación SR se obtuvo su ponderación o plausibilidad a través de la ecuación del peso de Akaike (w_i) dada por (Burnham y Anderson, 2002):

$$w_i = \frac{\exp\left(-\frac{1}{2}\Delta_i\right)}{\sum_{\kappa=1}^4 \exp\left(-\frac{1}{2}\Delta_{\kappa}\right)} \quad (45)$$

El modelo SR con mayor w_i se considera como el ‘mejor’ descriptor dentro de los modelos candidatos. Los intervalos de confianza (I.C. 95%) de cada parámetro se calcularon a través de perfiles de verosimilitud, como se describe en la sección de estimación del crecimiento (Venzon y Moolgavkor, 1988; Hilborn y Mangel, 1997). Los valores de salida de reclutas anuales dados por el ‘mejor’ modelo SR fueron los considerados para optimización dentro del modelo de captura a la edad de *M. megalops*.

6.3.12 Cantidades de manejo para el chano

Después de que el modelo de captura a la edad se ajustó al conjunto de datos, las cantidades de manejo de chano se obtuvieron para cada año de estudio, por lo que la biomasa total (B_t) y la biomasa vulnerable (B_V) de la población se estimaron mediante las siguientes ecuaciones:

$$B_t = \sum_a N_{a,p} * w_a \quad (46)$$

$$B_V = \sum_a N_{a,p} * w_a * V_a \quad (47)$$

Donde w_a es el peso específico a la edad de chano.

Además, se estimó la biomasa desovante (B_d) del chano para cada uno de los años analizados (1995-2020). Para ello se utilizó la información de frecuencias de longitudes de hembras maduras convertidas a la edad, esto a través de la ecuación inversa de von Bertalanffy (Mackay y Moreau, 1990):

$$t = \frac{-1}{K} * \ln \left(\frac{1 - L_t}{L_\infty} \right) + t_0 \quad (48)$$

Donde t es la edad relativa a la longitud según los parámetros de crecimiento K (coeficiente instantáneo de crecimiento), L_∞ (longitud asintótica) y t_0 (edad a la longitud cero) obtenidas para el chano durante los años con información biológica (2000, 2010 y 2020).

Las frecuencias globales de hembras maduras a cada edad se utilizaron para estimar la edad de primera madurez sexual de la especie. Las proporciones de hembras maduras a la edad se calcularon con el mismo procedimiento de obtención de la longitud de primera madurez (L_{50}), ajustando al modelo logístico, con la función objetivo de suma de residuales cuadráticos y con el procedimiento de Newton (Neter *et al.*, 1996).

Con base en esta información, la biomasa desovante se calculó a través de la siguiente ecuación:

$$B_d = \sum_a N_{a,p} * w_a * P_a \quad (49)$$

Donde B_d es la biomasa desovante de chano, $N_{a,p}$ es la abundancia a la edad a durante el año p , w_a es el peso a la edad a y P_a es la proporción de hembras maduras a la edad a .

6.3.13 Determinación de puntos de referencia para el modelo de captura a la edad

Para la estimación de los puntos de referencia del chano en el modelo de captura a la edad se siguió a Schaefer (1954) y Nevárez-Martínez *et al.* (2021 a, b). Primeramente, se obtuvo la tasa de cosecha dada por:

$$Tasa\ de\ cosecha = 0.5 * Log(\alpha) - 0.07 * Log(\alpha)^2 \quad (50)$$

Donde α es el parámetro de producción del modelo SR de Cushing previamente obtenido.

Posteriormente se obtuvo la mortalidad por pesca en el Rendimiento máximo sostenible, dada por:

$$F_{RMS} = -Ln(1 - Tasa\ de\ cosecha) \quad (51)$$

Por su lado, la biomasa en el Rendimiento máximo sostenible se obtuvo mediante la siguiente ecuación:

$$B_{RMS} = 0.5 * k \quad (52)$$

Donde k es la biomasa virgen o la biomasa que se presentó al inicio del periodo de estudio.

La biomasa mínima B_{min} , se refiere a la biomasa mínima estimada por el modelo de captura a la edad durante el periodo de 1995-2020.

La Captura Biológicamente Aceptable de la biomasa vulnerable $CBAB_v$ para el último año de estudio (2020) estuvo dada por:

$$CBA_{Bv2020} = Tasa\ de\ cosecha * B_v \quad (53)$$

Por su parte, la Captura Biológicamente Aceptable de la Biomasa desovante $CBAB_d$ para el último año de estudio (2020) se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$CBA_{Bd2020} = Tasa\ de\ cosecha * B_d \quad (54)$$

En tanto, la Tasa de explotación E del último año de estudio (2020) se dio mediante:

$$E_{2020} = \frac{F_{2020}}{F_{2020} + M} \quad (55)$$

Donde F es la mortalidad por pesca que se presentó en el año 2020 y M es la mortalidad natural de la especie.

El Rendimiento máximo sostenible RMS para el último año de estudio (2020) se obtuvo mediante la siguiente ecuación:

$$RMS_{2020} = Tasa\ de\ cosecha * Bv \quad (56)$$

Por último, la biomasa relativa final se obtuvo mediante:

$$B_{Rel} = \frac{\bar{B}_{2016-2020}}{B_{inicial}} \quad (57)$$

Donde la biomasa relativa final fue la biomasa promedio del 2016-2020 entre la biomasa que se presentó al inicio del periodo de estudio (1995).

6.3.14 Incertidumbre en las cantidades de manejo de chano

Con el fin de evaluar la variabilidad de los parámetros estimados, se asumió error en los datos de captura por edad. El método Bootstrap o método de remuestreo es el enfoque apropiado para obtener intervalos de confianza para cada valor de los parámetros estimados en el modelo mediante la estimación de datos simulados para así volver a ajustar el modelo y obtener un nuevo conjunto de parámetros estimados. Se usó un método de arranque paramétrico con muestras residuales de la distribución de probabilidad logarítmica normal suponiendo que la captura observada era la principal fuente de incertidumbre (Haddon, 2001). La captura simulada se estimó de la siguiente manera:

$$C^s_{a,p} = \bar{C}_{a,p} * \left(\frac{C_{a,p}}{\bar{C}_{a,p}} \right)^{\varepsilon_i} \quad (58)$$

Donde ε_i es el error residual muestreado de una distribución normal con media 0 y varianza σ_2 . El modelo recibió bootstrap o remuestreo de 2000 veces, la desviación estándar del re muestreo (D.E.) que es una estimación del error estándar (E.E.) de la estimación, la media del re muestreo \bar{x} , el coeficiente de variación C.V. se estimó como C.V. = D.E. / \bar{x} (Deriso *et al.*, 1985).

6.3.15 Influencia de la variabilidad ambiental

Con el fin de analizar la relación entre la variabilidad del ambiente y los parámetros de dinámica poblacional y la abundancia del chano en el Norte del Golfo de California, se llevaron a cabo regresiones lineales entre las variables ambientales y los parámetros poblacionales en base anual durante 1995-2020. Las variables ambientales consideradas fueron: la temperatura superficial del mar y la concentración de clorofila a, así como los índices climáticos representativos de los eventos El Niño y La Niña (ENOS) como el ONI (índice de Oscilación El Niño), el IME (índice

Multivariado El Niño), además del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (ODP). Dentro de los parámetros o valores biológicos del chano considerados estuvieron: magnitud de reclutamiento, abundancias y biomasa total, reclutas, vulnerables y desovantes.

Los datos de variables ambientales de TSM y Chla para los años de interés (1995-2020) fueron obtenidos a través de imágenes satelitales con resolución espacial de 1 km y temporal de 1 mes. Dichas imágenes procedieron de diferentes sensores remotos cuya información se encuentra disponible en <http://www.wimsoft.com/CAL/> (acceso en mayo de 2022) (Tabla 2). Durante los primeros años del periodo de estudio, se contó con imágenes satelitales provenientes de un solo sensor para cada variable ambiental. En el caso de la TSM fue del sensor AVHRR (1995-1999), mientras que para la Chla el sensor SeaWiFS_v2018.0 (1998-1999). Es a partir del año 2000 que se incorporaron más sensores que permitieron la calibración de lecturas y composición de imágenes de TSM y Chla. En dichas imágenes obtenidas en el periodo de 1995-2020 se delimitó el área de estudio y las diferentes regiones según diferentes consideraciones como: áreas de importancia biológica, áreas de influencia de frentes, áreas de presencia incluyendo zonas regulares de capturas del recurso chano en el NGC. La Tabla 3 y la Fig. 5 muestran las ubicaciones geográficas de los límites Noroeste (NO) o “superior izquierdo (S.I.)” y Sureste (S.E.) o “inferior derecho (I.D.)” de cada cuadrante de análisis.

Tabla 2. Sensores y versión de procesado para la obtención de imágenes de TSM °C y Chla (mg/m³) en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020. ND se refiere a imágenes No Disponibles.

Año	Sensor y versión de procesado usado para clorofila a	Sensores usados para TSM
1995	ND	AVHRR
1996	ND	AVHRR
1997	ND	AVHRR
1998	SeaWiFS_v2018.0	AVHRR
1999	SeaWiFS_v2018.0	AVHRR
2000	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0	MODIST_v2014.0.1
2001	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0	MODIST_v2014.0.1
2002	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2003	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1

2004	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2005	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2006	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2007	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2008	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2009	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2010	SeaWiFS_v2018.0, MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2011	MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1
2012	MODIST_v2018.0, MERIS_R2022.0, MODISA_v2018.0, VIIRS_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1, VIIRS_v2016.0
2013	MODISA_v2018.0, MODIST_v2018.0, VIIRS_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1, VIIRS_v2016.0
2014	MODISA_v2018.0, MODIST_v2018.0, VIIRS_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1, VIIRS_v2016.0
2015	MODISA_v2018.0, MODIST_v2018.0, VIIRS_v2018.0	MODIST_v2014.0.1, MODISA_v2014.0.1, VIIRS_v2016.0
2016	MODISA_v2018.0, MODIST_v2018.0, VIIRS_v2018.0	MODISA_v2014.0.1, MODIST_v2014.0.1, VIIRS_v2016.0
2017	MODISA_v2018.0, MODIST_v2018.0, VIIRS_v2018.0, OLCIA-WRR vers. 002, VIIRS-JPSS1_v2018.0	MODISA_v2014.0.1, MODIST_v2014.0.1, VIIRS_v2016.0
2018	MODISA_v2018.0, MODIST_v2018.0, VIIRS_v2018.0, OLCIA-WRR, OLCIB-WRR, VIIRS-JPSS1_v2018.0, SGLI_1.0/2.0	MODISA_v2014.0.1, MODIST_v2014.0.1, VIIRS_v2016.0
2019	MODISA_2018.0, MODIST_2018.0, VIIRS_2018.0, OLCIA-WRR, OLCIB-WRR, VIIRS-JPSS1_2018.0, SGLI_2.0	MODISA_R2019.0, MODIST_R2019.0, VIIRS_v2016.0
2020	MODISA_2018.1, MODIST_2018.0, VIIRS_2018.0, OLCIA-WRR, OLCIB-WRR, VIIRS-JPSS1_2018.0, SGLI_2.0	MODISA_v2019.0, MODIST_v2019.0, VIIRS_v2016.0

Tabla 3. Ubicación geográfica de los límites Superior izquierdo (S.I.) e inferior derecho (I.D.) de cuadrantes para el análisis de imágenes satelitales de TSM °C y clorofila a (mg/m^3) en el área total de estudio NGC Norte del Golfo de California y para diferentes regiones durante el periodo de 1995-2020. Región 1 AGC: Alto Golfo de California, Región 2 NONGC: Noroeste del NGC, Región 3 NENGC: Noreste del NGC y Región 4 GI o de las Grandes Islas.

Región	Límite	Latitud N	Longitud O	Límite	Latitud N	Longitud O
NGC	S.I.	31.755	-114.904	I.D.	28.998	-112.156
Región 1 AGC	S.I.	31.755	-114.904	I.D.	30.894	-113.421
Región 2 NONGC	S.I.	30.894	-114.708	I.D.	30.058	-113.457
Región 3 NENGC	S.I.	31.273	-113.273	I.D.	29.825	-112.742
Región 4 GI	S.I.	29.608	-113.248	I.D.	29.035	-112.626

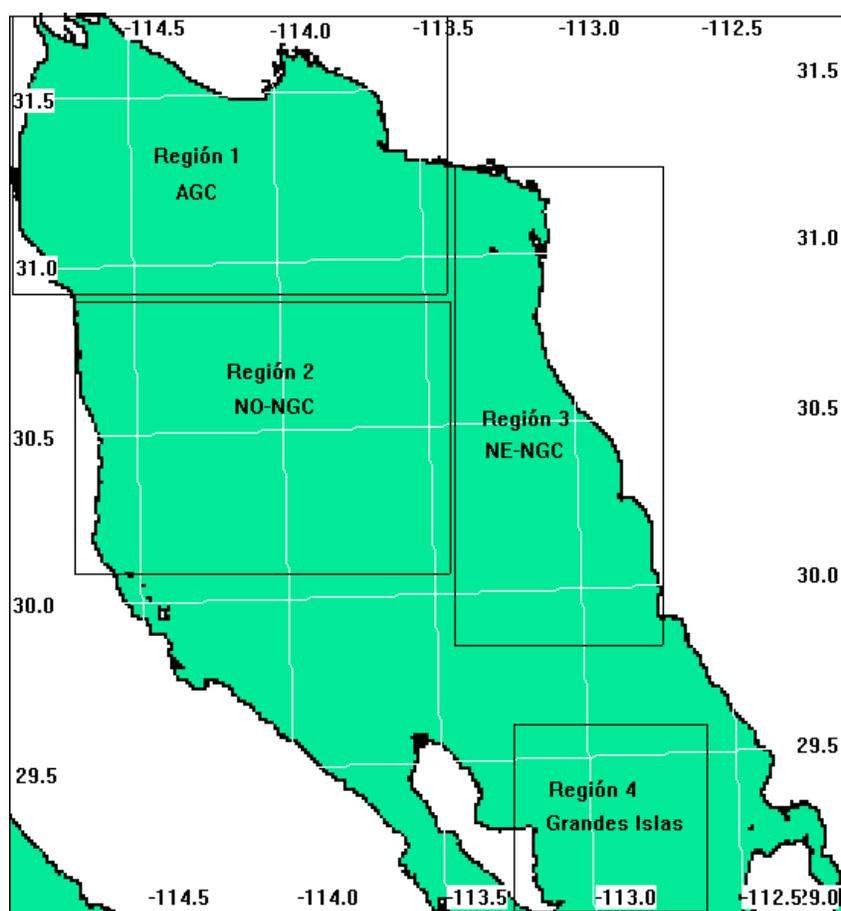


Figura 5. Ubicación geográfica de los cuadrantes para el análisis de imágenes satelitales. De estas se obtuvo información de TSM °C y clorofila a (mg/m^3) en el área total de estudio NGC Norte del Golfo de California y para diferentes regiones durante el periodo de 1995-2020. Región total: NGC; Región 1 AGC: Alto Golfo de California; Región 2 NONGC: Noroeste del NGC; Región 3 NENGC: Noreste del NGC y Región 4 Grandes Islas.

Las imágenes fueron procesadas con el software Windows Image Manager / Automation (Método de Cayula y Cornillon, 1992; Subrutina (SIED) Kahru *et al.*, 2012). Los valores anuales de los índices (1995-2020) y de anomalías de los eventos ENOS y ODP fueron obtenidos de la NOAA (ENSO - Climate Prediction Center–NOAA www.cpc.ncep.noaa.gov). Se aplicó una estadística básica a los valores ambientales (medias, desviación estándar, máximos y mínimos y la frecuencia de distribución de datos), posteriormente se obtuvieron y graficaron los promedios de la TSM y Chla para cada año durante 1995-2020. Se obtuvieron los diagramas de dispersión y de acuerdo con el comportamiento de los datos, se llevaron a cabo regresiones mediante estimación lineal. El nivel de significancia (95%) de las correlaciones entre variables ambientales para el NGC y por regiones se obtuvieron a través del método de Pearson en el proyecto R versión 4.3.1 (2023).

Por su lado, las correlaciones entre el ambiente y cifras biológicas del chano fueron evaluadas considerando al área del NGC en general. Esto debido a que la información de captura y estimados de biomasa anuales no estuvieron diferenciadas por regiones, sino que fueron estimados para toda el área del NGC. En este caso, se llevaron a cabo ajustes mediante modelos lineales y no lineales. Primeramente, las estimaciones y ajustes lineales entre el ambiente y el chano estuvieron basados en el coeficiente de correlación (R^2), donde el nivel de significancia (95%) de las correlaciones fueron obtenidas a través del método de Pearson en el proyecto R versión 4.3.1 (2023). Las correlaciones ambiente-ambiente y ambiente-recurso más significativas fueron utilizadas para obtener correlogramas en forma de elipses y en términos numéricos a través del paquete *corrplot* versión 4.3.2 (2023) en el proyecto R. Los valores de las correlaciones se presentaron en tablas mostrando los tipos de correlaciones y destacando aquellos con bondad de ajuste alta, además de significancia estadística, y se construyeron sus gráficos de tendencias en el tiempo.

Por su lado, las estimaciones mediante modelos no lineales se llevaron a cabo de forma adicional con el fin de explorar y describir la relación del ambiente y el recurso chano en el NGC. Por tanto, se aplicaron Modelos Aditivos Generalizados para determinar el efecto parcial de las variables ambientales del NGC (predictoras o independientes) sobre variables biológicas del chano como las capturas y biomasa anuales (dependientes) (Hastie y Tibshirami, 1986; Ruíz-Barreiro *et al.*,

2019; Farach-Espinoza *et al.*, 2022). En este caso, por la disponibilidad de datos de concentración de clorofila, la serie de tiempo considerada para variables ambientales, captura y biomasa anual fue 1998-2020. Para esto, se asumió que la relación entre las variables independientes TSM_NGC, Chla_NGC, Índice Multivariado El Niño (IME) e Índice de Oscilación Decadal del Pacífico (ODP), presentan relación no lineal y distribución Poisson con variables dependientes de importancia para el manejo pesquero del recurso, como son: las capturas anuales, Captura por Unidad de Esfuerzo y biomosas, específicamente la biomasa recluta (Martínez-Rincón *et al.*, 2019; Ruíz-Barreiro *et al.*, 2019). Las cifras dependientes fueron transformadas a logaritmos, y con el fin de evitar sobreajuste, se estableció un término de suavizado de $k=3$ en las variables predictoras.

El efecto parcial de las variables predictoras fueron medidas a través de curvas respuesta de Modelos Aditivos Generalizados (MAGs) con mejor ajuste a las variables dependientes (capturas y biomosas). En este sentido, los Modelos Aditivos Generalizados estuvieron expresados de la siguiente forma:

$$\text{Log}_{(y)} = a + f_1(\text{TSM_NGC}) + f_2(\text{Chla_NGC}) + f_3(\text{IME}) + f_4(\text{ODP}) \quad (59)$$

Donde a = es el intercepto; f es la función de suavizado ($k=3$) para la TSM Temperatura Superficial del Mar en el NGC, Chla Concentración de clorofila a en el NGC, IME Índice Multivariado El Niño y ODP Oscilación Decadal del Pacífico.

El análisis de Modelos Aditivos Generalizados fue realizado por medio del paquete *mgcv* versión 1.8-36 del Proyecto R, siguiendo un procedimiento por pasos en la adición de variables predictoras, para al final seleccionar el mejor modelo de cada variable dependiente considerando los valores de R^2 ajustado, desviación explicada (%) y el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Wood, 2017).

7. RESULTADOS

7.1 Muestras y datos pesqueros

Se obtuvo la captura anual en toneladas (t) de chano y el esfuerzo pesquero para pangas, barcos escameros y barcos arrastreros (camaroneros) en el periodo de 1995-2020 en el Norte del Golfo de California. La captura total para todos los años fue de 93,433.61 t, donde el valor de captura más bajo fue de 594.21 t (2002) y el más alto fue de 14,301.55 t (2015), con media de 3,593.60 t y una desviación estándar (D.E.) de 3,201.64 t (Tabla 4).

Tabla 4. Esfuerzo y capturas en toneladas (t) de chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California de 1995-2020. Se indican números identificadores para cada tipo de embarcación en el cálculo de la Captura por Unidad de Esfuerzo de cada año (CPUE= Captura del año/Número de embarcaciones totales).

Año	Barcos			Embarcaciones totales	Captura (t)	CPUE _(1y2)	CPUE _(1,2y3)
	Pangas ¹	Escameros ²	Arrastreros ³				
1995	635	34	103	772	893.38	1.34	1.16
1996	848	34	102	984	1,163.25	1.32	1.18
1997	1269	34	118	1,421	2,342.12	1.80	1.65
1998	1150	34	108	1,292	2,869.28	2.42	2.22
1999	1308	34	109	1,451	2,013.04	1.50	1.39
2000	1388	34	110	1,532	1,345.75	0.95	0.88
2001	1466	34	109	1,609	1,322.06	0.88	0.82
2002	1465	34	128	1,627	594.21	0.40	0.37
2003	2070	34	128	2,232	1,097.63	0.52	0.49
2004	2070	34	128	2,232	1,568.83	0.75	0.70
2005	2070	34	128	2,232	1,178.17	0.56	0.53
2006	2070	34	128	2,232	1,357.72	0.65	0.61
2007	2070	34	128	2,232	1,376.00	0.65	0.62
2008	2055	34	128	2,217	1,804.68	0.86	0.81
2009	2055	34	75	2,164	2,422.93	1.16	1.12
2010	2055	34	75	2,164	4,612.04	2.21	2.13
2011	2055	34	75	2,164	7,033.37	3.37	3.25
2012	2055	34	75	2,164	7,150.90	3.42	3.30
2013	2055	34	75	2,164	5,357.85	2.56	2.48
2014	2055	34	75	2,164	8,887.58	4.25	4.11
2015	2055	34	75	2,164	14,301.55	6.85	6.61
2016	2055	34	75	2,164	5,951.97	2.85	2.75
2017	2055	34	75	2,164	5,791.75	2.77	2.68
2018	2055	34	75	2,164	4,772.60	2.28	2.21
2019	2055	34	75	2,164	4,701.00	2.25	2.17
2020	2055	34	75	2,164	1,524.00	0.73	0.70

La captura se mantuvo en valores bajos de 1995 hasta 2008 con un promedio de 1,494.72 t, con un ligero incremento que se presentó en 1998 de 2,869.28 t. A partir de 2009 hasta 2020 se presentó un promedio de 6,042.29 t, donde la captura máxima se presentó en 2015 con 14,301.55 t. En el último año de estudio (2020) se presentó una captura total de 1,524.00 t (Fig. 6). En esta figura también se muestra la tendencia de la captura posterior al periodo de estudio, que con un promedio de 6,390.50 t (2021-2024), fue ligeramente superior al promedio de 2009-2020.

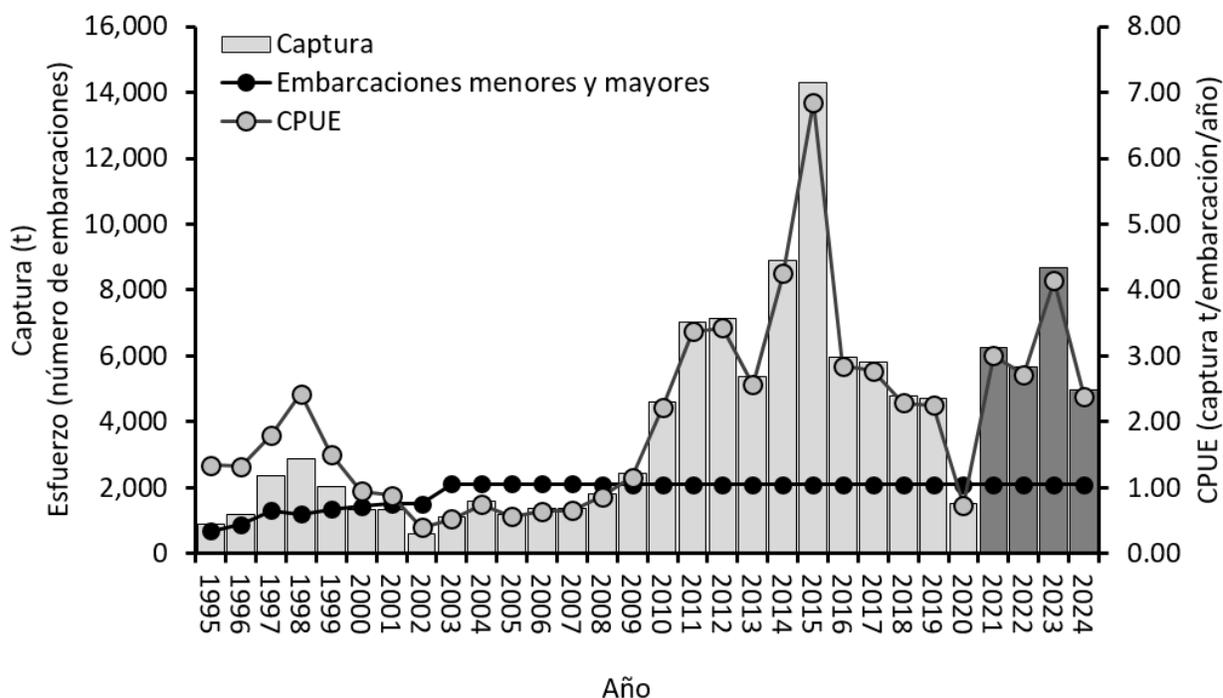


Figura 6. Captura de chano en toneladas en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020. Además, en gris fuerte, las capturas registradas posterior al periodo de estudio (2021-2024) según OIAPES (2024).

7.2 Estructura y parámetros de la dinámica poblacional

Durante el año 2020 se obtuvieron muestras de individuos de chano de tres fuentes de información de la flota industrial y artesanal en el Norte del Golfo de California (NGC). Se obtuvo información biológica de un total de 454 individuos. La flota escamera aportó el 33.61% de los individuos analizados, la camaronera el 63.86% y de la flota menor el 2.52%. Las longitudes generales presentadas fueron de los 136-492 mm LT, con una media de 310.88 mm y D.E. 8.35

mm. Se observaron un total de seis modas en las longitudes 160, 240, 300, 360, 410 y 460 mm LT (Fig. 7). De estos individuos, el 56.30% fueron hembras y el 46.69% machos (H: 1 – M: 0.77).

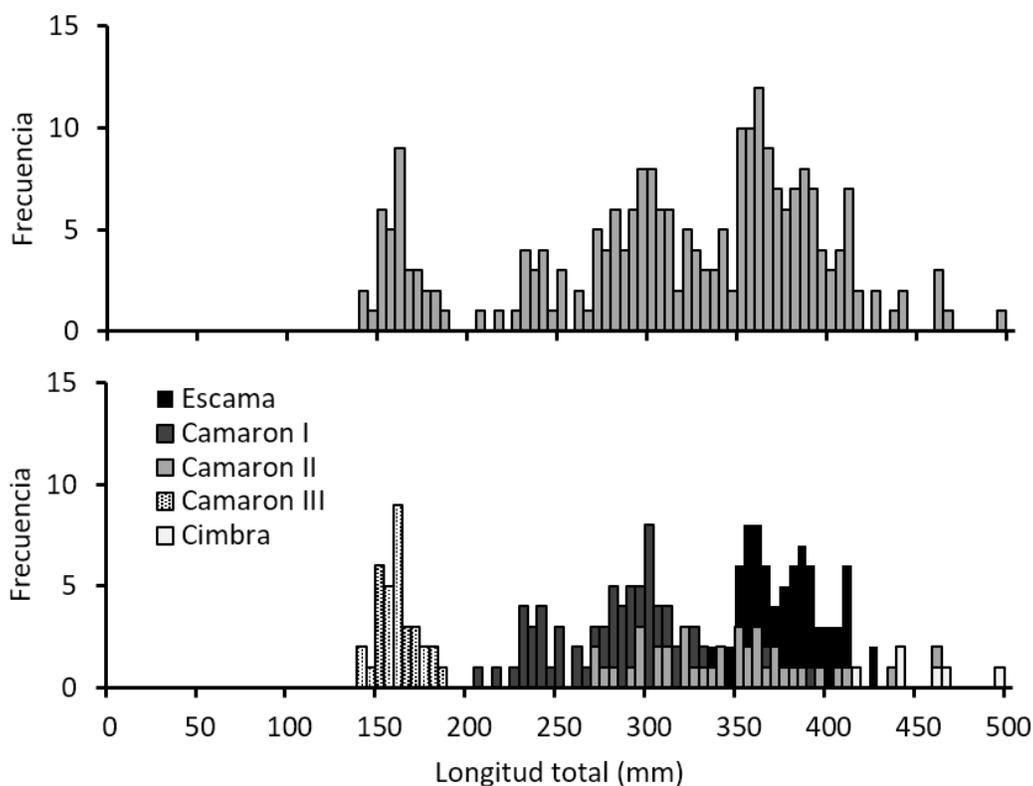


Figura 7. Estructuras de longitudes (LT mm) de chano. Se presentan de forma general (arriba) y por fuente de muestreo (abajo) en el Norte del Golfo de California para el año 2020.

Las estructuras de longitudes obtenidas para el 2020 se compararon con las estructuras de longitudes de los años en que se contó con información biológica para la especie, los cuales fueron el año 2000 y 2010. En particular para el año 2000 las longitudes de un total de 664 individuos de chano se presentaron en un rango de los 95-495 mm LT, con una media de 311.39 mm, una D.E. igual a 102.75 y una mediana de 355.0 mm LT; se observaron cuatro picos de mayores frecuencias a las longitudes de 135, 185, 265 y 375 mm LT. Por otro lado, para el año 2010 se obtuvieron frecuencias de longitudes de un total 1,454 individuos de chano, con un rango de longitudes que fue de los 175-545 mm LT, una media de 345.80 mm, una D.E. igual a 54.57 mm y una mediana de 350.50 mm LT; se observaron modas en los 245, 325 y 375 mm LT. Las estructuras de longitudes de chano del 2020 estuvo compuesta por un total 238 individuos, los cuales se presentaron con longitudes de los 145-495 mm LT, con una media de 315.08 mm, una D.E. igual

a 80.71 mm y una mediana de 325 mm LT; se observaron modas en los 165, 235, 295 y 365 mm LT (Fig. 8).

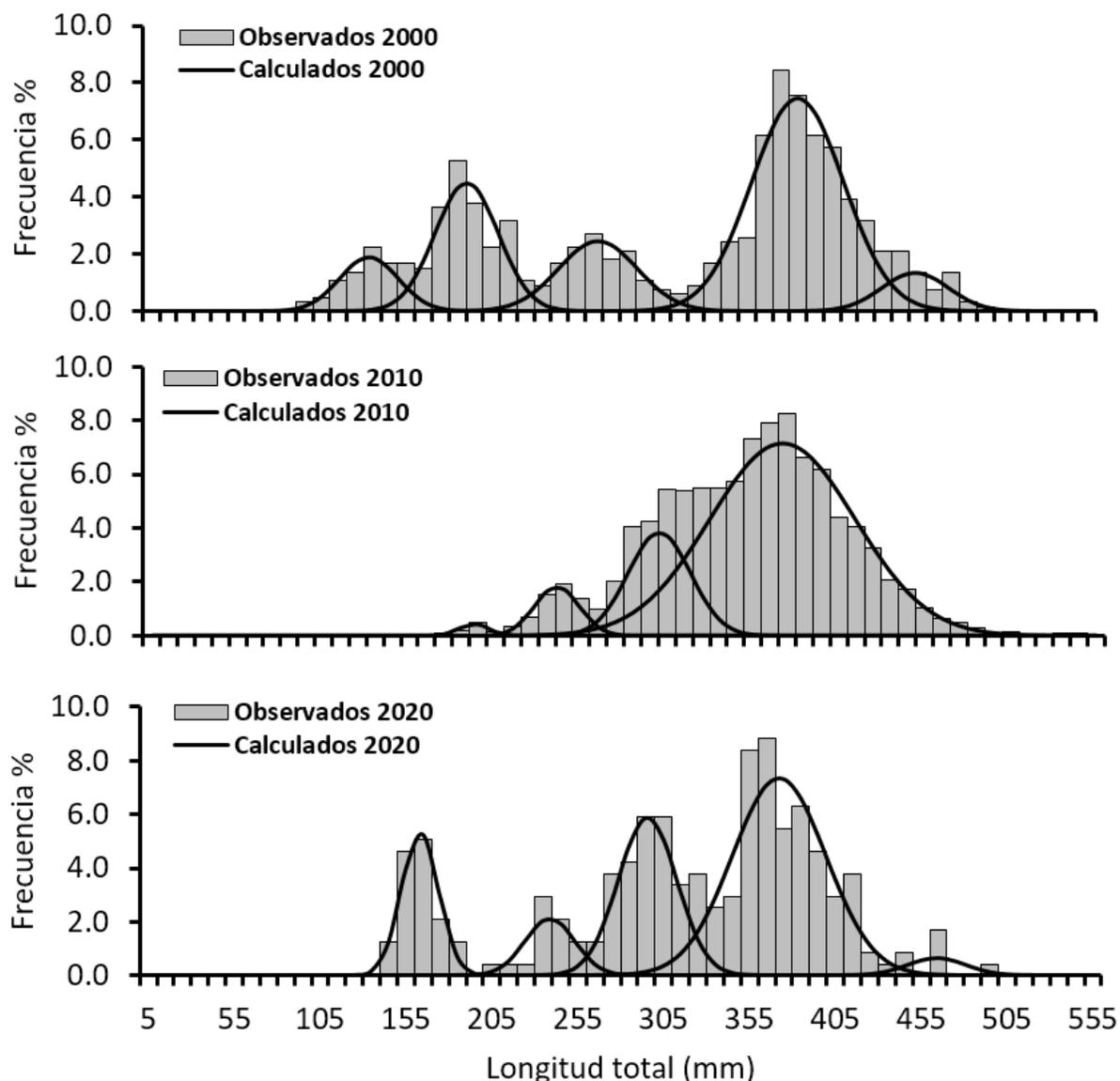


Figura 8. Estructuras de longitudes y grupos modales. Se presentan para los tres periodos con información biológica (2000, 2010 y 2020) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

A diferencia de lo que se observó visualmente, el número de grupos modales calculados fueron de cinco para el año 2000, cuatro para el año 2010 y de cinco para el año 2020 (Fig. 8). Los valores

calculados en el análisis multinomial de las estructuras de longitudes del chano para cada uno de los periodos con información biológica se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Valores del análisis multinomial para las longitudes de chano *M. megalops* presentadas durante los periodos 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California. Se presenta el año de las estructuras de longitudes, el número de grupos modales, n es el número de individuos en cada grupo modal, LT es la longitud total, D.E. es la desviación estándar y el I.S. es el índice de separación.

Año	Grupo modal	n	LT (mm) media	D.E. (mm)	I.S.
2000	1	53.40	133.07	17.13	NA
	2	138.59	190.45	18.55	3.22
	3	93.46	267.53	23.13	3.70
	4	334.29	384.75	27.01	4.68
	5	27.20	453.79	19.46	2.97
2010	1	12.75	192.34	8.33	NA
	2	84.69	240.59	12.99	4.53
	3	253.92	300.25	18.19	3.83
	4	1082.05	371.99	42.28	2.37
2020	1	34.01	163.26	10.74	NA
	2	18.18	238.89	14.37	6.02
	3	59.81	295.70	17.01	3.62
	4	119.50	372.30	27.24	3.46
	5	2.58	464.07	16.71	4.18

El peso total en gramos (PT) de los individuos de chano para el año 2020 se presentó de los 21 a los 1,202 g, con una media de 370.71 g y una D.E. 237.07 g. Se obtuvo una relación LT-PT con relación no lineal (potencial) de $a=0.000007$ y $b=3.05$, con un valor de ajuste de $R^2=0.88$. Estas cifras de relaciones biométricas aunadas a las presentadas por Román-Rodríguez (2000) y Arzola-Sotelo (2013) permitieron obtener los parámetros de la ecuación de un total de ocho años dentro del periodo de estudio (1996-1999, 2010-2012 y 2020). Las relaciones biométricas fueron proyectadas interanualmente hacia atrás y adelante en la serie de tiempo (1995-2020) a partir de años con información biológica. La relación LT-PT de 1996 se proyectó a 1995, la de 1999 a 2000-2005, la de 2010 a 2006-2009, la de 2012 a los años 2013-2015 y la relación biométrica de 2020 a los años 2016-2019 (Tabla 6).

Tabla 6. Ecuación, parámetros y valores de ajuste para la relación longitud total-Peso total (LT-PT) del chano en el Norte del Golfo de California de 1995-2020. El tipo de información se clasificó en DO que son datos observados (disponibles) y DP son datos proyectados (años sin datos). El valor de a es la pendiente de la ecuación, b es el coeficiente de crecimiento y su intervalo de confianza (95%), R^2 es el coeficiente de determinación o grado de ajuste, P valor es el valor de probabilidad de la prueba t de Student y el tipo de crecimiento según los resultados de la prueba fue I = Isométrico y A+ = Alométrico positivo.

Año	n	Tipo	a	b	b inf.	b sup.	R^2	P valor t de Student	Crecimiento
1995	24	DP	0.0000050	3.12	2.97	3.27	0.9876	0.11842	I
1996	24	DO	0.0000050	3.12	2.97	3.27	0.9876	0.11842	I
1997	455	DO	0.0000070	3.08	3.05	3.11	0.9889	0.00000	A+
1998	485	DO	0.0000100	3.00	2.97	3.03	0.9881	0.97931	I
1999	35	DO	0.0000070	3.07	2.78	3.35	0.9346	0.64372	I
2000	35	DP	0.0000070	3.07	2.78	3.35	0.9346	0.64372	I
2001	35	DP	0.0000070	3.07	2.78	3.35	0.9346	0.64372	I
2002	35	DP	0.0000070	3.07	2.78	3.35	0.9346	0.64372	I
2003	35	DP	0.0000070	3.07	2.78	3.35	0.9346	0.64372	I
2004	35	DP	0.0000070	3.07	2.78	3.35	0.9346	0.64372	I
2005	35	DP	0.0000070	3.07	2.78	3.35	0.9346	0.64372	I
2006	126	DP	0.0000008	3.44	3.33	3.55	0.9691	0.00000	A+
2007	126	DP	0.0000008	3.44	3.33	3.55	0.9691	0.00000	A+
2008	126	DP	0.0000008	3.44	3.33	3.55	0.9691	0.00000	A+
2009	126	DP	0.0000008	3.44	3.33	3.55	0.9691	0.00000	A+
2010	126	DO	0.0000008	3.44	3.33	3.55	0.9691	0.00000	A+
2011	50	DO	0.0000030	3.27	3.15	3.39	0.9841	0.00004	A+
2012	618	DO	0.0000200	2.96	2.86	3.05	0.8539	0.38196	I
2013	618	DP	0.0000200	2.96	2.86	3.05	0.8539	0.38196	I
2014	618	DP	0.0000200	2.96	2.86	3.05	0.8539	0.38196	I
2015	618	DP	0.0000200	2.96	2.86	3.05	0.8539	0.38196	I
2016	238	DP	0.0000040	3.17	3.14	3.19	0.9954	0.00000	A+
2017	238	DP	0.0000040	3.17	3.14	3.19	0.9954	0.00000	A+
2018	238	DP	0.0000040	3.17	3.14	3.19	0.9954	0.00000	A+
2019	238	DP	0.0000040	3.17	3.14	3.19	0.9954	0.00000	A+
2020	238	DO	0.0000040	3.17	3.14	3.19	0.9954	0.00000	A+

Las cifras de parámetros de dinámica poblacional obtenidas para el chano (Tabla 7) mostraron que la especie presentó un peso total asintótico P_{∞} de 1,007.57 g (2000), 950.33 g (2010) y 979.71 g (2020). La longitud asintótica L_{∞} fue de 458.13 (2000), 437.09 (2010) y 446.58 (2020) mm LT. El coeficiente de crecimiento K de 0.32 (2000), 0.32 (2010) y 0.33 (2020) anual y una longevidad teórica promedio T_{max} de 8.19 a 8.93 años. El índice del desempeño del crecimiento (ϕ') fue 2.82 (2000), 2.78 (2010) y 2.82 (2020).

La mortalidad natural (M) se presentó de 0.469-0.478 (valores para cada ecuación empírica en el Anexo B). De forma particular para cada año la mortalidad natural media del chano fue de $M = 0,469$ durante el año 2000, $M = 0,470$ en 2010 y $M = 0,478$ en 2020. La longitud de primera madurez sexual de *Micropogonias megalops* fue $L_{50} = 409,45$ mm TL en 2000, $L_{50} = 357,87$ en 2010 y $L_{50} = 367,51$ mm en 2020, con una media global de $L_{50} = 375,13$ mm TL. La longitud de primera captura fue $LC_{50} = 286,29$ mm TL en 2000, $LC_{50} = 350,28$ en 2010 y $LC_{50} = 319,08$ con una media global para los tres períodos de tiempo de $LC_{50} = 318,55$ mm TL. Las curvas ajustadas de L_{50} y LC_{50} se muestran para cada año con información biológica analizado en la Fig. 9.

Tabla 7. Parámetros de dinámica poblacional del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California. Las cifras se presentan de forma interanual para el periodo de 1995-2020. P_{∞} es el peso máximo teórico, L_{∞} es la longitud asintótica, K es el coeficiente de crecimiento, t_0 es la edad inicial, T_{max} es la longevidad, Phi prima (ϕ') es el desempeño del crecimiento, M es la mortalidad natural, L_{50} es la longitud de primera madurez sexual y LC_{50} es la longitud de primera captura.

Año	P_{∞} (g)	L_{∞} (mm)	K_{anual}	t_0 (años)	T_{max} (años)	ϕ'	M	L_{50} (mm)	LC_{50} (mm)
1995	1,011.35	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	409.45	286.29
1996	1,011.35	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
1997	1,130.82	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
1998	959.26	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
1999	1,007.57	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
2000	1,007.57	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
2001	1,007.57	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
2002	1,007.57	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
2003	1,007.57	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
2004	1,007.57	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
2005	1,007.57	458.13	0.32	-0.50	8.93	2.82	0.47	400.00	286.29
2006	950.33	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28

2007	950.33	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2008	950.33	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2009	950.33	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2010	950.33	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2011	1,302.77	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2012	1,285.02	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2013	1,285.02	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2014	1,285.02	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2015	1,285.02	437.09	0.32	-1.25	8.19	2.78	0.47	357.87	350.28
2016	979.71	446.58	0.33	-0.58	8.42	2.82	0.48	367.52	319.08
2017	979.71	446.58	0.33	-0.58	8.42	2.82	0.48	367.52	319.08
2018	979.71	446.58	0.33	-0.58	8.42	2.82	0.48	367.52	319.08
2019	979.71	446.58	0.33	-0.58	8.42	2.82	0.48	367.52	319.08
2020	979.71	446.58	0.33	-0.58	8.42	2.82	0.48	367.52	319.08

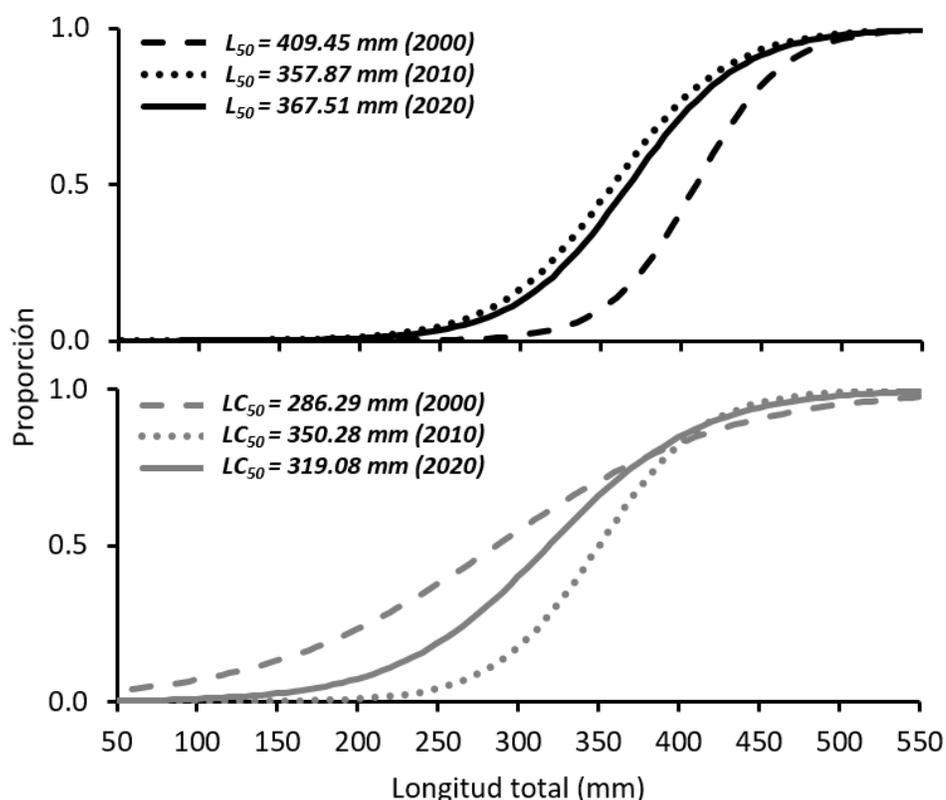


Figura 9. Curvas logísticas ajustadas para el chano. Se presentan para las longitudes de primera madurez L_{50} (arriba) y longitudes de primera captura LC_{50} (abajo) del chano *Micropogonias megalops* durante los períodos 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California.

La Fig. 10 muestra las curvas de crecimiento del chano durante los tres periodos con información biológica (2000, 2010 y 2020) en el Norte del Golfo de California, así como los intervalos de confianza de cada parámetro de crecimiento del MCVB, esto a través de perfiles de verosimilitud. Los valores de crecimiento para el año 2000 fueron de L_{∞} (mm) = 458.132 (453.850 - 463.150), $\chi^2 = 0.1054$; una K anual = 0.318 (0.313 - 0.323), $\chi^2 = 0.1715$ y t_0 años⁻¹ = -0.496 (-0.530 - -0.470), $\chi^2 = 0.1434$. Para el año 2010 los valores fueron de L_{∞} (mm) = 437.093 (435.320 - 438.680), $\chi^2 = 0.1147$; K anual = 0.317 (0.314 - 0.320), $\chi^2 = 0.0470$ y t_0 años⁻¹ = -1.253 (-1.290 - -1.220), $\chi^2 = 0.1354$. Por último, para el año 2020 los valores fueron de L_{∞} (mm) = 446.575 (441.200 - 452.400), $\chi^2 = 0.0549$; K anual = 0.333 (0.327 - 0.342), $\chi^2 = 0.1025$, y t_0 años⁻¹ = -0.576 (-0.630 - -0.530), $\chi^2 = 0.1588$ (Tabla 8). Las curvas de crecimiento de 2010 y 2020 presentan de forma gráfica valores de longitud asintótica menores a las presentadas por el chano durante el año 2000. Por otro lado, las velocidades de crecimiento según el valor de K (coeficiente instantáneo de crecimiento) presentaron valores cercanos durante los años 2000 y 2010, siendo durante el año 2020 donde se presentó un valor de velocidad de crecimiento relativamente mayor.

Tabla 8. Parámetros de crecimiento, intervalos de confianza (95%) y probabilidad Chi-cuadrado (χ^2) obtenidos a partir de perfiles de verosimilitud en los años 2000, 2010 y 2020 para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California (NGC). L_{∞} es la longitud asintótica, K es el coeficiente instantáneo de crecimiento y t_0 es la edad inicial.

Año	Parámetro de crecimiento	Valor	Límite inferior 95%	Límite superior 95%	χ^2
2000	L_{∞} (mm)	458.132	453.850	463.150	0.1054
	K anual	0.318	0.313	0.323	0.1715
	t_0 años ⁻¹	-0.496	-0.530	-0.470	0.1434
2010	L_{∞} (mm)	437.093	435.320	438.680	0.1147
	K anual	0.317	0.314	0.320	0.0470
	t_0 años ⁻¹	-1.253	-1.290	-1.220	0.1354
2020	L_{∞} (mm)	446.575	441.200	452.400	0.0549
	K anual	0.333	0.327	0.342	0.1025
	t_0 años ⁻¹	-0.576	-0.630	-0.530	0.1588

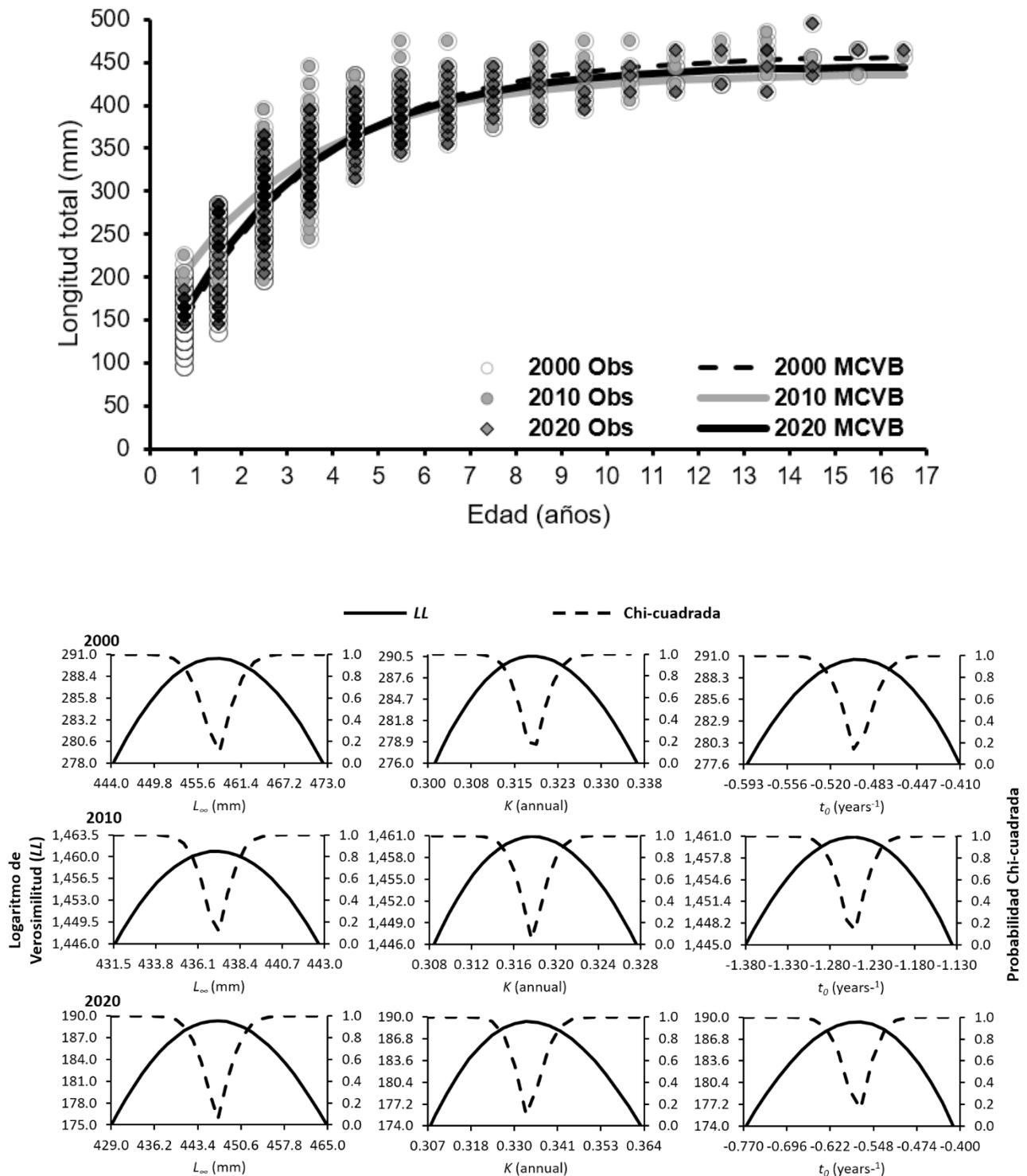


Figura 10. Comparativo de las curvas de crecimiento del chano. Se presentan las curvas del MCVB (arriba) e intervalos de confianza de cada parámetro a través de perfiles de verosimilitud (abajo) para los periodos 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California.

Las variaciones de los parámetros de la dinámica poblacional como el crecimiento (representado por Phi prima ϕ'), la longitud de primera madurez sexual (L_{50}) y de primera captura (LC_{50}), además del valor de mortalidad natural (M) del chano se muestran en forma de anomalías en la Fig. 11. El valor del crecimiento presenta un decremento del año 2000 (0.61) al 2010 (-1.15), para llegar a valores cercanos al promedio durante el año 2020 (0.53). Así mismo, los valores de L_{50} presentaron un decremento del año 2000 (1.12) al 2010 (-0.78) y llegó a valores de -0.34 durante el 2020. La LC_{50} presentó valores bajos durante el 2000 (-1.00), aumentó para el año 2010 (0.99) y evidenció valores cercanos al promedio durante el 2020 (0.01). Por último, la M presentó un aumento del año 2000 (-0.64) al 2010 (-0.51) y con un valor más alto para el año 2020 (1.15). El comparativo de valores de M del chano con otras especies de la familia Sciaenidae se presenta en el Anexo C.

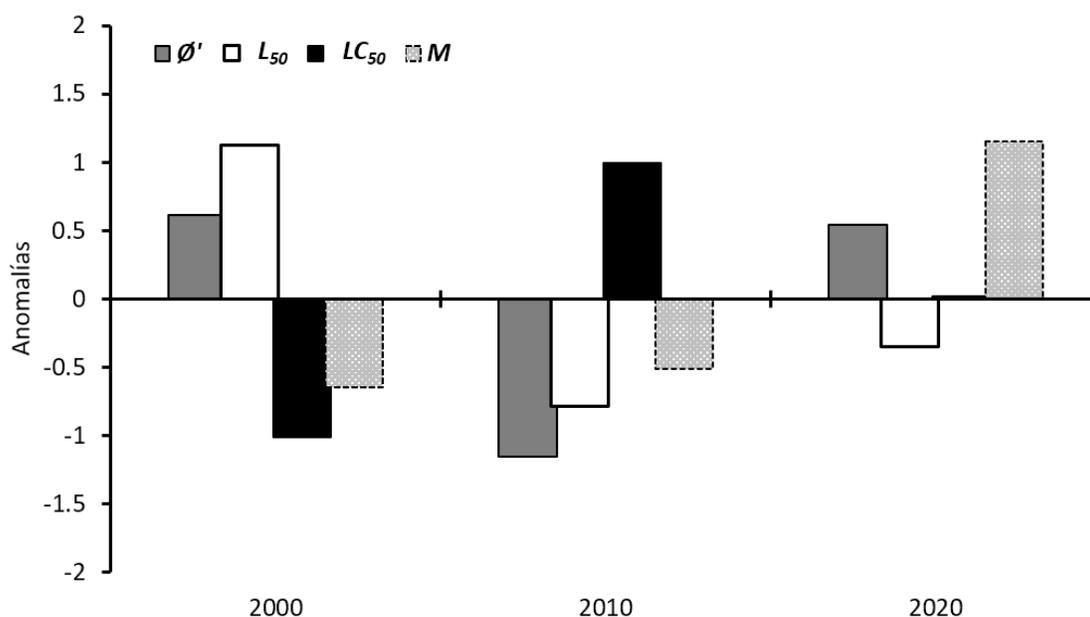


Figura 11. Variación de los parámetros de la dinámica poblacional. Se presentan para el crecimiento (ϕ'), longitud de primera madurez sexual (L_{50}), de primera captura (LC_{50}) y mortalidad natural (M) del chano durante 2000, 2010 y 2020 en el Norte del Golfo de California.

Por otro lado, la información de relaciones biométricas, los datos de capturas anuales y la clave edad-longitud de la especie (Román-Rodríguez, 2000) permitieron la conversión y obtención de matrices interanuales de datos observados, una de frecuencias de individuos a la edad (Tabla 9, Fig. 12) y otra de biomasa (toneladas) específica a la edad (Tabla 10, Fig. 13).

Tabla 9. Número observado de individuos de chano por edad en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

Año/Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	TOTAL
1995	501,870	701,802	359,061	208,092	306,018	187,691	102,006	85,685	53,043	40,802	28,562	28,562	24,481	32,642	24,481	16,321	8,160	2,709,280
1996	653,471	913,797	467,524	270,951	398,458	244,388	132,819	111,568	69,066	53,128	37,189	37,189	31,877	42,502	31,877	21,251	10,626	3,527,682
1997	1,167,087	1,632,024	834,989	483,914	711,638	436,471	237,213	199,259	123,351	94,885	66,420	66,420	56,931	75,908	56,931	37,954	18,977	6,300,370
1998	1,653,185	2,311,771	1,182,766	685,467	1,008,040	618,264	336,013	282,251	174,727	134,405	94,084	94,084	80,643	107,524	80,643	53,762	26,881	8,924,510
1999	1,121,031	1,567,620	802,038	464,818	683,555	419,247	227,852	191,396	118,483	91,141	63,799	63,799	54,684	72,913	54,684	36,456	18,228	6,051,744
2000	749,427	1,047,980	536,176	310,738	456,968	280,274	152,323	127,951	79,208	60,929	42,650	42,650	36,557	48,743	36,557	24,372	12,186	4,045,689
2001	736,238	1,029,537	526,740	305,270	448,926	275,341	149,642	125,699	77,814	59,857	41,900	41,900	35,914	47,885	35,914	23,943	11,971	3,974,491
2002	330,906	462,730	236,746	137,205	201,772	123,753	67,257	56,496	34,974	26,903	18,832	18,832	16,142	21,522	16,142	10,761	5,381	1,786,353
2003	611,253	854,761	437,319	253,446	372,715	228,599	124,238	104,360	64,604	49,695	34,787	34,787	29,817	39,756	29,817	19,878	9,939	3,299,773
2004	873,658	1,221,700	625,056	362,248	532,718	326,734	177,573	149,161	92,338	71,029	49,720	49,720	42,617	56,823	42,617	28,412	14,206	4,716,330
2005	656,105	917,480	469,408	272,043	400,064	245,373	133,355	112,018	69,344	53,342	37,339	37,339	32,005	42,673	32,005	21,337	10,668	3,541,900
2006	11,974	233,488	654,566	526,845	620,640	329,278	157,655	109,759	67,851	45,899	29,934	27,939	21,952	29,934	15,965	7,983	3,991	2,895,654
2007	12,135	236,631	663,376	533,936	628,993	333,710	159,776	111,237	68,765	46,517	30,337	28,315	22,247	30,337	16,180	8,090	4,045	2,934,628
2008	15,915	310,351	870,044	700,279	824,950	437,674	209,553	145,891	90,187	61,009	39,789	37,136	29,178	39,789	21,221	10,610	5,305	3,848,882
2009	21,368	416,673	1,168,108	940,184	1,107,566	587,615	281,343	195,872	121,084	81,910	53,420	49,858	39,174	53,420	28,490	14,245	7,123	5,167,453
2010	40,674	793,135	2,223,489	1,789,637	2,108,247	1,118,523	535,535	372,841	230,484	155,915	101,684	94,905	74,568	101,684	54,231	27,116	13,558	9,836,226
2011	43,992	857,840	2,404,885	1,935,639	2,280,242	1,209,774	579,225	403,258	249,287	168,635	109,979	102,648	80,652	109,979	58,656	29,328	14,664	10,638,683
2012	42,923	837,007	2,346,480	1,888,631	2,224,864	1,180,394	565,158	393,465	243,233	164,540	107,309	100,155	78,693	107,309	57,231	28,616	14,308	10,380,314
2013	32,161	627,132	1,758,113	1,415,067	1,666,992	884,417	423,448	294,806	182,243	123,282	80,402	75,041	58,961	80,402	42,881	21,440	10,720	7,777,507
2014	53,348	1,040,283	2,916,348	2,347,305	2,765,196	1,467,065	702,413	489,022	302,304	204,500	133,370	124,478	97,804	133,370	71,130	35,565	17,783	12,901,285
2015	85,845	1,673,983	4,692,875	3,777,192	4,449,647	2,360,745	1,130,296	786,915	486,457	329,074	214,613	200,306	157,383	214,613	114,460	57,230	28,615	20,760,249
2016	1,191,679	1,950,020	2,925,031	1,950,020	2,275,024	1,462,515	650,007	433,338	379,171	270,836	162,502	108,334	108,334	216,669	162,502	54,167	54,167	14,354,317
2017	1,159,600	1,897,528	2,846,292	1,897,528	2,213,783	1,423,146	632,509	421,673	368,964	263,546	158,127	105,418	105,418	210,836	158,127	52,709	52,709	13,967,915
2018	955,550	1,563,628	2,345,442	1,563,628	1,824,232	1,172,721	521,209	347,473	304,039	217,171	130,302	86,868	86,868	173,736	130,302	43,434	43,434	11,510,037
2019	941,216	1,540,171	2,310,257	1,540,171	1,796,867	1,155,128	513,390	342,260	299,478	213,913	128,348	85,565	85,565	171,130	128,348	42,783	42,783	11,337,372
2020	305,129	499,303	748,954	499,303	582,520	374,477	166,434	110,956	97,087	69,348	41,609	27,739	27,739	55,478	41,609	13,870	13,870	3,675,421

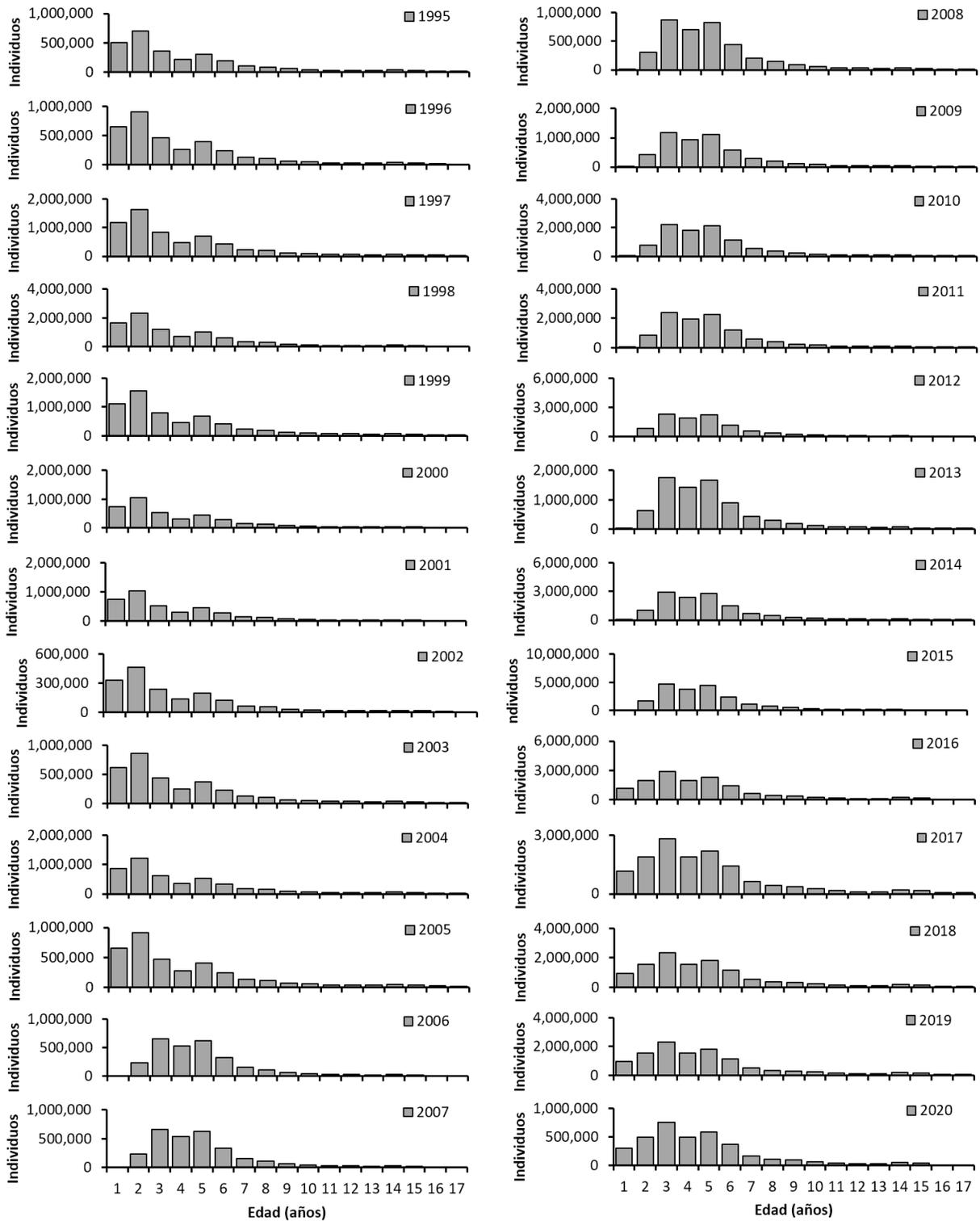


Figura 12. Número observado de individuos a la edad del chano. Se presentan de forma anual en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.

Tabla 10. Biomasa observada en toneladas por edad para el chano en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

Año/Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	TOTAL
1995	17.69	72.60	82.17	83.31	166.88	116.04	69.03	61.86	41.19	32.89	23.73	24.66	22.07	31.28	23.90	15.98	8.11	893.38
1996	23.04	94.53	106.99	108.48	217.30	151.10	89.88	80.54	53.63	42.82	30.90	32.10	28.73	40.72	31.12	20.81	10.56	1,163.25
1997	47.76	193.56	217.05	218.83	436.97	303.38	180.28	161.46	107.40	85.73	61.84	64.22	57.45	81.37	62.17	41.56	21.09	2,342.12
1998	62.60	246.54	270.59	269.18	533.66	369.21	218.86	195.73	129.91	103.61	74.68	77.49	69.23	97.89	74.76	49.98	25.35	2,869.28
1999	41.67	167.81	187.28	188.26	375.33	260.38	154.64	138.45	92.05	73.47	52.98	55.02	49.20	69.66	53.22	35.58	18.05	2,013.04
2000	27.86	112.18	125.20	125.85	250.91	174.07	103.38	92.56	61.54	49.11	35.42	36.78	32.89	46.57	35.58	23.78	12.07	1,345.75
2001	27.37	110.21	123.00	123.64	246.50	171.01	101.56	90.93	60.45	48.25	34.80	36.13	32.31	45.75	34.95	23.37	11.86	1,322.06
2002	12.30	49.53	55.28	55.57	110.79	76.86	45.65	40.87	27.17	21.69	15.64	16.24	14.52	20.56	15.71	10.50	5.33	594.21
2003	22.72	91.50	102.12	102.65	204.65	141.98	84.32	75.49	50.19	40.06	28.89	30.00	26.83	37.98	29.02	19.40	9.84	1,097.63
2004	32.47	130.78	145.96	146.71	292.51	202.92	120.52	107.90	71.74	57.25	41.29	42.88	38.34	54.29	41.47	27.73	14.07	1,568.83
2005	24.39	98.21	109.61	110.18	219.67	152.39	90.51	81.03	53.87	43.00	31.01	32.20	28.79	40.77	31.15	20.82	10.56	1,178.17
2006	0.69	34.07	191.17	202.32	329.32	196.49	103.29	80.36	50.72	36.88	25.52	25.05	20.10	31.81	16.93	8.61	4.37	1,357.72
2007	0.70	34.53	193.74	205.04	333.76	199.14	104.68	81.44	51.41	37.38	25.86	25.39	20.37	32.24	17.16	8.72	4.43	1,376.00
2008	0.92	45.29	254.10	268.92	437.74	261.18	137.29	106.82	67.42	49.03	33.92	33.30	26.71	42.28	22.50	11.44	5.81	1,804.68
2009	1.24	60.81	341.16	361.04	587.70	350.66	184.33	143.41	90.52	65.82	45.54	44.71	35.87	56.76	30.21	15.36	7.80	2,422.93
2010	2.36	115.75	649.39	687.25	1,118.68	667.47	350.87	272.98	172.30	125.29	86.68	85.10	68.27	108.05	57.51	29.24	14.85	4,612.04
2011	4.00	187.32	1,016.16	1,061.53	1,703.74	1,010.86	528.98	409.56	258.18	187.13	129.13	126.48	101.36	159.21	84.79	43.08	21.87	7,033.37
2012	4.95	213.04	1,084.18	1,105.03	1,725.97	1,013.20	525.66	403.19	253.58	182.65	125.41	122.30	97.80	151.47	80.74	40.97	20.78	7,150.90
2013	3.71	159.62	812.33	827.95	1,293.19	759.14	393.86	302.09	189.99	136.85	93.96	91.64	73.28	113.49	60.49	30.69	15.57	5,357.85
2014	6.15	264.77	1,347.49	1,373.40	2,145.13	1,259.26	653.32	501.11	315.16	227.01	155.87	152.01	121.55	188.26	100.34	50.92	25.82	8,887.58
2015	9.90	426.06	2,168.33	2,210.02	3,451.87	2,026.36	1,051.30	806.36	507.14	365.30	250.81	244.61	195.59	302.94	161.47	81.93	41.56	14,301.55
2016	43.88	227.20	777.36	730.54	1,193.49	863.68	434.48	327.49	307.73	211.01	138.72	99.13	102.35	208.43	169.49	58.49	58.49	5,951.97
2017	42.70	221.08	756.44	710.88	1,161.37	840.43	422.78	318.67	299.45	205.33	134.98	96.46	99.60	202.82	164.93	56.91	56.91	5,791.75
2018	35.19	182.18	623.33	585.79	957.01	692.54	348.39	262.60	246.76	169.20	111.23	79.49	82.07	167.13	135.91	46.90	46.90	4,772.60
2019	34.66	179.45	613.98	577.00	942.65	682.16	343.16	258.66	243.05	166.66	109.56	78.30	80.84	164.63	133.87	46.19	46.19	4,701.00
2020	11.24	58.17	199.04	187.05	305.59	221.15	111.25	83.85	78.80	54.03	35.52	25.38	26.21	53.37	43.40	14.98	14.98	1,524.00

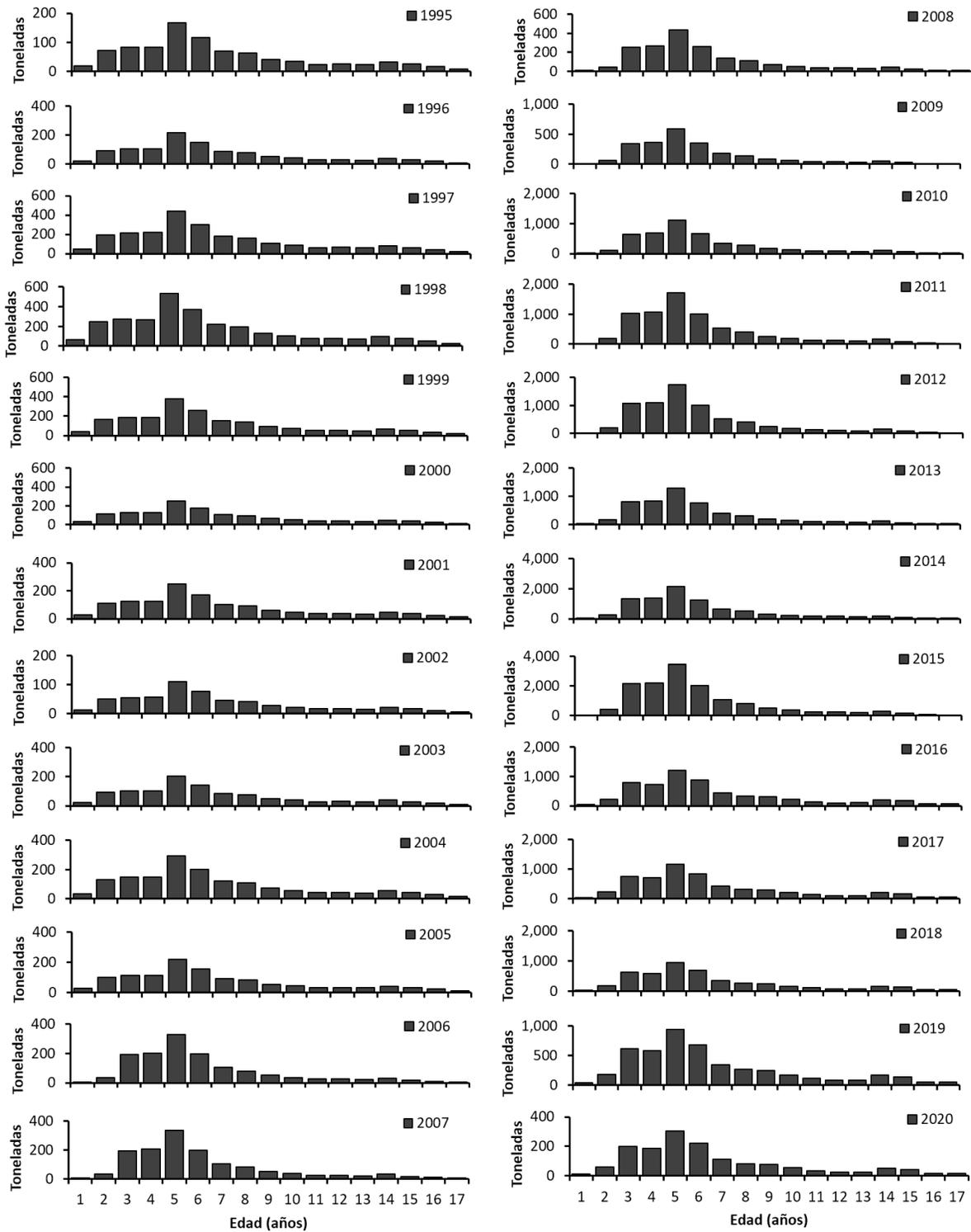


Figura 13. Captura observada en toneladas a la edad del chano. Se presentan de forma anual en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.

El total de individuos de chano obtenidos (observados) para todo el periodo de estudio (1995-2020) fue de 190, 864,067. Las mayores frecuencias globales de individuos en términos porcentuales se presentaron en las edades 2 (14.21%), 3 (19.56%), 4 (14.17%) y 5 (17.23%). En el caso de la matriz de biomasa a la edad, el valor global de la captura fue de 93,433.61 t, de las cuales las edades con mayor representación fueron: 3 (16.43%), 4 (17.51%) y 5 (20.08%). El comparativo de los valores de captura y el número de individuos obtenidos para todo el periodo de estudio se presenta en la Fig. 14.

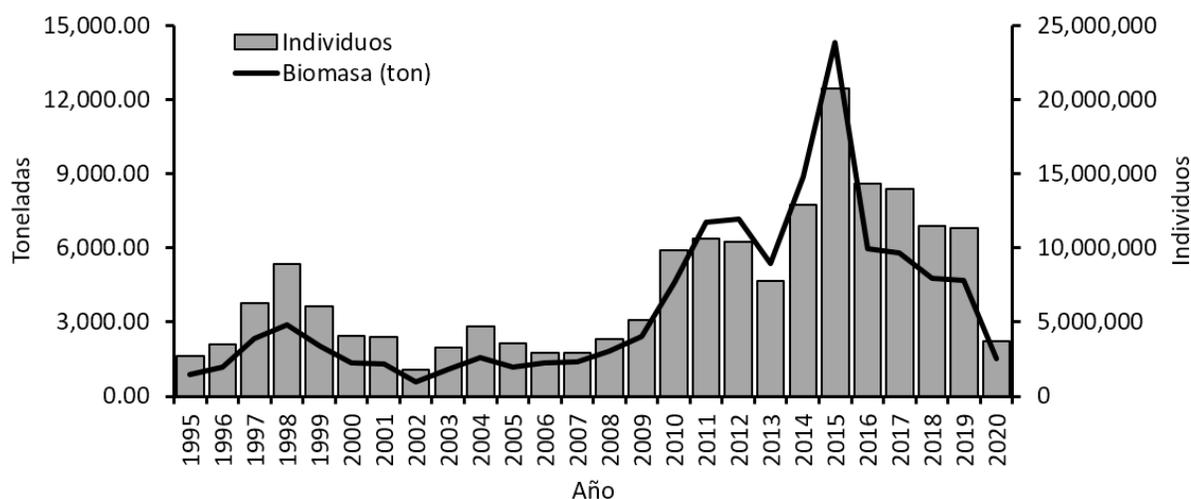


Figura 14. Abundancia observada a la edad. Se presentan en términos del número de individuos y de biomasa del chano en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.

El comportamiento histórico del patrón de capturas de chano en el Norte del Golfo de California se presenta en la Fig. 15. Se denota que las mayores capturas de chano comenzaron a presentarse de forma ascendente a partir del año 2009 y 2010, concentrándose estas en individuos con edades de los 2-5 años. Específicamente las frecuencias porcentuales de individuos capturados, se presentaron mayormente en el rango de los 2-4 años, mientras que en términos de biomasa la captura más representativa fue en el rango de los 3-5 años de edad. A partir de 2016 las capturas comenzaron a reducir su frecuencia y rango de edades de incidencia, hasta llegar al 2020 donde las capturas en términos de individuos fueron mayores entre los 2-3 años, mientras que en términos de biomasa estas fueron mayores entre los 3-4 años de edad.

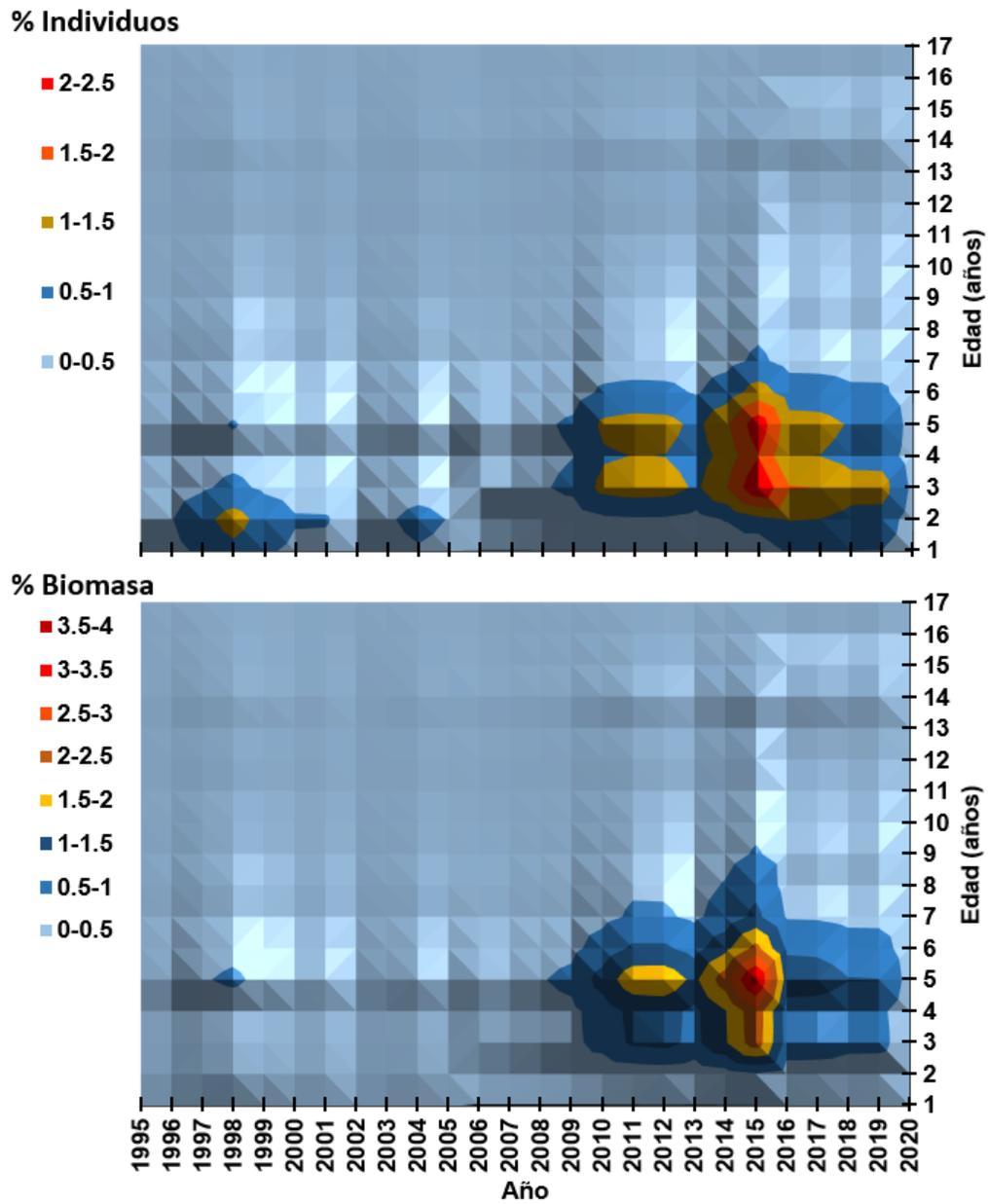


Figura 15. Patrón de la captura observada a la edad. Se presentan en número de individuos y en términos de biomasa (toneladas) del chano en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

7.3 Biomasa histórica y puntos de referencia para el chano

Se obtuvieron valores de resiliencia (r), capacidad de carga (k), biomasa y puntos de referencia biológicos para *M. megalops* (Tabla 11). Los resultados con fines de manejo se obtuvieron mediante el MBS, estimando $r = 0.831$, $k = 39,698$ t, $RMS = 8,248$ t, y $B_{RMS} = 19,849$ t. El valor de la regla de control o límite de sobrepesca (OFL) fue de 7,379 (5,130 – 10,555) t, mientras que el estado actual de la población (Est) mostró valores de $B/B_{RMS} = 1.580$ (1.306 – 1.821) y $F/F_{RMS} = 0.235$ (0.164 – 0.337), lo que indica una pesquería saludable y un estado de subexplotada. Las capturas históricas, pares $r-k$ viables, tamaño de la población, explotación y la curva de equilibrio de *M. megalops* se muestran en la Fig. 16 y el diagrama de fase de Kobe en la Fig. 17.

Tabla 11. Valores de parámetros y de los puntos de referencia (PR) obtenidos por el modelo de Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus (CRMS+) y con fines de manejo los obtenidos por el Modelo Bayesiano de Schaefer (MBS) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California para los años de 1995-2020. El valor de r es el valor de resiliencia de la especie, k es el tamaño del stock no explotado o biomasa virgen, RMS es el Rendimiento máximo sostenible en toneladas, B_{RMS} es la biomasa al Rendimiento máximo sostenible, F_{RMS} es la mortalidad por pesca al Rendimiento máximo sostenible, F/F_{RMS} es la explotación al Rendimiento máximo sostenible, B/B_{RMS} es la biomasa sobre la biomasa al Rendimiento máximo sostenible y F es la mortalidad por pesca.

PR	CRMS+	I.C. 95% Inf.	I.C. 95% Sup.	MBS	I.C. 95% Inf.	I.C. 95% Sup.
r	0.792	0.607	1.032	0.831	0.627	1.103
k (t)	48,331.71	30,790.75	75,865.43	39,698.53	29,182.23	54,004.54
RMS (t)	10,010.43	6,729.42	14,551.60	8,248.52	6,505.63	10,458.34
B_{RMS} (t)	24,165.85	15,395.38	37,932.72	19,849.26	14,591.12	27,002.27
F_{RMS}	0.396	0.304	0.516	0.416	0.313	0.551
F/F_{RMS}	0.094	0.089	0.111	0.235	0.164	0.337
	CRMS+	P 2.5	P 97.5	MBS	P 2.5	P 97.5
B final (t)	41,019.81	34,741.30	43,388.70	31,365.18	25,929.38	36,152.03
B relativa	0.849	0.719	0.898	0.790	0.653	0.911
F relativa	0.094	0.089	0.111	0.235	0.164	0.337
B/B_{RMS}	1.697	1.438	1.795	1.580	1.306	1.821
F	0.037	0.035	0.044	0.097	0.084	0.117

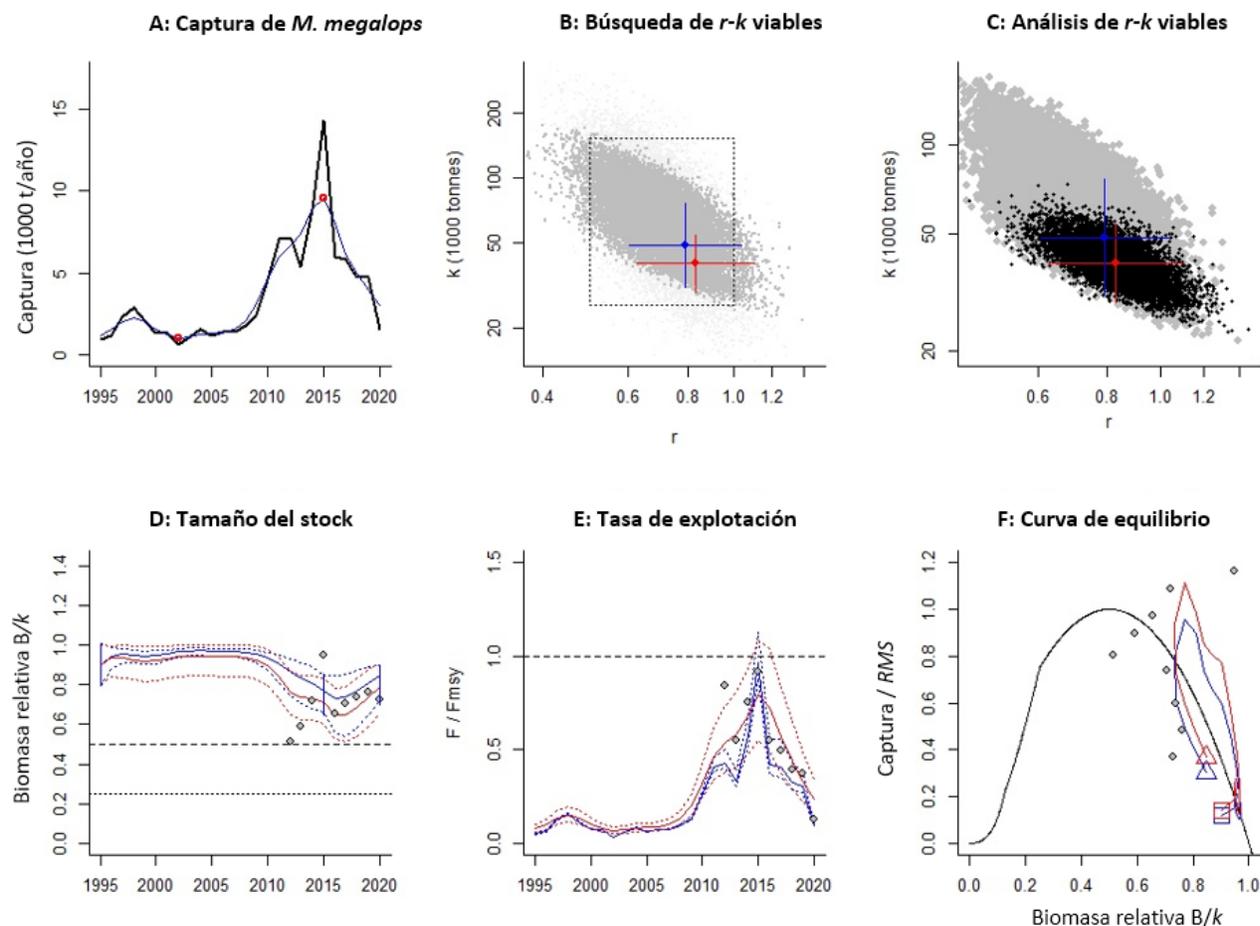


Figura 16. Valores históricos de los modelos. Se presentan para (A) la captura en toneladas, (B) búsqueda y (C) análisis de pares r - k viables, (D) tamaño de la población o stock, (E) tasa de explotación y (D) curva de equilibrio obtenidos por el método de Monte Carlo (CRMS+) en azul, y el método del modelo de producción excedente Bayesiano estado-espacial de Schaefer (MBS) en rojo, para el chano *Micropogonias megalops* de 1995-2020 en el Norte del Golfo de California.

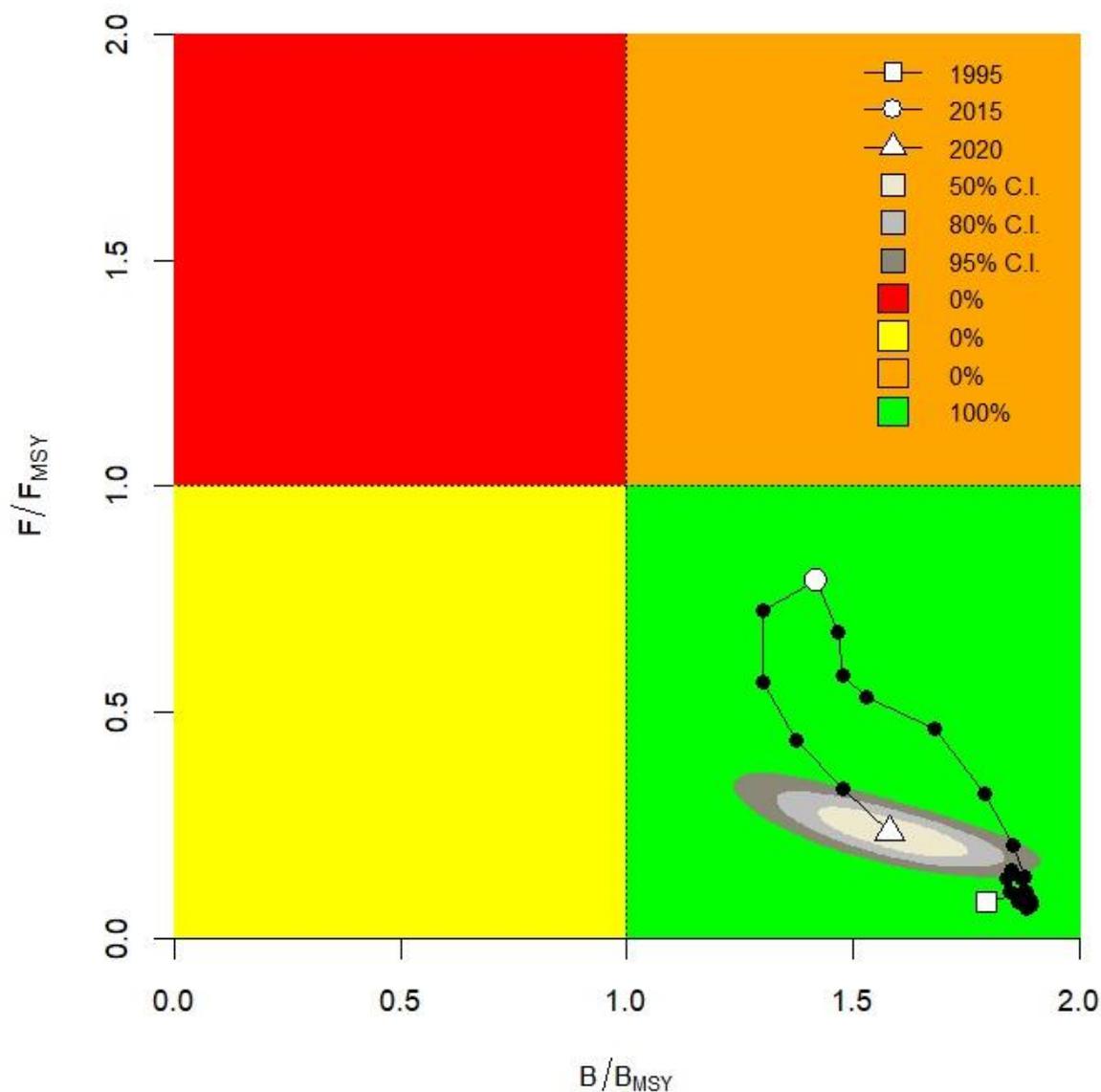


Figura 17. Diagrama de Kobe. Muestra la relación de la explotación (F/F_{RMS}) y la biomasa al Rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

El diagrama de Kobe muestra que la pesquería de chano en el NGC se ha mantenido saludable desde sus inicios. Históricamente, la población se ha sostenido en niveles de biomasa por encima de la biomasa en el Rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), es decir, siempre por encima de 1.0, mientras que la tasa de mortalidad por pesca en el Rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) siempre por debajo de 1.0.

7.4 Modelo de la captura a la edad para el chano: parametrización

El modelado CAGEAN sobre los datos de chano *M. megalops* fue calibrado por un total de cuatro indicadores de abundancia (Tabla 12): la CPUE de pangas o flota artesanal en el NGC, así como valores de la biomasa relativa para la especie según el MBS (presente estudio), ARS Análisis de Reducción del Stock (Urías-Sotomayor *et al.*, 2022) y Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones ANCO (Jones, 1981; Quinn y Deriso, 1999) realizado de forma independiente para la especie.

Tabla 12. Valores de los indicadores de abundancia utilizados para calibrar el modelo CAGEAN en el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California para los años de 1995-2020. CPUE es la captura por unidad de esfuerzo, MBS es el Modelo Bayesiano de Schaefer, ARS es el Análisis de Reducción del Stock y ANCO es el Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones; w es el peso descriptivo del indicador de la abundancia y q es el valor de capturabilidad promedio.

Año	CPUE Pangas	Biomasa relativa (MBS)	Biomasa relativa (ARS)	Biomasa relativa (ANCO)
1995	-	-	0.9823	-
1996	-	-	0.9788	-
1997	-	0.9358	-	-
1998	2.4950	0.9252	-	-
1999	-	0.9185	-	-
2000	-	0.9219	-	-
2001	-	-	-	-
2002	-	-	-	-
2003	-	-	0.9435	-
2004	-	-	0.9470	-
2005	-	-	0.9329	-
2006	-	-	0.9152	-
2007	-	-	-	-
2008	-	0.9384	-	-
2009	-	0.9260	-	-
2010	2.2443	0.8955	-	53,697
2011	3.4226	0.8400	-	27,595
2012	3.4798	-	0.6113	37,517
2013	2.6072	-	0.5689	42,917
2014	-	-	0.6113	52,192
2015	-	-	0.5866	68,825
2016	2.8963	-	0.5972	47,610
2017	2.8184	0.6495	-	51,179
2018	2.3224	0.6874	-	53,578
2019	2.2876	0.7378	-	55,420
2020	-	-	0.7350	52,924
w	4.58379	84.89117	31.35276	0.00000
q	0.00007	0.00002	0.00002	1.27682

El mayor peso descriptivo lo presentó el indicador de abundancia del MBS con $w = 84.89$ y capturabilidad $q = 0.00002$, seguido del indicador ARS con $w = 31.35$ y $q = 0.00002$, la CPUE pangas con $w = 4.58$ y $q = 0.00007$, mientras que ANCO un $w = 0.00$ y capturabilidad $q = 1.27682$ (Fig. 18). Según lo anterior, la información de abundancia relativa fue la más importante para las estimaciones del tamaño del stock en la serie de tiempo analizada (1995-2020). El valor de la función objetiva conjunta presentó un valor ajustado de 12,940.85.

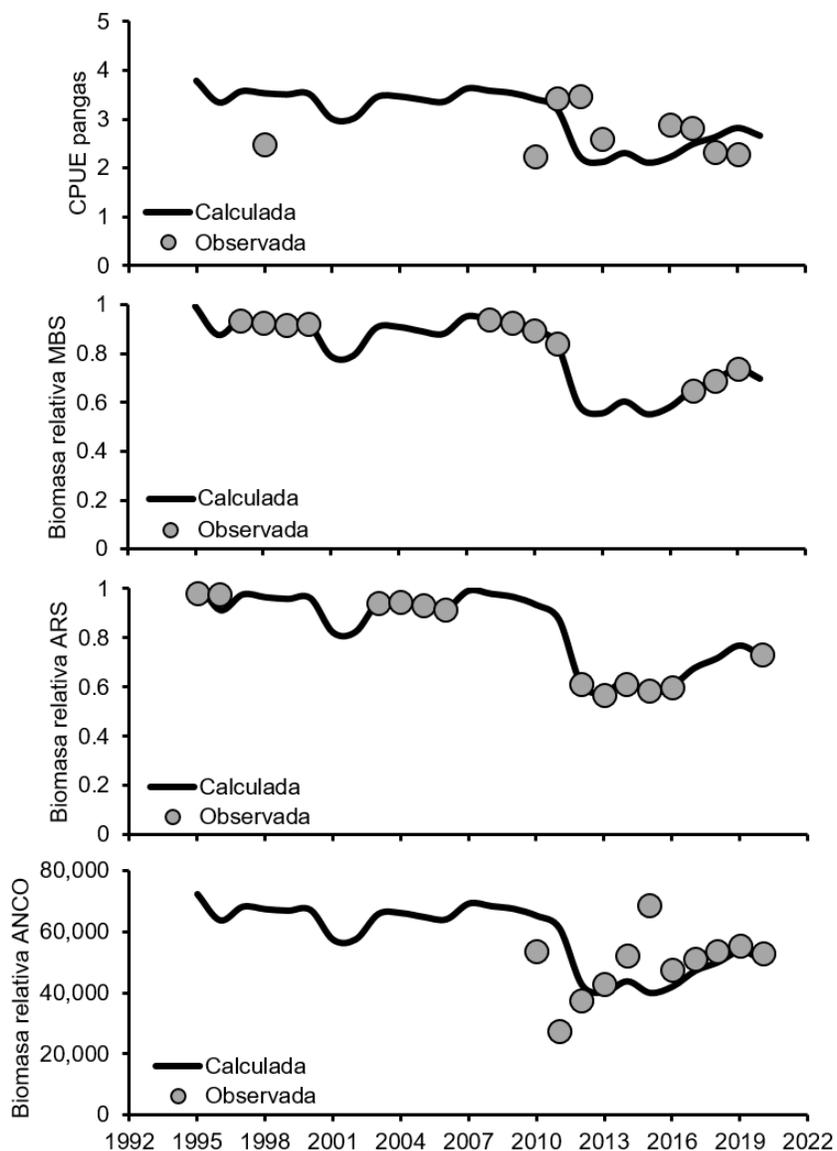


Figura 18. Información de los indicadores de la abundancia. Se presentan los utilizados para calibrar el modelo CAGEAN en el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020. CPUE es la captura por unidad de esfuerzo, MBS es el Modelo Bayesiano de Schaefer, ARS es el Análisis de Reducción del Stock y ANCO es el Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones.

La Tabla 13 muestra los rangos de valores iniciales o de entrada para el ajuste de los parámetros de interés en el modelo CAGEAN. Estos valores estuvieron basados en análisis previos disponibles para la especie, con lo que dichos rangos presentan un valor en el límite inferior, valor en el límite superior, el origen del cálculo y la fuente.

Tabla 13. Rangos de valores de entrada de parámetros a ajustar en el CAGEAN, origen de los valores y fuente de la información para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California para los años de 1995-2020. LC_{50} es la longitud de primera captura, MCVB es la ecuación de von Bertalanffy, MBS es el Modelo Bayesiano de Schaefer, CRMS+ es el modelo de captura al Rendimiento máximo sostenible Plus, ARS es el Análisis de Reducción del Stock y ANCO es el Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones.

Parámetro	Límite inferior	Límite superior	Origen del cálculo	Fuente
Mortalidad natural (M)	0.46	0.48	Estimaciones para los años 2000, 2010 y 2020	Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2015); Arzola-Sotelo <i>et al.</i> (2022)
Vulnerabilidad (v en años)	2.55	3.85	Basado en LC_{50} convertido a edad (ecuación inversa de MCVB)	Arzola-Sotelo <i>et al.</i> (2022)
Mortalidad por pesca (F)	0.01	0.45	Basado en MBS, CRMS+ y ANCO (información auxiliar)	Arzola-Sotelo <i>et al.</i> (2022); Cálculo auxiliar independiente
Reclutas (individuos)	11,629,394	124,737,389	Basado en ANCO (información auxiliar)	Cálculo auxiliar independiente
Reclutas (toneladas)	5,796	12,927	Basado en ARS	Urías-Sotomayor <i>et al.</i> (2022)
Sobrevivientes (individuos)	20,059,368	210,007,759	Basado en ANCO (información auxiliar)	Cálculo auxiliar independiente

7.5 Determinación de la relación SR y valores iniciales de reclutas

Se obtuvieron valores de entrada de reclutamiento a través de un ‘mejor’ modelo stock reclutamiento (SR) para el chano, para su posterior optimización dentro del modelo CAGEAN. Los datos observados del stock desovante (en individuos y toneladas) y de reclutas (individuos), su tendencia y las curvas teóricas proyectadas por la relación SR ganadora se presentan en la Fig. 19. Los valores de parámetros en cada modelo SR se presentan en la Tabla 14, donde la selección del

‘mejor’ modelo indicó que Cushing fue el ‘mejor’ descriptor según Δ_i y w_i en los datos de captura observada a la edad (0.00 y 47.68%) y ANCO (0.00 y 41.18%) sucesivamente (Tabla 15).

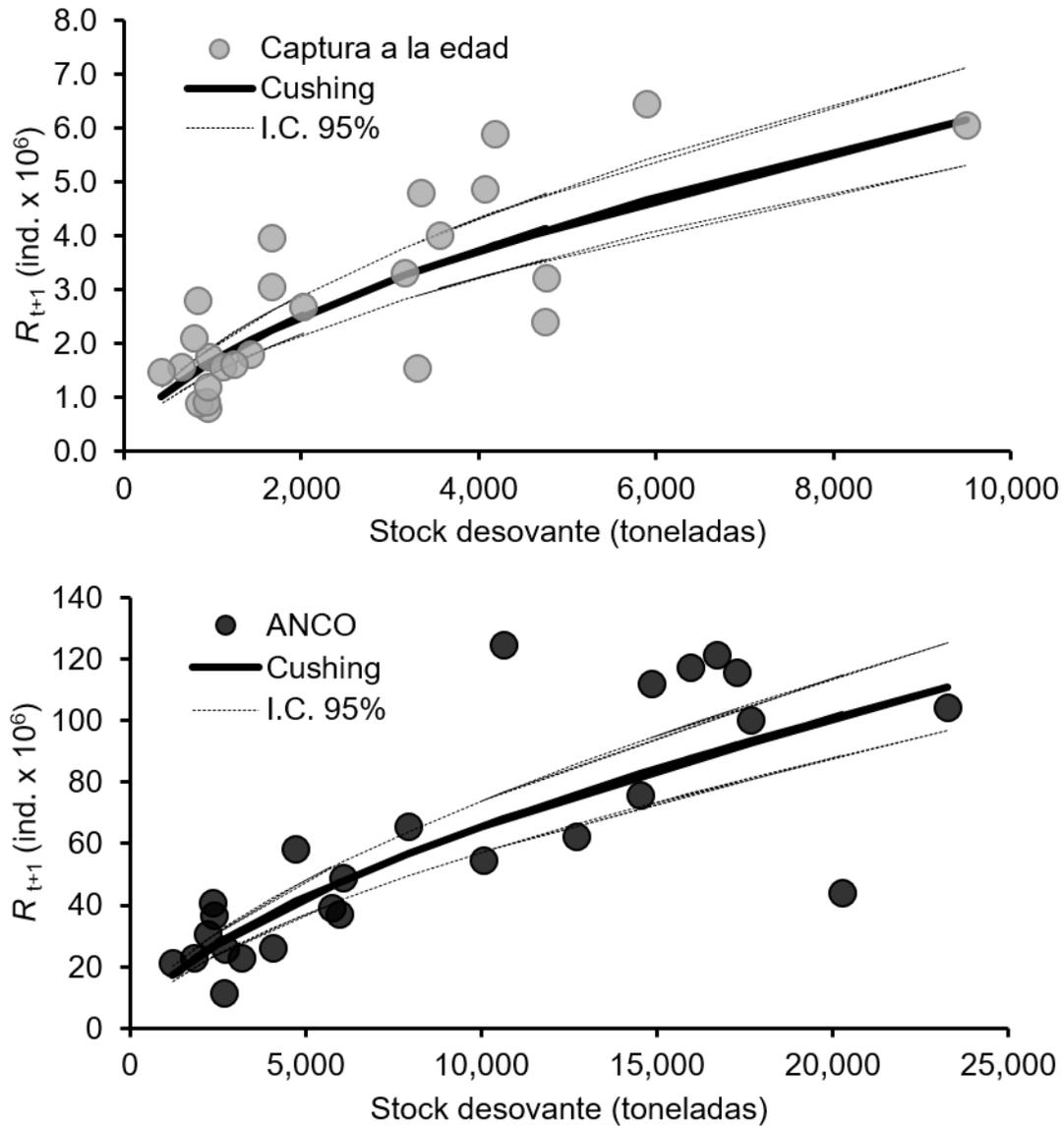


Figura 19. Curvas de la relación stock-reclutamiento. Se presentan las del modelo de Cushing ajustadas a los datos observados de captura a la edad y estimados con Análisis de cohortes (ANCO) del chano en el Norte del Golfo de California (1995-2020). En ambos casos el stock desovante se presenta en toneladas y los reclutas en número de individuos.

Tabla 14. Valores de parámetros en las relaciones stock-reclutamiento (SR) puestas a prueba en los datos de captura observada a la edad y estimados con Análisis de cohortes (ANCO) del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020). α es el parámetro de producción o número de reclutas por desovante, β es el parámetro de control en la relación y el parámetro γ es el índice de la denso-dependencia o denso-independencia.

Captura observada a la edad S (toneladas) - R (individuos)	Valor	Lim. Inf. (95%)	Lim. Sup. (95%)	χ^2
B-H				
α (millones)	6.662	5.749	7.644	0.052
β	2932.404	2330.000	3734.000	0.098
Ricker				
α (miles)	1.877	1.601	2.165	0.102
β	0.000	0.000	0.000	0.136
Cushing				
α (millones)	61.098	47.435	78.955	0.013
γ	0.577	0.571	0.583	0.025
Shepherd				
α (millones)	1.688	1.451	1.943	0.055
β	54.059	46.450	62.200	0.050
γ	0.423	0.403	0.443	0.015
ANCO				
S (toneladas) - R (individuos)	Valor	Lim. Inf. (95%)	Lim. Sup. (95%)	χ^2
B-H				
α (millones)	147.04	128.95	169.45	0.06
β	11,045.81	8,750.00	13,520.00	0.05
Ricker				
α (miles)	11.86	10.31	13.41	0.00
β	0.00	0.00	0.00	0.05
Cushing				
α (millones)	349.15	280.00	424.00	0.11
γ	0.62	0.62	0.63	0.12
Shepherd				
α (millones)	13.42	11.87	15.25	0.02
β	63.60	56.14	72.94	0.07
γ	0.38	0.36	0.39	0.09

Tabla 15. Selección del ‘mejor’ modelo o relación SR para los datos de captura observada a la edad y estimados con Análisis de cohortes (ANCO) el chano en el Norte del Golfo de California (1995-2020). k es el número de parámetros en la ecuación, LL es la máxima verosimilitud, $AICc$ es el Criterio de Información de Akaike en su versión corregida, Δ_i son las diferencias de Akaike y w_i es el peso ponderado de Akaike o plausibilidad del modelo.

Datos y modelo	k	LL	AIC	$AICc$	Δ_i	w_i (%)
Captura observada a la edad						
S (toneladas) - R (individuos)						
B-H	2	-13.226	30.452	27.913	1.667	20.716
Ricker	2	-14.099	32.198	29.660	3.414	8.650
Cushing	2	-12.392	28.784	26.246	0.000	47.682
Shepherd	3	-12.393	30.785	27.708	1.462	22.951
ANCO						
S (toneladas) - R (individuos)						
B-H	2	-10.455	24.909	22.371	1.307	21.420
Ricker	2	-10.653	25.305	22.767	1.703	17.573
Cushing	2	-9.801	23.602	21.064	0.000	41.181
Shepherd	3	-9.801	25.603	22.526	1.462	19.826

El reclutamiento anual ($t + 1$) promedio estimado con Cushing en los datos de captura observada a la edad fue de 2.61 millones de peces y Cushing ANCO fue de 58.72 millones de peces. En particular, la serie Cushing ANCO denotó estimados interanuales variables de reclutamiento, con un mínimo de 17.44 millones de individuos durante 2003, aumento a 101.76 millones en 2011, una notable caída a 65.71 millones en 2012, recuperación a 110.93 millones en 2016 (máximo) y bajada a 83.75 millones en 2017. El valor del reclutamiento presentó recuperación durante el último año de la serie (2020) con 92.06 millones de individuos de chano *M. megalops*.

7.6 Modelo de la captura a la edad para el chano: información de salida

Dentro del modelo CAGEAN el valor de mortalidad natural fue de $M = 0.465$, el valor ajustado de vulnerabilidad a la pesca general fue de $v = 2.52$ años, mientras que el valor de sigma ajustado fue de $\sigma = 0.28$. Adicionalmente, con la información de frecuencias de hembras maduras a la edad, se obtuvo un valor de edad de primera madurez para el chano de $T_{rep} = 4.52$ años. Las capturas anuales observadas y ajustadas por el modelo CAGEAN se presentan en la Fig. 20.

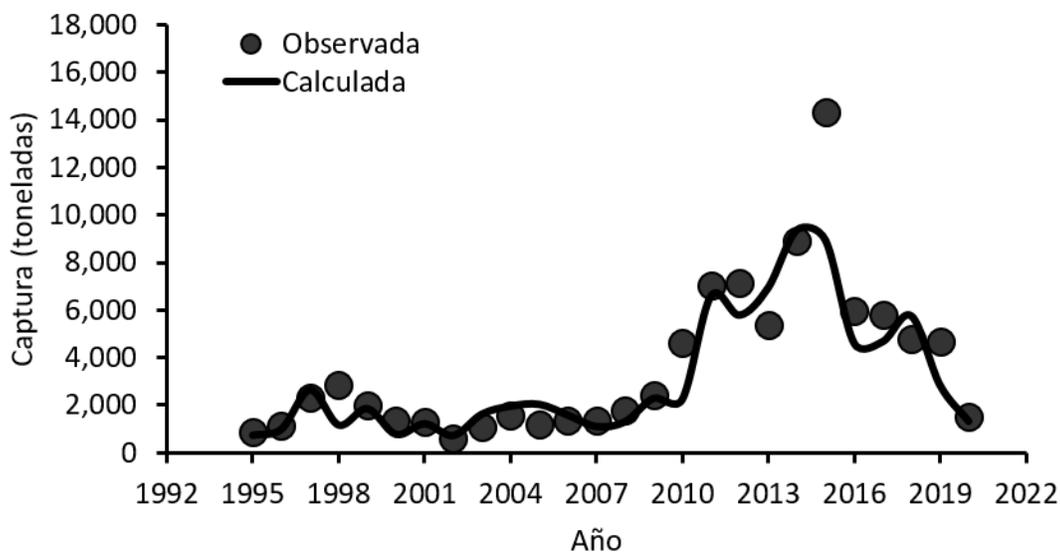


Figura 20. Captura histórica del chano. Se presenta la captura observada en toneladas (puntos negros) y la calculada por el modelo CAGEAN (línea) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

Las capturas ajustadas a cada edad y año de estudio se presentan en la Fig. 21. De forma general las capturas calculadas mostraron un mayor porcentaje en individuos entre los 2 a 5 años. El grupo de edad 2 tuvo un porcentaje de captura de 16.93%, la edad 3 uno de 30.58%, la edad de 4 años de 20.92% y la edad 5 de 11.26%. La Tabla 16 muestra los valores de captura calculada a la edad y total para cada año de estudio. El patrón de la captura a la edad estimado por el modelo CAGEAN para el chano durante el periodo de 1995-2020 se presenta en términos porcentuales para individuos y en toneladas en la Fig. 22.

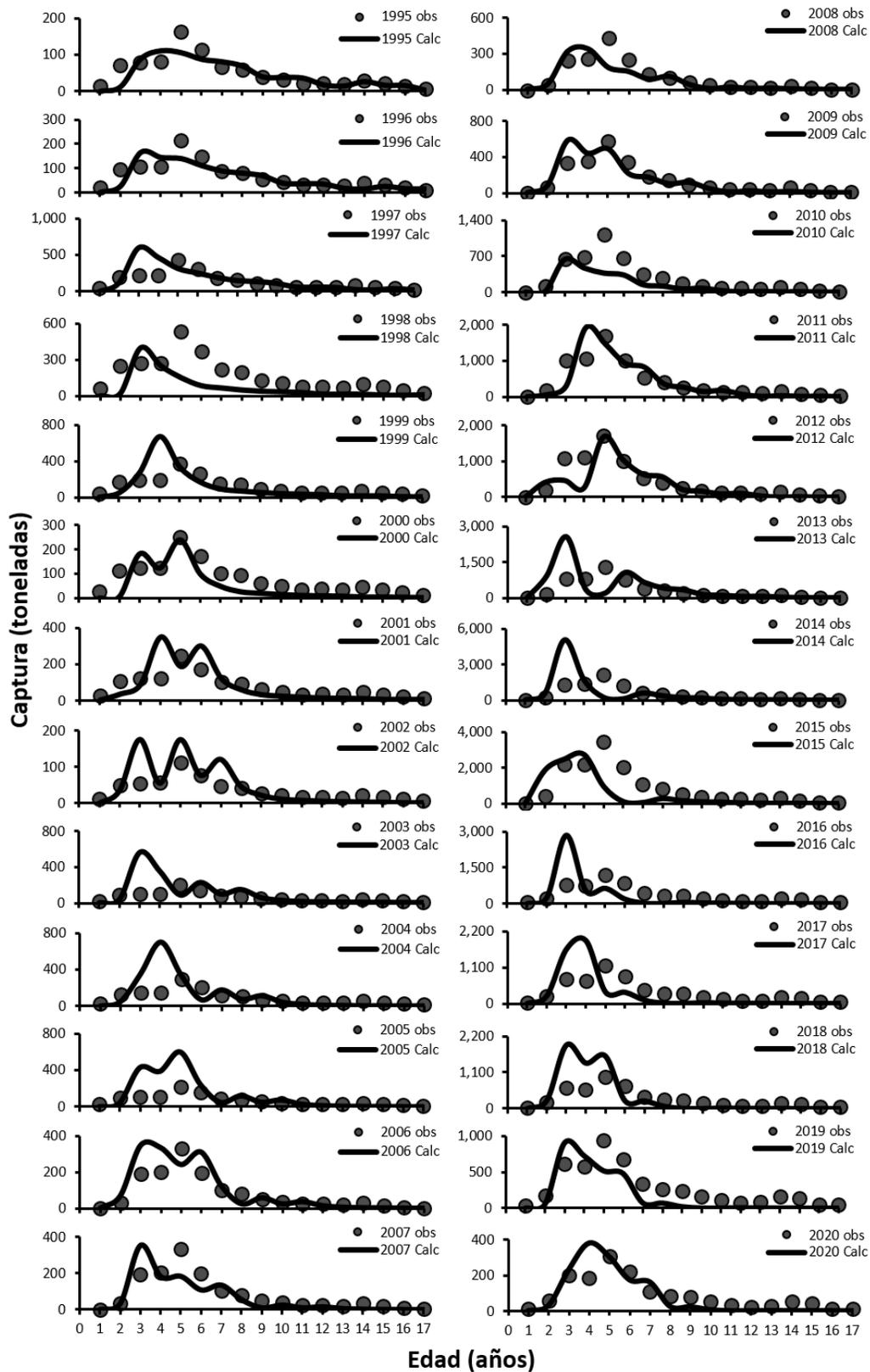


Figura 21. Captura a la edad. Se presenta la observada (puntos negros) y calculada (línea) por año (1995-2020) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

Tabla 16. Valores de la captura calculada (toneladas) a la edad para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.

Año/Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	Total
1995	0.22	12.43	88.36	110.01	104.70	87.00	80.35	68.79	39.40	38.16	35.97	17.75	14.83	26.93	16.67	16.24	3.24	761.05
1996	0.53	25.73	164.48	143.46	138.93	110.05	88.29	79.48	68.60	37.93	36.47	34.65	17.18	14.62	25.44	15.50	15.28	1,016.62
1997	0.66	118.62	601.00	470.11	317.97	255.92	195.51	152.78	138.53	115.36	63.31	61.33	58.54	29.53	24.08	41.24	25.43	2,669.92
1998	0.41	20.28	399.11	250.15	151.51	85.13	66.02	49.11	38.59	33.77	27.90	15.42	14.99	14.54	7.03	5.64	9.78	1,189.39
1999	0.17	49.99	272.51	675.60	334.16	169.82	92.44	70.05	52.57	39.97	34.75	28.96	16.09	15.94	14.85	7.07	5.74	1,880.68
2000	0.24	5.54	181.42	123.32	238.77	98.53	48.38	25.68	19.61	14.22	10.74	9.41	7.88	4.45	4.23	3.88	1.87	798.18
2001	0.75	33.88	86.25	348.28	184.89	298.68	119.08	57.02	30.50	22.50	16.20	12.33	10.85	9.25	5.02	4.69	4.36	1,244.54
2002	0.24	34.67	175.35	55.44	174.85	77.44	120.86	47.00	22.68	11.72	8.59	6.23	4.76	4.27	3.49	1.86	1.76	751.22
2003	0.53	35.43	563.45	351.94	86.90	228.65	97.84	148.94	58.36	27.20	13.96	10.31	7.51	5.85	5.03	4.04	2.19	1,648.12
2004	0.52	48.67	354.37	701.33	342.12	70.48	179.17	74.78	114.70	43.42	20.10	10.39	7.71	5.72	4.27	3.61	2.94	1,984.29
2005	0.85	42.11	427.35	388.48	600.44	244.37	48.64	120.60	50.72	75.15	28.25	13.18	6.85	5.17	3.68	2.70	2.32	2,060.85
2006	0.79	69.90	348.75	335.32	242.64	311.10	122.90	25.01	59.42	25.01	37.89	14.54	6.67	3.86	2.74	1.94	1.45	1,609.93
2007	0.54	34.21	355.31	182.30	184.05	108.39	135.68	54.56	10.15	25.37	10.54	15.83	5.90	3.08	1.53	1.11	0.78	1,129.32
2008	0.69	43.57	319.30	339.16	182.72	150.14	86.32	109.98	40.41	7.91	19.52	8.04	11.72	4.96	2.23	1.13	0.81	1,328.60
2009	0.15	82.66	587.20	440.92	491.78	215.63	172.98	101.23	117.84	45.58	8.81	21.55	8.61	14.28	5.20	2.38	1.20	2,317.99
2010	0.19	10.39	632.13	464.54	366.27	332.49	142.33	116.21	62.14	76.15	29.07	5.57	13.23	6.01	8.57	3.18	1.45	2,269.90
2011	4.54	59.56	308.78	1,919.40	1,460.36	931.90	822.13	356.46	265.60	149.02	179.76	67.88	12.61	33.79	13.21	19.17	7.10	6,611.27
2012	13.03	416.45	472.17	265.10	1,682.10	1,039.37	642.66	571.50	226.69	176.36	97.23	115.83	42.42	8.77	20.40	8.11	11.74	5,809.93
2013	8.24	933.88	2,585.51	345.23	202.79	1,073.80	649.79	408.49	335.45	139.26	107.12	58.62	68.01	27.80	5.06	11.94	4.74	6,965.74
2014	33.59	578.77	5,104.04	1,708.29	238.65	116.99	606.66	373.24	216.68	186.23	76.44	58.36	31.10	40.28	14.48	2.68	6.32	9,392.81
2015	21.03	1,867.67	2,485.14	2,739.62	959.39	111.85	53.70	283.10	160.84	97.73	83.05	33.83	25.16	14.96	17.05	6.23	1.15	8,961.49
2016	3.19	250.07	2,837.81	527.78	642.95	191.16	22.80	11.42	58.69	31.46	19.67	17.02	6.85	5.10	2.89	3.42	1.23	4,633.50
2017	2.59	233.94	1,650.23	1,917.44	353.97	346.64	103.63	12.35	5.87	26.98	16.51	10.10	8.42	3.34	2.65	1.43	1.64	4,697.73
2018	1.48	248.01	1,937.99	1,389.38	1,602.41	237.80	234.16	69.92	7.91	3.37	17.64	10.56	6.22	5.11	2.16	1.64	0.86	5,776.61
2019	0.73	54.32	907.76	729.26	518.96	481.14	71.79	70.62	20.03	2.03	0.98	5.04	2.91	1.69	1.48	0.60	0.44	2,869.78
2020	0.55	29.81	232.78	383.31	305.65	174.85	163.00	24.30	22.70	5.75	0.66	0.32	1.56	0.89	0.55	0.46	0.18	1,347.30

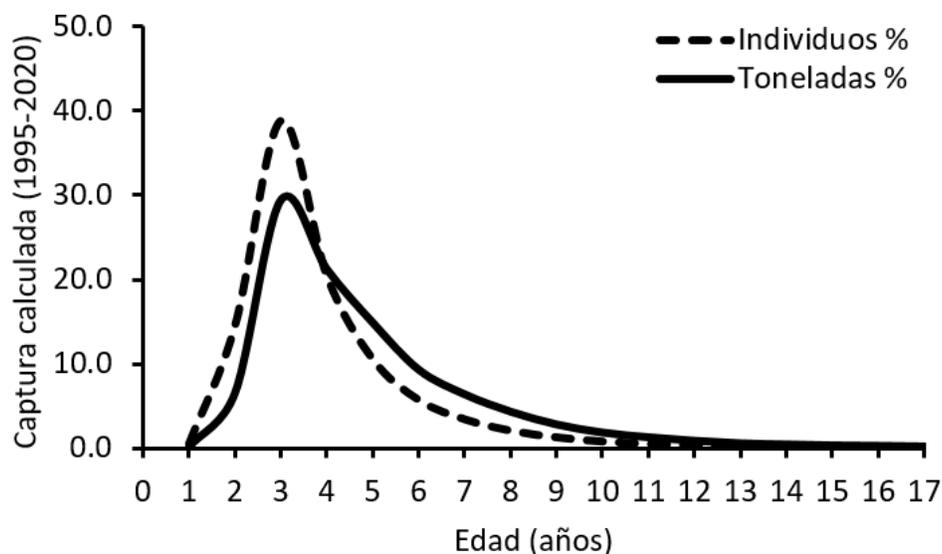


Figura 22. Patrón de la captura calculada (%) a la edad. Se presenta la estimada por el modelo CAGEAN para individuos (línea punteada) y en toneladas (línea continua) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

La biomasa total (t) anual calculada por el modelo CAGEAN (1995-2020) se presenta en la Fig. 23 y específica a la edad en la Fig. 24. El valor promedio de biomasa para todo el periodo fue de 61,609.44 (45,690.18-77,528.71) t, el año con la menor biomasa fue 2016 con 47,998.83 (36,259.21-59,738.45) t y la mayor biomasa se presentó en 2015 con 80,562.83 (63,086.69-98,038.97) t. Existió variación interanual entre los valores de biomasa, la cual se mantuvo relativamente estable de 1995-2009 con un valor promedio de 64,135.78 t. En 2010 la biomasa presentó un decline a 53,483.33 t y a partir de 2011 un aumento hasta llegar a la cifra máxima en el año 2015. Durante el periodo de 2016-2020 se presentó un promedio de la biomasa de 49,651.49 t y específicamente para el último año de estudio (2020) se presentó una biomasa de 48,868.85 (39,338.39-58,399.31) t. La biomasa presentada en el 2020 significó un nivel del 76% de la biomasa promedio presentada por el recurso durante el periodo de 1995-2015. Los valores de biomasa total (t) calculados para cada una de las edades de chano en todo el periodo de estudio se presentan en la Tabla 17.

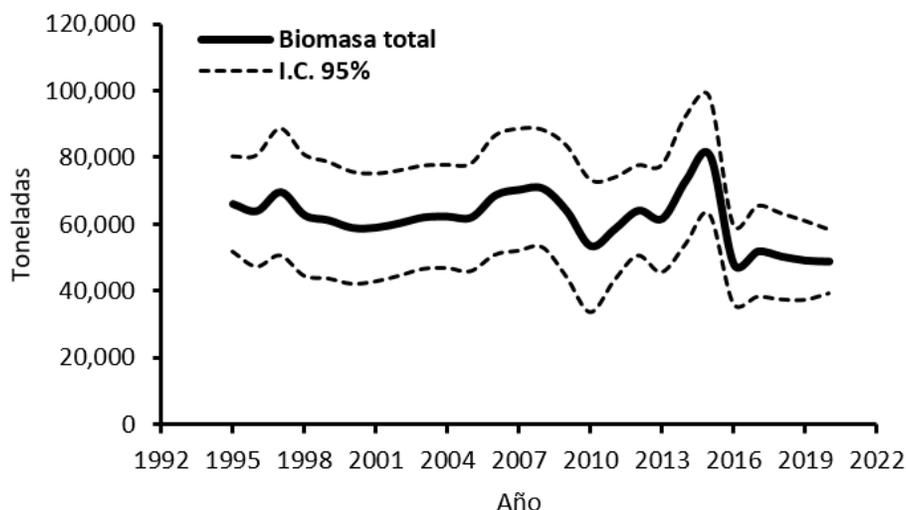


Figura 23. Biomasa total anual en toneladas. Se muestra la calculada por el modelo CAGEAN, así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

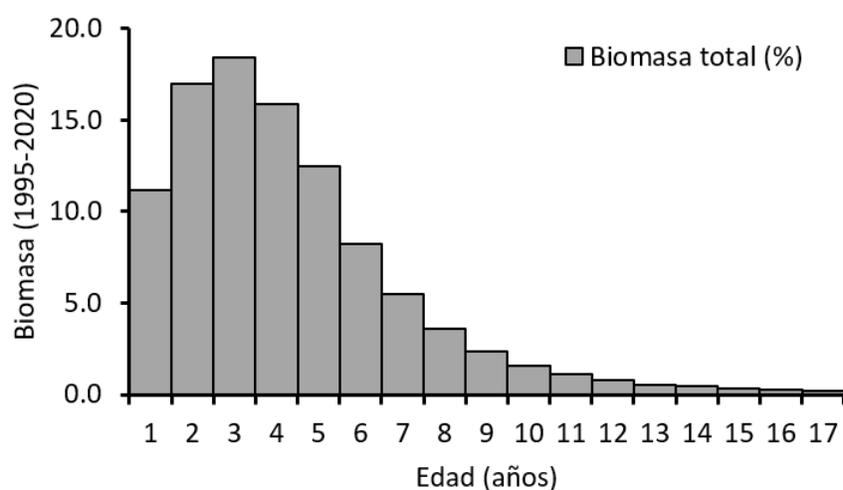


Figura 24. Biomasa total (%) calculada a la edad. Cifras dadas por el modelo CAGEAN para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

La biomasa total porcentual (1995-2020) mostró sus mayores valores en las edades 2-5 años (63.82%). Particularmente, la edad 3 presentó la mayor biomasa porcentual con 18.42%, seguida de la edad 2 con 17.01% y la edad 4 con 15.89%. Las edades de 10-17 años presentaron las menores biomazas sumando solo el 5.33% de lo calculado para todas las edades. La biomasa estimada para la edad 1 pertenecientes a los reclutas, representó una cifra de 11.14% de la biomasa total estimada para el recurso durante el periodo de estudio.

Tabla 17. Biomasa total (t) a la edad calculada por el modelo CAGEAN para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.

Año/Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	Biomasa total
1995	4,430	5,969	6,578	8,182	7,787	6,471	5,976	5,116	2,931	2,838	2,676	1,320	1,103	2,003	1,240	1,208	241	66,069.68
1996	7,195	8,133	8,084	7,045	6,823	5,404	4,335	3,903	3,369	1,863	1,791	1,702	844	718	1,249	761	751	63,967.55
1997	3,550	15,054	12,038	9,408	6,364	5,122	3,913	3,058	2,772	2,309	1,267	1,227	1,172	591	482	825	509	69,660.15
1998	5,047	5,786	17,727	11,102	6,724	3,778	2,930	2,180	1,713	1,498	1,238	684	665	645	312	250	434	62,713.19
1999	1,307	8,899	7,601	18,830	9,313	4,733	2,576	1,952	1,465	1,114	969	807	448	444	414	197	160	61,230.53
2000	4,362	2,357	11,962	8,124	15,731	6,492	3,187	1,692	1,292	937	707	620	519	293	279	256	123	58,934.11
2001	7,440	7,849	3,118	12,582	6,679	10,790	4,302	2,060	1,102	813	585	445	392	334	181	170	157	59,001.55
2002	3,948	13,416	10,531	3,327	10,492	4,647	7,252	2,820	1,361	703	515	374	286	256	209	112	106	60,354.34
2003	4,515	7,097	17,651	11,016	2,720	7,157	3,062	4,662	1,827	851	437	323	235	183	157	127	68	62,086.62
2004	3,686	8,106	9,260	18,311	8,932	1,840	4,678	1,952	2,995	1,134	525	271	201	149	112	94	77	62,321.89
2005	5,692	6,616	10,545	9,578	14,803	6,025	1,199	2,973	1,250	1,853	696	325	169	127	91	67	57	62,065.53
2006	6,719	13,949	10,884	10,456	7,566	9,701	3,832	780	1,853	780	1,181	453	208	120	85	61	45	68,675.57
2007	7,173	10,573	17,079	8,755	8,840	5,206	6,516	2,620	487	1,218	506	760	283	148	73	53	38	70,329.18
2008	7,656	11,278	12,879	13,669	7,364	6,051	3,479	4,432	1,628	319	787	324	473	200	90	45	33	70,705.05
2009	949	11,991	13,401	10,055	11,214	4,917	3,945	2,308	2,687	1,039	201	491	196	326	119	54	27	63,921.77
2010	1,138	1,486	14,238	10,455	8,243	7,483	3,203	2,615	1,398	1,714	654	125	298	135	193	72	33	53,483.33
2011	8,410	2,613	2,241	13,919	10,590	6,758	5,962	2,585	1,926	1,081	1,304	492	91	245	96	139	52	58,502.88
2012	18,780	14,263	2,729	1,531	9,714	6,002	3,711	3,300	1,309	1,019	562	669	245	51	118	47	68	64,116.75
2013	9,168	24,804	11,897	1,587	932	4,937	2,988	1,878	1,542	640	493	270	313	128	23	55	22	61,676.20
2014	28,839	11,937	18,859	6,308	881	432	2,240	1,378	800	688	282	215	115	149	53	10	23	73,209.35
2015	17,556	37,483	8,972	9,884	3,461	404	194	1,021	580	353	300	122	91	54	62	22	4	80,562.83
2016	5,822	10,816	20,323	3,777	4,601	1,368	163	82	420	225	141	122	49	36	21	24	9	47,998.83
2017	5,277	11,270	13,066	15,170	2,800	2,742	820	98	46	213	131	80	67	26	21	11	13	51,851.14
2018	2,554	10,167	13,207	9,461	10,912	1,619	1,595	476	54	23	120	72	42	35	15	11	6	50,369.55
2019	2,847	5,007	13,331	10,701	7,615	7,060	1,054	1,036	294	30	14	74	43	25	22	9	6	49,169.10
2020	4,402	5,621	6,871	11,305	9,014	5,157	4,807	717	669	170	20	9	46	26	16	14	5	48,868.85

El reclutamiento anual fue variable durante el periodo de estudio 1995-2020, presentando un valor promedio de 119.02×10^6 (60.94-177.09) individuos, lo que significa una biomasa recluta promedio de 6,863.84 (3,586.96-10,140.71) t. Se presentó un mínimo de reclutamiento durante el 2009 con 16.36×10^6 (0.00-116.30) equivalentes a 949.12 (0.00-6,748.07) t. El máximo de reclutamiento se presentó en 2014 con 249.99×10^6 (182.10-317.89) individuos, que significaron 28,838.74 (21,006.39-36,671.08) t. Se denotaron puntos de bajo reclutamiento en los años 1999, 2009, 2010, 2018 y 2019, y de alto reclutamiento en los años 1996, 2001, 2012, 2014 y 2016. Durante el último año de estudio 2020 se presentó un nivel de reclutamiento de 119.55×10^6 (75.24-163.85) y 4,402.09 (2,770.55-6,033.63) t. El reclutamiento de individuos del año 2020 llegó al valor promedio de la población (1995-2019), mientras que en términos de biomasa representó el 63% del reclutamiento promedio durante el periodo analizado (Fig. 25).

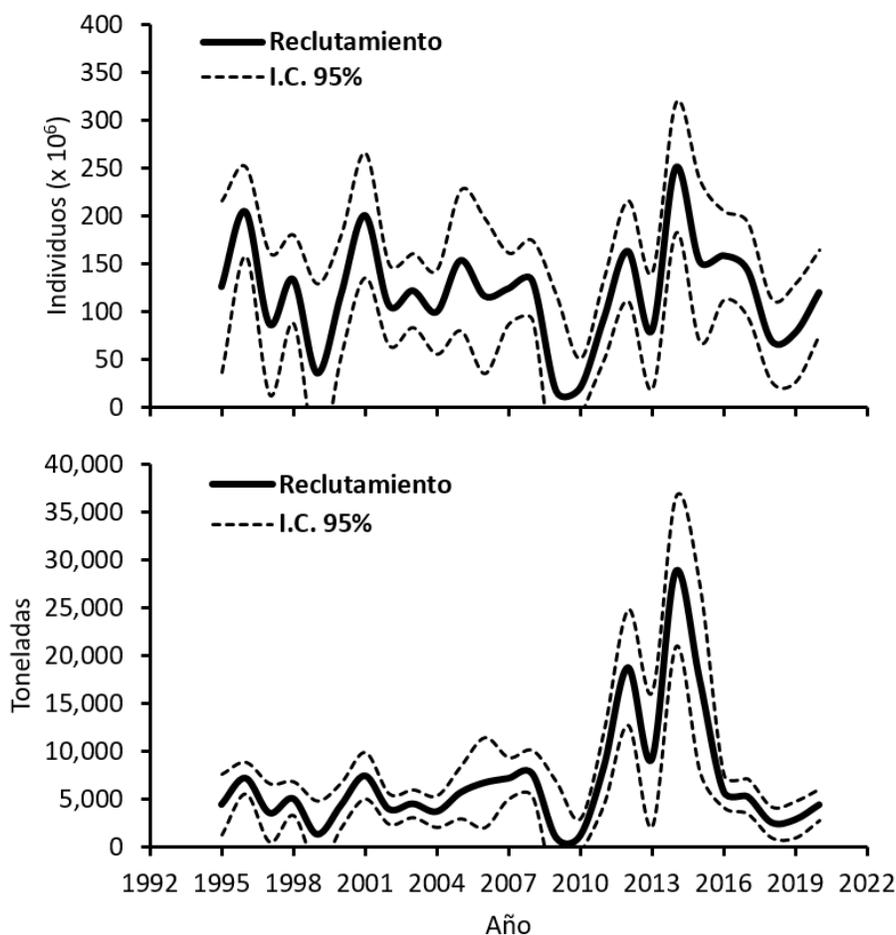


Figura 25. Reclutamiento anual. Se presenta en términos del número de individuos ($\times 10^6$) y en toneladas (1995-2020), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

El número anual de sobrevivientes totales (1995-2020) calculado en términos de individuos ($\times 10^6$) y en términos de peso (t) para el chano *M. megalops* se presentan en la Fig. 26. El número de sobrevivientes anuales promedio de 1995-2020 fue de 172.68×10^6 (120.91-224.46) individuos, significando 54,745.61 (39,907.08-69,584.13) t. El año con el menor número de sobrevivientes fue 2011 con 78.77×10^6 (44.00-113.53) individuos, lo que significó un total de 50,092.49 (35,241.32-64,943.65) t. El año 1997 presentó el mayor número de sobrevivientes con un total de 232.43×10^6 (175.90-288.97) individuos, representando un total de 66,110.25 (48,953.05-83,267.45) t. Se denotó una caída notable en el número de sobrevivientes del año 2009 al 2011 con una diferencia de 120.40×10^6 individuos. A partir del año 2012 comenzó a estabilizarse el número de sobrevivientes hasta llegar al 2020 con una cifra final de 139.51×10^6 (100.02-179.01) individuos. El número de sobrevivientes a la edad entre años se presentan en la Fig. 27 y sus respectivos valores en la Tabla 18.

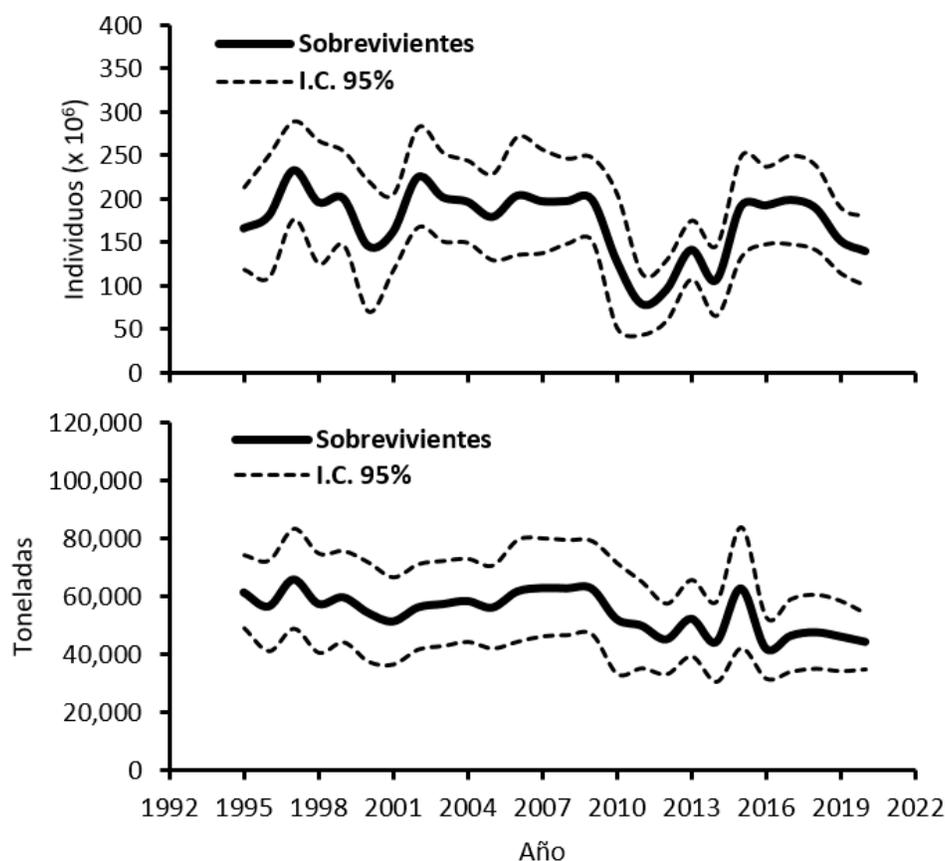


Figura 26. Sobrevivientes totales anuales. Se presentan en número de individuos (arriba) y en toneladas (abajo), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

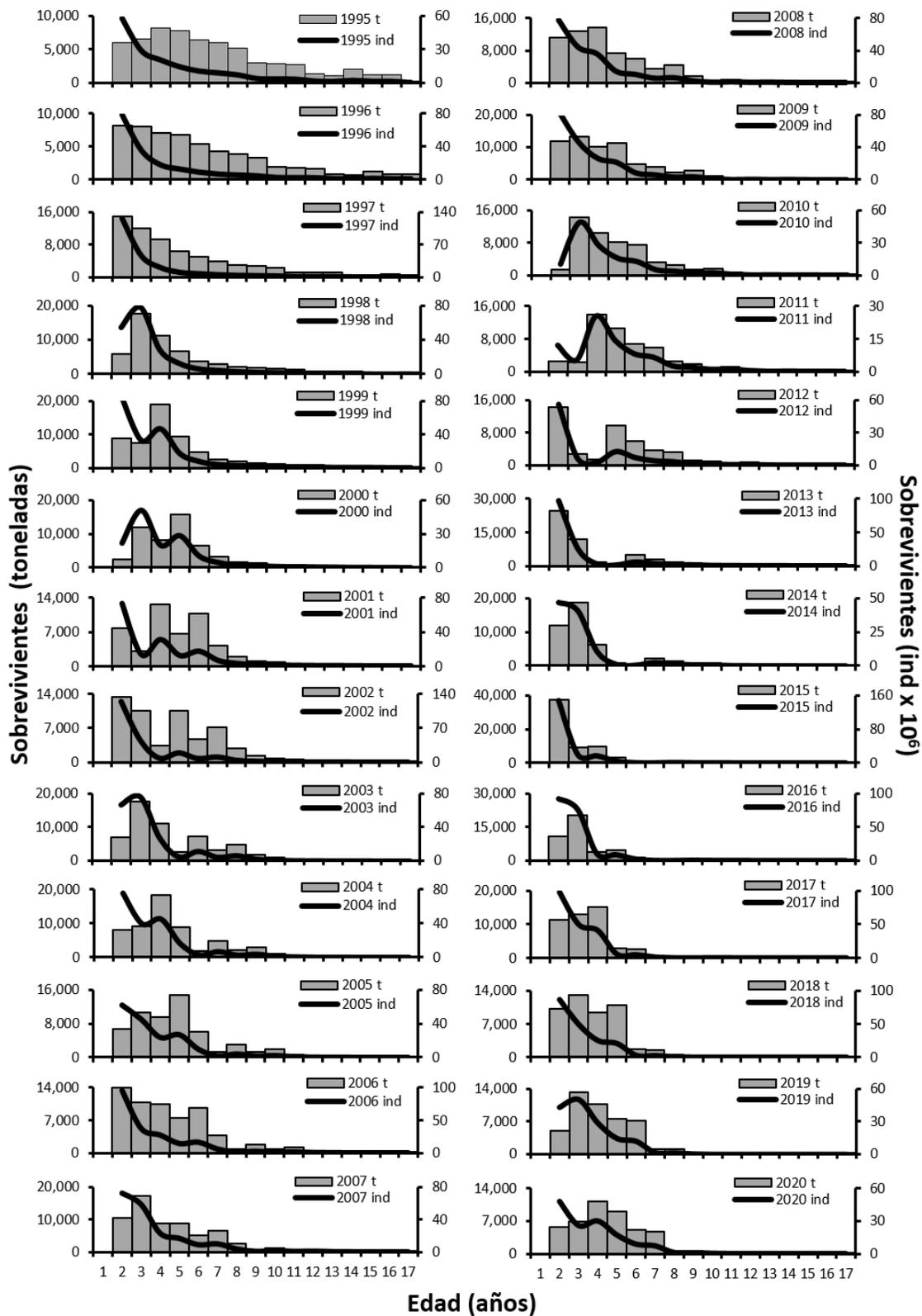


Figura 27. Sobrevivientes anuales a cada edad. Se presentan en número de individuos (línea gruesa) y en toneladas (barras) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California durante el periodo de 1995-2020.

Tabla 18. Número de sobrevivientes (individuos x 10⁶) a la edad para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California para el periodo de 1995-2020.

Año/Edad	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	Total
1995	57.70	28.74	20.44	14.28	10.47	8.83	7.09	3.77	3.52	3.22	1.53	1.22	2.09	1.27	1.23	0.24	165.66
1996	78.62	35.32	17.60	12.51	8.74	6.41	5.41	4.34	2.31	2.16	1.97	0.94	0.75	1.28	0.78	0.76	179.88
1997	126.93	46.31	20.81	10.36	7.37	5.15	3.77	3.18	2.56	1.36	1.27	1.16	0.55	0.44	0.75	0.46	232.43
1998	54.25	77.49	28.27	12.70	6.33	4.50	3.14	2.30	1.94	1.56	0.83	0.77	0.71	0.34	0.27	0.46	195.86
1999	83.13	32.55	46.49	16.96	7.62	3.80	2.70	1.89	1.38	1.17	0.94	0.50	0.46	0.43	0.20	0.16	200.38
2000	22.02	51.23	20.06	28.65	10.45	4.70	2.34	1.66	1.16	0.85	0.72	0.58	0.31	0.29	0.26	0.12	145.40
2001	73.32	13.35	31.07	12.16	17.37	6.34	2.85	1.42	1.01	0.70	0.52	0.44	0.35	0.19	0.17	0.16	161.42
2002	125.33	45.10	8.21	19.11	7.48	10.69	3.90	1.75	0.87	0.62	0.43	0.32	0.27	0.22	0.11	0.11	224.52
2003	66.30	75.59	27.20	4.95	11.52	4.51	6.44	2.35	1.06	0.53	0.37	0.26	0.19	0.16	0.13	0.07	201.64
2004	75.72	39.66	45.21	16.27	2.96	6.89	2.70	3.85	1.41	0.63	0.31	0.22	0.16	0.11	0.10	0.08	196.28
2005	61.80	45.16	23.65	26.96	9.70	1.77	4.11	1.61	2.30	0.84	0.38	0.19	0.13	0.09	0.07	0.06	178.81
2006	95.58	37.27	27.23	14.26	16.26	5.85	1.07	2.48	0.97	1.39	0.51	0.23	0.11	0.08	0.06	0.04	203.37
2007	72.45	58.48	22.80	16.66	8.72	9.95	3.58	0.65	1.52	0.59	0.85	0.31	0.14	0.07	0.05	0.03	196.84
2008	77.28	44.10	35.59	13.88	10.14	5.31	6.05	2.18	0.40	0.92	0.36	0.52	0.19	0.08	0.04	0.03	197.07
2009	82.16	45.89	26.18	21.13	8.24	6.02	3.15	3.59	1.29	0.24	0.55	0.21	0.31	0.11	0.05	0.03	199.16
2010	10.19	48.75	27.22	15.53	12.54	4.89	3.57	1.87	2.13	0.77	0.14	0.33	0.13	0.18	0.07	0.03	128.34
2011	11.97	5.30	25.38	14.17	8.09	6.53	2.55	1.86	0.97	1.11	0.40	0.07	0.17	0.07	0.09	0.03	78.77
2012	56.04	5.91	2.62	12.52	6.99	3.99	3.22	1.26	0.92	0.48	0.55	0.20	0.04	0.08	0.03	0.05	94.88
2013	97.45	25.75	2.71	1.20	5.75	3.21	1.83	1.48	0.58	0.42	0.22	0.25	0.09	0.02	0.04	0.02	141.02
2014	46.90	40.82	10.78	1.14	0.50	2.41	1.34	0.77	0.62	0.24	0.18	0.09	0.11	0.04	0.01	0.02	105.95
2015	147.27	19.42	16.89	4.46	0.47	0.21	1.00	0.56	0.32	0.26	0.10	0.07	0.04	0.04	0.02	0.00	191.12
2016	92.84	76.47	10.08	8.77	2.32	0.24	0.11	0.52	0.29	0.16	0.13	0.05	0.04	0.02	0.02	0.01	192.07
2017	96.73	49.16	40.49	5.34	4.64	1.23	0.13	0.06	0.27	0.15	0.09	0.07	0.03	0.02	0.01	0.01	198.43
2018	87.27	49.70	25.25	20.80	2.74	2.39	0.63	0.07	0.03	0.14	0.08	0.04	0.04	0.01	0.01	0.01	189.20
2019	42.98	50.16	28.56	14.52	11.96	1.58	1.37	0.36	0.04	0.02	0.08	0.05	0.03	0.02	0.01	0.01	151.73
2020	48.25	25.85	30.18	17.18	8.73	7.19	0.95	0.82	0.22	0.02	0.01	0.05	0.03	0.02	0.01	0.00	139.51

La vulnerabilidad a la pesca estimada e intervalo de confianza (95%) obtenida vía bootstrapping o remuestreo para la especie fue de $v = 2.52$ (1.92-3.12) años. La curva de proporción de vulnerabilidad a la edad se presenta en la Fig. 28. Con dicha proporción se logró la obtención de la biomasa vulnerable (B_v) para cada año (1995-2020) para el chano en el NGC. Se obtuvo una B_v interanual promedio de 45,890.55 (34,377.55-57,403.54) t; el valor mínimo se presentó en 2015 con 31,343.75 (24,029.77-38,657.73) t, mientras que la mayor se dio en 1995 con 56,598.96 (45,079.66-68,118.26) t. De 1995 a 2010 la biomasa vulnerable mantuvo poca variación con un promedio de 51,473.81 t. Durante 2010 a 2015 se presentaron valores descendentes con un promedio de 35,697.12 t, para después experimentar recuperación de 2016-2020 con un promedio de 38,217.54 t. La biomasa vulnerable estimada para el 2020 fue de 39,720.20 (30,964.95-48,475.44) t y representó el 70% de lo estimado para el año 1995 (Fig. 29).

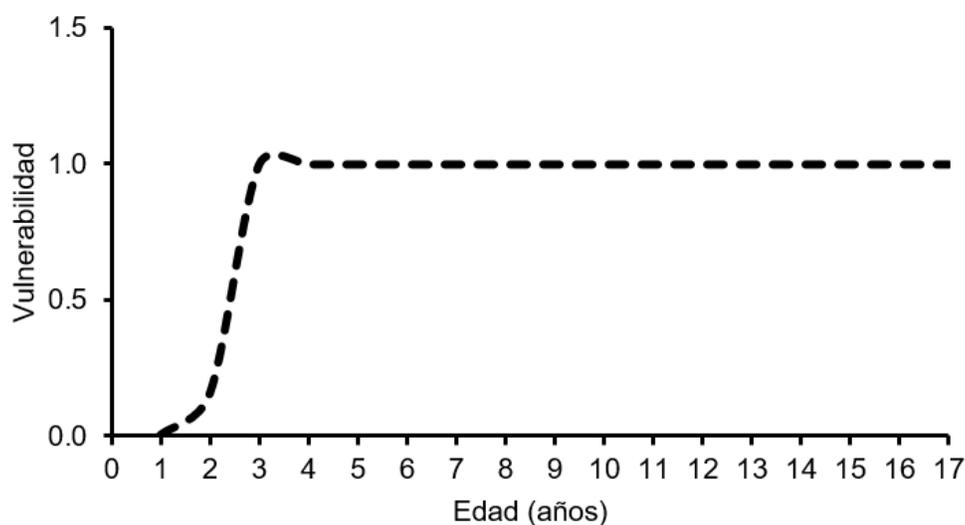


Figura 28. Vulnerabilidad a la pesca. Se muestra la proporción calculada en cada edad para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

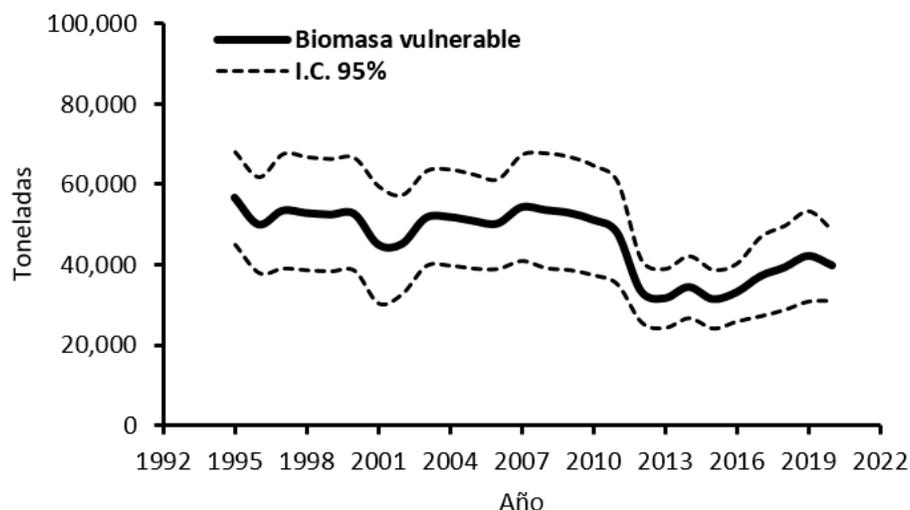


Figura 29. Biomasa vulnerable (t). Se presenta la estimada de forma anual (1995-2020), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

Los valores de mortalidad por pesca separable (F_{sep}) interanuales (1995-2020) presentaron un promedio de 0.110 (0.046-0.175), con un valor mínimo en 1995 de 0.017 (0.016-0.018) y un valor máximo en 2015 con 0.417 (0.148-0.686). Durante los años de 2011-2015 se presentó un aumento de F_{sep} con promedio de 0.313. De 2016-2020 se presentó un descenso en estos valores con promedio de 0.139, y en el último año de estudio un valor de $F_{sep} = 0.043$ (0.000-0.093). El año 2020 presentó una cifra de F_{sep} reducida en un 90% en relación a la obtenida en el 2015 (Fig. 30).

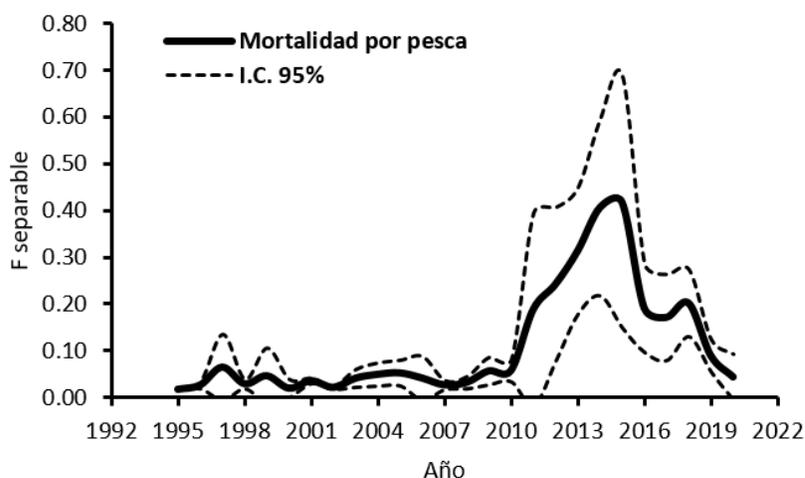


Figura 30. Mortalidad por pesca separable (F_{sep}). Se muestra la calculada de forma anual (1995-2020) e intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

La mortalidad por pesca (F) específica a la edad del chano para cada uno de los años de estudio (1995-2020) se presenta en la Fig. 31 y la Tabla 19. Según los resultados de F e intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o resmuestreo, se denotaron cifras menores en las primeras edades comparadas con las edades mayores de la especie. De tal forma que el grupo de edad 1 presentó una $F_{(1995-2020)} = 0.0004$ (0.0000-0.0037), el grupo de edad 2 una $F_{(1995-2020)} = 0.0170$ (0.0000-0.0497), el grupo de edad 3 una $F_{(1995-2020)} = 0.1103$ (0.0786-0.1443). A partir de la edad 4 hasta la 17 que se presentaron cifras promedio de mortalidad por pesca altas con 0.1104 (0.0873-0.1335).

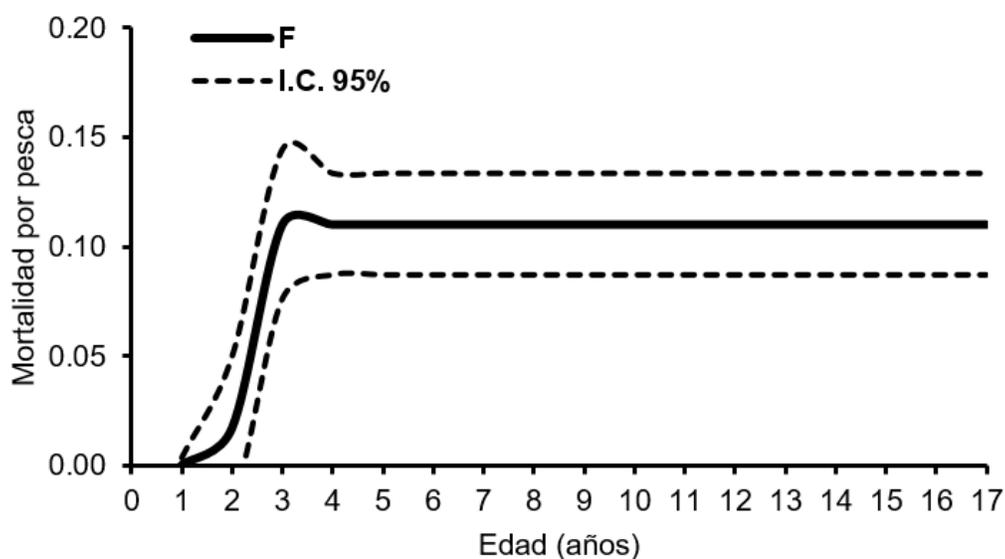


Figura 31. Mortalidad por pesca específica a la edad (F). Se presenta la calculada de forma global (1995-2020) así como los intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

La biomasa desovante (B_d) del chano *Micropogonias megalops* fue obtenida de forma anual (1995-2020) con base en la información global obtenida sobre la proporción de hembras maduras a la edad. Dicha proporción permitió determinar una edad de primera madurez de $T_{rep.} = 4.526$ años (Fig. 32). Además, permitió conocer la proporción de la biomasa total que se encontraba apta para la reproducción en cada uno de los años de estudio.

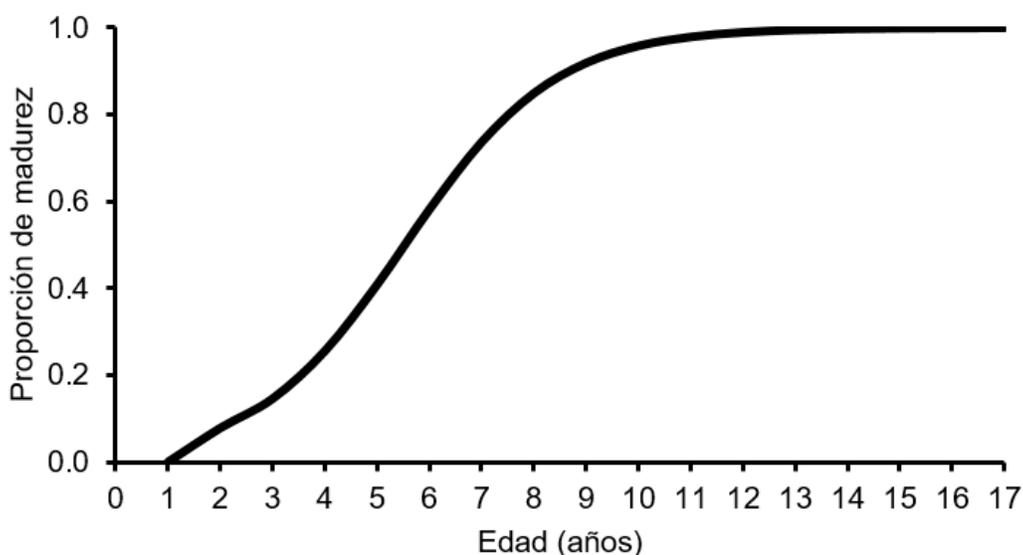


Figura 32. Proporción de madurez a la edad. Se presenta la calculada de forma global (1995-2020) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

La biomasa desovante (B_d) promedio para todo el periodo de estudio fue de 26,765.49 (19,695.14-33,835.83) t, con una B_d mínima durante el año 2016 con un total de 13,702.03 (8,474.76-18,929.30) t, y una máxima que se presentó en el año 1995 con 40,666.29 (34,437.97-46,894.62) t. Del año 1998 al 2011 se presentaron valores relativamente estables con un promedio de 29,545.45 t, mientras que de 2012 a 2016 se presentó un decline en la B_d con un promedio de 18,910.82 t. De 2017 a 2020 se presentó una ligera recuperación en la B_d con valor promedio de 19,575.80 t. Específicamente el año 2020 presentó una recuperación en esta biomasa con un valor de 22,282.57 (16,858.38-27,706.77) t, lo que representó un 55% de la biomasa desovante estimada para el año inicial (1995) de la serie de tiempo (Fig. 33).

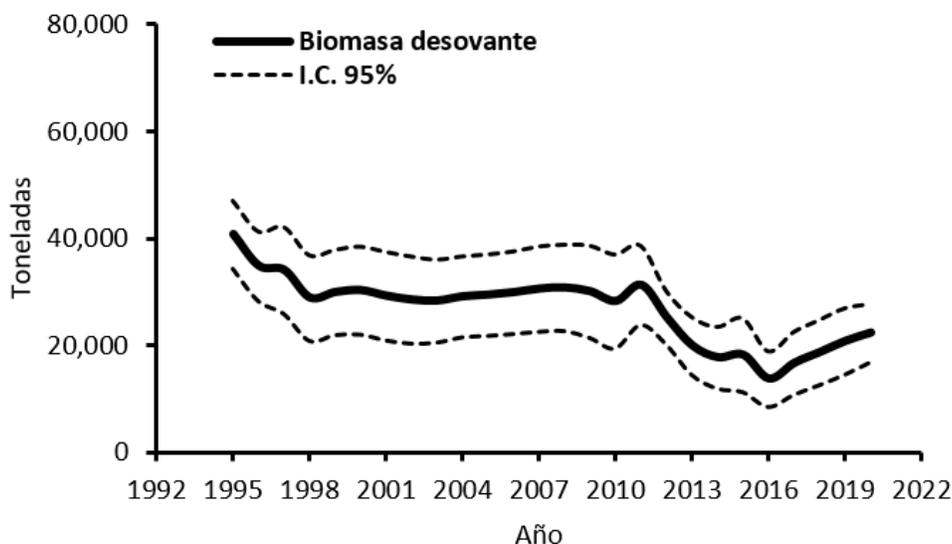


Figura 33. Biomasa desovante (t). Se muestra la calculada de forma anual (1995-2020), así como intervalos de confianza (95%) obtenidos vía bootstrapping o remuestreo, para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California.

La información global de cantidades de manejo para el chano *M. megalops* como biomasa total (t), la biomasa vulnerable (t), biomasa desovante (t), reclutas (individuos) y la mortalidad por pesca (F) separable se presenta de forma anual (1995-2020) para el NGC en la Tabla 20. Se incluyen las cifras del coeficiente de variación (CV) obtenidos mediante bootstrapping o remuestreo para cada uno de los valores de salida del modelo. Además, la Tabla 21 incluye el resumen de los valores de ajuste del modelo CAGEAN y de puntos de referencia para el manejo acompañados de intervalos de confianza (95%), media, desviación estándar (D.E.), coeficiente de variación (CV) y sesgo para el chano en el Norte del Golfo de California.

Tabla 20. Cantidades de manejo estimadas por el modelo de captura a la edad, además del coeficiente de variación (CV) obtenido vía bootstrapping o remuestreo, para el chano *Micropogonias megalops* durante el periodo de 1995-2020 en el Norte del Golfo de California.

Año	Biomasa total	CV	Reclutas (Ind x 10 ⁶)	CV	Biomasa vulnerable	CV	Biomasa desovante	CV	F separable	CV
1995	66,069.68	0.11	125.66	0.30	56,598.96	0.11	40,666.29	0.09	0.02	0.02
1996	63,967.55	0.13	204.08	0.12	49,910.08	0.12	34,759.84	0.10	0.03	0.36
1997	69,660.15	0.13	86.75	0.29	53,374.40	0.13	33,982.96	0.12	0.06	0.45
1998	62,713.19	0.13	133.28	0.18	52,773.54	0.13	28,825.77	0.13	0.03	0.82
1999	61,230.53	0.13	35.16	0.57	52,391.66	0.13	29,859.86	0.13	0.05	0.31
2000	58,934.11	0.13	117.36	0.31	52,582.59	0.13	30,216.04	0.13	0.02	0.60
2001	59,001.55	0.13	200.18	0.23	44,943.65	0.14	29,170.21	0.13	0.04	0.09
2002	60,354.34	0.13	106.21	0.18	45,059.17	0.13	28,450.41	0.13	0.02	0.09
2003	62,086.62	0.13	121.46	0.15	51,567.95	0.12	28,263.61	0.13	0.04	0.23
2004	62,321.89	0.13	99.18	0.26	51,782.07	0.12	29,056.14	0.13	0.05	0.29
2005	62,065.53	0.13	153.13	0.23	50,787.38	0.12	29,372.20	0.13	0.05	0.29
2006	68,675.57	0.13	115.80	0.29	50,167.69	0.12	29,829.87	0.13	0.04	0.47
2007	70,329.18	0.13	123.62	0.18	54,221.14	0.12	30,494.56	0.13	0.03	0.30
2008	70,705.05	0.12	131.94	0.17	53,523.06	0.13	30,720.50	0.13	0.03	0.40
2009	63,921.77	0.15	16.36	0.92	52,818.03	0.13	29,993.59	0.14	0.06	0.75
2010	53,483.33	0.17	19.61	0.73	51,079.56	0.13	28,184.60	0.14	0.06	0.72
2011	58,502.88	0.13	92.59	0.33	47,909.33	0.13	31,198.91	0.12	0.19	0.40
2012	64,116.75	0.13	162.79	0.24	33,333.11	0.12	25,140.94	0.11	0.24	0.25
2013	61,676.20	0.16	79.47	0.51	31,542.52	0.12	19,875.83	0.15	0.31	0.33
2014	73,209.35	0.16	249.99	0.19	34,356.90	0.12	17,687.11	0.16	0.41	0.47
2015	80,562.83	0.13	152.19	0.28	31,343.75	0.12	18,148.20	0.20	0.42	0.44
2016	47,998.83	0.13	158.09	0.19	33,028.18	0.12	13,702.03	0.19	0.19	1.10
2017	51,851.14	0.13	143.29	0.18	37,045.90	0.13	16,644.38	0.17	0.17	0.79
2018	50,369.55	0.13	69.36	0.49	39,209.79	0.13	18,645.19	0.15	0.20	0.34
2019	49,169.10	0.12	77.32	0.44	42,083.61	0.13	20,731.07	0.14	0.09	0.66
2020	48,868.85	0.10	119.55	0.19	39,720.20	0.11	22,282.57	0.12	0.04	0.43

Tabla 21. Valor de la función objetivo total o conjunta (LL), Mortalidad natural (M), vulnerabilidad a la pesca (v), desviación estándar (σ), capturabilidad (q) para cada indicador de la abundancia, puntos de referencia (RMS : Rendimiento máximo sostenible; CBA : Captura biológicamente aceptable) obtenidos por modelo CAGEAN y sus intervalos de confianza (95%), media, desviación estándar (D.E.), coeficiente de variación (CV) y sesgo para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020).

Parámetro	Valor	Int. Inf. 95%	Int. Sup. 95%	Media	D.E	CV	Sesgo
Total LL	12,940.85	9,945.35	15,936.35	12,726.18	1,528.32	0.12	214.67
M	0.47	0.46	0.47	0.47	0.00	0.00	0.00
v	2.52	1.92	3.12	2.46	0.31	0.12	0.06
σ	0.28	0.20	0.35	0.28	0.04	0.13	0.00
q pangas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00
q Brel BMS	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00
q Brel SRA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00
q Brel ANCO	1.28	0.98	1.58	1.28	0.15	0.12	0.00
Tasa cosecha	0.19	0.19	0.19	0.19	0.00	0.00	0.00
F_{RMS}	0.22	0.22	0.22	0.22	0.00	0.00	0.00
B_{RMS}	33,034.84	25,961.90	40,107.78	31,712.31	3,608.64	0.11	1,322.53
B_{min}	47,998.83	37,855.12	58,142.54	43,887.37	5,175.36	0.12	4,111.46
$CBABv$	7,697.97	6,001.16	9,394.78	7,569.33	865.72	0.11	128.64
$CBABd$	4,251.74	3,195.49	5,308.00	4,427.69	538.90	0.12	-175.94
E	0.09	0.01	0.16	0.11	0.04	0.36	-0.02
RMS	8,556.91	6,670.77	10,443.05	8,413.91	962.32	0.11	142.99
B rel final	0.75	0.71	0.80	0.78	0.02	0.03	-0.02

7.7 Comparativo de los puntos de referencia: Producción excedente y CAGEAN

Las cifras comparativas de puntos de referencia (PR) e intervalos de confianza (I.C. 95%) obtenidas para el chano en el NGC, a través del modelo de producción excedente y CAGEAN, se presentan en la Tabla 22. El valor mayor de k fue presentado por CAGEAN con 62,197.70 (45,480.58-78,914.82) t y el menor por MBS con 39,698.53 (29,182.23-54,004.54) t. En tanto, el Rendimiento máximo sostenible (RMS) más alto fue obtenido por el modelo CRMS+ con 10,010.43 (6,729.42-14,551.60) t y el menor por MBS con 8,248.52 (6,505.63-10,458.34) t. Por su parte, la biomasa al Rendimiento máximo sostenible B_{RMS} más alta fue mostrada por CAGEAN con 33,034.84 (25,961.90-40,107.78) t y la más baja por MBS con 19,849.26 (14,591.12-27,002.27) t.

La mayor mortalidad por pesca F fue estimada por CAGEAN igual a 0.110 (0.046-0.175) y la menor por CRMS+ con 0.037 (0.035-0.044). La mortalidad por pesca en el Rendimiento máximo sostenible F_{RMS} mayor fue estimada por MBS con 0.416 y la menor por CAGEAN con 0.215. En tanto las F/F_{RMS} estuvieron por debajo de 1 en todos los modelos, siendo CAGEAN el que presentó la mayor cifra con 0.512 (0.212-0.813) y CRMS+ la menor con 0.094 (0.089-0.111). Así mismo, las cifras de B/B_{RMS} obtenidas para el último año fueron mayores a 1, siendo CRMS+ igual a 1.70, MBS de 1.58 y CAGEAN igual a 1.48.

La Fig. 34 muestra el comparativo gráfico de valores anuales de biomasa total obtenidos por los modelos CRMS+, MBS y CAGEAN para el chano (1995-2020) en el NGC (a), la biomasa relativa al final del periodo de estudio (biomasa final/ k) (b) y el punto de referencia (PR) Rendimiento máximo sostenible RMS de cada modelo (c). Las cifras de biomasa total interanual presentaron relativa proximidad entre modelos, siendo las de CAGEAN las más altas, seguidas del modelo CRMS+ y MBS con las menores. En tanto, los valores estimados de biomasa relativa final y del RMS presentaron cercanía entre modelos, donde el intervalo de confianza más amplio incluyó a todos los estimados. Por ejemplo, la biomasa relativa final MBS presentó un intervalo de confianza de 0.653-0.911 que incluyó los estimados de CRMS+ y CAGEAN, así mismo con el RMS , donde el intervalo más amplio lo presentó CRMS+ siendo de 6,729.42-14,551.60 t, incluyendo lo estimado por MBS y CAGEAN.

Tabla 22. Comparativo de valores de los puntos de referencia (PR) e intervalos de confianza (I.C. 95%) del modelo de producción excedente (CRMS+ Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus; MBS Modelo Bayesiano de Schaefer) y CAGEAN (Modelo de Captura a la edad) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020). El valor k es el tamaño del stock no explotado o biomasa virgen, RMS es el Rendimiento máximo sostenible en toneladas, B_{RMS} es la biomasa al Rendimiento máximo sostenible, F_{RMS} es la mortalidad por pesca al Rendimiento máximo sostenible, F/F_{RMS} es la explotación al Rendimiento máximo sostenible, B final es la biomasa al final de la serie de tiempo, B relativa es la proporción de biomasa final respecto a k y F es la mortalidad por pesca.

PR	CRMS+	I.C. 95% Inf.	I.C. 95% Sup.	MBS	I.C. 95% Inf.	I.C. 95% Sup.	CAGEAN	I.C. 95% Inf.	I.C. 95% Sup.
k (t)	48,331.71	30,790.75	75,865.43	39,698.53	29,182.23	54,004.54	62,197.70	45,480.58	78,914.82
RMS (t)	10,010.43	6,729.42	14,551.60	8,248.52	6,505.63	10,458.34	8,556.91	6,670.77	10,443.05
B_{RMS} (t)	24,165.85	15,395.38	37,932.72	19,849.26	14,591.12	27,002.27	33,034.84	25,961.90	40,107.78
F_{RMS}	0.396	0.304	0.516	0.416	0.313	0.551	0.215	0.215	0.215
F/F_{RMS}	0.094	0.089	0.111	0.235	0.164	0.337	0.512	0.212	0.813
B final (t)	41,019.81	34,741.30	43,388.70	31,365.18	25,929.38	36,152.03	48,868.85	39,338.39	58,399.31
B relativa	0.849	0.719	0.898	0.790	0.653	0.911	0.752	0.706	0.797
F	0.037	0.035	0.044	0.097	0.084	0.117	0.110	0.046	0.175

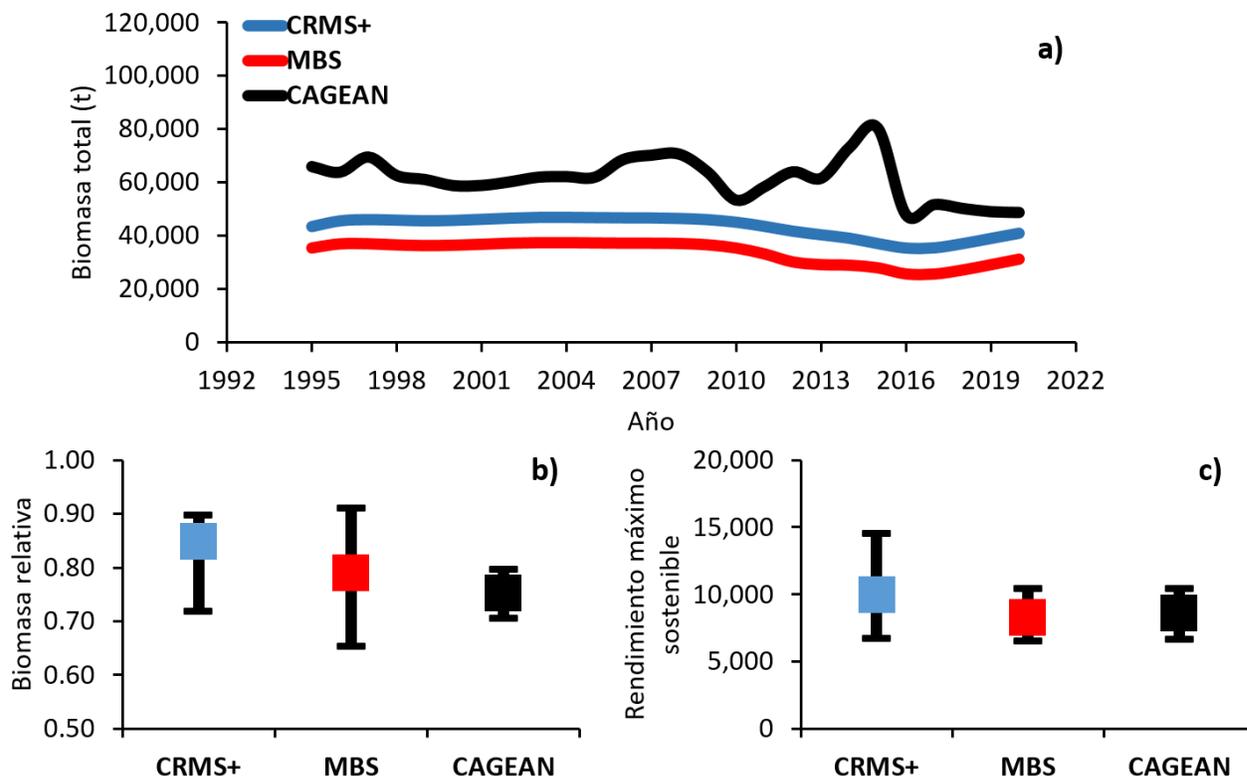


Figura 34. Comparativo de valores entre modelos. Se presentan cifras de a) biomasa total anual, b) biomasa relativa final y del c) punto de referencia *RMS* Rendimiento máximo sostenible (I.C. 95%), obtenidos a través del modelo de producción excedente (CRMS+ Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus; MBS Modelo Bayesiano de Schaefer) y del CAGEAN (Modelo de Captura a la edad) para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020).

7.8 Medio ambiente en el NGC

Históricamente y de forma global para el NGC, la TSM más baja se presentó durante el año 1999 con 22.81 °C, mientras que la más alta del periodo de estudio ocurrió en el año 2014 con 24.50 °C. En el análisis de la TSM por regiones se encontró que el valor medio mínimo se presentó en la Región de las Grandes Islas con 23.43 °C y la más alta en la Región del AGC con 23.98 °C. El valor de delta (1995-2020) mínimo se presentó en la región de las Grandes Islas con -0.45 °C y la máxima en el NONGC con 0.21 °C. Los valores mínimos, máximos, de media, desviación estándar, mediana y delta para todo el periodo de estudio el Norte del Golfo de California y por regiones se presentan en la Tabla 23.

Tabla 23. Valores anuales (1995-2020) de TSM °C media observada para el NGC y por las diferentes regiones. Se muestran valores generales de mínimos, máximos, media, desviación estándar, mediana y delta (diferencia entre la TSM °C del año 1995 y 2020). AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas.

Año	NGC	Región 1 AGC	Región 2 NONGC	Región 3 NENGC	Región 4 GI
1995	23.75	24.08	23.74	23.87	23.87
1996	23.87	24.14	23.90	23.99	23.76
1997	23.71	23.67	23.66	23.87	23.82
1998	23.54	23.73	23.41	23.81	23.57
1999	22.81	22.96	22.82	23.05	22.79
2000	24.16	24.60	24.21	24.30	23.82
2001	23.53	23.92	23.59	23.69	23.13
2002	23.47	23.83	23.63	23.58	23.04
2003	23.94	24.34	24.09	24.06	23.65
2004	23.55	23.84	23.67	23.71	23.31
2005	23.70	23.98	23.84	23.77	23.53
2006	23.78	24.05	23.92	23.87	23.49
2007	23.38	23.75	23.53	23.49	22.99
2008	23.47	23.83	23.64	23.56	23.09
2009	23.73	24.03	23.80	23.90	23.50
2010	23.39	23.71	23.51	23.57	23.23
2011	23.28	23.60	23.44	23.46	22.93
2012	23.83	24.20	24.04	23.92	23.47
2013	23.23	23.56	23.39	23.40	22.93
2014	24.50	24.80	24.63	24.62	24.20
2015	24.46	24.64	24.55	24.61	24.27
2016	23.99	24.22	24.15	24.17	23.74
2017	23.81	24.18	24.04	23.90	23.36
2018	23.74	24.14	23.93	23.86	23.27
2019	23.22	23.51	23.34	23.39	22.96
2020	23.77	24.17	23.95	23.85	23.42
Mínimo	22.81	22.96	22.82	23.05	22.79
Máximo	24.50	24.80	24.63	24.62	24.27
Media	23.68	23.98	23.79	23.82	23.43
D.E.	0.37	0.39	0.39	0.36	0.39
Mediana	23.72	24.00	23.77	23.86	23.44
Delta	0.02	0.09	0.21	-0.02	-0.45

Por su parte, la concentración de clorofila a (mg/m^3) media mínima para el NGC se presentó durante el año 2016 con $1.29 \text{ mg}/\text{m}^3$, mientras que la más alta en 2012 con $2.40 \text{ mg}/\text{m}^3$. La región que presentó el valor mínimo fue NONGC con $1.23 \text{ mg}/\text{m}^3$ y la región con el valor más alto fue el AGC con $2.02 \text{ mg}/\text{m}^3$. La menor diferencia entre 1998 y 2020 se presentó en la región NONGC con un delta de $0.01 \text{ mg}/\text{m}^3$, mientras que la mayor se encontró en la región de las Grandes Islas con $0.26 \text{ mg}/\text{m}^3$. Las cifras anuales, globales y por región se presentan en la Tabla 24.

Tabla 24. Valores anuales (1998-2020) de Clorofila a (mg/m^3) media observada para el NGC y por diferentes regiones. Se muestran valores generales de mínimos, máximos, media, desviación estándar, mediana y delta (diferencia entre la concentración de clorofila a del año 1998 y 2020). AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas.

Año	NGC	Región 1 AGC	Región 2 NONGC	Región 3 NENGC	Región 4 GI
1998	1.35	1.96	0.98	1.35	1.02
1999	1.56	2.05	1.10	1.54	1.48
2000	1.58	2.07	1.19	1.47	1.36
2001	1.80	2.14	1.38	1.77	1.71
2002	1.99	2.37	1.81	1.65	1.66
2003	1.87	2.22	1.35	1.82	1.59
2004	1.51	1.90	1.00	1.44	1.41
2005	1.60	2.02	1.15	1.40	1.36
2006	1.66	2.09	1.30	1.63	1.25
2007	1.76	2.09	1.23	1.70	1.84
2008	1.91	2.15	1.48	1.97	1.65
2009	1.78	2.15	1.38	1.66	1.47
2010	1.74	2.16	1.33	1.76	1.44
2011	1.99	2.32	1.61	1.86	1.57
2012	2.40	2.34	1.76	2.38	2.53
2013	1.32	1.75	0.91	1.35	1.03
2014	1.73	1.87	1.21	1.79	1.79
2015	1.60	1.81	1.18	1.60	1.48
2016	1.29	1.62	0.91	1.20	1.23
2017	1.36	1.69	0.93	1.37	1.18
2018	1.73	1.90	1.05	1.74	1.24
2019	1.32	1.67	0.98	1.32	1.02
2020	1.52	2.16	0.98	1.42	1.28
Mínimo	1.29	1.62	0.91	1.20	1.02
Máximo	2.40	2.37	1.81	2.38	2.53
Media	1.67	2.02	1.23	1.62	1.46
D.E.	0.26	0.22	0.26	0.26	0.33
Mediana	1.66	2.07	1.19	1.63	1.44
Delta	0.17	0.19	0.01	0.08	0.26

La Fig. 35 muestra de forma gráfica el comportamiento de los valores medios de TSM °C y de concentración de clorofila a (mg/m^3), incluidos los eventos El Niño y La Niña más fuertes para el NGC y por regiones durante el periodo de 1995-2020. En los años 1997-1998 y 2015-2016 se presentaron los eventos El Niño (condiciones calientes) más fuertes. En tanto, los años 1999-2000, 2007-2008 y 2011 fueron los años La Niña (condiciones frías) más fuertes en la serie.

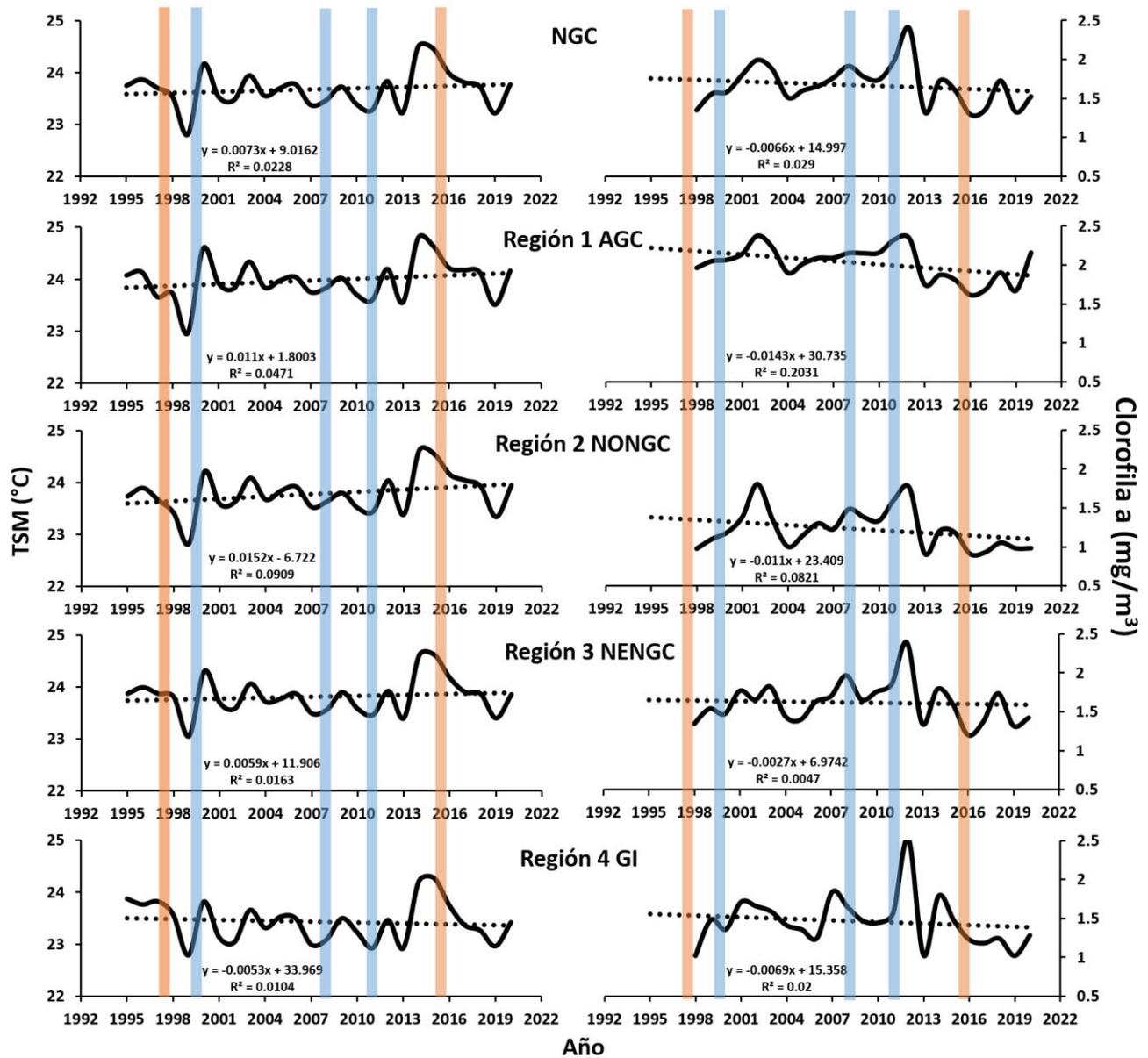


Figura 35. Promedio anual de valores ambientales. Se presentan para la temperatura superficial del mar (TSM °C) (izquierda) y concentración de clorofila a (mg/m^3) (derecha) en el Norte del Golfo de California (NGC) y por regiones durante 1995-2020. AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas. Se destacan los eventos El Niño (naranja) y La Niña (azul) más fuertes.

La tendencia de la TSM (1995-2020) para el NGC presentó una pendiente positiva (0.0073), así como en la Región del AGC (0.011), Región NONGC (0.0152), Región NENGC (0.0059), exceptuando la Región de las Grandes Islas que tuvo pendiente negativa (-0.0053). Por su lado, la tendencia de la concentración de clorofila a (1998-2020) presentó una pendiente negativa en el NGC (-0.0066), así como la Región del AGC (-0.0143), Región NONGC (-0.011), Región NENGC (-0.0027) y Región de las Grandes Islas (-0.0069). La Fig. 36 muestra la serie de anomalías estandarizadas de la TSM y la clorofila a en el NGC y por regiones.

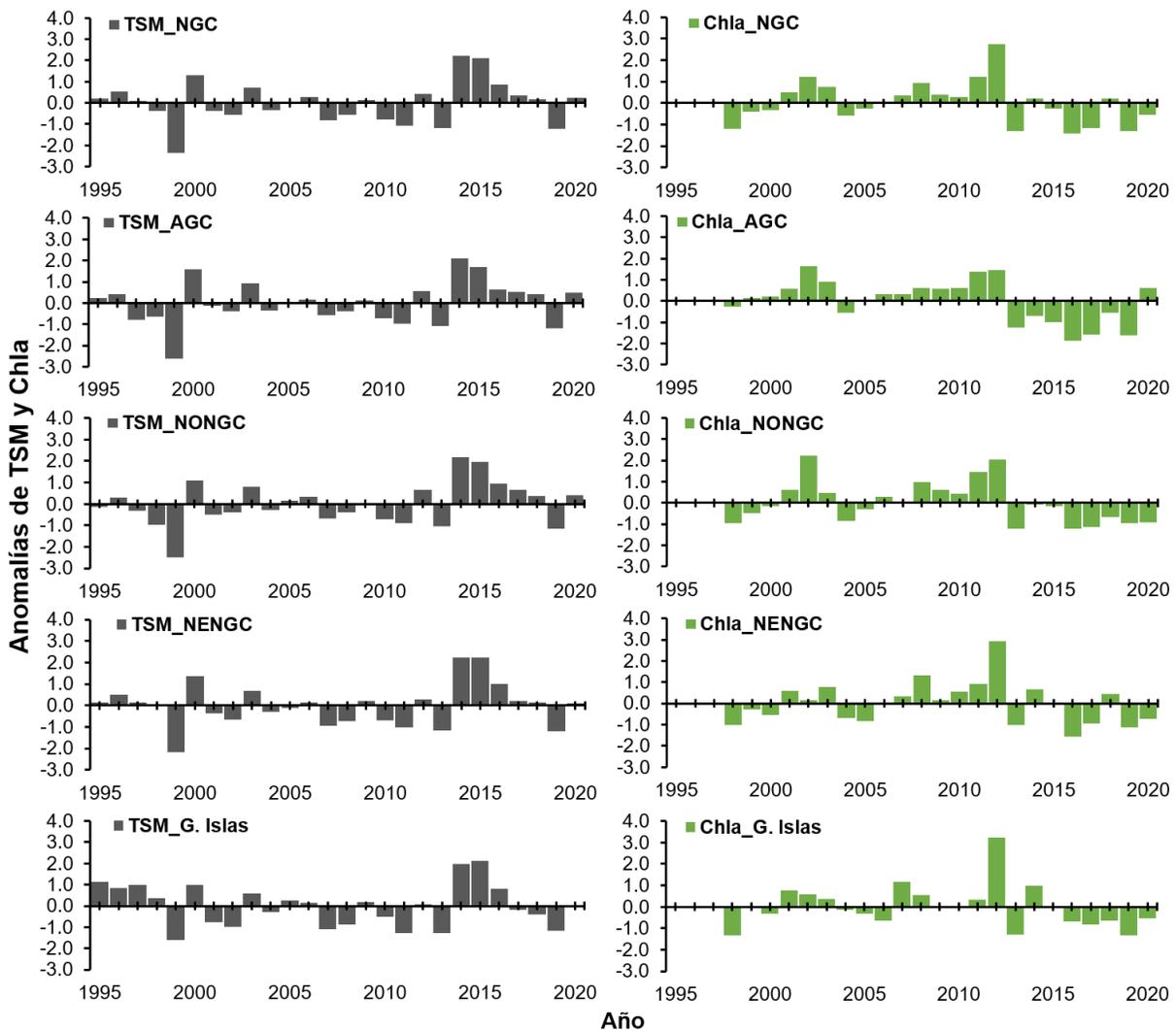


Figura 36. Anomalías en valores ambientales. Se presentan para la temperatura superficial del mar (TSM °C) (columna izquierda) y de la concentración de clorofila a (mg/m^3) (columna derecha) en el Norte del Golfo de California (NGC) y por regiones durante 1995-2020. AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGC: Noreste Norte del Golfo de California y Grandes Islas.

En términos de la cantidad de sensores y sus lecturas dentro del periodo de estudio (1995-2020), no se mostraron discrepancias significativas entre las obtenidas en los primeros años de estudio (un solo sensor por variable) y del año 2000 en adelante (mayor cantidad de sensores) en el NGC y por regiones. Los datos de TSM y de clorofila provenientes de un solo sensor presentaron valores promedio consistentes con los originados a partir de más sensores en cada variable. A pesar de que existe variabilidad interanual y tendencia particular en cada tipo de cifra, los promedios previos y posteriores al 2000 denotan coherencia y certidumbre sobre las lecturas obtenidas. Por ejemplo, la TSM promedio de 1995-1999 fue de 23.53 °C y de 2000-2020 promedio de 23.71 °C. Por otro lado, para los datos de clorofila a se mostró un valor promedio de 1.45 mg/m³ de 1998-1999, mientras que de 2000-2020 se presentó un valor promedio de 1.68 mg/m³.

En el caso de los índices climáticos durante el periodo de estudio (1995-2020), presentaron valores con tendencias generales positivas o de calentamiento en el caso del ENOS (El Niño Oscilación del Sur, ENSO por sus siglas en inglés) y el ENOS-IME (índice multivariado El Niño). Por otro lado, el ODP-IODP (Oscilación Decadal del Pacífico, PDO por sus siglas en inglés) presentó tendencia general negativa. Las cifras de las anomalías interanuales (1995-2020) para cada variable ambiental en cada región, además de los índices climáticos se muestran en el Anexo D.

Por otro lado, las relaciones entre las variables ambientales e índices climáticos obtenidas a través de regresiones lineales, se presentaron en dos tipos: directas (positivas) e inversas (negativas). Esto según las variables consideradas en cada combinación entre variable independiente y variable dependiente. Por ejemplo, dentro de las regresiones obtenidas se encontró que la relación entre el ODP y TSM se presenta de forma directa (positiva) para el NGC, así como la relación entre el ENOS-ION y la TSM. En el caso de la relación entre el ODP y clorofila a fue inversa (negativa), así mismo para la relación ENOS-ION y clorofila a. En la Tabla 25 se presentan los valores de correlaciones entre variables ambientales e índices climáticos, así como el tipo de relación y ecuación se presentan en orden de mayor a menor según el grado de explicación (R²).

Tabla 25. Relación entre las variables TSM °C, clorofila a (mg/m³) e índices climáticos en el NGC y por regiones para el periodo de 1995-2020. Se muestran los tipos de variables consideradas, tipo de relación, ecuación de la regresión y coeficiente de determinación (R²) en orden de mayor a menor según el grado de explicación de la varianza. AGC: Alto Golfo de California; NONGC: Noroeste Norte del Golfo de California; NENGC: Noreste Norte del Golfo de California y GI: Grandes Islas.

Variable independiente	Variable dependiente	Relación	Tipo de relación	Ecuación	R ²
ODP-IODP	TSM_R4GI	Lineal	Directa	$y = 0.286x + 23.408$	0.419
ODP-IODP	Clor_R1AGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1475x + 2.0172$	0.362
ODP-IODP	TSM_R3NENGC	Lineal	Directa	$y = 0.2238x + 23.801$	0.314
ENOS-IME	TSM_R4GI	Lineal	Directa	$y = 0.3291x + 23.493$	0.297
ODP-IODP	TSM_NGC	Lineal	Directa	$y = 0.2232x + 23.66$	0.287
ENOS-ION	TSM_R4GI	Lineal	Directa	$y = 0.3213x + 23.448$	0.248
ODP-IODP	TSM_R2NONGC	Lineal	Directa	$y = 0.2046x + 23.77$	0.223
ENOS-IME	TSM_R3NENGC	Lineal	Directa	$y = 0.2572x + 23.868$	0.223
ENOS-ION	TSM_R3NENGC	Lineal	Directa	$y = 0.2715x + 23.834$	0.217
ENOS-ION	TSM_NGC	Lineal	Directa	$y = 0.2753x + 23.693$	0.205
ENOS-IME	TSM_NGC	Lineal	Directa	$y = 0.2536x + 23.726$	0.199
ENOS-ION	TSM_R2NONGC	Lineal	Directa	$y = 0.2648x + 23.801$	0.175
ODP-IODP	Clor_NGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1203x + 1.6634$	0.159
ENOS-IME	Clor_R1AGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1363x + 1.99$	0.155
ODP-IODP	TSM_R1AGC	Lineal	Directa	$y = 0.1723x + 23.967$	0.155
ODP-IODP	Clor_R3NENGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1156x + 1.6129$	0.149
ENOS-IME	TSM_R2NONGC	Lineal	Directa	$y = 0.2233x + 23.829$	0.142
ODP-IODP	Clor_R2NONGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1069x + 1.2226$	0.129
ENOS-ION	TSM_R1AGC	Lineal	Directa	$y = 0.2022x + 23.992$	0.100
ENOS-ION	Clor_R1AGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1146x + 2.012$	0.098
ENOS-IME	Clor_R3NENGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1231x + 1.5878$	0.085
ENOS-IME	TSM_R1AGC	Lineal	Directa	$y = 0.1734x + 24.013$	0.084
ODP-IODP	Clor_R4GI	Lineal	Inversa	$y = -0.1021x + 1.457$	0.073
ENOS-IME	Clor_NGC	Lineal	Inversa	$y = -0.1061x + 1.6424$	0.062
ENOS-IME	Clor_R2NONGC	Lineal	Inversa	$y = -0.0771x + 1.208$	0.034
ENOS-IME	Clor_R4GI	Lineal	Inversa	$y = -0.0927x + 1.4386$	0.030
ENOS-ION	Clor_R3NENGC	Lineal	Inversa	$y = -0.0776x + 1.61$	0.030
ENOS-ION	Clor_NGC	Lineal	Inversa	$y = -0.0539x + 1.6627$	0.014
TSM_R1AGC	Clor_R1AGC	Lineal	Inversa	$y = -0.0568x + 3.384$	0.012
ENOS-ION	Clor_R4GI	Lineal	Inversa	$y = -0.06x + 1.4552$	0.011
TSM_R4GI	Clor_R4GI	Lineal	Directa	$y = 0.0522x + 0.2406$	0.004
ENOS-ION	Clor_R2NONGC	Lineal	Inversa	$y = -0.0248x + 1.224$	0.003
TSM_NGC	Clor_NGC	Lineal	Directa	$y = 0.0335x + 0.8752$	0.003
TSM_R3NENGC	Clor_R3NENGC	Lineal	Directa	$y = 0.0274x + 0.9651$	0.002
TSM_R2NONGC	Clor_R2NONGC	Lineal	Directa	$y = 0.0031x + 1.1515$	0.000

Los correlogramas en forma de elipse y numéricos se presentan en la Fig. 37 y 38 respectivamente. Las variables ambientales TSM ($^{\circ}\text{C}$) y concentración de clorofila a (mg/m^3) presentaron para el NGC y por regiones una débil correlación de tipo positiva, a excepción de la Región 1 AGC, donde se presentaron valores negativos. La TSM presentó correlación positiva con los índices climáticos, específicamente con ENOS-ION, ENOS-IME y el ODP-IODP. Por su parte, la concentración de clorofila reflejó una correlación negativa para el NGC y regiones con ENOS-ION, ENOS-IME y el ODP-IODP. Las tendencias generales de variables ambientales en el NGC comparadas con las cifras de índices climáticos de 1995-2020 se presentan en la Fig. 39.

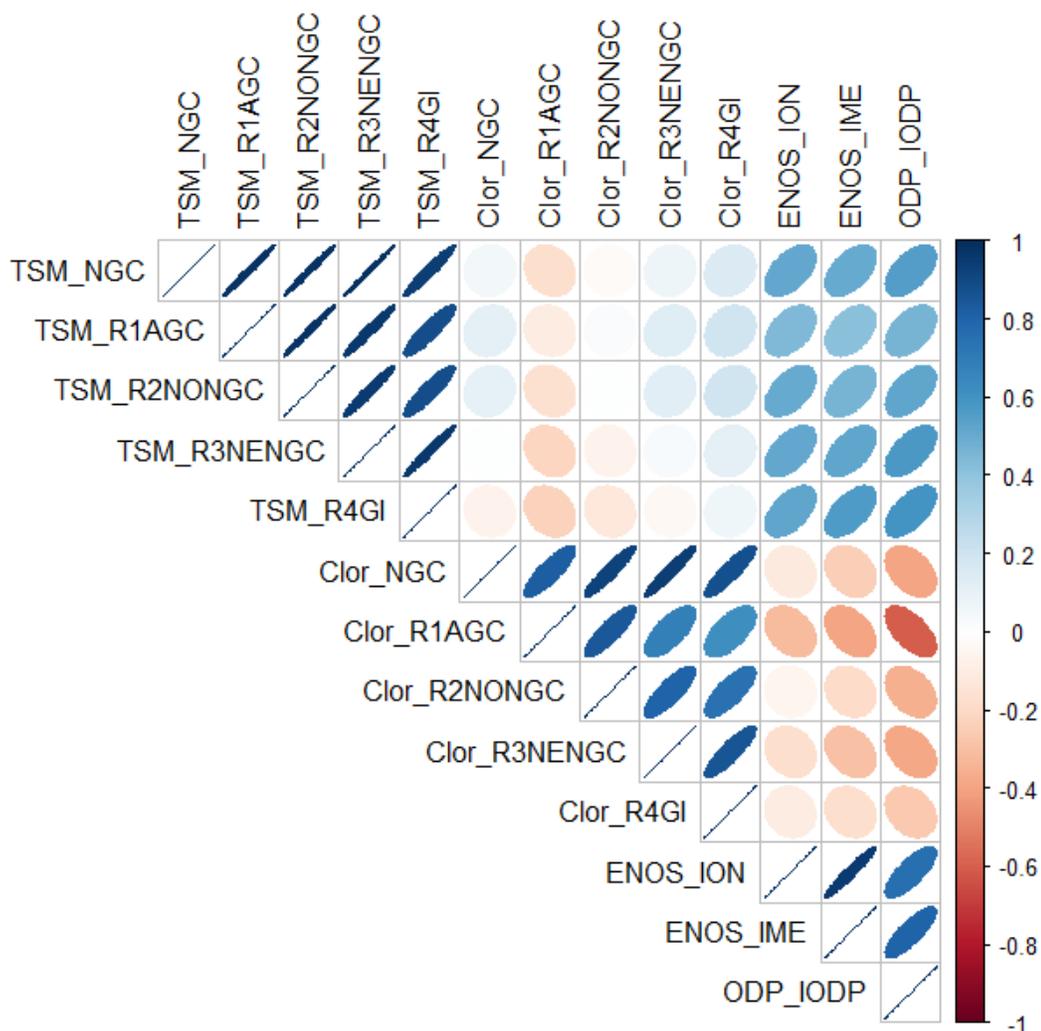


Figura 37. Matriz de correlaciones lineales ambiente-ambiente. Se presentan para cifras de variables ambientales en el Norte del Golfo de California (1995-2020). Los tamaños de las elipses muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación.

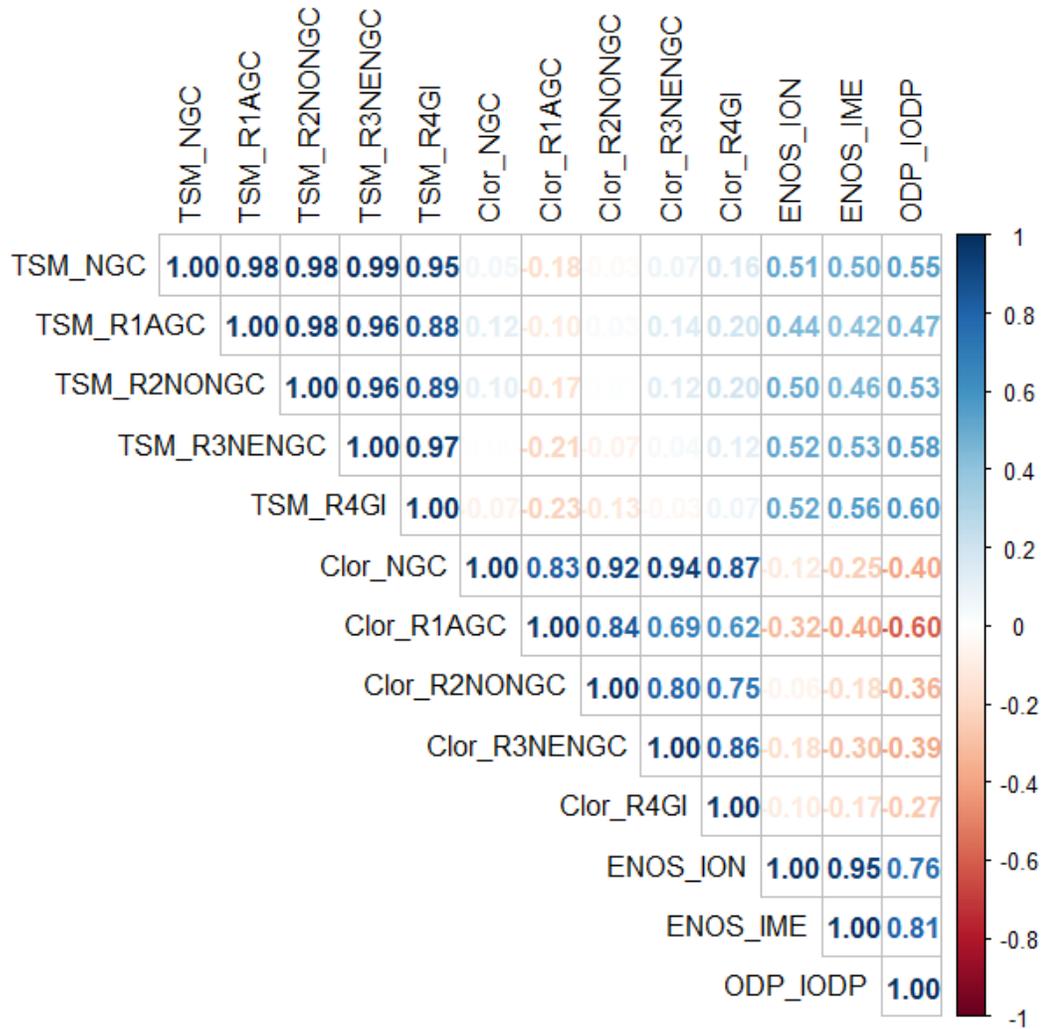


Figura 38. Matriz de correlaciones lineales ambiente-ambiente. Se presentan en términos numéricos para variables ambientales en el Norte del Golfo de California (1995-2020). Los valores muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación.

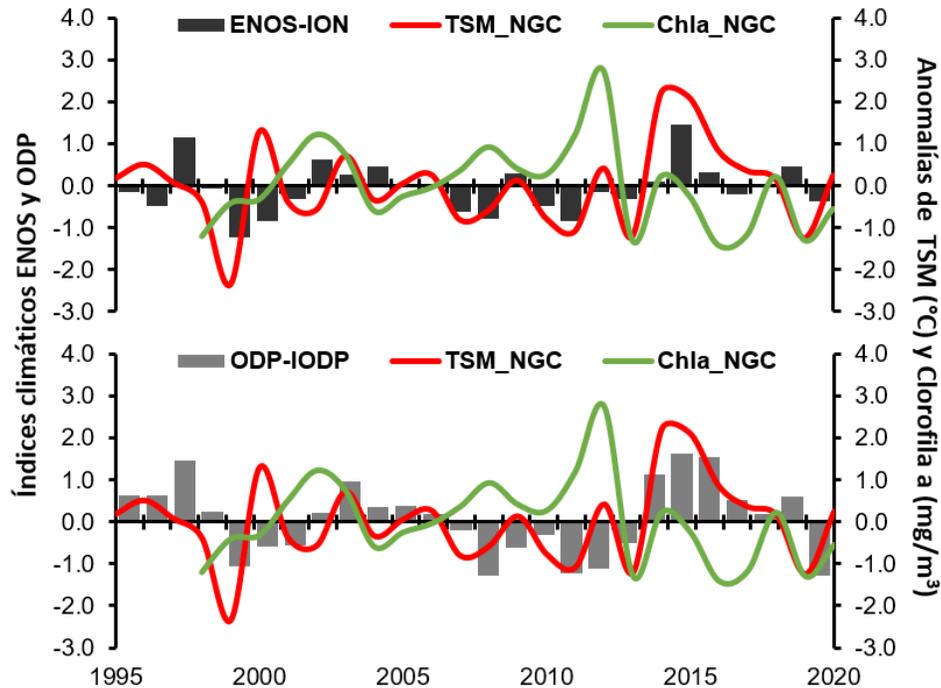


Figura 39. Cifras de los índices climáticos y variables ambientales. Se presentan cifras anuales del ENOS-ION (El Niño) y ODP-IODP (Oscilación Decadal del Pacífico) comparado con las anomalías de TSM °C y clorofila a (mg/m^3) presentadas en el NGC de 1995-2020.

7.9 Relación histórica del recurso chano y el ambiente en el NGC

Se obtuvieron un total de 45 relaciones de cifras biológicas del chano con variables ambientales en el NGC durante 1995-2020. Las combinaciones de variables, tipo de relación, ecuación y coeficiente de correlación (R^2) se presentan en la Tabla 26. En general, las cifras biológicas de abundancias del chano presentaron correlación positiva con la concentración de clorofila a (mg/m^3). Sin embargo, el reclutamiento (millones de individuos y toneladas), captura y CPUE mostraron correlación directa con la TSM ($^{\circ}\text{C}$). En tanto, las abundancias de desovantes y vulnerables presentaron relación inversa con la TSM. Las cifras de abundancias de la población fueron las obtenidas por diferentes modelos como: Biom_MBS (biomasa total del Modelo Bayesiano de Schaefer), Biom_CRMS (biomasa total del modelo de Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus), Biom_CAGEAN (biomasa total del modelo de captura a la edad), Br_CAGEAN (Biomasa recluta), Nr (número de individuos reclutas), Bv_CAGEAN (biomasa vulnerable) y Bd_CAGEAN (biomasa desovante). Las correlaciones de las cifras de clorofila a, TSM e índices climáticos (ENOS_ION, ENOS_IME, ODP_IODP) y las biológicas de la especie se presentan en forma de elipses y numéricos en la Fig. 40 y 41 respectivamente.

Tabla 26. Relación entre las variables biológicas del chano *Micropogonias megalops* y las variables ambientales para el NGC durante 1995-2020. Se muestran los tipos de variables consideradas, tipo de relación, ecuación de la regresión y coeficiente de determinación (R^2) en orden de mayor a menor según el grado de explicación de la varianza.

Variable independiente	Variable dependiente	Relación	Tipo de relación	Ecuación	R^2
TSM_NGC	Captura	Lineal	Directa	$y = 3538.8x - 80193$	0.1675
TSM_NGC	CPUE_Pangas	Lineal	Directa	$y = 1.634x - 36.753$	0.1661
ODP-IODP	Nr_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 11.698x + 106$	0.1512
ENOS_ION	Captura	Lineal	Directa	$y = 1790.8x + 3698.6$	0.1161
ENOS_ION	CPUE_Pangas	Lineal	Directa	$y = 0.8227x + 1.9819$	0.114
ODP-IODP	CPUE_Pangas	Lineal	Directa	$y = 0.5461x + 1.8927$	0.107
Clor_NGC	Biom_ANCO	Lineal	Inversa	$y = -22298x + 69537$	0.0983
ENOS_IME	Nr_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 12.496x + 109.31$	0.0926
ENOS_IME	CPUE_Pangas	Lineal	Directa	$y = 0.6841x + 2.0665$	0.09
Clor_NGC	Biom_MBS	Lineal	Directa	$y = 4936.7x + 25280$	0.090
TSM_NGC	Biom_MBS	Lineal	Inversa	$y = -3394.6x + 114244$	0.089
Clor_NGC	Bd_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 5413.5x + 14950$	0.0796
TSM_NGC	Br_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 1792.5x - 36886$	0.0781
ODP-IODP	Captura	Lineal	Directa	$y = 1000.1x + 3518.7$	0.0771
Clor_NGC	Biom_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 7556.4x + 42656$	0.0733
ENOS_IME	Captura	Lineal	Directa	$y = 1319.2x + 3849.8$	0.072
ENOS_ION	Br_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 1015.8x + 5613.7$	0.0679
ENOS_ION	Biom_ANCO	Lineal	Directa	$y = 7767.3x + 30751$	0.0641
TSM_NGC	Biom_ANCO	Lineal	Directa	$y = 12287x - 260610$	0.0592
ENOS_IME	Br_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 882.22x + 5725.5$	0.0585
ODP-IODP	Biom_MBS	Lineal	Inversa	$y = -1135.6x + 33956$	0.057
Clor_NGC	Nr_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -17.448x + 129.15$	0.0553
ENOS_ION	Nr_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 9.0617x + 107.41$	0.0426
Clor_NGC	Bv_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 5784.4x + 33631$	0.0411
ENOS_ION	Biom_MBS	Lineal	Inversa	$y = -1368.8x + 33791$	0.039
TSM_NGC	Bd_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -2920.9x + 94083$	0.0382
ENOS_IME	Biom_ANCO	Lineal	Directa	$y = 5290.4x + 31323$	0.034
TSM_NGC	Bv_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -3465.3x + 125971$	0.0305
Clor_NGC	Br_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 1583.3x + 2865.7$	0.0276
ODP-IODP	Biom_ANCO	Lineal	Directa	$y = 3463.8x + 30035$	0.0271
ENOS_IME	Biom_MBS	Lineal	Inversa	$y = -1008.3x + 33675$	0.024
ODP-IODP	Br_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 391.37x + 5524.8$	0.0215
ENOS_IME	Biom_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 1574.4x + 56159$	0.0204

ENOS_ION	Biom_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 1480.5x + 55940$	0.0158
ENOS_ION	Bd_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -799.98x + 24879$	0.0077
ENOS_IME	Bd_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -603.6x + 24809$	0.005
ODP-IODP	Bv_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -497.52x + 43962$	0.0036
ODP-IODP	Bd_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -355.75x + 24952$	0.0033
Clor_NGC	CPUE_Pangas	Lineal	Inversa	$y = -0.3246x + 2.5261$	0.003
ODP-IODP	Biom_CAGEAN	Lineal	Directa	$y = 309.51x + 55830$	0.0015
ENOS_ION	Bv_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -368.5x + 43903$	0.0009
ENOS_IME	Bv_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -161.93x + 43893$	0.0002
Clor_NGC	Captura	Lineal	Inversa	$y = -176.73x + 4165.8$	0.0002
TSM_NGC	Biom_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -218.38x + 61024$	0.0001
TSM_NGC	Nr_CAGEAN	Lineal	Inversa	$y = -0.7941x + 125.68$	0.0001

Específicamente la concentración de clorofila a en el NGC presentó relación directa (positiva) con valores de biomasa como Biom_MBS, Bd_CAGEAN, Biom_CAGEAN, Bv_CAGEAN y Br_CAGEAN. No obstante, presentó relación inversa (negativa) con la Biom_ANCO y no claramente definida con Nr_CAGEAN, CPUE_Pangas y la Captura. Por su lado, la TSM presentó relación directa con la Captura, CPUE_Pangas, Br_CAGEAN y Nr_CAGEAN, así como inversa con la Biom_MBS, Biom_CRMS, Bd_CAGEAN y Bv_CAGEAN. De forma general, los índices climáticos presentaron relación directa o positiva con las capturas y el reclutamiento, mientras que relación inversa o negativa con las biomásas totales, vulnerables y desovantes. Las tendencias de cifras biológicas (abundancias) del chano en el NGC mostraron pendientes negativas de 1995-2020: Biom_MBS (-446.09), Biom_CRMS (-393.18), Biom_CAGEAN (-392.61), Nr_CAGEAN (-0.311), Bv_CAGEAN (-791.40) y Bd_CAGEAN (-702.02). Así mismo, las tendencias de concentración de clorofila a se mostraron negativas para el periodo de estudio en el NGC (-0.0066). Durante el 2016 se presentaron valores mínimos históricos de concentración de clorofila en la región, coincidiendo con descensos en las cifras de abundancia del chano. Sin embargo, para el último año de estudio (2020) se evidenció un aumento en las cifras de concentración de clorofila y una ligera recuperación en los valores de abundancia de la especie. Los diagramas de dispersión, tendencias, ecuaciones y valores de ajuste R^2 de las relaciones ambiente y abundancia del chano *M. megalops* en el NGC de 1995-2020 se presentan en la Fig. 42.

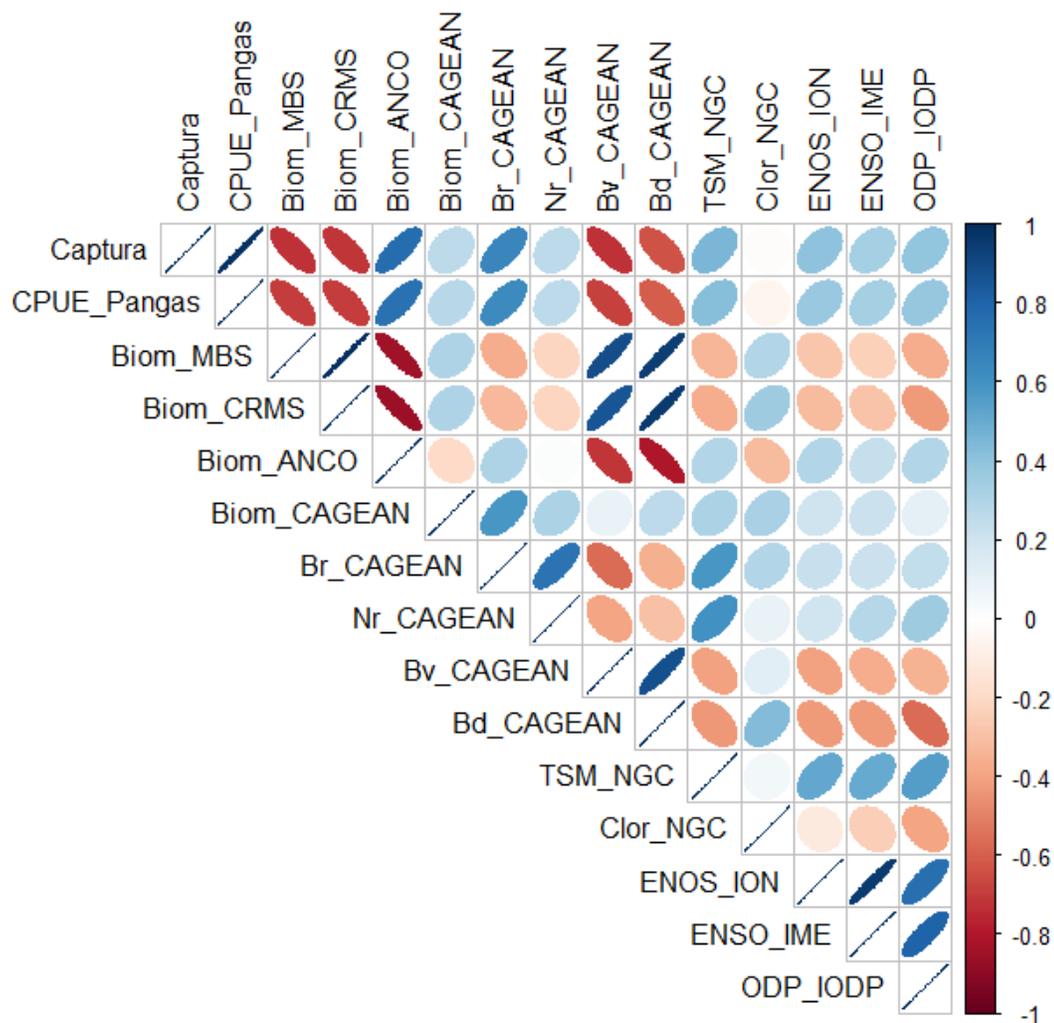


Figura 40. Matriz de correlaciones lineales ambiente-recurso. Se presentan para variables ambientales y biológicas del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California (1995-2020). Los tamaños de las elipses muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación.

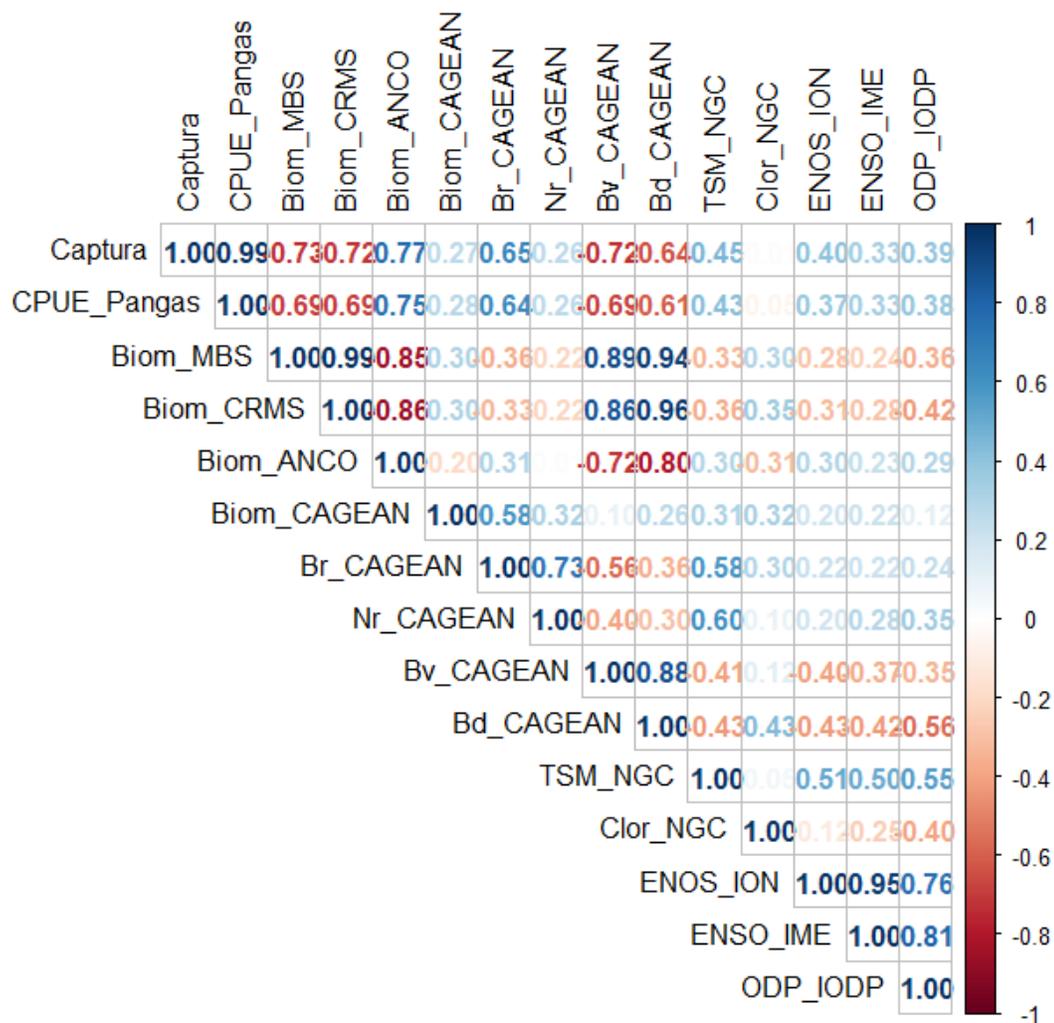


Figura 41. Matriz de correlaciones lineales ambiente-recurso en términos numéricos. Se presentan para variables ambientales y biológicas del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California de 1995-2020. Los valores muestran el grado de correlación entre las variables, mientras que el color azul (positiva, directa) y rojo (negativa, inversa) indican el sentido de cada correlación.

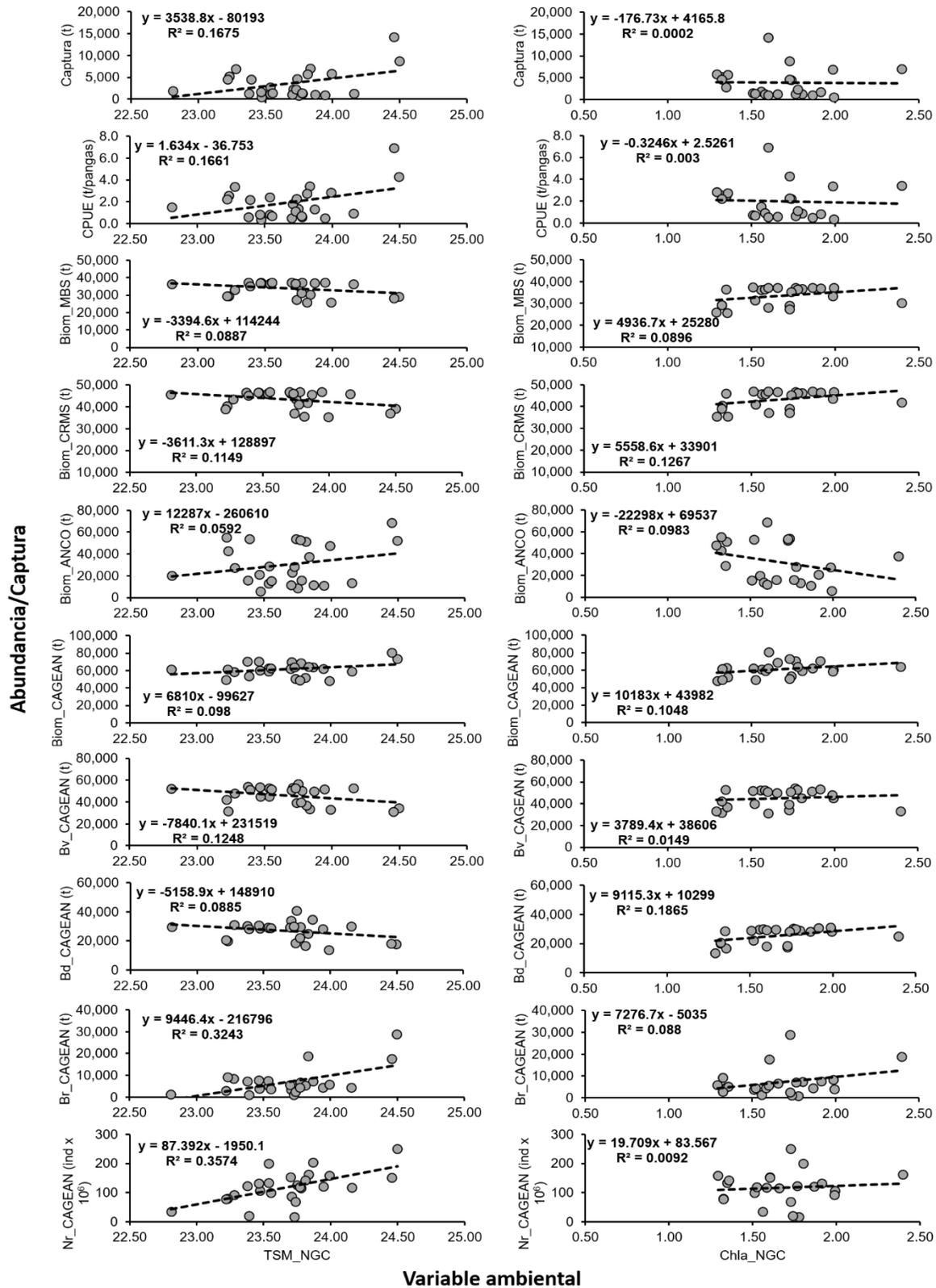


Figura 42. Relaciones de variables ambientales y biológicas. Se muestran para la temperatura superficial del mar (TSM °C) y concentración de clorofila a (mg/m³) con las abundancias y capturas del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California de 1995-2020.

Por su lado, los Modelos Aditivos Generalizados considerados en este análisis para determinar la relación ambiente y el recurso chano en el NGC de 1998-2020, se presentan en la Tabla 27. Los modelos óptimos obtenidos para todas las demás variables biológicas (biomasas) se presentan en el Anexo F. La selección del modelo para cada variable biológica se basó en las cifras de R^2 ajustado, desviación explicada (%) y AIC. Según esto, el mejor modelo generalizado para la captura (CT) de chano de 1998-2020 incluyó los efectos parciales de la TSM, la Chla, el IME y el ODP. Por su lado, el modelo generalizado para la CPUE del chano estuvo influenciado por los efectos parciales de la TSM, Chla y el IME. Por último, la biomasa recluta (BRCAE) también presentó relación con los efectos de la TSM, Chla y el IME.

Tabla 27. Modelos Aditivos Generalizados resultantes del análisis de la relación ambiente (variables independientes) y el recurso chano *Micropogonias megalops* (variables dependientes) en el Norte del Golfo de California de 1998-2020. Para cada Modelo Aditivo CT es la variable dependiente captura total (t), CPUE es la Captura por Unidad de Esfuerzo (t/pangas) y BRCAE es la biomasa recluta del modelo de captura a la edad. TSM es la variable independiente Temperatura Superficial del Mar, Chla es la concentración de clorofila, IME es el Índice Multivariado El Niño y ODP es el Índice de Oscilación Decadal del Pacífico. En negritas se muestran los Modelos Aditivos con mejor ajuste según R cuadrado ajustado, desviación explicada (%) y valores de AIC.

Modelo	Factor modelo	R^2 ajustado	Desviación explicada (%)	AIC
ModelCT	LogCT = Nulo	0.00	0.00	54,043.33
Model1CT	LogCT = s(TSM)	0.41	37.30	33,969.79
Model2CT	LogCT = s(TSM) + s(Chla)	0.55	54.90	24,531.40
Model3CT	LogCT = s(TSM) + s(Chla) + s(IME)	0.60	61.60	20,891.43
Model4CT	LogCT = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.62	66.20	18,450.82
ModelCPUE	LogCPUE = Nulo	0.00	0.00	78.49
Model1CPUE	LogCPUE = s(TSM)	0.45	41.80	73.14
Model2CPUE	LogCPUE = s(TSM) + s(Chla)	0.59	58.80	73.14
Model3CPUE	LogCPUE = s(TSM) + s(Chla) + s(IME)	0.66	64.10	74.67
ModelBRCAE	LogBRCAE = Nulo	0.00	0.00	101,969.56
Model1BRCAE	LogBRCAE = s(TSM)	0.53	47.70	53,439.09
Model2BRCAE	LogBRCAE = s(TSM) + s(Chla)	0.75	68.00	32,813.79
Model3BRCAE	LogBRCAE = s(TSM) + s(Chla) + s(IME)	0.76	68.90	31,887.29

El acoplamiento temporal de variables ambientales y biológicas en los Modelos Aditivos Generalizados más significativos para el chano en el NGC (1998-2020) se presentan de la Fig. 43 a 46. En el caso de la Captura (CT), se destaca un acoplamiento directo ante TSM medias elevadas y eventos anómalos positivos (calientes), específicamente durante los años (2014-2015). Mientras que durante años con bajas TSM medias y eventos anómalos negativos (fríos) la CT presenta disminución en sus valores (Fig. 43).

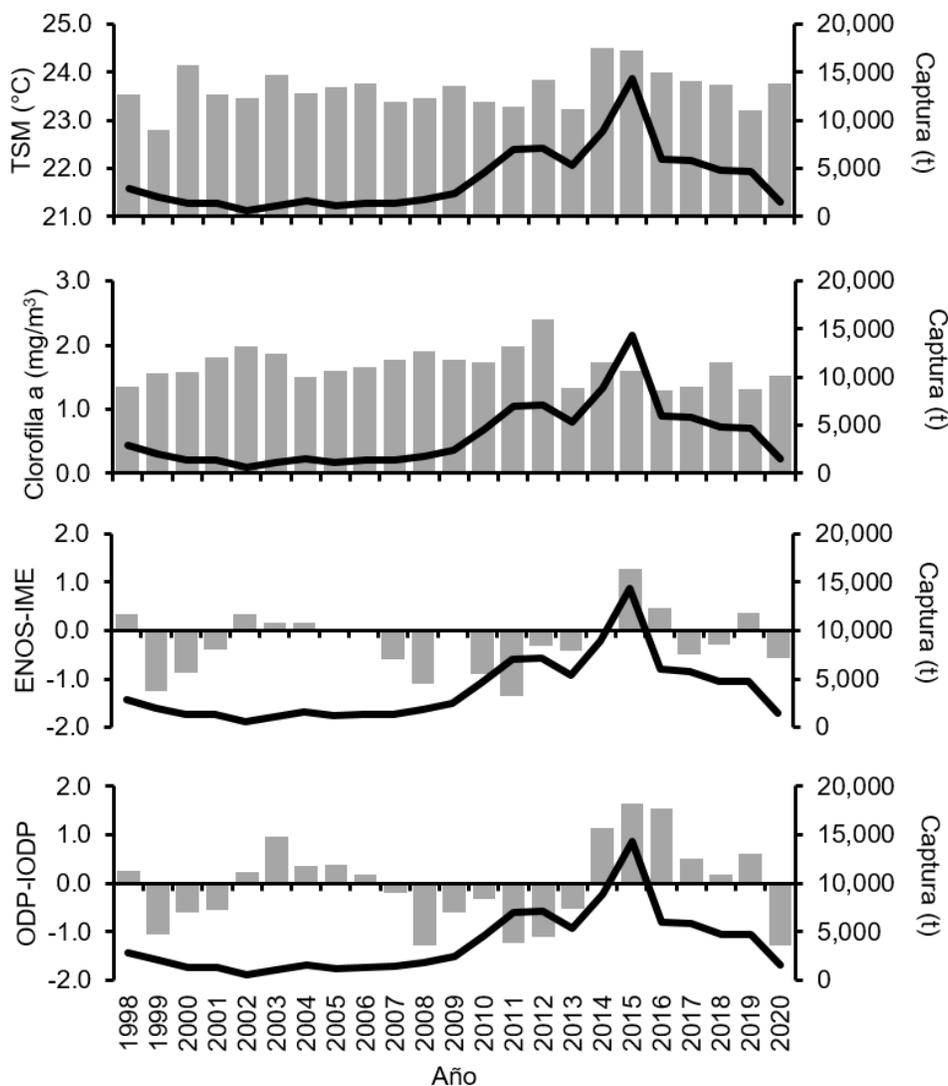


Figura 43. Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM ($^{\circ}\text{C}$), concentración del clorofila a (mg/m^3), Índice Multivariado El Niño e Índice de Oscilación Decadal del Pacífico con la captura (t) anual del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.

Por su lado, la CPUE de pangas presentó al igual que las capturas un acoplamiento directo ante TSM medias elevadas y eventos anómalos positivos (calientes) (2014-2015). Por el contrario, durante años con bajas TSM medias y eventos anómalos negativos (fríos), la CPUE presentó disminución en sus valores (Fig. 44). La concentración de clorofila a presentó efectos parciales importantes tanto en la Captura (CT) como en la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) del chano, sin embargo, la TSM y eventos anómalos presentaron acoplamientos más claros con las variables dependientes (CT y CPUE).

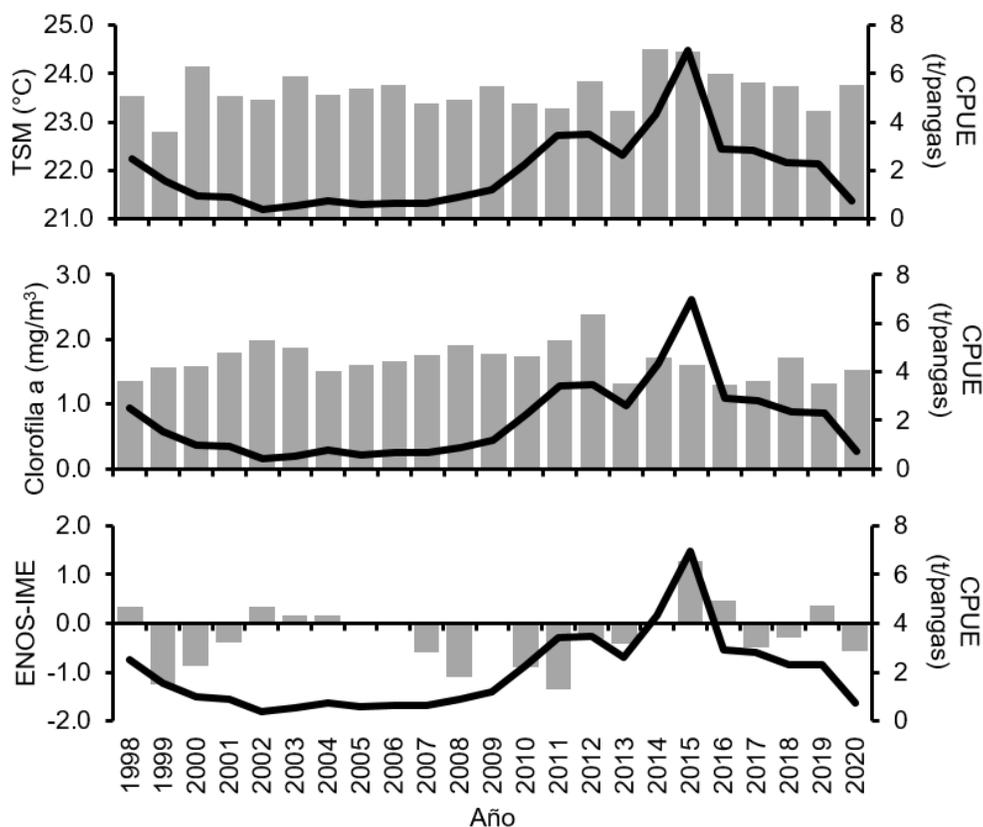


Figura 44. Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM (°C), concentración del clorofila a (mg/m³) e Índice Multivariado El Niño con la Captura por Unidad de Esfuerzo (t/pangas) anual del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.

Por último, el acoplamiento de variables ambientales con el reclutamiento anual del chano presentó una relación alta cuando se adicionó al modelo la concentración de clorofila a (Model2BRCAE: $R^2 = 0.75$; D.E. = 68%). El modelo con el menor valor de AIC fue Model3BRCAE ($R^2 = 0.76$; D.E. = 68.90%) el cual incorporó a la variable IME. Los años con eventos anómalos fríos (negativos) presentaron acoplamiento con años de aumento en la concentración de clorofila a, que a su vez precedieron a eventos de alto reclutamiento de chano en el NGC. Lo contrario sucedió en años con eventos anómalos calientes donde el reclutamiento posterior del chano presentó una reducción en sus niveles. Los acoplamientos temporales de las variables ambientales y el reclutamiento del chano en términos de biomasa y número de individuos se presentan en la Fig. 45 y 46 respectivamente.

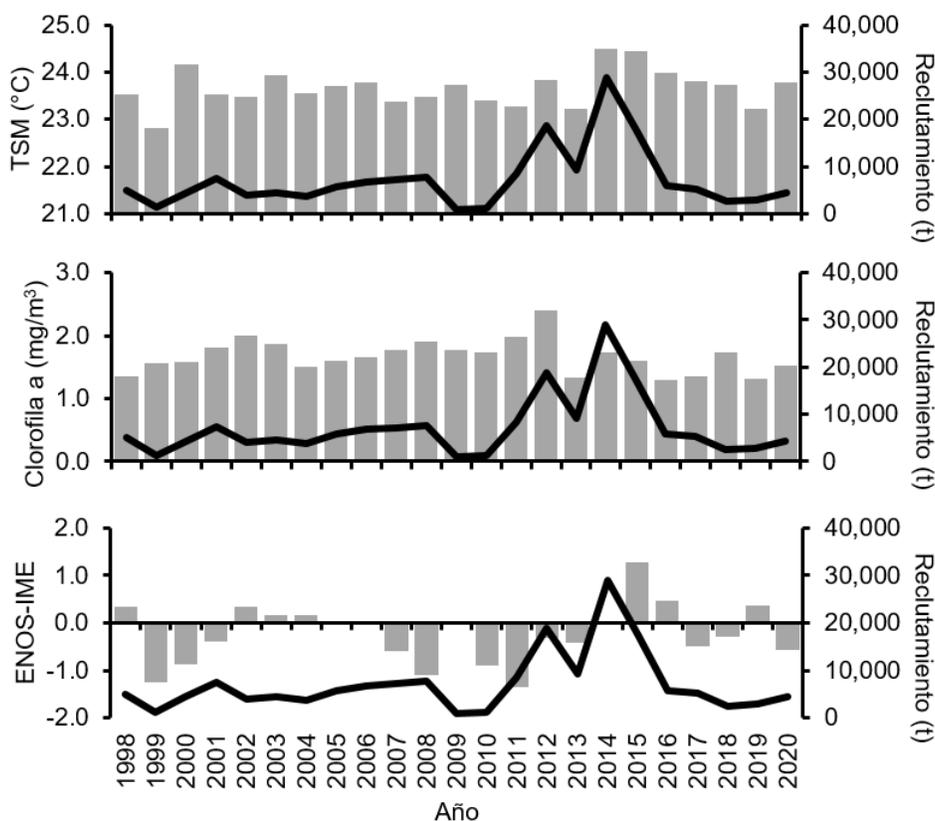


Figura 45. Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM ($^{\circ}\text{C}$), concentración del clorofila a (mg/m^3) e Índice Multivariado El Niño con el reclutamiento anual en términos de biomasa (t) del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.

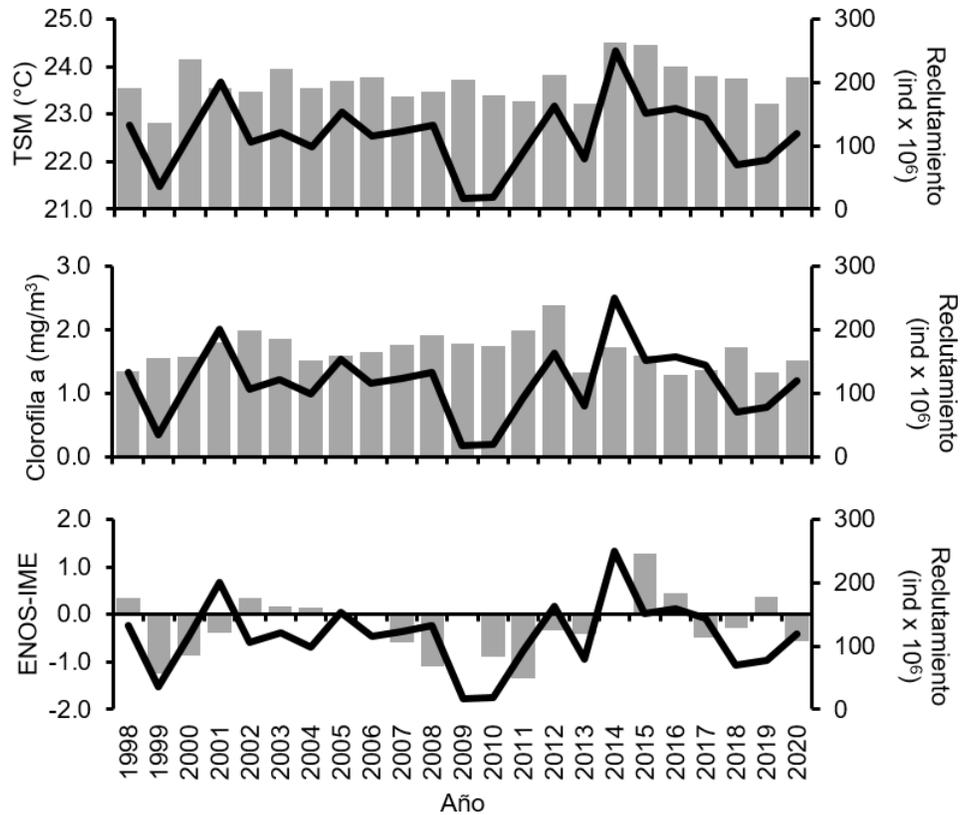


Figura 46. Acoplamiento temporal de variables ambientales (barras en gris) y el recurso (línea negra). Se presentan para la TSM ($^{\circ}\text{C}$), concentración del clorofila a (mg/m^3) e Índice Multivariado El Niño con el reclutamiento anual en términos del número de individuos (millones o $\text{ind} \times 10^6$) del chano *Micropogonias megalops* en la serie de 1998-2020 en el NGC.

Los efectos parciales de cada variable ambiental (independiente) sobre las variables biológicas (dependientes) del chano dadas por los Modelos Aditivos Generalizados más importantes se muestran en la Fig. 47. Se denota que la TSM juega un papel importante en las Capturas y CPUE, ya que estas presentaron aumento en sus niveles ante temperaturas en el rango de 23.5 y 24.5 $^{\circ}\text{C}$. Por su lado, la concentración de clorofila a (con ligera señal) presenta un efecto positivo en la Captura y la CPUE a partir de los 1.8 mg/m^3 . El efecto de las variables ambientales sobre el reclutamiento muestran que ante TSM entre 23.7 - 24.5 $^{\circ}\text{C}$, concentraciones de clorofila a de 1.8 - 2.4 mg/m^3 y condiciones cercanas al promedio según el IME (-0.5 a 0.5) se presenta un aumento en los niveles de reclutamiento del chano *M. megalops* en el NGC. Los valores ajustados y

respuesta de las variables dependientes Captura (t), Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) y Biomasa recluta de la especie se presentan en la Fig. 48.

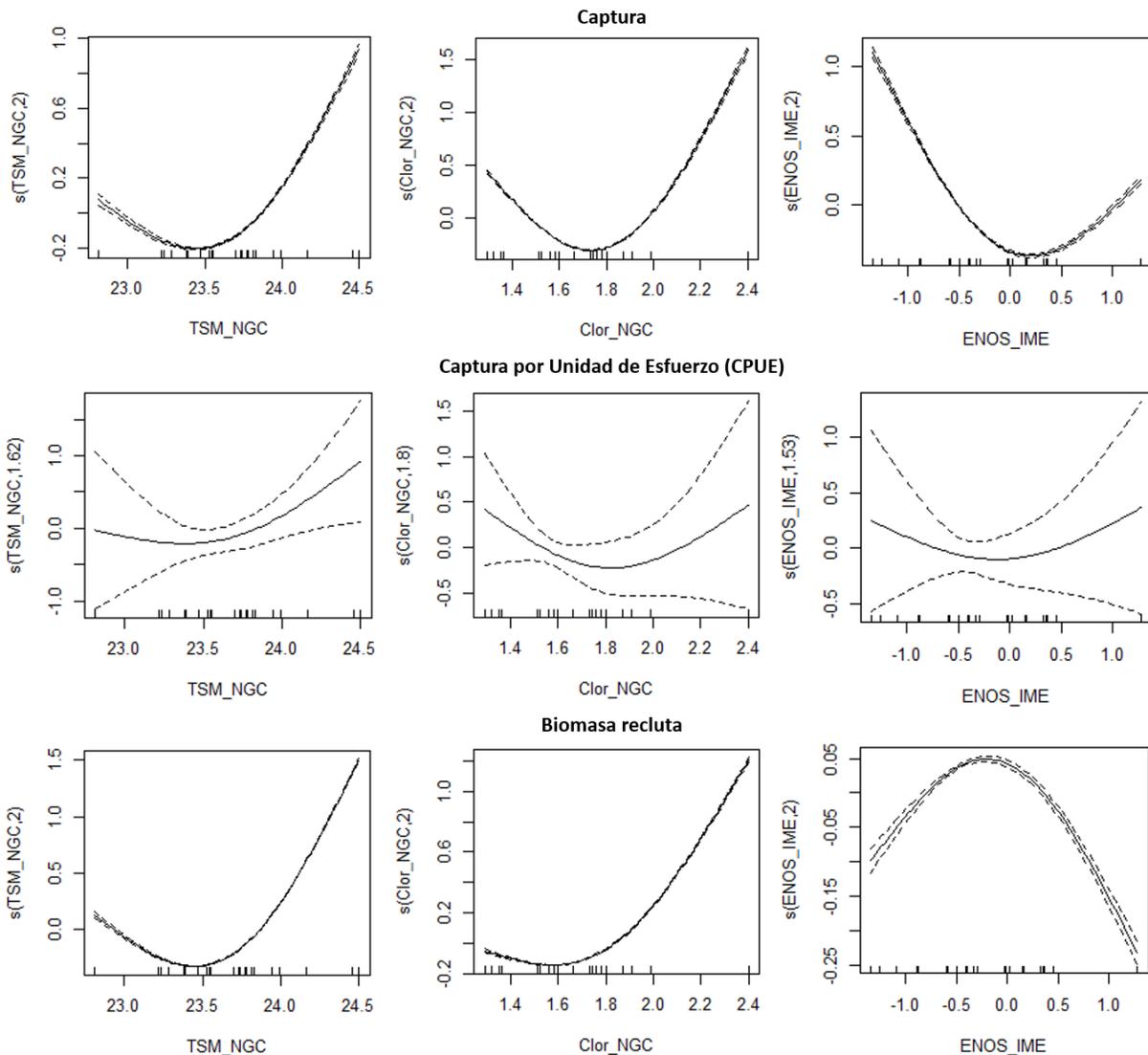


Figura 47. Efectos parciales de variables ambientales sobre variables biológicas. Se presentan las más significativas incluidas en los Modelos Aditivos Generalizados para la Captura (toneladas), la Captura por Unidad de Esfuerzo y la Biomasa de reclutas del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California de 1998-2020. TSM_NGC es la variable independiente Temperatura Superficial del Mar en el Norte del Golfo de California, Chla_NGC es la concentración de clorofila en la región y ENOS_IME es el Índice Multivariado El Niño. La línea continua es el modelo ajustado, la línea punteada es el intervalo de confianza (95%) y las líneas en el eje X reflejan la frecuencia de los datos.

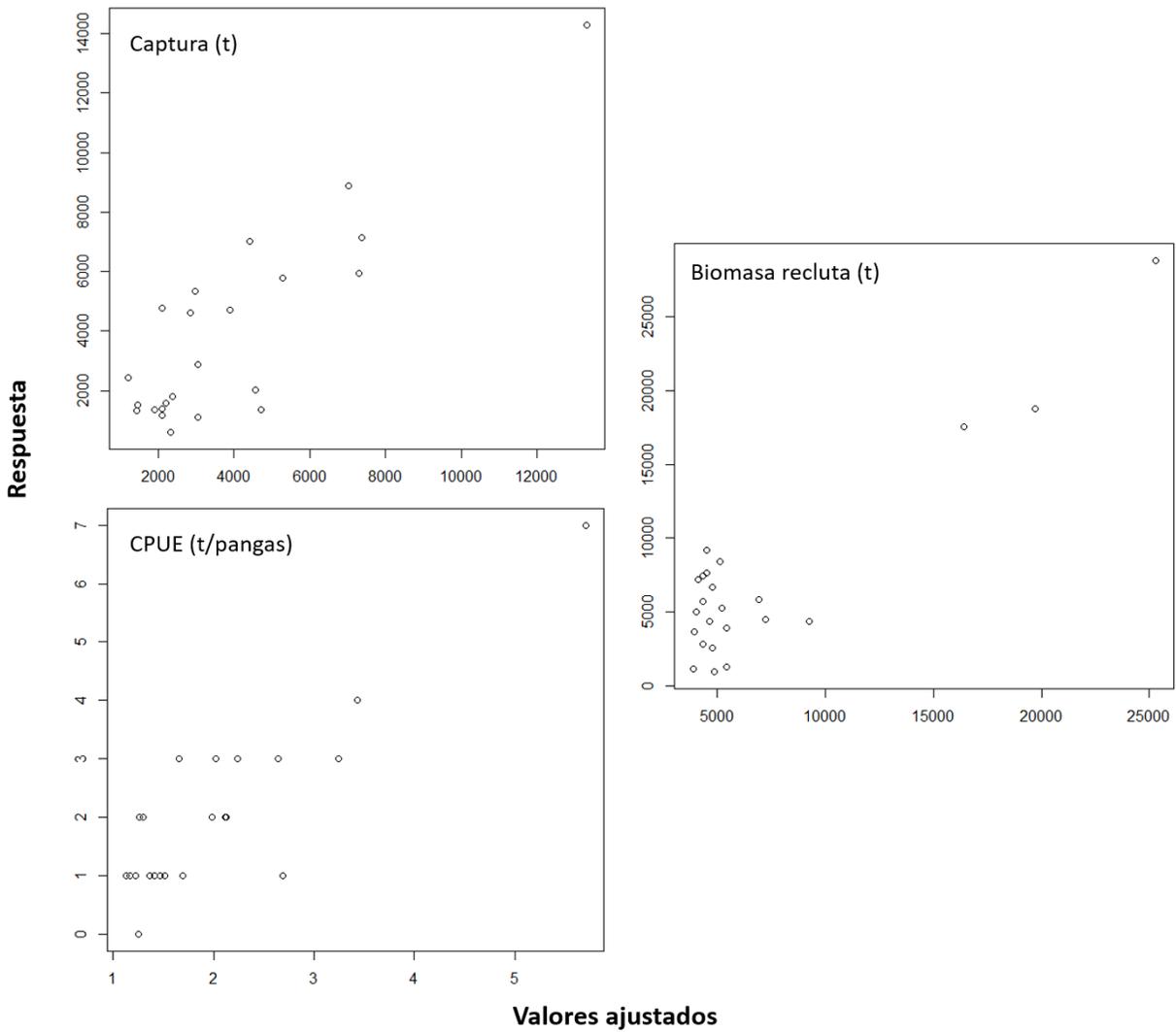


Figura 48. Valores ajustados y respuesta de las variables dependientes. Se presentan para la Captura (t), Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) y Biomasa de reclutas dentro de los Modelos Aditivos Generalizados más significativos del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California de 1998-2020.

8. DISCUSIÓN

8.1 Capturas del chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California

En el presente estudio se analizó la dinámica poblacional y pesquería del chano *M. megalops* en el Norte del Golfo de California (NGC) de 1995-2020. Así mismo, se buscaron potenciales explicaciones de los cambios en su abundancia en el tiempo, ya sean debidas a aspectos intrínsecos de la población, al esfuerzo pesquero y/o a la variabilidad ambiental de la región. El chano es un recurso que, hasta antes del presente trabajo, contaba con una reducida cantidad de información biológica y se caracterizaba por ser un stock o población con datos limitados para el manejo (DOF, 2018a; Palomares *et al.*, 2020). Esta es una situación que ocurre globalmente en la mayoría de los stocks de peces que tienen importancia comercial, ya que generalmente cuentan con datos pobres sobre su estructura, dinámica poblacional y puntos de referencia biológica (Zhou *et al.*, 2012; Froese *et al.*, 2017). Tal circunstancia es una de las causas principales de que no se puedan implementar estrategias específicas de captura que busquen un manejo sostenible de los recursos. Los aspectos que generalmente se desconocen sobre los stocks son de carácter biológico básico, como: el crecimiento individual promedio, la reproducción, mortalidad, tamaños y ritmos de crecimiento poblacional (Costello *et al.*, 2012; Kindong *et al.*, 2019). Estos son temas importantes a conocer en vías del manejo sustentable, ya que los ritmos de explotación de las especies requieren ajustarse a los cambios en los tamaños poblacionales en el tiempo (Fisher y Frank, 2004). Adicionalmente, al no contar con reglas de manejo para las poblaciones sujetas a pesca, existe un alto riesgo de afectar en ellas su capacidad de renovación y conducir las pesquerías al colapso debido a la sobreexplotación (Carruthers y Hordyk, 2018; Free *et al.*, 2019). En el caso de la pesquería del chano *M. megalops*, al analizar las capturas se pudo observar una alta variabilidad interanual (1995-2020), coincidiendo con lo reportado por Aragón-Noriega *et al.* (2010). Según datos oficiales de la SAGARPHA, Sonora, el año con la mayor captura fue 2015, seguido de niveles promedio durante 2016-2019 y valores relativamente bajos en el 2020. El año 2015 fue importante en la dinámica de la pesquería ya que se declaró la zona de no pesca en el NGC. Con esta declaración quedó prohibida la pesca con redes de enmalle (incluyendo al chano) y palangre en gran parte de las zonas que opera la flota artesanal (Erisman *et al.*, 2015; DOF, 2018b; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). La prohibición surgió como parte de la estrategia del Gobierno de México para reducir la mortalidad incidental de vaquita (*Phocoena sinus* Norris & McFarland,

1958) por parte de las actividades pesqueras ilegales dirigidas a la totoaba *Totoaba macdonaldi* (Gilbert, 1890) (Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2019). Pese a ello, esta zona de no captura dejó fuera a parte del NGC, específicamente en la costa de Sonora, donde se encuentran sitios con grandes concentraciones de chano y que probablemente explicaron las capturas posteriores al año 2015 (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018, 2022).

La variación de las capturas del chano en el NGC no están relacionadas al esfuerzo de pesca en términos del número de embarcaciones, el cual se mantuvo prácticamente constante desde 2003 al 2020 para la flota menor y mayor (Pérez-Valencia *et al.*, 2017; Tirado-Pineda, 2019). Es posible que la variación de la captura se encuentre relacionada con cambios en la disponibilidad de la especie en la zona y en la demanda por parte del mercado internacional (Castro-González, 2004; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Esto pudo influir en el incremento y disminución del esfuerzo pesquero en términos de la cantidad de viajes para la captura del chano. El principal mercado de esta pesquería es el asiático, específicamente por la industria de surimi en Corea, y en menor medida el mercado nacional (Aragón-Noriega *et al.*, 2010, 2015; Tirado-Pineda, 2019; Arzola-Sotelo, 2024). Dicha dinámica del mercado explicaría las bajas capturas del 2020, ya que se presentaron problemas sanitarios debidos al COVID-2019, causando estancamiento y clausura de muchos mercados internacionales, incluyendo el de chano en el sureste asiático (Link *et al.*, 2021; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022). Aun así, la pesquería de chano en el NGC continuó, pero con bajos niveles de esfuerzo y captura, y su producción estuvo concentrada a satisfacer la demanda en el mercado nacional.

8.2 Estructura y parámetros poblacionales del chano *Micropogonias megalops* en el NGC

La estructura y parámetros poblacionales son aspectos biológicos importantes para el conocimiento del estado, manejo y la conservación de los recursos pesqueros (Bodur *et al.*, 2023; Maturbongs *et al.*, 2023). En este sentido, el análisis en el chano *M. megalops* incluyó la determinación de la estructura de longitudes, pesos, sexos y madurez, el crecimiento individual promedio, longitud de primera madurez y mortalidad natural en los periodos: 2000, 2010 y 2020. Fue solo para estos años en los que, por su disponibilidad en la literatura, bases de datos y por muestreos en campo, se pudo contar con información biológica de la especie (Román-Rodríguez,

2000; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Además, al tener casi una década de separación entre cada grupo de datos, permitió evaluar la variación de los parámetros poblacionales en el tiempo (Arzola-Sotelo *et al.*, 2022).

Con respecto al análisis de longitudes entre periodos, se pudo identificar que la pesquería artesanal e industrial de chano operan sobre varias cohortes de forma simultánea (Cadima, 2003; Diekert *et al.*, 2010; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). El contar con muestreos de ambas flotas, cuya selectividad de las artes es diferente, permitieron que las muestras conjuntas de chano ofrecieran un amplio espectro de longitudes y edades, una mejor representatividad del ciclo de vida y, por tanto, mejores estimados de parámetros poblacionales (Catalano y Allen, 2010; Sampson, 2014). Con base en lo anterior, se lograron estimados de crecimiento en la especie que variaron en el tiempo, pero que fueron consistentes con lo obtenido por Aragón-Noriega *et al.* (2015) y Arzola-Sotelo *et al.* (2018). No así con lo obtenido por Román-Rodríguez (2000), donde la longitud máxima estimada fue muy superior y alejada de lo que se reporta en bases especializadas para la especie (Fischer *et al.*, 1995; Robertson y Allen, 2015; Froese y Pauly, 2021). El contraste de los diferentes estimados de crecimiento de la especie brindó certidumbre de la descripción realizada en este trabajo; sin embargo, evidenció un posible error de cálculo o incluso de interpretación por parte de Román-Rodríguez (2000).

El índice de desempeño del crecimiento o Phi-prima (Φ'), es una cifra que muestra la variación del crecimiento en dos dimensiones, tamaño (longitud, peso) y en el tiempo; es adecuado para comparar el crecimiento de la especie en diferentes áreas o entre especies relacionadas (Munro y Pauly, 1983; Velasco y Oddone, 2004). En *M. megalops* Φ' mostró variación del crecimiento entre periodos, lo que posiblemente se encuentre explicado por los diferentes niveles de presión por pesca ejercidos en la especie (Hilborn y Minte-Vera, 2008). Al inicio de la serie de tiempo, la presión por pesca se mantuvo relativamente baja, por lo que la estructura poblacional pudo haber permanecido con un bajo impacto y variación. En la mitad de la serie, la pesca de chano experimentó un aumento notorio en sus capturas, por lo que aproximadamente una década después del primer estimado, se pudo reflejar una ligera disminución en el crecimiento, específicamente en su longitud máxima. Para finales de la serie, el stock ya había experimentado

los mayores niveles de captura en la historia de la pesquería y una disminución paulatina hacia el último año. El decremento de la presión por pesca pudo haber influido en una respuesta positiva en el crecimiento de la especie (Eikeset *et al.*, 2016), permitiendo que el chano se aproximara a un crecimiento cercano al promedio. Esto probablemente sea un reflejo de la plasticidad en el crecimiento y capacidad de recuperación que presenta *M. megalops* ante la disminución de la mortalidad por pesca (Haimovici y Cardoso, 2017).

Dentro de la biología reproductiva de la especie, la longitud de primera madurez sexual L_{50} experimentó en la serie un decremento y retorno a valores promedio. Es probable que la especie, ante condiciones ambientales favorables y reducción del esfuerzo pesquero, también presente flexibilidad y capacidad de recuperación en aspectos reproductivos como es la L_{50} (Lowerre-Barbieri *et al.*, 2017; Haimovici *et al.*, 2021). Esto es importante para efectos de la recuperación del tamaño poblacional, ya que la presencia de hembras fecundas grandes (edad-longitud), derivan en mayor producción de huevos grandes y con más vitelo, que producen larvas de rápido crecimiento y mayor sobrevivencia (Hixon *et al.*, 2014; Haimovici *et al.*, 2021). Aunado a esto, el comportamiento de L_{50} se encontró inversamente relacionado con cifras de la longitud de primera captura o LC_{50} , aspecto más que biológico, se encuentra ligado a un fenómeno de selectividad del arte, vulnerabilidad y mortalidad debida a la pesca (Sampson, 2014). La LC_{50} del chano presentó en la serie un aumento y después aproximación a valores promedio; sin embargo, siempre se encontró por debajo de L_{50} . Así mismo, el análisis de edades mostró que la vulnerabilidad de la especie también se ubicó en una edad inferior a la edad de primera reproducción. Valores como estos en una especie explotada pueden ser contraproducentes para el manejo pesquero, ya que implica que los individuos de la población son capturados antes de crecer hasta su longitud o edad de primera reproducción (Froese *et al.*, 2016; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018, 2022). Es verdad que el crecimiento, la longitud de primera madurez y de primera captura de la especie llegaron a valores promedio al final de la serie. No obstante, este tipo de aspectos biológicos y pesqueros, así como sus variaciones en el tiempo, deben estar sujetos a seguimiento para cuidado y buen manejo de los recursos, y en este caso para el chano en el NGC (Costello *et al.*, 2012; Kindong *et al.*, 2019; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022).

Por su lado, la mortalidad natural (M) que es el parámetro más crítico de la dinámica poblacional (Gallucci *et al.*, 1996; Quinn y Deriso 1999), cotejó e integró información y supuestos biológicos conjuntos de diferentes ecuaciones empíricas (Then *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018). Según lo estimado y reportado en miembros de la familia Sciaenidae (Anexo C), el chano *M. megalops*, presentó cifras de M superiores a una especie del mismo género, *M. furnieri*, que se encuentra en aguas de Trinidad y en Laguna Rocha, Uruguay (Manickchand-Heileman y Kenny, 1990; Borthagaray *et al.*, 2011). Comparado a nivel regional (NGC) con miembros de la misma familia, el chano presentó valores ligeramente inferiores a la curvina golfina *Cynoscion othonopterus* (Román-Rodríguez, 2010; Erisman, 2012; Gherard *et al.*, 2013; Aragón-Noriega, 2014) y superiores que la totoaba *Totoaba macdonaldi* (Lercari y Chávez, 2007). Además, presentaron consistencia con lo reportado anteriormente para el chano *M. megalops* en el NGC (Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018).

Las M obtenidas incluyeron en su cálculo a valores de crecimiento (L_{∞} y K), además de información de tipo ambiental como la temperatura superficial del mar (media anual, en °C) del área de estudio (Pauly, 1980; Gislason *et al.*, 2010; Then *et al.*, 2015). Esto implica que los estimados asumen factores dependientes e independientes de la población para explicar la mortalidad natural. El valor inicial de M del chano se mantuvo por debajo del promedio en la serie de tiempo, y posteriormente, presentó un aumento notorio por encima del promedio hacia el final de la serie. Gislason *et al.* (2010) mencionan que la M en peces está relacionada de forma importante con los parámetros de crecimiento (L_{∞} y K), más que con variables ambientales como la TSM. Sin embargo, esta afirmación pudiera ser explorada de forma más concreta en trabajos futuros que incluyan series de datos biológicos más amplias. Esto ya que, por ejemplo, los cambios reflejados en el crecimiento del chano mostraron un patrón de relación inversa con los valores de M , es decir, ante periodos de mayor crecimiento valores de M bajos y viceversa. No obstante, al final de la serie la relación se comportó aparentemente de forma directa, donde el crecimiento fue cercano al promedio y M presentó valores altos comparado con años anteriores. Dicho comportamiento pudiera encontrar explicación en aspectos de tipo ambiental, como lo es la variación de la temperatura superficial del mar o la disponibilidad de alimento (Pauly, 1980; Van Poorten *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2020). Existe evidencia que la TSM presentó una tendencia

ascendente en la región durante el periodo de estudio (1995-2020), mientras que la concentración de clorofila, como indicador de la productividad primaria y alimento, presentó una tendencia ligeramente descendente (Robles-Tamayo *et al.*, 2018, 2020; Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Estas condiciones pudieran estar explicando la tendencia en aumento de la M, con un valor relativamente alto durante el último año de estudio respecto al promedio histórico. Se recomienda que trabajos futuros incluyan series de datos biológicas más amplias y actualizadas para analizar el comportamiento de parámetros poblacionales del chano como crecimiento, longitud de madurez y mortalidad natural, en el contexto del calentamiento global. En esta tesis, al no contar con datos biológicos para todos los años de estudio, solo se puede llegar a algunas inferencias aproximadas, pero abre nuevas incógnitas que merecen analizarse a futuro.

8.3 Dinámica poblacional y puntos de referencia del chano *Micropogonias megalops* en el NGC

La dinámica poblacional hace referencia al estudio de las poblaciones de peces y cómo estas son afectadas por la mortalidad por pesca, el crecimiento, reclutamiento y la mortalidad natural (Blackhart *et al.*, 2006). Variaciones en estos parámetros derivan en cambios de la abundancia de la población en el tiempo. En el caso de poblaciones de peces explotadas, las variaciones o cambios en su dinámica pueden estar asociados a mecanismos de compensación y/o depensación ante el decline en los niveles de abundancia (Rose *et al.*, 2001; Keith y Hutchings, 2012). Para el caso del chano *M. megalops*, una población explotada históricamente en el NGC (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018, 2022), se pudieron estimar cifras de abundancias y sus cambios interanuales (1995-2020). Al mismo tiempo, se determinaron niveles de biomasa y de explotación históricas con el fin de conocer el estado pesquero actual, así como puntos de referencia para el manejo. Las estimaciones de biomasa se llevaron cabo mediante dos modelos distintos, un modelo simple o general como el de producción excedente (Froese *et al.*, 2017, 2019) y un modelo estructurado como el de captura a la edad (Deriso *et al.*, 1985; Maunder y Punt, 2013).

Por un lado, el modelo de producción excedente, basado en el modelo de Schaefer (1954), incluyó dos métodos diseñados para especies con datos biológicos pesqueros limitados: CRMS+ y MBS (Froese *et al.*, 2019; Palomares *et al.*, 2020). La situación de datos limitados ocurre cuando una población explotada cuenta con información insuficiente o nula sobre capturas, datos de cruceros

y de la historia de vida para evaluaciones convencionales, por tanto, se tiene incertidumbre sobre su estado y trayectoria poblacional (Costello *et al.*, 2012; Carruthers y Hordyk, 2018). *M. megalops* cumple en gran parte con esta condición, ya que a pesar de contar con una serie de capturas amplia (1995-2020), su información biológica como longitudes, pesos, edades y parámetros poblacionales, se encuentra reducida a pocos años (Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022). Pese a esto, y recurriendo a la información biológica-pesquera disponible para la especie, se pudo implementar un modelo más complejo como es el estructurado por la edad (CAGEAN). Esto, con fines de obtener cifras de reclutamiento interanual, además de abundancias y mortalidades por pesca anuales y específicas a la edad (Fournier y Archibald, 1982; Cope, 2013; Maunder y Punt, 2013).

CAGEAN por ser un modelo de evaluación poblacional altamente demandante de información, representó un reto importante para su implementación en *M. megalops* (Deriso *et al.*, 1985). Fundamentalmente, requirió la construcción de una matriz de captura a la edad (1 a 17 años) para cada año en la serie (1995-2020), esto mediante transformación del peso de la captura (toneladas) a frecuencia de individuos en cada edad. Para ello, se usaron datos biológicos de longitud y relaciones longitud-peso disponibles para 2000, 2010 y 2020, además de la clave edad-longitud de Román-Rodríguez (2000) y la serie de captura interanual (1995-2020). Esta técnica es útil cuando datos biológicos de la especie como edad, longitudes y frecuencias son escasos o no se encuentran disponibles para todos los años de estudio. Se realiza bajo los supuestos que la estructura de edad (relación edad-longitud) y que parámetros como el crecimiento y la mortalidad natural se mantienen prácticamente constantes o invariantes en el tiempo, esto es, se parte del supuesto de un sistema de parámetros constantes (Hilborn y Walters, 1992; Ailloud *et al.*, 2018, 2019). Este supuesto es difícil de cubrir en especies de ciclo de vida corto como los camarones, cuya longevidad es de 1.5 a 2 años y donde la variabilidad ambiental tiene una fuerte influencia (Lorenzen, 2016; López-Martínez *et al.*, 2019). Sin embargo, en especies con ciclos de vida relativamente largos, como es el caso del chano *M. megalops*, el efecto puede ser menor (Román-Rodríguez, 2000; Lorenzen, 2016; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022). En caso de no cumplirse estos supuestos, se corre el riesgo de sobre o subestimar los parámetros poblacionales, abundancias, así como que se enmascare su variabilidad en el tiempo (Ailloud *et al.*, 2019; Ailloud

y Hoenig, 2019;). Hecho que puede provocar sesgos y afectar los estimados de parámetros, la evaluación del stock, del estado poblacional, proyecciones futuras y, por tanto, en las recomendaciones sobre el manejo (Mauder y Punt, 2013; Ailloud *et al.*, 2018). Es por esto que, para los stocks de interés, es trascendente la integración de series de captura a la edad bien representadas en términos biológicos y pesqueros, así como en el tiempo; lo que sería importante hacia el futuro en las evaluaciones del chano en el NGC.

No obstante, hasta que esto ocurra, la matriz de captura a la edad integrada en este trabajo y bajo los supuestos biológicos antes mencionados, permitieron la implementación de un modelo estructurado como lo es CAGEAN por primera vez en la población de chano. Este tipo de procedimientos de conversión de capturas a frecuencias específicas a la edad son importantes en ciencia pesquera, ya que ayudan a aumentar los datos disponibles de stocks para su incorporación en evaluaciones tipo rendimiento por recluta y estructurados por edades (Hsu, 1999).

La implementación de CAGEAN en *M. megalops* requirió además de información auxiliar para varios años y cuando fue posible para toda la serie, como: indicadores de abundancia (CPUE pangas y abundancia relativa ANCO, ARS, MBS) y valores iniciales de reclutamiento, sobrevivientes, además de mortalidad natural y por pesca (ANCO, relación SR). Particularmente la inclusión de información proveniente de ANCO (Análisis de Cohortes a la Longitud de Jones) en las evaluaciones, hacen que los resultados sean confiables en términos biológicos y pesqueros (Jones, 1981; Quinn y Deriso, 1999). En este caso, los valores de abundancia relativa derivados de ANCO fueron referencia importante para el método MBS del modelo de producción excedente (Arzola-Sotelo *et al.*, 2022). Por su lado, el indicador de abundancia con mayor ponderación en CAGEAN fue la biomasa relativa derivada de MBS, mientras que la CPUE pangas no fue indicador importante en este ajuste. Esto refuerza lo propuesto por Urías-Sotomayor *et al.* (2022) sobre la existencia de desproporcionalidad entre las tasas de captura (CPUE) y la abundancia del chano. En este caso, el recurso chano presenta un efecto de hiperestabilidad, donde las capturas pueden mantenerse altas incluso si la población declina, lo que puede conducir a sobreestimar la biomasa y subestimar la mortalidad por pesca (Hilborn y Walters, 1992; Harley *et al.*, 2001). El efecto de hiperestabilidad en el chano es asumido y superado en el presente análisis (MBS y CAGEAN), ya

que se ponderó el uso de cifras de biomasa relativa como indicadores de abundancia de la especie (Arzola-Sotelo *et al.*, 2022). Adicionalmente, las abundancias ANCO, la matriz de captura a la edad y L_{50} de *M. megalops*, permitieron delimitar cifras interanuales del stock desovante y reclutas (SR). Con ello, se pudo obtener una ‘mejor’ relación SR vía análisis multimodelo (Cushing) y así contar con valores iniciales de reclutamiento anual para el ajuste en CAGEAN (Burnham y Anderson, 2002; Haddon, 2011; Beninger *et al.*, 2012).

Los procedimientos aquí aplicados para la evaluación de la dinámica poblacional de *M. megalops*, permitieron analizar y contrastar diferentes versiones de resultados por parte de los modelos; por un lado, de los diseñados para stocks con datos limitados, y por otro, de los demandantes de información (Deriso *et al.*, 1985; Froese *et al.*, 2019). En primera instancia, los modelos globales (CRMS+ y MBS) pese a trabajar con poca información, permitieron obtener cifras de resiliencia, así como de la capacidad de carga (k) o biomasa virgen para *M. megalops* (Froese *et al.*, 2019; Froese y Pauly, 2021). En CAGEAN la biomasa virgen, considerada como la biomasa promedio de 1995-1999, fue 32% superior a lo obtenido mediante modelos globales. A pesar de las diferencias entre métodos (CRMS+, MBS y CAGEAN), se pudieron obtener tres versiones de estimados de biomasa anuales, además de puntos de referencia para el manejo del recurso. Aunque existió variación entre estimados, se destaca que los tres métodos mostraron valores consistentes y con relativa proximidad dentro de un mismo orden de magnitud. Además, son comparables y congruentes con las estimaciones de biomasa total obtenidas a través de Análisis de Reducción del Stock (ARS) reportadas recientemente para la especie (Urías-Sotomayor *et al.*, 2022). La biomasa total (B_t) fue un estimado común entre los modelos aquí implementados y sus resultados permitieron delimitar un panorama general de cifras promedio, mínimas y máximas de abundancia para *M. megalops* de 1995-2020. En términos de la B_t promedio, MBS presentó la menor cifra, posteriormente CRMS+ y CAGEAN el valor más alto.

La variabilidad interanual de la B_t fue más evidente en los estimados de CAGEAN, siendo prácticamente el doble de lo presentado por CRMS+ y MBS. La variabilidad es un aspecto inherente en análisis de datos, ya que en ellos se pueden incluir errores de medición o son reflejo de la variación natural en las abundancias del stock (Walters y Ludwig 1981; Doll y Jacquemin,

2019). Es probable que CAGEAN al ser un modelo demandante de información, específico y robusto, permitiera denotar más claramente el proceso de variabilidad de la biomasa en *M. megalops* con relación a lo mostrado por modelos globales (Maunder y Punt, 2013; Thorson *et al.*, 2015).

Aun así, los tres modelos presentaron tendencias similares de la biomasa, siendo estable en el periodo inicial de la serie, con tendencia negativa a mediados y con ligera recuperación al final de la serie. Particularmente el modelaje CAGEAN mostró que, en dichos periodos la población tuvo respectivamente, niveles bajos de explotación, niveles altos de explotación y finalmente disminución en los niveles de explotación. La mortalidad por pesca siempre fue menor a la mortalidad natural, sin embargo, su efecto conjunto contribuyó en la disminución de Bt de *M. megalops* en la serie. Es probable que ante esta situación el reclutamiento abonó en la recuperación de la abundancia a través de un efecto compensatorio (Shelton y Mangel, 2011; Zhou *et al.*, 2012). Este es un mecanismo que implica el aumento del número de descendientes producidos por individuo como respuesta al decline poblacional (Keith y Hutchings, 2012). La presencia del efecto compensatorio denota robustez o capacidad de persistencia por parte de las poblaciones sujetas a explotación (Blackhart *et al.*, 2006).

En ese marco, se tornó importante la estimación del reclutamiento de *M. megalops* vía SR Cushing, en búsqueda de sentido biológico, reducción de la incertidumbre sobre sus valores, su incorporación y reajuste en CAGEAN. Mangel *et al.* (2010, 2013) sostienen que la consideración de valores de reclutamiento, obtenidos vía un 'mejor' modelo, brinda cifras iniciales confiables para un modelo demográfico complejo como es CAGEAN. Según la función SR de Cushing, el reclutamiento depende de la densidad poblacional ante recursos limitados y desiguales, además, presenta tendencia asintótica, al equilibrio o capacidad de carga (k) (Van Poorten *et al.*, 2018; Doll y Jacquemin, 2019). Esto es, cuando el tamaño del stock aumenta el reclutamiento disminuye, y viceversa; por tanto, la presión por pesca puede actuar como un inductor adicional del efecto compensatorio en las poblaciones (Eikeset *et al.*, 2016). Este proceso fue evidenciado en CAGEAN, ya que los valores de reclutamiento exhibieron un aumento notorio cuando se vieron incrementados los niveles de explotación en la serie de tiempo. Es decir, de 1995-2010 el

reclutamiento se mantuvo cercano al promedio de la serie, sin embargo, de 2011-2015 (mayores niveles de explotación) el reclutamiento aumentó un 24% respecto al promedio, y posteriormente, de 2016-2020, regresó a niveles cercanos al promedio. Finalmente, y como información adicional, la relación SR de Cushing presenta bases teóricas similares (densodependencia, asintótico) a SR de Beverton y Holt B-H (1957), modelo ampliamente usado en ciencia pesquera y que también presentó algo de poder descriptivo en los datos de *M. megalops* (Burnham y Anderson, 2002; Doll y Jacquemin, 2019). A través de la relación SR B-H se puede estimar el nivel de 'steepness' o fracción de reclutamiento producido cuando la biomasa reproductora disminuye al 20% de su nivel sin explotar (Lee *et al.*, 2012; Mangel *et al.*, 2010, 2013). En el presente trabajo no se llevó a cabo dicho cálculo, sin embargo, futuros análisis en la especie pudieran implementarlo como enfoque precautorio de manejo, para estimaciones del tamaño de la población, del stock desovante, tasas de captura y con los consiguientes beneficios económicos (Zhu *et al.*, 2012; Mangel *et al.*, 2013).

El modelado a través de CAGEAN permite estimados adicionales importantes en las poblaciones, como son la biomasa desovante (*Bd*) y biomasa vulnerable (*Bv*) (Linton y Bence, 2011; Nevárez-Martínez *et al.*, 2023). En *M. megalops*, ambas biomásas presentaron tendencias y variabilidad similar, sus mayores cifras estuvieron al inicio de la serie (1995) manteniéndose relativamente estables hasta 2011 donde empezó un decline, y posteriormente, una fase de recuperación de *Bv* en 2016 y la *Bd* en 2017. Las biomásas relativas finales (promedio 2016-2020) fueron de *Bv*= 72% y *Bd*= 55% con respecto a sus correspondientes biomásas iniciales (promedio 1995-1999). En recursos similares (Sciaenidae), como la curvina boca blanca *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) en el suroeste Atlántico, la curvina Golfina *Cynoscion othonopterus* Jordan & Gilbert, 1882 y antiguamente con la Totoaba *Totoaba macdonaldi* (Gilbert, 1890) en el AGC, ocurre que la pesca incide mayormente sobre sus agregaciones en épocas reproductivas (Solana-Sansores *et al.*, 2012; Gherard *et al.*, 2013; Haimovici y Cardoso, 2017; Curiel-Bernal *et al.*, 2023). No obstante, *M. megalops* se pesca prácticamente durante todo el año y no solo en época reproductiva en el NGC. Por tanto, su vulnerabilidad pesquera es mayor en tiempo y en el espectro de edades, incluyendo a fracciones pre-reproductivas (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018, 2022). Es probable que esta sea la razón de que en promedio la *Bv* fuera 42% mayor a la *Bd* de *M. megalops*, que, sin embargo,

ante la reducción en el esfuerzo pesquero, tanto la *Bv* como la *Bd* exhibieran recuperación al final de la serie. Aun así, es importante que para mejoras del manejo se consideren modificaciones relativas a la selectividad y periodos de pesca, con el fin de proteger la *Bd* y evitar potenciales problemas de depensación en la especie (Keith y Hutchings, 2012; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018, 2022).

Todos los modelos de evaluación utilizados en *M. megalops* (CRMS+, MBS, CAGEAN) estimaron recuperación en los niveles de biomasa en los últimos años de la serie, probablemente debido a la reducción de la mortalidad por pesca y por un efecto de compensación por parte de la población (Keith y Hutchings, 2012; Urías-Sotomayor *et al.*, 2022). En stocks demersales, como es *M. megalops*, los mecanismos biológicos de mantenimiento poblacional pueden ser afectados negativamente por la sobrepesca (Britten *et al.*, 2016). Sin embargo, la literatura sostiene que los stocks resilientes son capaces de recuperarse en sus procesos reproductivos, de reclutamiento y por tanto en las abundancias poblacionales (Lowerre-Barbieri *et al.*, 2017; Haimovici *et al.*, 2021). Tal capacidad es exhibida también por otros miembros de la familia (Sciaenidae) sometidos a explotación, esto en el suroeste del Océano Atlántico (Costa de Brasil, Uruguay y Argentina): *Micropogonias furnieri*, *Cynoscion guatucupa*, *Macrodon atricauda* y *Umbrina canosai* (Haimovici y Cardoso, 2017; Haimovici *et al.*, 2021). Características como madurez temprana, alta fecundidad, así como plasticidad en el crecimiento y edad de madurez, las hacen relativamente resilientes comparados con otras familias de peces (Haimovici y Cardoso, 2017). En particular, *M. furnieri*, especie del mismo género que el chano, estuvo expuesta a altos niveles de explotación por cerca de 40 años (1976-2017), declinando su población en aproximadamente 90%. Su recuperación posiblemente derivó de una combinación de rasgos biológicos y pesqueros como: flexibilidad en el crecimiento y la primera madurez, alto potencial reproductivo, contar con zonas costeras de desove libres de pesca, así como zonas con abundante alimento para juveniles (Haimovici *et al.*, 2021). Es factible pensar que varios de estas características ocurran en el caso de *M. megalops*, ya que la población reside en una región como el NGC que destaca mundialmente por su alta productividad biológica (Brusca *et al.*, 2017; López-Martínez *et al.*, 2023). Además, por la reducción del esfuerzo pesquero después de un periodo de alta

explotación, que se tradujo en recuperación de la abundancia poblacional en los últimos años de estudio (Arzola-Sotelo *et al.*, 2022; Urías-Sotomayor *et al.*, 2022).

Es destacable que, según el análisis de Kobe, la población de chano *M. megalops* actualmente se encuentra en un estado pesquero saludable, incluso de subexplotación después de aproximadamente 30 años de pesquería en el NGC (Kell *et al.*, 2012; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022). Sin embargo, para su sostenibilidad como población y recurso pesquero se requiere de medidas específicas de manejo con puntos de referencia científicamente sólidos (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018; DOF, 2018a, 2022). Los puntos de referencia biológica son valores que permiten medir la abundancia poblacional o tasas de mortalidad por pesca de los peces para determinar su estado y pueden ser usados como valores límite u objetivos en la pesquería (Blackhart *et al.*, 2006; Froese *et al.*, 2017, 2019). Para el caso del chano, se lograron obtener puntos de referencia a través de los modelos globales (CRMS+ y MBS) y con el modelo estructurado (CAGEAN). Los modelos globales aquí implementados, son versiones inspiradas y mejoradas de modelos como el de Análisis de Reducción del Stock (Kimura y Tagart, 1982; Kimura *et al.*, 1984; Froese *et al.*, 2017). Presentan la ventaja que además de biomasa, pueden estimar puntos de referencia, incorporando métodos de tipo de Monte Carlo CRMS+ y de tipo Bayesianos (Martell y Froese, 2013; Froese *et al.*, 2017, 2019). Por otro lado, CAGEAN, presenta un mayor alcance, ya que, al contar con información sobre biomasa y mortalidades por pesca específicas a la edad, puede estimar capturas biológicamente aceptables de B_v y B_d (Nevárez-Martínez *et al.*, 2023).

Uno de los puntos de referencia más importantes y que fueron obtenidos por los tres modelos aquí usados para *M. megalops*, es el Rendimiento máximo sostenible *RMS*, cifra que se refiere a la máxima captura o rendimiento medio que puede extraerse de una población en las condiciones medioambientales existentes (Blackhart *et al.*, 2006). El valor más alto de *RMS* fue estimado por CRMS+, en un punto medio CAGEAN y el menor valor fue obtenido por el MBS. Así como en los valores de abundancia total, los *RMS* estimados por los tres modelos mantuvieron cifras muy cercanas, incluso dentro de un mismo intervalo de confianza global. Es importante que en el caso de la pesquería del chano se ponga particular atención en *RMS*, ya que los niveles de captura del año 2015 (~14,300 t) superaron entre 30 y 42% los valores *RMS* obtenidos por los modelos.

Posteriormente y hasta finales de la serie analizada, hubo un decremento importante en la mortalidad por pesca, sin embargo, de mantenerse un patrón y nivel de capturas como en 2015, la población eventualmente pudiera presentar afectación en su capacidad de duplicación poniendo en riesgo la pesquería (Free *et al.*, 2019; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022).

Este tipo de metodologías han sido utilizadas internacionalmente para obtener puntos de referencia y analizar estatus pesquero de stocks (Froese *et al.*, 2020; Palomares *et al.*, 2020). Por ejemplo, en stocks de atún en la región Oeste y Este del Océano Índico, en los que destacan fuerte sobrepesca y sugieren reducción de la presión por pesca (Nisar *et al.*, 2021). Por otro lado, en los mares de Japón y zonas del Pacífico Noroeste en más de una decena de stocks pesqueros (incluyendo de peces demersales) con información limitada y con sobreexplotación, donde sugieren que sus resultados sean considerados para mejorar políticas y decisiones de manejo (Ren y Liu, 2020; Zhang *et al.*, 2020). A nivel global, los tipos de métodos utilizados para evaluar poblaciones y establecer límites de pesca varían entre regiones debido a: la cantidad de datos disponibles, disparidad en desarrollo regional, número de stocks que se manejan, duración de las series temporales disponibles y los recursos dedicados al procesamiento de datos y la evaluación de poblaciones (Newman *et al.*, 2015; Froese *et al.*, 2017). En ese sentido, los métodos que se basan en datos pobres son los que más frecuentemente se utilizan para evaluaciones de stocks en zonas del Sureste del Atlántico, el Pacífico, el Pacífico occidental y Pacífico Norte (Newman *et al.*, 2015).

En particular para el noroeste de México, este tipo de análisis se ha llevado a cabo en peces pelágicos menores (*Opisthonema* spp.) en un periodo de 1972-2018, donde se denotó aumento en la presión por pesca del recurso. Lograron analizar el estado del recurso, obtener puntos de referencia, establecer cuotas de captura anuales y con ello evitar sobrepasar el potencial de recuperación de los stocks (Ruíz-Domínguez *et al.*, 2021). En especies de peces demersales y específicamente para miembros de la familia Sciaenidae en México, este es uno de los primeros trabajos donde se evalúan estados poblacionales y se determinan puntos de referencia para el manejo de stocks pesqueros con datos limitados. En el presente caso, se pudo determinar que las cifras de *RMS* obtenidos para el chano a través de los métodos CRMS+, MBS y CAGEAN fueron

superiores al recomendado para la curvina golfina *C. othonopterus*, la cual es una especie de la misma familia que ha tenido una creciente explotación y que actualmente, a diferencia de *M. megalops*, se caracteriza por ser una pesquería no saludable en la región (Ruelas-Peña *et al.*, 2013; Mendívil-Mendoza *et al.*, 2018; Erisman *et al.*, 2020).

8.4 Modelos de evaluación y disponibilidad de información: caso del chano *Micropogonias megalops*

Uno de los retos más importantes dentro de la evaluación de poblaciones de peces, y otros recursos marinos, es la consideración y selección de modelos adecuados según la disponibilidad de información (Maunder y Punt, 2013). Este es un aspecto relevante ya que los modelos son utilizados para conocer la dinámica y condición de los stocks (estado de explotación), puntos de referencia y/o cantidades de manejo para la aplicación de normas de control (Froese *et al.*, 2017; Chrysafi y Kuparinen, 2016). El método o modelo de evaluación a utilizar dependerá en gran medida del tipo y cantidad de datos disponibles sobre el recurso de interés. Así mismo, de cómo el modelo capta o describe la dinámica de la población, la dinámica de la pesquería y la incertidumbre asociada (Maunder y Punt, 2013; Froese *et al.*, 2017).

El enfoque de evaluación de stocks más deseable en términos descriptivos es el integral de información, el cual se puede implementar cuando se cuenta con series suficientes sobre, entre otros, estructura de longitudes, edades y seguimiento de datos dependientes e independientes de la pesca (Deriso *et al.*, 1985; Cope, 2013). Sin embargo, es común que el análisis de la dinámica poblacional de especies explotadas se encuentre acompañada de una situación de datos limitados (Maunder y Piner, 2015; Froese *et al.*, 2017). Esto ocurre en la mayoría de las pesquerías a nivel mundial, ya que más del 90% de las poblaciones de peces con importancia comercial cuentan con información insuficiente para evaluaciones convencionales (Costello *et al.*, 2012; Carruthers y Hordyk, 2018). Es para este tipo de recursos pesqueros que se han desarrollado herramientas de análisis que estiman abundancias y puntos de referencia a partir de la captura, además de información de resiliencia y estado inicial del stock (Froese *et al.*, 2017, 2019, 2020; Palomares *et al.*, 2020).

En particular, la evaluación del chano *Micropogonias megalops* en el NGC (1995-2020), se desarrolló en situación de datos biológicos (longitudes, edades, pesos) limitados, ya que estos se hallaron en pocos años de la serie de tiempo. No obstante, la información pesquera como capturas y esfuerzo estuvo disponible de forma interanual de 1995-2020. En este sentido, y debido a la poca disponibilidad de información biológica, el análisis del chano se restringió, en primera instancia, de un enfoque integral como el estructurado a la longitud o a la edad (Maunder y Punt, 2013; Maunder y Piner, 2015). Por tanto, se procedió con estimaciones basadas en métodos generales como los de Froese *et al.* (2017,2019,2020): método Monte Carlo de Captura al Rendimiento máximo sostenible Plus (CRMS+) y método Bayesiano estado-espacial de Schaefer (MBS). Ambos métodos trabajan con base en el modelo de producción excedente de Schaefer (1954), considerado como un modelo simple o general, ya que reduce la dinámica poblacional (reclutamiento, crecimiento y mortalidad) a una función única que es la abundancia o biomasa no diferenciada (Haddon, 2001). El modelo de Schaefer (1954) y los métodos CRMS+ y MBS, presentan algunas ventajas en la descripción de la biomasa de los stocks comparado con otros modelos de producción excedente comunes como: Fox (1970), Pella y Tomlinson (1969) y Análisis de Reducción del Stock de Kimura (1982). Por ejemplo, asume principios ecológicos al describir un crecimiento poblacional sigmoideo, lo cual se ha observado en muchas poblaciones de animales (Froese *et al.*, 2019). Además, sus modelajes implementan una serie de parametrizaciones de datos previos, filtrados y optimización a través de procedimientos tipo Monte Carlo (CRMS+) y Bayesianos (MBS) (Froese *et al.*, 2017). Si las cifras de capturas y esfuerzo son representativas del stock explotado que se está analizando, este tipo de modelos simples pueden brindar información con la misma calidad o superiores a los dados por modelos complejos como son los estructurados por la edad (Haddon, 2011). Dentro de la poca información con la que trabajan se encuentra: la captura interanual, indicadores de abundancia como CPUE o abundancia relativa disponible (para unos pocos años, ≤ 9 años) y valores previos de productividad (r) y de biomasa no explotada (k). El valor r de las especies generalmente es proporcionado por FishBase (Froese y Pauly, 2023), mientras que k puede ser estimado con base en rangos de capturas y r de la especie (Froese *et al.*, 2017). Los estimados de salida consisten en parámetros y valores de puntos de referencia como: biomasas interanuales, resiliencia (r) de la especie, k tamaño del stock no explotado o biomasa virgen (k), RMS Rendimiento máximo

sostenible, B_{RMS} biomasa al Rendimiento máximo sostenible, F_{RMS} mortalidad por pesca al Rendimiento máximo sostenible, F/F_{RMS} explotación al Rendimiento máximo sostenible, B/B_{RMS} biomasa sobre la biomasa al Rendimiento máximo sostenible y F mortalidad por pesca. La desventaja de los modelos simples, como son los de producción excedente, comparados con los modelos estructurados, ya sea a la longitud o a la edad, es precisamente que la descripción de la dinámica poblacional se encuentra circunscrita a la abundancia no diferenciada (Haddon, 2001; Maunder y Punt, 2013). Por ende, se desconocen aspectos poblacionales importantes en términos ecológicos y pesqueros como: el reclutamiento interanual, biomazas vulnerables y biomazas desovantes (Nevárez-Martínez *et al.*, 2023; Ottersen y Holt, 2023). Es por ello por lo que, en este análisis la dinámica poblacional del chano basada en modelos simples (CRMS+ y MBS), está referida a la biomasa total explotada en años subsecuentes (Froese *et al.*, 2017, 2019, 2020).

Por su lado, un modelo estructurado como es el de Captura a la edad (CAGEAN) tiene como característica que es inclusivo e incorpora información tanto biológica como pesquera del stock de interés (Deriso *et al.*, 1985). Considera datos tanto dependientes como independientes de la pesca, convirtiéndolo en un modelo robusto que mejora las estimaciones de reclutamiento, biomazas y mortalidades por pesca anuales y a la edad, además de cantidades de manejo (Cope, 2013; Zepeda-Benítez *et al.*, 2017). Esto significa una ventaja importante cuando el stock cuenta con una serie temporal de captura a la edad, con la que se pueda dar seguimiento a las capturas de una cohorte a medida que esta envejece (Maunder y Punt, 2013). Sin embargo, el modelo estructurado al ser altamente demandante de información, no es adecuado en las evaluaciones de stocks con datos limitados (Froese *et al.*, 2017, 2019). Encima, su modelaje puede ser no fiable a menos que, adicional a los datos de captura a la edad, utilice información auxiliar para describir los cambios en la biomasa del stock y el impacto de la pesquería (Maunder y Punt, 2013; Nevárez-Martínez *et al.*, 2023). La implementación de CAGEAN en el caso del chano fue todo un reto, ya que, aunque se contó con una serie de capturas de 1995-2020, la información biológica como edades, longitudes y pesos solo se presentó en pocos años. Si bien para el análisis se convirtieron capturas interanuales a capturas específicas a la edad (bajo algunos supuestos), la variabilidad real de la información queda oculta y los estimados pudieran presentar sesgo y poca precisión

(Maunder y Punt, 2013). En este sentido se debe de tomar con precaución toda la información obtenida por CAGEAN para el chano, como fue: el reclutamiento interanual, biomاسas totales, vulnerables y desovantes, la vulnerabilidad a la pesca (v), capturabilidad (q) y puntos de referencia (RMS : Rendimiento máximo sostenible; CBA : Captura biológicamente aceptable).

A pesar de lo antes dicho, se pudo denotar que la implementación de modelajes simples y estructurados en el stock chano presentaron estimados no tan diferentes en biomاسas y puntos de referencia. De hecho, comparten rangos de valores medios dentro de un mismo intervalo de confianza general. Esto pudiera ser considerado por los tomadores de decisiones como un rango global (cifras mínimas y máximas) altamente informativo sobre el estado actual del recurso y cantidades de manejo. Sin embargo, por su diseño y características, los modelos generales de producción excedente ($CRMS+$, MBS) y sus resultados son los más apropiados para el caso del chano que es un recurso con datos biológicos limitados de 1995-2020 (Froese *et al.*, 2017; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022). Particularmente, MBS presentó los estimados más conservadores en términos de biomاسas y puntos de referencia, lo que permite apegarse a un manejo precautorio del recurso. Por tanto, el escenario estimado por MBS pudiera ser el más viable para el manejo sostenible del chano en el NGC y para su posible integración como ficha técnica específica dentro de la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2018a, 2022).

8.5 Relación ambiente y el chano *Micropogonias megalops* en el NGC

Se logró el cruce de información ambiental interanual consistente en temperatura superficial del mar (TSM), concentración de clorofila a y de índices climáticos, con cifras de abundancias provenientes de modelos pesqueros. Las abundancias del chano *M. megalops*, al derivar de modelos que reconstruyen las capturas históricas, se asumen estar explicados por el esfuerzo pesquero dirigido al stock en el NGC durante 1995-2020 (Jones, 1984; Quinn y Deriso, 1999; Maunder y Punt, 2013). No obstante, en el caso del chano por ser un recurso con información limitada, sus estimados de abundancia anual adquirieron alta importancia en el análisis ambiente-recurso. En esta investigación se trabajó bajo el supuesto que los valores de abundancias de la población presentan relaciones directas e inversas en cruces empíricos con datos ambientales. En ese sentido, se obtuvieron aproximaciones, tendencias y valores de correlaciones ambiente y el

chano en el NGC de 1995-2020. En primera instancia, se mostró que los índices climáticos presentaron correlación directa con la TSM y correlación inversa con la concentración de clorofila a, lo que es consistente con lo obtenido previamente para la región (Robles-Tamayo *et al.*, 2018, 2020; Farach-Espinoza *et al.*, 2021; López-Martínez *et al.*, 2023). Así mismo, se exhibió una tendencia general de aumento en la TSM y tendencia general de disminución en la concentración de clorofila, coincidiendo con lo reportado para la zona y periodo por Robles-Tamayo *et al.* (2018, 2020) y por López-Martínez *et al.* (2023).

Posteriormente, la información ambiental fue cruzada con abundancias anuales de *M. megalops* estimadas por los modelos CRMS+, MBS, ANCO y CAGEAN (Fournier y Archibald, 1982; Cope, 2013; Maunder y Punt, 2013; Froese *et al.*, 2017). En términos generales, las biomásas y abundancias de la población evidenciaron tendencia negativa en la serie, explicada por la mortalidad por pesca y dinámica poblacional del recurso (Conover y Munch, 2002). Es bien conocido que aspectos ambientales como la temperatura y la productividad primaria juegan un papel determinante en los cambios de la abundancia de poblaciones sujetas a la pesca (Hare y Mantua, 2002; Brusca *et al.*, 2017; García-Morales *et al.*, 2017). Por tal motivo, y aun cuando las correlaciones ambiente-recurso aquí presentadas pueden considerarse como empíricas, sus valores de significancia (Pearson, Spearman) permiten algunas conclusiones e hipótesis para trabajos futuros. En particular la concentración de clorofila a, como indicador de disponibilidad alimenticia, fue la variable ambiental con mayor correlación con las abundancias del chano, específicamente con la biomasa total, biomasa desovante y biomasa vulnerable. Por su lado, los valores de los índices climáticos y la TSM presentaron relaciones negativas con las abundancias de la especie. La excepción fue la relación de la abundancia de reclutas con la TSM, donde se presentó una correlación positiva relativamente alta. Además de las cifras de captura y CPUE donde también se presentaron correlaciones positivas con la TSM. Ruíz-Barreiro *et al.* (2019) sostienen que los índices climáticos presentan correlación negativa con la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de Sciánidos presentes en el NGC, como la curvina golfina *Cynoscion othonopterus* y el chano *M. megalops*. Es decir, a mayores temperaturas (TSM °C y ODP+) menores valores de capturas por unidad de esfuerzo. La diferencia entre los resultados expuestos por Ruíz-Barreiro *et al.* (2019) y el presente trabajo probablemente se encuentre explicada por

los periodos analizados, que fueron 1995-2007 y 1995-2020 respectivamente. Esto por el hecho que en años posteriores al 2008 se presentaron aumentos en las cifras de capturas de chano, así como de la TSM media en el NGC, incluyendo años con fuertes anomalías positivas (2014-2015) (Farach-Espinoza *et al.*, 2021; Arzola-Sotelo *et al.*, 2022; Urías-Sotomayor *et al.*, 2022).

Además de modelajes lineales, la relación ambiente y recurso también fue analizada a través de modelos no lineales, como son los de tipo Aditivos Generalizados MAGs (Wood, 2017). Estos modelos fueron adicionando efectos parciales, por pasos hacia adelante, de variables ambientales predictoras como la TSM, Chla e índices climáticos, sobre variables biológicas del chano como capturas anuales, CPUE y biomasa recluta. Las variables biológicas cotejadas para el análisis son de relevancia para el manejo pesquero, ya que sus cifras son reflejo de la disponibilidad y productividad de los stocks en el tiempo (Maunder y Thorson, 2019; Ruíz-Barreiro *et al.*, 2019). En particular, la sobrevivencia de peces juveniles y el éxito del reclutamiento de peces bento demersales depende de forma importante de las condiciones ambientales, ya sea de la temperatura por la calidad de hábitat y/o por los eventos de surgencias y productividad primaria por la disponibilidad de alimento (Kashkooli *et al.*, 2017; Ruíz-Barreiro *et al.*, 2019). La mayoría de las especies se desarrollan en rangos térmicos óptimos o ventanas ambientales óptimas, mientras que otras, pueden responder positivamente al calentamiento (Cury y Roy, 1989; Free *et al.*, 2019). Sin embargo, si el calentamiento es continuo y sostenido, las poblaciones difícilmente mantienen los aumentos en la productividad ya que estas rebasan sus límites térmicos (Cisneros-Mata *et al.*, 2019; Free *et al.*, 2019). Esto se ha mostrado en especies con distribución en zonas frías, como son los casos del bacalao y el arenque del Atlántico (Free *et al.*, 2019). En el caso particular de las capturas, CPUE y el reclutamiento del chano *M. megalops* en el NGC (1998-2020), se presentó respuesta positiva (aumento) ante TSM ≥ 23.5 °C, concentraciones de clorofila ≥ 1.8 mg/m³ y condiciones cercanas al promedio del IME (El Niño). Ruíz-Barreiro *et al.* (2019) sostienen que el chano presenta sus mayores valores de CPUE en el rango de temperatura de 19-24 °C, lo que es consistente con lo obtenido en el presente estudio. En términos ecológicos, este rango de temperatura pudiera estar relacionado con una ventana óptima de producción o abundancia del chano en la región (Cochrane *et al.*, 2009; Ruíz-Barreiro *et al.*, 2019). El NGC (incluyendo la región de las Grandes Islas), es una bioregión con aguas frías y altamente

productiva en comparación con el resto del golfo (López-Martínez *et al.*, 2023). Aparentemente, estas condiciones han brindado hasta ahora un hábitat adecuado en el que oscila la producción media del chano en el tiempo. Sin embargo, si las condiciones de calentamiento pronosticadas hacia el futuro se cumplen, con elevaciones entre 1.5 a 4 grados en la TSM (López-Martínez *et al.*, 2017), existe el riesgo que las ventanas ambientales óptimas de desarrollo del chano sean rebasadas, comprometiendo su productividad y por tanto su pesquería (Cisneros-Mata *et al.*, 2019; Free *et al.*, 2019; Ruíz-Barreiro *et al.*, 2019).

El NGC es un ecosistema que por sus condiciones ambientales parece garantizar un hábitat muy viable para el desarrollo de las especies y de varias pesquerías como es la del chano. La zona representa una alta productividad biológica dada por una combinación de factores particulares como: afloramiento costero, mezcla impulsada por viento, mezcla y turbulencia extremas de las mareas, circulación termohalina que desplaza las aguas intermedias hacia la capa mixta, las olas atrapadas en la costa y la resuspensión regular de sedimentos (Brusca *et al.*, 2017; Coria-Monter *et al.*, 2018; López-Martínez *et al.*, 2023). Sin embargo, en el NGC este tipo de procesos oceánicos-atmosféricos (incluyendo a los eventos de mesoescala, como surgencias y giros anticiclónicos), se ven afectados de forma negativa en su duración y frecuencia durante años anómalamente calientes (años El Niño con valores positivos del ION y ODP) (Farach-Espinoza *et al.*, 2021). Esto eventualmente podría magnificarse ante las condiciones de calentamiento global y perjudicar en el futuro las ventanas ambientales óptimas de desarrollo para la población del chano (Cochrane *et al.*, 2009).

Dentro de la serie analizada, el año 2012 fue notorio ya que presentó un pico en la concentración de clorofila, que se vio acompañado de un aumento en la biomasa del chano en años consiguientes (2013-2015). En dicho año se presentó un evento climático de enfriamiento conocido como “La Niña” (Norel *et al.*, 2021; NOAA, 2023), cuyas condiciones permiten un aumento en la productividad primaria y por ende en la concentración de clorofila a favoreciendo la disponibilidad de alimento (Robles-Tamayo *et al.*, 2020). En 2015-2016 se presentó un evento de calentamiento extremo conocido como “El Niño Godzilla”, donde teóricamente ocurrió una disminución en la concentración de clorofila a, la cual no tuvo gran impacto en la región de la

boca del Golfo de California (Coria-Monter *et al.*, 2018). Sin embargo, en el NGC en dicho periodo se exhibió disminución en los valores de concentración de clorofila a y niveles de biomasa del chano. En los últimos años de estudio (condiciones frías de “La Niña”) (Norel *et al.*, 2021; NOAA, 2023), existe un aparente aumento en la concentración de clorofila a y evidencia de recuperación en los niveles de abundancia del recurso. Sin embargo, aun cuando se pudieron evidenciar correlaciones de la abundancia con la concentración de clorofila a y la TSM, estas son descripciones aproximadas de la relación del recurso y ambiente, que deben ser profundizadas en trabajos futuros. En este sentido, se pudieran incluir cifras de variables ambientales como funciones adicionales en modelos demográficos, para que las estimaciones de abundancia del chano consideren la posible influencia de la TSM o la concentración de clorofila a en el NGC.

Cada vez es más evidente que el clima y su variabilidad en el tiempo tienen un importante efecto en los ecosistemas marinos, sobre la distribución, historia de vida y abundancias de las especies, incluyendo aquellas con importancia pesquera (Ruíz-Barreiro *et al.*, 2019; López-Martínez *et al.*, 2023). Por lo tanto, futuras exploraciones sobre procesos poblacionales y productividad del chano, así como de otras especies con relevancia económica y ecológica, deben identificar y considerar procesos no estacionarios adecuados en los modelajes. Esto debido a que aspectos biológicos como el crecimiento, reproducción, reclutamiento y la mortalidad natural, también se ven afectados por impulsores ambientales variables en el tiempo, como: el clima medio del mar, la productividad primaria y secundaria (López-Martínez *et al.*, 2023; Robertson *et al.*, 2024). En consecuencia, las evaluaciones de stocks que incorporen procesos de variación del ambiente y la dinámica poblacional, presentarán mayor capacidad para detectar fuentes de incertidumbre, mejorar estimados de abundancia y proyecciones en el tiempo, además de mejores recomendaciones de manejo (Ruíz-Barreiro *et al.*, 2019; Robertson *et al.*, 2024). Es relevante que en los modelajes demográficos se consideren los efectos de la variabilidad ambiental por cambios en el clima, así como los propiciados por la explotación, ya que en suma pueden comprometer la resiliencia, mantenimiento de las poblaciones y sus pesquerías (Cisneros-Mata *et al.*, 2019; Free *et al.*, 2019). Un contexto de análisis amplio e integral como al antes descrito, donde se incluya una mayor cantidad de información biológica y ambiental, coadyuvará a un manejo sostenible del recurso en el NGC.

La información biológica-pesquera y correlaciones con variables ambientales obtenidas en esta investigación, suponen un avance relevante en el conocimiento de un stock como el chano *M. megalops*. Esto debido a que es un recurso que se ha manejado con datos limitados desde los inicios de su pesquería, en una región con problemáticas ecológicas y de tipo socio-económicas por las pocas alternativas de pesca (Aragón-Noriega *et al.*, 2015; Arzola-Sotelo *et al.*, 2018, 2022; Urías-Sotomayor *et al.*, 2022). No obstante, es importante que se obtenga más información biológica del recurso y de su pesquería (capturas, esfuerzo), de cruceros de investigación, además de tipo ambiental, para un mejor entendimiento, seguimiento y manejo del stock en contexto del cambio climático. El presente caso de estudio sirve como ejemplo para pesquerías cuya información biológica es escasa o nula, en las cuales se puedan llevar a cabo análisis similares. Por ejemplo, el caso de los tiburones y otras especies de escama que se pescan en la zona y que no cuentan con medidas específicas de manejo que aseguren su sustentabilidad (DOF, 2018a, 2022). Es importante que las autoridades pesqueras mexicanas pongan particular atención sobre las cifras de manejo aquí presentadas, ya que pudieran servir para implementar reglas para la captura y extracción de *M. megalops* en el NGC. Sobre todo, porque sus niveles de biomasa se han mantenido saludables hasta la actualidad y sigue siendo una buena opción para que se desarrolle como una pesquería sostenible. Esto sugiere la integración de su ficha técnica dentro de la Carta Nacional Pesquera, incluyendo medidas administrativas de manejo y los Puntos de Referencia Biológicos aquí planteados para la especie y no combinados con los de otras pesquerías como la de escama y/o merluza (Arzola-Sotelo *et al.*, 2018; DOF, 2018a, 2022). Finalmente, se destaca que los resultados sobre la dinámica poblacional y abundancia histórica aquí reportados a través de modelos globales (Froese *et al.*, 2017, 2020) y del estructurado por la edad (Fournier y Archibald, 1982; Cope, 2013; Maunder y Punt, 2013), son de gran importancia para efectos del manejo del chano *M. megalops* en el NGC.

9. CONCLUSIONES

En este trabajo se analizaron parámetros de dinámica poblacional del chano *Micropogonias megalops* para tres periodos con diferencia de una década entre cada uno (2000, 2010 y 2020). Con ello se pudieron denotar aumentos y decrementos relativos en las cifras de crecimiento, longitudes de primera madurez, de primera captura y mortalidad natural del chano. Al final de la serie (2020) la población exhibió cifras cercanas al promedio, sin señal de afección considerable en estos parámetros. Además, se pudo analizar la abundancia histórica del chano a través de modelos globales que requieren poca información (CRMS+, MBS) y uno estructurado por la edad (CAGEAN) con mayor demanda de información. Según los modelos CRMS+ y MBS, la población del chano en el NGC se ha pescado en general de forma saludable; actualmente se encuentra en un nivel del 79% de su biomasa virgen y con estado de sub-explotado después de 26 años de pesquería. Sin embargo, se pudo denotar que hubo un año en específico (2015) donde la captura superó al Rendimiento máximo sostenible, escenario que de seguirse pudiera eventualmente poner en riesgo la capacidad de duplicación de la población.

Por otro lado, el modelo CAGEAN, permitió obtener información histórica (1995-2020) de la biomasa total, biomasa vulnerable, biomasa desovante, así como del reclutamiento y la mortalidad por pesca. Los valores de biomasas y reclutamiento presentaron variación en el tiempo, con tendencia de dos fases: una inicial negativa donde se presenta un decline en los niveles de biomasa y el reclutamiento, y la segunda que continúa hasta los últimos años de la pesquería, con recuperación o aumento en los niveles de biomasa y el reclutamiento. La mortalidad por pesca presentó sus cifras más altas durante 2014 y 2015, llegando a valores bajos en el último año de la serie. La mortalidad por pesca separable indicó que los individuos de 2.52 hasta 17 años presentan la mayor vulnerabilidad a la pesca en la región. El modelo CAGEAN presentó estimados de biomasas superiores a los obtenidos mediante modelos generales para el mismo periodo (Anexo E). No obstante, la biomasa relativa final estimada por CAGEAN (75%) fue ligeramente menor a lo obtenido por CRMS+ (84%) y MBS (79%). Finalmente, se encontró relación inversa de la biomasa de *M. megalops* con la temperatura superficial del mar (°C) y los índices climáticos ODP-IODP, ENOS-ION y ENOS-IME. Sin embargo, la relación más fuerte encontrada fue la abundancia del chano con la concentración de clorofila a (mg/m^3). A pesar de esto, la

producción media del chano en la serie de tiempo osciló dentro del rango ambiental propio de la región; por lo que, según las evidencias, son los niveles de explotación los moduladores más importantes de su abundancia en el NGC. Se recomienda que la información aquí obtenida sea considerada en futuras definiciones de estrategias de manejo del chano en el NGC, incluso que sea incorporada como ficha técnica específica dentro de la Carta Nacional Pesquera, para que su pesquería se mantenga saludable y sostenible hacia el futuro.

10. LITERATURA CITADA

- Ailloud, L.E. y Hoenig, J.M. (2019). A general theory of age-length keys: combining the forward and inverse keys to estimate age composition from incomplete data. *ICES Journal of Marine Science*, 76(6): 1515-1523. doi: 10.1093/icesjms/fsz072.
- Ailloud, L.E., Lauretta, M.V., Walter III, J.F. y Hoenig, J.M. (2019). Estimating age composition for multiple years when there are gaps in the ageing data: the case of western Atlantic bluefin tuna. *ICES Journal of Marine Science*, 76(6): 1690-1701. doi: 10.1093/icesjms/fsz069.
- Ailloud, L.E., Lauretta, M.V., Walter, J.F. y Hoenig, J.M. (2018). Catch-at-age estimates of atlantic bluefin tuna from combined forward-inverse age-length keys. *Collective Volume of Scientific Papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas*, 74(6): 3442-3456.
- Álvarez-Borrego, S., Galindo-Bect, L.A. y Flores-Báez, B.P. (1973). Hidrología. Estudio químico sobre la contaminación por insecticidas en la desembocadura del Río Colorado, Tomo I. Reporte a la Dirección de Acuicultura de la Secretaría de Recursos Hidráulicos. pp. 6-177.
- Aragón-Noriega, E.A. (2014). Modeling the individual growth of the Gulf corvina, *Cynoscion othonopterus* (Pisces: Sciaenidae), using a multi-model approach. *Ciencias Marinas*, 40(2): 149-161. doi: 10.7773/cm.v40i2.2410.
- Aragón-Noriega, E.A., Alcántara-Razo, E., Valenzuela-Quiñónez, W. y Rodríguez-Quiroz, G. (2015). Multi-model inference for growth parameter estimation of the Bigeye Croaker *Micropogonias megalops* in the Upper Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 50(1): 25-38. doi: 10.4067/S0718-19572015000100003.
- Aragón-Noriega, E.A., Valenzuela-Quiñones, W., Esparza-Leal, H., Ortega-Rubio, A. y Rodríguez-Quiróz, G. (2010). Analysis of management options for artisanal fishing of the Bigeye Croaker *Micropogonias megalops* (Gilbert, 1890) in the Upper Gulf of California. *International Journal of Biodiversity Science & Management*, 5(4): 208-214. doi: 10.1080/17451591003709371.
- Arizmendi-Rodríguez, D.I., López-Martínez, J. y Herrera-Valdivia, E. (2014). Feeding habits of *Eucinostomus entomelas* and *Micropogonias megalops* in Las Guasimas lagoon Gulf of California. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(8): 1721-1729. doi: 10.1017/S0025315414000198.
- Arzola-Sotelo, E. A., López-Martínez, J., Nevárez-Martínez, M.O., Morales-Bojórquez, E., García-Morales, R. y Herrera-Cervantes, H. (2022). Variation in population dynamics and abundance of the bigeye croaker *Micropogonias megalops* in the Northern Gulf of California. *Regional Studies in Marine Science*, 52: 102301. doi: 10.1016/j.rsma.2022.102301.
- Arzola-Sotelo, E.A. (2013). *Aplicación de la teoría de modelos múltiples en la evaluación del crecimiento individual del chano (Micropogonias megalops, Gilbert 1890) en el norte del Golfo de California. Tesis de Maestría*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz México, 81 p. <http://dSPACE.cibnor.mx:8080/handle/123456789/368>.
- Arzola-Sotelo, E.A. (2024). El chano norteño del Golfo de California y su relación con la industria del surimi. *Recursos Naturales y Sociedad*, 10: 133-152. doi: 10.18846/renaysoc.2024.10.10.02.0010.
- Arzola-Sotelo, E.A., López-Martínez, J., Rábago-Quiroz, C.H., Padilla-Serrato, J.G. y Morales-Bojórquez, E. (2018). Population dynamics of the Bigeye croaker *Micropogonias megalops* in the Northern Gulf of California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 59: 86-101. https://calcofi.org/publications/calcofireports/v59/Vol59-Arzola-et al_86-101.pdf.

- Bagenal, T.B. y Tesch, F.W. (1978). Age and growth. En: T. Bagenal (Ed.). *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3rd ed. IBP Handbook No. 3, Blackwell Science Publications, Oxford, pp. 101–136.
- Beninger, P.G., Boldina, I. y Katsanevakis, S. (2012). Strengthening statistical usage in marine ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 426: 97-108. doi: 10.1016/j.jembe.2012.05.020.
- Bertalanffy, L. von. (1938). A quantitative theory of organic growth (Inquiries on growth laws. II). *Human Biology*, 10: 181–213. doi: 10.2307/41447359.
- Bervian, G., Fontoura, N.F. y Haimovici, M. (2006). Statical model of variable allometric growth: otolith growth in *Micropogonias furnieri* (Actinopterygii, Sciaenidae). *Journal of Fish Biology*, 68: 196-208. doi: 10.1111/j.1095-8649.2005.00890.x.
- Beverton, R.J.H. y Holt, S.J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. *U.K. Ministry of Agriculture and Fisheries, Fisheries Investigations*, 19 (2):1–533. doi.org/10.1007/978-94-011-2106-4.
- Blackhart, K., Stanton, D.G. y Shimada, A.M. (2006). NOAA fisheries glossary. United States Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration. Technical Memorandum NMFS-F/SPO-69. 61 p.
- Bodur, B., Aydın, M. y Karadurmuş, U. (2023). Population structure, exploitation status, and prospects of brown meagre *Sciaena umbra* Linnaeus, 1758 from the Turkish coast of the Black Sea. *Marine Science and Technology Bulletin*, 12(1): 1-11. doi: 10.33714/masteb.1178161.
- Borthagaray, A.I., Verocai, J. y Norbis, W. (2011). Age validation and growth of *Micropogonias furnieri* (Pisces–Sciaenidae) in a temporally open coastal lagoon (South-western Atlantic–Rocha–Uruguay) based on otolith analysis. *Journal of Applied Ichthyology*, 27(5): 1212-1217. doi: 10.1111/j.1439-0426.2011.01778.x.
- Boyd, P.W. y Hutchins, D.A. (2012). Understanding the responses of ocean biota to a complex matrix of cumulative anthropogenic change. *Marine Ecology Progress Series*, 470: 125-135. doi: 10.3354/meps10121.
- Britten, G.L., Dowd, M. y Worm, B. (2016). Changing recruitment capacity in global fish stocks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(1): 134-139. doi: 10.1073/pnas.150470911.
- Brusca, R.C., Álvarez-Borrego, S., Hastings, P.A. y Findley, L.T. (2017). Colorado River flow and biological productivity in the Northern Gulf of California, Mexico. *Earth-Science Reviews*, 164: 1-30. doi: 10.1016/j.earscirev.2016.10.012.
- Burnham, K.P. y Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. Springer, 2nd Ed. New York, N.Y. 488 p.
- Cadima, E.L. (2003). Manual de evaluación de recursos pesqueros. Documento Técnico de Pesca. No. 393. FAO, Roma. 162 p.
- Campos, J.A. (1992). Estimates of length at first sexual maturity in *Cynoscion* spp. (Pisces: Sciaenidae) from the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 40: 239-241. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/24541>.
- Carruthers, T.R. y Hordyk, A.R. (2018). The data-limited methods toolkit (DLM tool): An R package for informing management of data-limited populations. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(12): 2388-2395. doi: 10.1111/2041-210X.13081.

- Castro-González, J.J. (2004). *Estudio base y estrategias de manejo del chano Micropogonias megalops, caso Alto Golfo de California. Tesis de Maestría*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C.
- Catalano, M.J. y Allen, M.S. (2010). A size-and age-structured model to estimate fish recruitment, growth, mortality, and gear selectivity. *Fisheries Research*, 105(1): 38-45. doi: 10.1016/j.fishres.2010.03.002.
- Cayula, J.F. y Cornillon, P. (1992). Edge detection algorithm for SST images. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 9(1): 67-80. doi: 10.1175/1520-0426(1992)009<0067:EDAFSI>2.0.CO;2.
- Chao, N.L. (1995). Sciaenidae: Corvinas, barbeches, bombachos, corvinatas, corvinetas, corvinillas, lambes, pescadillas, roncachos, verrugatos. En: Fischer, W., Krupp, J., Schneider, W., Summer, C., Carpenter, K.E., Nieto, V.H. (Eds.), *Guía para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental*. Vol. III, Vertebrados. FAO, Roma. pp. 1427–1518.
- Chrysafi, A. y Kuparinen, A. (2016). Assessing abundance of populations with limited data: lessons learned from data-poor fisheries stock assessment. *Environmental Reviews*, 24(1): 25-38. doi: 10.1139/er-2015-0044.
- Cisneros-Mata, M.A., Mangin, T., Bone, J., Rodriguez, L., Smith, S.L. y Gaines, S.D. (2019). Fisheries governance in the face of climate change: Assessment of policy reform implications for Mexican fisheries. *PLoS One*, 14(10): e0222317. doi: 10.1371/journal.pone.0222317.
- Cochrane, K., De Young, C., Soto, D. y Bahri, T. (2009). Climate change implications for fisheries and aquaculture. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 530: 212 p.
- Cominassi, L., Moyano, M., Claireaux, G., Howald, S., Mark, F.C., Zambonino-Infante, J.L. y Peck, M.A. (2020). Food availability modulates the combined effects of ocean acidification and warming on fish growth. *Scientific Reports*, 10(1): 2338. doi.org/10.1038/s41598-020-58846-2.
- Conover, D.O. y Munch, S.B. (2002). Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science*, 297(5578): 94-96. doi: 10.1126/science.1074085.
- Cooper, A.B. (2006). A guide to fisheries stock assessment: from data to recommendations. University of New Hampshire, Sea Grant College Program.
- Cope, J.M. (2013). Implementing a statistical catch-at-age model (Stock Synthesis) as a tool for deriving overfishing limits in data-limited situations. *Fisheries Research*, 142: 3-14. doi: 10.1016/j.fishres.2012.03.006.
- Coria-Monter, E., Monreal-Gómez, M.A., de León, D.A.S. y Durán-Campos, E. (2018). Impact of the “Godzilla El Niño” Event of 2015–2016 on sea-surface temperature and chlorophyll-a in the Southern Gulf of California, Mexico, as evidenced by satellite and in situ data. *Pacific Science*, 72(4): 411-422. doi: 10.2984/72.4.2.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gains, S.D., Deschenes, O. y Lester, S.E. (2012). Status and solutions for the world’s unassessed fisheries. *Science*, 338: 517–520. doi: 10.1126/science.1223389.
- Côté, I.M., Darling, E.S. y Brown, C.J. (2016). Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1824): 20152592. doi: 10.1098/rspb.2015.2592.
- Csirke, J. (1980). Introducción a la dinámica de poblaciones de peces (Documento Técnico de Pesca). FAO, Roma. 192: 82 p.

- Cudney-Bueno, R. y Turk-Boyer, P.J. (1998). Pescando entre mareas del Alto Golfo de California, Centro Intercultural de Estudio de Desiertos y Océanos, Puerto Peñasco. 166 p.
- Curiel-Bernal, M.V., Cisneros-Mata, M.Á., Rodríguez-Domínguez, G., Sánchez-Velasco, L., Jiménez-Rosenberg, S.P.A., Parés-Sierra, A. y Aragón-Noriega, E.A. (2023). Modelling early growth of *Totoaba macdonaldi* (Teleostei: Sciaenidae) under Laboratory Conditions. *Fishes*, 8(3): 155. doi: 10.3390/fishes8030155.
- Cury, P. y Roy, C. (1989). Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(4): 670-680. doi: 10.1139/f89-086.
- Cury, P.M., Fromentin, J.M., Figuet, S. y Bonhommeau, S. (2014). Resolving Hjort's dilemma: how is recruitment related to spawning stock biomass in marine fish? *Oceanography*, 27(4):42–47. doi: 10.5670/oceanog.2014.85.
- Cushing, D.H. (1971). The dependence of recruitment on parent stock in different groups of fishes. *ICES Journal of Marine Science*, 33(3): 340-362. doi: 10.1093/icesjms/33.3.340.
- De León, M.E., López-Martínez, J., Lluch-Cota, D., Hernández-Vázquez, S. y Puga, R. (2005). Decadal variability in growth of the Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* (Decapoda: Paniluridae) in Cuban waters. *Revista de Biología Tropical*, 53(3–4): 475–486. doi: 10.15517/rbt.v53i3-4.14616.
- Deriso, R.B., Quinn II, T.J. y Neal, P.R. (1985). Catch-age analysis with auxiliary information. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(4): 815-824. doi: 10.1139/f85-104.
- Diekert, F.K., Hjermann, D.Ø., Nævdal, E. y Stenseth, N.C. (2010). Non-cooperative exploitation of multi-cohort fisheries—The role of gear selectivity in the North-East Arctic cod fishery. *Resource and Energy Economics*, 32(1): 78-92. doi: 10.1016/j.reseneeco.2009.09.002.
- DOF. (2018a). Diario Oficial de la Federación: Acuerdo mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. 11 de junio de 2018. México, DF. CNP 2018.
- DOF. (2018b). Diario Oficial de la Federación: Acuerdo por el que se modifican diversas disposiciones del diverso por el que se establece el área de refugio para la protección de la vaquita (*Phocoena sinus*). Diario Oficial de la Federación. 20 de abril de 2018. México.
- DOF. (2022). Diario Oficial de la Federación: Acuerdo mediante el cual se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. 26 de julio de 2022. México, DF. CNP 2022.
- Doll, J.C. y Jacquemin, S.J. (2019). Bayesian model selection in fisheries management and ecology. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 10(2): 691-707. doi: 10.3996/042019-JFWM-024.
- Durant, J.M., Holt, R.E. y Langangen, Ø. (2024). Large biomass reduction effect on the relative role of climate, fishing, and recruitment on fish population dynamics. *Scientific Reports*, 14(1): 8995. doi: 10.1038/s41598-024-59569-4.
- Eikeset, A.M., Dunlop, E.S., Heino, M., Storvik, G., Stenseth, N.C. y Dieckmann, U. (2016). Roles of density-dependent growth and life history evolution in accounting for fisheries-induced trait changes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(52): 15030-15035. doi: 10.1073/pnas.1525749113.
- Erisman, B., Mascareñas-Osorio, I., López-Ságastegui, C., Moreno-Báez, M., Jiménez-Esquível, V. y Aburto-Oropeza, O. (2015). A comparison of fishing activities between two coastal communities within a biosphere reserve in the Upper Gulf of California. *Fisheries Research*, 164: 254-265. doi: 10.1016/j.fishres.2014.12.011.

- Erismán, B.E. (2012). Evaluation of available data, preliminary datapoor assessment and recommendations for the Gulf corvine fishery in the Gulf of California. Technical Report to the Environmental Defense Fund. EDF, La Jolla, California. 39 p.
- Erismán, B.E., Grüss, A., Mascareñas-Osorio, I., Licon-González, H., Johnson, A.F. y López-Sagástegui, C. (2020). Balancing conservation and utilization in spawning aggregation fisheries: a trade-off analysis of an overexploited marine fish. *ICES Journal of Marine Science*, 77(1): 148-161. doi: 10.1093/icesjms/fsaa017.
- Farach-Espinoza, E.B., López-Martínez, J., García-Morales, R., Nevárez-Martínez, M.O., Lluch-Cota, D.B. y Ortega-García, S. (2021). Temporal variability of oceanic mesoscale events in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 13(9): 1774. doi: 10.3390/rs13091774.
- Farach-Espinoza, E.B., López-Martínez, J., García-Morales, R., Nevárez-Martínez, M.O., Ortega-García, S. y Lluch-Cota, D.B. (2022). Coupling oceanic mesoscale events with catches of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California. *Progress in Oceanography*, 206: 102858. doi: 10.1016/j.pocean.2022.102858.
- Fielder, D.G. y Bence, J.R. (2014). Integration of auxiliary information in statistical catch-at-age (SCA) analysis of the Saginaw Bay stock of walleye in Lake Huron. *North American Journal of Fisheries Management*, 34(5): 970-987. doi: 10.1080/02755947.2014.938141
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. y Niem, V.H. (1995). *Pacífico centro oriental; Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca*. FAO, Roma. II–III: pp. 648–1652.
- Fisher, J.A. y Frank, K.T. (2004). Abundance-distribution relationships and conservation of exploited marine fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 279: 201-213. doi: 10.3354/meps279201.
- Forsythe, P.S., Doll, J.C. y Lauer, T.E. (2012). Abiotic and biotic correlates of yellow perch recruitment to age-2 in southern Lake Michigan, 1984–2007. *Fisheries Management and Ecology*, 19(5): 389-399. doi: 10.1111/j.1365-2400.2012.00852.x.
- Fournier, D., y Archibald, C.P. (1982). A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(8): 1195-1207. doi: 10.1139/f82-157.
- Fox, W.W. (1970). An exponential yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99: 80–88. doi: 10.1577/1548-8659(1970)99<80:AESMFO>2.0.CO;2.
- Free, C.M., Thorson, J.T., Pinsky, M.L., Oken, K.L., Wiedenmann, J. y Jensen, O.P. (2019). Impacts of historical warming on marine fisheries production. *Science*, 363(6430): 979-983. doi: 10.1126/science.aau1758.
- Froese, R. y Pauly, D. (2021). FishBase. www.fishbase.org, version (07/2021).
- Froese, R. y Pauly, D. (2023). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (06/2023).
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M. y Winker, H. (2017). Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 18(3): 506-526. doi: 10.1111/faf.12190.
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G. y Winker, H. (2019). A simple user guide for CMSY+ and BSM (CMSY_2019_9f. R). Oceanrep: Kiel, Germany, pp. 1-16.
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A.C., Dimarchopoulou, D., Scarcella, G., Palomares, M.L.D., Dureuil, M. y Pauly, D. (2020). Estimating stock status from relative abundance and resilience. *ICES Journal of Marine Science*, 77(2): 527-538. doi: 10.1093/icesjms/fsz230.

- Froese, R., Winker, H., Gascuel, D., Sumaila, U.R. y Pauly, D. (2016). Minimizing the impact of fishing. *Fish and Fisheries*, 17(3): 785-802. doi: 10.1111/faf.12146.
- Gallucci, V.F., Saila, S.B., Gustafson, D.J. y Rothschild, B.J. (1996). *Stock Assessment: Quantitative methods and applications for small scale fisheries*. (Vol. 1). CRC Press, Boca Raton, Florida.
- García-Morales, R., López-Martínez, J., Valdez-Holguin, J.E., Herrera-Cervantes, H. y Espinosa-Chaurand, L.D. (2017). Environmental variability and oceanographic dynamics of the central and southern coastal zone of Sonora in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 9(9): 925. doi: 10.3390/rs9090925.
- Gherard, K., Erisman, B.E., Rowell, K. y Allen, L.G. (2013). Growth, development, and reproduction of Gulf corvine (*Cynoscion othonopterus*). *Bulletin of the Southern California Academy Sciences*, 112(1): 1-18. doi: 10.3160/0038-3872-112.1.1.
- Gilbert, C.H. (1890). A preliminary report on the fishes collected by the streamer 'Albatross' on the Pacific coast of North America during the year 1889, with descriptions of twelve new genera and ninety-two new species. *Proceedings of the United States National Museum*, 13: 49-126.
- Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C. y Pope, J.G. (2010). Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries*, 11(2): 149-158. doi: 10.1111/j.1467-2979.2009.00350.x.
- Gulland, J.A. (1971). The effect of exploitation on the numbers of marine animals. *In Dynamics of populations*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation Wageningen. pp. 450-467.
- Haddon, M. (2001). *Modelling and quantitative methods in fisheries*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL. 406 p.
- Haddon, M. (2011). *Modelling and quantitative methods in fisheries*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL. 433 p.
- Haimovici, M. y Cardoso, L.G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13(1): 135-150. doi: 10.1080/17451000.2016.1228978.
- Haimovici, M., Cavole, L.M., Cope, J.M. y Cardoso, L.G. (2021). Long-term changes in population dynamics and life history contribute to explain the resilience of a stock of *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae, Teleostei) in the SW Atlantic. *Fisheries Research*, 237: 105878. doi: 10.1016/j.fishres.2021.105878.
- Hare, S. y Mantua, N. (2002). An historical narrative on the Pacific Decadal Oscillation, interdecadal climate variability and ecosystem impacts. Rep. 20th NE Pacific Pink and Chum Workshop, Seattle, WA. 2001.
- Harley, S.J., Myers, R.A. y Dunn, A. (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(9): 1760-1772. doi: 10.1139/f01-112.
- Hastie, T. y Tibshirani, R. (1986). Generalized additive models. *Statistical Science*, 1: 297-318. doi: 10.1214/ss/1177013604.
- Hernández-Tlapale, C. (2020). *Movimientos verticales y comportamiento de la totoaba (Totoaba macdonaldi, Gilbert 1981) y su relación a variables ambientales en el Alto Golfo de California. Tesis de Doctorado*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, México, 62 p. <https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1001/1831>.
- Herrera-Valdivia, E., López-Martínez, J. y Vargasmachuca, S.C. (2015). Estrés en la comunidad íctica en la pesca de arrastre del camarón en el norte del Golfo de California. *Revista de Biología Tropical*, 63(3): 741-754. doi: 10.15517/rbt.v63i3.14823.

- Hewitt, D.A. y Hoenig, J.M. (2005). Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fishery Bulletin*, 103: 433-437.
- Hilborn, R. y Mangel, M. (1997). *The ecological detective. Confronting models with data. Monographs in Population Biology*. Princeton Academic Press, Princeton, NJ. 315 p.
- Hilborn, R. y Minto-Vera, C.V. (2008). Fisheries-induced changes in growth rates in marine fisheries: are they significant? *Bulletin of Marine Science*, 83(1): 95-105.
- Hilborn, R. y Walters, C.J. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Kluwer Academic Publishers, New York. 570 p.
- Hixon, M.A., Johnson, D.W. y Sogard, S.M. (2014). BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES Journal of Marine Science*, 71(8): 2171-2185. doi: 10.1093/icesjms/fst200.
- Hsu, C.C. (1999). The length–weight relationship of Albacore, *Thunnus alalunga*, from the Indian Ocean. *Fisheries Research*, 41(1), 87-92. doi: 10.1016/S0165-7836(99)00002-8.
- Jensen, A.L. (1996). Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(4): 820-822. doi: 10.1139/f95-233.
- Jones, R. (1981). The use of length composition data in fish stock assessments (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fisheries Circular*: 734.
- Kahru, M., Di Lorenzo, E., Manzano-Sarabia, M. y Mitchell, B.G. (2012). Spatial and temporal statistics of sea surface temperature and chlorophyll fronts in the California Current. *Journal of Plankton Research*, 34(9): 749-760. doi: 10.1093/plankt/fbs010.
- Kashkooli, O.B., Gröger, J. y Núñez-Riboni, I. (2017). Qualitative assessment of climate-driven ecological shifts in the Caspian Sea. *PLoS One*, 12(5): e0176892. doi: 10.1371/journal.pone.0176892.
- Katsanevakis, S. (2006). Modelling fish growth: model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. *Fisheries Research*, 81(2-3): 229-235. doi: 10.1016/j.fishres.2006.07.002.
- Katsanevakis, S. y Maravelias, C.D. (2008). Modelling fish growth: multi-model inference as a better alternative to a priori using von Bertalanffy equation. *Fish and Fisheries*, 9(2): 178-187. doi: 10.1111/j.1467-2979.2008.00279.x.
- Keith, D.M. y Hutchings, J.A. (2012). Population dynamics of marine fishes at low abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(7): 1150-1163. doi: 10.1139/f2012-055.
- Kell, L.T., Mosqueira, I., De Bruyn, P. y Magnusson, A. (2012). A Kobe Strategy Matrix based upon probabilistic reference points: an example using a biomass dynamic assessment model. *Collective Volumes of Scientific Papers, ICCAT*, 68(3): 1030-1043.
- Kimura, D.K. y Tagart, J.V. (1982). Stock reduction analysis, another solution to the catch equations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(11): 1467-1472. doi: 10.1139/f82-198.
- Kimura, D.K., Balsiger, J.W. y Ito, D.H. (1984). Generalized stock reduction analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(9): 1325-1333. doi: 10.1139/f84-162.
- Kindong, R., Zhu, J., Wu, F., Dai, L., Dai, X., Tian, S., Chen, Y. y Xia, M. (2019). Evaluation of management procedures for a length-frequency data-limited fishery. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(16): 15894-15904. doi: 10.1007/s11356-019-04521-7.
- King, M.G. (2007). *Fisheries biology, assessment and management*. 2nd ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 211–219.

- Koenigstein, S., Mark, F.C., Gößling-Reisemann, S., Reuter, H. y Poertner, H.O. (2016). Modelling climate change impacts on marine fish populations: process-based integration of ocean warming, acidification and other environmental drivers. *Fish and Fisheries*, 17(4): 972-1004. doi: 10.1111/faf.12155.
- Lavín, M.F., Gaxiola-Castro, G., Robles, J.M. y Richter, K. (1995). Winter water masses and nutrients in the northern Gulf of California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 100(C5): 8587-8605. doi: 10.1029/95JC00138.
- Lee, H.H., Maunder, M.N., Piner, K.R. y Methot, R.D. (2012). Can steepness of the stock–recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research*, 125: 254-261. doi: 10.1016/j.fishres.2012.03.001.
- Lercari, D. y Chávez, E.A. (2007). Possible causes related to historic stock depletion of the totoaba, *Totoaba macdonaldi* (Perciformes: Sciaenidae), endemic to the Gulf of California. *Fisheries Research*, 86(2-3): 136-142. doi: 10.1016/j.fishres.2007.05.010.
- Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (2024). Diario Oficial de la Federación. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. 76 p. <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGPAS.pdf>
- Link, J.S., Werner, F.E., Werner, K., Walter, J., Strom, M., Seki, M.P., Schwing, F., Rusin, J., Porch, C.E., Osgood, K., Moline, K., Methot, R.D., Lynch, P.D., Lipton, D., Koch, K., Howell, E.A., Hare, J.A., Foy, R.J., Detlor, D., Desfosse, L., Crofts, J. y Cabana, N. (2021). A NOAA Fisheries science perspective on the conditions during and after COVID-19: challenges, observations, and some possible solutions, or why the future is upon us. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(1): 1-12. doi: 10.1139/cjfas-2020-0346.
- Linton, B.C. y Bence, J.R. (2011). Catch-at-age assessment in the face of time-varying selectivity. *ICES Journal of Marine Science*, 68(3): 611-625. doi: 10.1093/icesjms/fsq173.
- López-Martínez, J., Álvarez-Tello, J., Arzola-Sotelo, E., Herrera-Valdivia, E., Morales-Azpeitia, R., Herrera-Cervantes, H., Nevárez-Martínez, M.O., Padilla-Serrato, J., García-Morales, R. y Valdez-Holguín, J.E. (2017). El cambio climático y la población de medusa *Stomolophus meleagris* en el Golfo de California. Fondo Sectorial de Investigación Ambiental Semarnat-Conacyt, 105 p.
- López-Martínez, J., Cabanilla-Carpio, C., Ruiz-Choez, W. y Arzola-Sotelo, E.A. (2020). Interannual variability of distribution, abundance and population dynamics of the smooth hammerhead *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) in the central-southeast Pacific Ocean. *Journal of Fish Biology*, 97(2): 341-353. doi: 10.1111/jfb.14360.
- López-Martínez, J., Farach-Espinoza, E.B., Herrera-Cervantes, H. y García-Morales, R. (2023). Long-term variability in sea surface temperature and chlorophyll a concentration in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 15(16): 4088. doi: 10.3390/rs15164088.
- López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Rodríguez-Romero, J. y Hernández-Vázquez, S. (2010). Peces de la fauna de acompañamiento en la pesca industrial de camarón en el Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 58(3): 925-942. doi: 10.15517/rbt.v58i2.5255.
- López-Martínez, J., Rábago-Quiroz, C.H., Arzola-Sotelo, E.A., Morales-Azpeitia, R. y Acevedo-Cervantes, A. (2019). Distribution and population dynamics of the rock shrimp *Sicyonia ingentis* and *Sicyonia penicillata* (Decapoda: Sicyoniidae) in the Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(3): 524-535. doi: 10.3856/vol47-issue3-fulltext-14.
- Lorenzen, K. (2016). Toward a new paradigm for growth modeling in fisheries stock assessments: embracing plasticity and its consequences. *Fisheries Research*, 180: 4-22. doi: 10.1016/j.fishres.2016.01.006.

- Lowerre-Barbieri, S., DeCelles, G., Pepin, P., Catalán, I.A., Muhling, B., Erisman, B., Cadrin, S.X., Alós, J., Ospina-Alvarez, A., Stachura, M.M., Tringali, M.D., Walters-Burnsed, S. y Paris, C.B. (2017). Reproductive resilience: a paradigm shift in understanding spawner-recruit systems in exploited marine fish. *Fish and Fisheries*, 18(2): 285-312. doi: 10.1111/faf.12180.
- Mackay, D. y Moreau, J. (1990). A note on the inverse function of the von Bertalanffy growth function. *FishByte*, pp. 28-31.
- Mangel, M., Brodziak, J. y DiNardo, G. (2010). Reproductive ecology and scientific inference of steepness: a fundamental metric of population dynamics and strategic fisheries management. *Fish and Fisheries*, 11(1): 89-104. doi: 10.1111/j.1467-2979.2009.00345.x.
- Mangel, M., MacCall, A.D., Brodziak, J., Dick, E.J., Forrest, R.E., Pourzand, R. y Ralston, S. (2013). A perspective on steepness, reference points, and stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(6): 930-940. doi: 10.1139/cjfas-2012-0372.
- Manickchand-Heileman, S.C. y Kenny, J.S. (1990). Reproduction, age, and growth of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest 1823) in Trinidad waters. *Fishery Bulletin United States*, 88: 523-529.
- Martell, S. y Froese R. (2013). A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 14(4):504-514. doi: 10.1111/j.1467-2979.2012.00485.x.
- Martínez-Rincón, R.O., Saldívar-Lucio, R., Morales, M., Lluch-Cota, S.E., Lluch-Cota, D.B., Salvadeo, C. y Ponce-Díaz, G. (2019). Contribution of ocean variability to climate-catch models of Pacific sardine. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 159: 103-111. doi: 10.1016/j.dsr2.2018.12.001.
- Maturbongs, M.R., Welliken K, M.A. y Nisa, N.S. (2023). Population structure of croakers fish (Family: Sciaenidae) from fish boats at Nusantara Fishery Port, Merauke Regency. doi: 10.47577/technium.v17i.10042.
- Maunder, M.N. y Piner, K.R. (2015). Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science*, 72(1): 7-18. doi: 10.1093/icesjms/fsu015.
- Maunder, M.N. y Punt, A.E. (2013). A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fisheries Research*, 142: 61-74. doi: 10.1016/j.fishres.2012.07.025.
- Maunder, M.N. y Thorson, J.T. (2019). Modeling temporal variation in recruitment in fisheries stock assessment: a review of theory and practice. *Fisheries Research*, 217: 71-86. doi: 10.1016/j.fishres.2018.12.014.
- Megrey, B.A. (1989). Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. In: Edwards, E.F., Megrey, B.A. (Eds.), *Mathematical Analysis of Fish Stock Dynamics. American Fisheries Society Symposium*, Bethesda, pp. 8-48.
- Mendivil-Mendoza, J.E., Aragón-Noriega, E.A., Arreola-Lizárraga, J.A., Rodríguez-Domínguez, G., Castillo-Vargasmachuca, S.G. y Ortega-Lizárraga, G.G. (2018). Indicadores de sustentabilidad para la pesquería de curvina golfina *Cynoscion othonopterus* en el Alto Golfo de California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 53(1): 119-130. doi: 10.4067/S0718-19572018000100119.
- Miller, J.M., Nemerson, D.M. y Able, K.W. (2004). Seasonal distribution, abundance, and growth of young-of-the-year Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*) in Delaware Bay and adjacent marshes. *Fishery Bulletin*, 101(1):100-115.
- Montgomery, S.S., Walsh, C.T., Haddon, M., Kesby, C.L. y Johnson, D.D. (2010). Using length data in the Schnute Model to describe growth in a metapenaeid from waters off Australia. *Marine and Freshwater Research*, 61(12): 1435-1445. doi: 10.1071/MF10060.

- Morales-Bojórquez, E. y Nevárez-Martínez, M.O. (2010). Catch-at-size analysis for *Dosidicus gigas* in the central Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 106: 214–221. doi: 10.1016/j.fishres.2010.08.004.
- Morales-Bojórquez, E., López-Martínez, J. y Beléndez-Moreno, L.F.J. (2013). Estimating biomass, recruitment, and harvest rate for the Pacific yellowleg shrimp *Farfantepenaeus californiensis* from a size-based model. *Journal of Shellfish Research*, 32(3): 815-823. doi: 10.2983/035.032.0325.
- Munro, J. y Pauly, D. (1983). A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbyte*, 1(1): 5-6.
- Myers R.A. y Barrowman, N.J. (1996). Is fish recruitment related to spawner abundance? *Fishery Bulletin*, 94: 707-724.
- Nelson, J.S. (2006). *Fishes of the world*. 4th ed. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey, USA. 601 p.
- Neter, J., Kutner, M.H., Nachtsheim, C.J. y Wasserman, W. (1996). *Applied linear statistical models*. McGraw-Hill, New York, NY. 1408 p.
- Nevárez-Martínez, M.O., Chávez, E.A., Cisneros-Mata, M.A. y Lluch-Belda, D. (1999). Modeling of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery of the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 41(3): 273-283. doi: 10.1016/S0165-7836(99)00023-5.
- Nevárez-Martínez, M.O., Martínez-Zavala, M.D.L.Á., Santos-Molina, J.P., González-Máynez, V.E., López-Lagunas, A.E., Valdez-Pelayo, A. y Arizmendi-Rodríguez, D.I. (2021a). Evaluación poblacional de la sardina monterrey (*Sardinops sagax*) en el Golfo de California, México, 1971/72-2019/20. SADER, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. 30 p.
- Nevárez-Martínez, M.O., Martínez-Zavala, M.D.L.Á., Santos-Molina, J.P., González-Máynez, V.E., López-Lagunas, A.E., Valdez-Pelayo, A. y Arizmendi-Rodríguez, D.I. (2021b). Evaluación poblacional de la sardina crinuda (*Opisthonema libertate*) en el Golfo de California, México, 1971/72-2019/20. SADER, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. 30 p.
- Nevárez-Martínez, M.O., Morales-Bojórquez, E., Martínez-Zavala, M.D.L.Á., Villalobos, H., Luquin-Covarrubias, M.A., González-Máynez, V.E., López-Martínez, J., Santos-Molina, J.P., Ornelas-Vargas, A. y Delgado-Vences, F. (2023). An integrated catch-at-age model for analyzing the variability in biomass of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) from the Gulf of California, Mexico. *Frontiers in Marine Science*, 10: 940083. doi: 10.3389/fmars.2023.940083.
- Newman, D., Berkson, J. y Suatoni, L. (2015). Current methods for setting catch limits for data-limited fish stocks in the United States. *Fisheries Research*, 164: 86-93. doi: 10.1016/j.fishres.2014.10.018.
- Nikolsky, G.V. (1963). *The ecology of fishes*. Academic Press, London, UK. 352 p.
- Nisar, U., Ali, R., Mu, Y. y Sun, Y. (2021). Assessing five major exploited tuna species in India (Eastern and Western Indian Ocean) using the Monte Carlo Method (CMSY) and the Bayesian Schaefer Model (BSM). *Sustainability*, 13(16): 8868. doi: 10.3390/su13168868.
- Nixon, S.W. y Jones, C.M. (1997). Age and growth of larval and juvenile Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*, from the Middle Atlantic Bight and estuarine waters of Virginia. *Fishery Bulletin*, 95: 773-784.
- NOAA (2023). National Oceanic and Atmospheric Administration. Cold & Warm Episodes by Season. <http://www.nws.noaa.gov/> (Consulta: 03 diciembre 2023).
- Norel, M., Kałczyński, M., Pińskwar, I., Krawiec, K. y Kundzewicz, Z.W. (2021). Climate variability indices—a guided tour. *Geosciences*, 11(3): 128. doi: 10.3390/geosciences11030128.

- Olsen, E.M., Ottersen, G., Llope, M., Chan, K.S., Beaugrand, G. y Stenseth, N.C. (2011). Spawning stock and recruitment in North Sea cod shaped by food and climate. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1705): 504-510. doi: 10.1098/rspb.2010.1465.
- Ottersen, G. y Holt, R.E. (2023). Long-term variability in spawning stock age structure influences climate–recruitment link for Barents Sea cod. *Fisheries Oceanography*, 32(1): 91-105. doi: 10.1111/fog.12605.
- Palomares, M.L.D., Froese, R., Derrick, B., Meeuwig, J.J., Nöel, S.L., Tsui, G., Woroniak, J., Zeller, D. y Pauly, D. (2020). Fishery biomass trends of exploited fish populations in marine ecoregions, climatic zones and ocean basins. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 243: 106896. doi: 10.1016/j.ecss.2020.106896.
- Parra-Alaniz, J.C. y Ramírez-Rodríguez, M. (2022). Fleet efficiency in the Pacific hake (*Merluccius productus*) fishery in the Gulf of California, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 50(1): 99-109. doi: 10.3856/vol50-issue1-fulltext-2729.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES journal of Marine Science*, 39(2): 175-192. doi: 10.1093/icesjms/39.2.175.
- Pawitan, Y. (2001). *In All Likelihood: statistical modeling and inference using likelihood*. Oxford University Press, Oxford. 528 p.
- Pella, J.J. y Tomlinson, P.K. (1969). A generalized stock production model. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 13: 419–496.
- Pérez-Valencia, S.A., Gorostieta-Monjaraz, M., Castañeda-Fernández de Lara, V., Polanco-Mizquez, E.I., Rodríguez-Uceda, A., Quintero-Meneses, M.O., Loaiza-Villanueva, R.D., Turk-Boyer, P. y Downton-Hoffmann, C.A. (2017). MIAR para la Pesca Ribereña Responsable en la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado: Costa Este. Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos, A.C. Puerto Peñasco, Sonora, México. 264 p.
- Quinn, J.T. y Deriso, R.B. (1999). *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York. 452 p.
- Rábago-Quiroz, C., López-Martínez, J., Valdez-Holguín, J.E. y Nevárez-Martínez, M.O. (2011). Distribución latitudinal y batimétrica de las especies más abundantes y frecuentes en la fauna acompañante del camarón del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 59(1): 255-267. doi: 10.15517/RBT.V59I1.3195.
- Rábago-Quiroz, C.H., López-Martínez, J., Valdez-Holguín, J.E., Nevárez-Martínez, M.O. y Acevedo-Cervantes, A. (2012). Fish assemblages in the bycatch of bottom shrimp trawls on the west side of the Gulf of California, Mexico. *Marine Biology Research*, 8(9): 865-876. doi: 10.1080/17451000.2012.692161.
- Ramírez-Rodríguez, M. (2017). A Profitability Analysis of Catch Quotas for the Pacific Hake Fishery in the Gulf of California. *North American Journal of Fisheries Management*, 37(1): 23-29. doi: 10.1080/02755947.2016.1227400.
- Ramírez-Rodríguez, M. y Almendarez-Hernández, L.C. (2014). Unidad representativa de producción de camarón-merluza-escama de Puerto Peñasco, Sonora. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas – IPN, Environmental Defense Fund de México AC, Baja California. 24 p.
- Ren, Q.Q. y Liu, M. (2020). Assessing northwest Pacific fishery stocks using two new methods: the Monte Carlo Catch-MSY (CMSY) and the Bayesian Schaefer model (BSM). *Frontiers in Marine Science*, 7: 430. doi: 10.3389/fmars.2020.00430.

- Richter, V.A. y Efanov, V.N. (1977). On one of the approaches for estimating natural mortality in fish populations (in Russian). *Tr AtlantNIRO*, via FAO, 73:77-85.
- Ricker, W.E. (1954). Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 11(5): 559-623. doi: 10.1139/f54-039.
- Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin - Fisheries Research Board of Canada*, 191: 1-382.
- Robertson, D.R. y Allen, G.R. (2015). Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: un sistema de información. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá.
- Robertson, M.D., Cadigan, N.G., Regular, P.M., Koen-Alonso, M., Cyr, F., Zhang, F. y Eddy, T.D. (2024). Testing models of increasing complexity to develop ecosystem-informed fisheries advice. *Fish and Fisheries*, 25(3): 491-507. doi: 10.1111/faf.12820.
- Robles-Tamayo, C.M., García-Morales, R., Valdez-Holguín, J.E., Figueroa-Preciado, G., Herrera-Cervantes, H., López-Martínez, J. y Enríquez-Ocaña, L.F. (2020). Chlorophyll a concentration distribution on the mainland coast of the Gulf of California, Mexico. *Remote Sensing*, 12(8): 1335. doi: 10.3390/rs12081335.
- Robles-Tamayo, C.M., Valdez-Holguín, J.E., García-Morales, R., Figueroa-Preciado, G., Herrera-Cervantes, H., López-Martínez, J. y Enríquez-Ocaña, L.F. (2018). Sea surface temperature (SST) variability of the eastern coastal zone of the gulf of California. *Remote Sensing*, 10(9): 1434. doi: 10.3390/rs10091434.
- Rodríguez-Quiroz, G., Valenzuela-Quíñonez, W., González-Ocampo, H.A. y Ortega-Rubio, A. (2019). Can the vaquita be saved from extinction? *Human-Wildlife Interactions*, 12(2): 284-290. doi: 10.26077/8dh9-d161.
- Rodríguez-Quiroz, G.R., Aragón-Noriega, E.A., Valenzuela-Quíñonez, W. y Esparza-Leal, H.M. (2010). Artisanal fisheries in the conservation zones of the Upper Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(1): 89-98. doi: 10.4067/S0718-19572010000100008.
- Rogers, L.A. y Dougherty, A.B. (2019). Effects of climate and demography on reproductive phenology of a harvested marine fish population. *Global Change Biology*, 25(2): 708-720. doi: 10.1111/gcb.14483.
- Román-Rodríguez, M.J. (2000). Estudio poblacional del chano norteño, *Micropogonias megalops* y la curvina Golfina *Cynoscion othonopterus* (Gilbert) (Pisces: Sciaenidae), especies endémicas del Alto Golfo de California, México. Instituto del Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L298. México, DF.
- Rose, K.A., Cowan Jr, J.H., Winemiller, K.O., Myers, R.A. y Hilborn, R. (2001). Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *Fish and Fisheries*, 2(4): 293-327. doi: 10.1046/j.1467-2960.2001.00056.x.
- Ruelas-Peña, J.H., Valdez-Muñoz, C. y Aragón-Noriega, E.A. (2013). La pesquería de la curvina golfina y las acciones de manejo en el Alto Golfo de California, México. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(3): 498-505. doi: 103856/vol41-issue3-fulltext-13.
- Ruíz-Barreiro, T.M., Arreguín-Sánchez, F., González-Baheza, A. y Hernández-Padilla, J.C. (2019). Effects of environmental variability on abundance of commercial marine species in the northern Gulf of California. *Scientia Marina*, 83(3): 195-205. doi: 10.3989/scimar.04883.11A.
- Ruíz-Domínguez, M., Quiñonez-Velázquez, C., Arizmendi-Rodríguez, D.I., Gómez-Muñoz, V.M. y Nevárez-Martínez, M.O. (2021). Assessment of the exploitable biomass of thread herring

- (*Opisthonema* spp.) in northwestern Mexico. *Acta Oceanologica Sinica*, 40(9): 53-65. doi: 10.1007/s13131-021-1785-3.
- Sampson, D.B. (2014). Fishery selection and its relevance to stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, 158: 5-14. doi: 10.1016/j.fishres.2013.10.004.
- Schaefer, M.B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 1(2): 23-56. doi: 10.1016/S0092-8240(05)80049-7.
- Shelton, A.O. y Mangel, M. (2011). Fluctuations of fish populations and the magnifying effects of fishing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(17): 7075-7080. doi: 10.1073/pnas.1100334108.
- Shepherd, J.G. (1982). A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. *ICES Journal of Marine Science*, 40(1): 67-75. doi: 10.1093/icesjms/40.1.67.
- Solana-Sansores, L.R., Dicante, I., Luna, L. y Villaseñor-Talavera, R. (2012). Selectividad de redes para capturar curvina golfin (*Cynoscion othonopterus*) en el Alto Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 22(2): 132-141.
- Sparre, P. y Venema, S.C. (1997). *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Parte 1. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca. Valparaiso, Chile. 306 (1): 420 p.
- Sullivan, K.J. (1991). The estimation of parameters of the multispecies production model. *ICES Marine Science Symposium*, 193(1): 185–193.
- Szuwalski, C.S., Vert-Pre, K.A., Punt, A.E., Branch, T.A. y Hilborn, R. (2015). Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. *Fish and Fisheries*, 16(4): 633-648. doi: 10.1111/faf.12083.
- Taylor, C.C. (1962). Growth equations with metabolic parameters. *ICES Journal of Marine Science*, 27(3): 270-286. doi: 10.1093/icesjms/27.3.270.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G. y Hewitt, D.A. (2015). Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES Journal of Marine Science*, 72(1): 82-92. doi: 10.1093/icesjms/fsu136.
- Thorson, J.T., Monnahan, C.C. y Cope, J.M. (2015). The potential impact of time-variation in vital rates on fisheries management targets for marine fishes. *Fisheries Research*, 169: 8-17. doi: 10.1016/j.fishres.2015.04.007.
- Tirado-Pineda, C.A. (2019). Pescadores de El Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco, Sonora. Manifestación de Impacto Ambiental. 386 p.
- Urías-Sotomayor, R., Rodríguez-Domínguez, G., Félix-Ortiz, J.A., Ortega-Lizárraga, G.G., Muñoz-Rubí, H.A. y Aragón-Noriega, E.A. (2022). Stock Reduction Analysis of Bigeye Croaker *Micropogonias megalops* in the Upper Gulf of California, Mexico. *Fishes*, 7(1): 15. doi: 10.3390/fishes7010015.
- Van Poorten, B., Korman, J. y Walters, C. (2018). Revisiting Beverton–Holt recruitment in the presence of variation in food availability. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28(3): 607-624. doi: 10.1007/s11160-018-9521-6.
- Varela-Romero, A. y Grijalva-Chon, J.M. (2004). Allozyme evidence of the bigeye croaker (*Micropogonias megalops*) fishery collapse in the Upper Gulf of California. *Bulletin-Southern California Academy of Sciences*, 103(2): 66-78. doi: 10.3160/0038-3872-103.2.66.

- Velasco, G. y Oddone, M.C. (2004). Growth parameters and growth performance indexes for some populations of marine catfishes (Actinopterygii, Siluriformes, Ariidae). *Acta Biologica Leopoldensia*, 26(2): 307-313.
- Venzon, D.J. y Moolgavkar, S.H. (1988). A method for computing profile-likelihood-based confidence intervals. *Applied Statistics*, 37: 87-94. doi: 10.2307/2347496.
- Walters, C.J. y Ludwig, D. (1981). Effects of measurement errors on the assessment of stock–recruitment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(6): 704-710. doi: 10.1139/f81-093.
- Wang, H.Y., Shen, S.F., Chen, Y.S., Kiang, Y.K. y Heino, M. (2020). Life histories determine divergent population trends for fishes under climate warming. *Nature Communications*, 11(1): 1-9. doi: 10.1038/s41467-020-17937-4.
- White, M.L. y Chittenden Jr., M.E. (1977). Age determination, reproduction, and population dynamics of the Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*. *Fishery Bulletin*, 75: 109-123.
- Wood, S.N. (2017). Generalized additive models: An introduction with R, 2nd ed. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton, FL. 496 p.
- Zamudio, L., Metzger, E.J. y Hogan, P. (2011). Modeling the seasonal and interannual variability of the northern Gulf of California salinity. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 116(C2): 1-12. doi: 10.1029/2010JC006631.
- Zar, J.H. (1999). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 663 p.
- Zepeda-Benítez, V.Y., Morales-Bojórquez, E., Díaz-Uribe, J.G., Nevárez-Martínez, M.O., Hernández-Herrera, A. y López-Martínez, J. (2017). Implementation of catch-at-age model for the jumbo squid *Dosidicus gigas*. *Ecological Modelling*, 344: 6-16. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2016.10.019.
- Zhang, K., Zhang, J., Xu, Y., Sun, M., Chen, Z. y Yuan, M. (2018). Application of a catch-based method for stock assessment of three important fisheries in the East China Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, 37(2):102-109. doi: 10.1007/s13131-018-1173-9.
- Zhang, S., Wang, Y., Wang, Y., Liang, C. y Xian, W. (2020). Assessment of 11 exploited fish and invertebrate populations in the Japan Sea using the CMSY and BSM methods. *Frontiers in Marine Science*, 7: 866. doi: 10.3389/fmars.2020.525363.
- Zhou, S., Yin, S., Thorson, J.T., Smith, A.D. y Fuller, M. (2012). Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(8): 1292-1301. doi: 10.1139/f2012-060.
- Zhu, J., Chen, Y., Dai, X., Harley, S.J., Hoyle, S.D., Maunder, M.N. y Aires-da-Silva, A.M. (2012). Implications of uncertainty in the spawner–recruitment relationship for fisheries management: An illustration using bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 119: 89-93. doi: 10.1016/j.fishres.2011.12.008.

11. ANEXOS

Anexo A. Clave edad-longitud reportada por Román-Rodríguez (2000) para el chano *Micropogonias megalops* obtenida a través de la lectura de otolitos de la especie en el Alto y Norte del Golfo de California.

LT (mm)/Edad (años)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	Total de ind.
90-95	5																	5
96-105	5																	5
106-115	11																	11
116-125	12																	12
126-135	12	3																15
135-145	11	3																14
146-155	6	3																9
156-165	14	5																19
166-175	19	19																38
176-185	13	22																35
186-195	8	12	4															24
196-205	5	16	6															27
206-215	1	14	3															18
216-225	1	6	2															9
226-235		9	4															13
236-245		9	9	1														19
246-255		17	7	1														25
256-265		14	5	1														20
266-275		13	3	1														17
276-285		7	8	2														17
286-295			4	2														6
296-305			7	4														11
306-315			4	2	1													7
316-325			5	4	1													10
326-335			6	8	2													16
336-345			3	7	5	2												17
346-355			4	3	8	4	1											20
356-365			2	3	11	5	2											23
366-375			1	5	17	5	3	2										33
376-385				1	8	7	3	2	2									23
386-395			1	3	6	5	2	1	2	1								21
396-405				1	6	5	4	3	1	2	1							23
406-415					5	4	2	4	1	2	1	1		1				21
416-425				1	1	4	2	3	1		1	2	3					18
426-435					4	3	3	3	2	1	2			1	1	1		21
436-445				1			2	3	1	2	1	2		1	1			14
446-455						1			1	1		1	1	2	3		1	11
456-465									2			1	1	1		3	1	9
466-475						1	1			1	1		1	1				6
476-485														1				1
486-495															1			1
Total de ind.	123	172	88	51	75	46	25	21	13	10	7	7	6	8	6	4	2	664

Anexo B. Valores de Mortalidad natural (M) presentado por las diferentes ecuaciones empíricas para el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California, para los años con información biológica: 2000, 2010 y 2020. Se muestran valores promedios de las ecuaciones, desviación estándar (D.E.), así como los límites de confianza (95%) para cada año. En la ecuación de Then *et al.* (2015) se presenta la variante que considera los valores de L_{∞} (longitud asintótica) y K (coeficiente de crecimiento) del modelo de von Bertalanffy (1938).

Año/ Ecuación	Pauly (1980)	Jensen (1996)	Then <i>et al.</i> (2015)	Promedio	D.E.	Lim inf. 95%	Lim sup. 95%
1995	0.425	0.477	0.505	0.469	0.041	0.428	0.510
1996	0.422	0.477	0.505	0.468	0.042	0.426	0.511
1997	0.425	0.477	0.505	0.469	0.041	0.428	0.510
1998	0.425	0.477	0.505	0.469	0.041	0.429	0.510
1999	0.432	0.477	0.505	0.471	0.037	0.434	0.509
2000	0.424	0.477	0.505	0.469	0.041	0.428	0.510
2001	0.425	0.477	0.505	0.469	0.041	0.428	0.510
2002	0.425	0.477	0.505	0.469	0.041	0.428	0.510
2003	0.421	0.477	0.505	0.468	0.043	0.425	0.511
2004	0.424	0.477	0.505	0.469	0.041	0.428	0.510
2005	0.423	0.477	0.505	0.469	0.042	0.427	0.511
2006	0.417	0.476	0.512	0.469	0.048	0.421	0.517
2007	0.421	0.476	0.512	0.470	0.046	0.424	0.516
2008	0.420	0.476	0.512	0.469	0.047	0.423	0.516
2009	0.418	0.476	0.512	0.469	0.048	0.421	0.517
2010	0.420	0.476	0.512	0.470	0.046	0.423	0.516
2011	0.421	0.476	0.512	0.470	0.046	0.424	0.516
2012	0.416	0.476	0.512	0.468	0.048	0.420	0.517
2013	0.422	0.476	0.512	0.470	0.046	0.425	0.516
2014	0.411	0.476	0.512	0.467	0.051	0.415	0.518
2015	0.412	0.476	0.512	0.467	0.051	0.416	0.518
2016	0.404	0.500	0.527	0.477	0.065	0.412	0.542
2017	0.405	0.500	0.527	0.478	0.064	0.414	0.542
2018	0.406	0.500	0.527	0.478	0.064	0.414	0.542
2019	0.410	0.500	0.527	0.479	0.061	0.418	0.541
2020	0.406	0.500	0.527	0.478	0.064	0.414	0.542

Anexo C. Valores de Mortalidad natural (M) calculado por las diferentes ecuaciones empíricas en el chano *Micropogonias megalops* en el Norte del Golfo de California, así como para otras especies de la familia Sciaenidae según la información de crecimiento reportada para cada una de estas. Se muestran valores promedios de las ecuaciones y sus desviaciones estándar (D.E.). En la ecuación de Then *et al.* (2015) se presenta la variante que considera los valores de L_{∞} (longitud asintótica en mm) y K (coeficiente de crecimiento anual) del modelo de von Bertalanffy (1938). H hembras, M machos, T hembras y machos, AGC Alto Golfo de California, NGC Norte del Golfo de California, LRU Laguna Rocha Uruguay, TRIN Aguas de Trinidad. TSM °C es la Temperatura Superficial media del Mar de la región y año de origen de la información.

Fuente	Especie	Región	L_{∞}	K	Mortalidad Natural (M)	TSM °C	Pauly (1980)	Jensen (1996)	Then <i>et al.</i> (2015)	Promedio	D.E.
Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2014)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	837.55	0.21	0.415	23.00	0.62	0.32	0.31	0.41	0.18
Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2014)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	1,175.77	0.14	0.397	23.00	0.78	0.21	0.20	0.40	0.33
Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2014)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	913.80	0.23	0.423	23.00	0.61	0.35	0.32	0.42	0.16
Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2014)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	1,099.66	0.20	0.411	23.00	0.68	0.29	0.26	0.41	0.23
Román-Rodríguez (2000)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	815.00	0.51	0.573	23.00	0.37	0.77	0.59	0.57	0.20
Gherard <i>et al.</i> 2013	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	1,006.00	0.26	0.437	22.00	0.60	0.38	0.33	0.44	0.14
Erisman (2012)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	783.00	0.47	0.551	23.00	0.38	0.71	0.56	0.55	0.16
Erisman (2012)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	763.00	0.52	0.581	23.00	0.35	0.78	0.61	0.58	0.22
Erisman (2012)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	900.00	0.44	0.531	23.00	0.42	0.66	0.51	0.53	0.12
Erisman (2012)	<i>Cynoscion othonopterus</i>	AGC	793.00	0.41	0.516	23.00	0.42	0.62	0.51	0.52	0.10
Borthagaray <i>et al.</i> (2011)	<i>Micropogonias furnieri</i>	LRU	302.00	0.19	0.406	22.00	0.54	0.29	0.40	0.41	0.13
Manickchand-Heileman y Kenny, 1990	<i>Micropogonias furnieri</i> (H)	TRIN	829.00	0.13	0.389	23.00	0.76	0.20	0.22	0.39	0.32
Manickchand-Heileman y Kenny, 1990	<i>Micropogonias furnieri</i> (M)	TRIN	653.00	0.16	0.394	23.00	0.67	0.24	0.27	0.39	0.24
Román-Rodríguez (2000)	<i>Micropogonias megalops</i> (H)	AGC	826.90	0.53	0.585	23.00	0.36	0.80	0.60	0.59	0.22
Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2015)	<i>Micropogonias megalops</i> (H)	AGC	461.00	0.37	0.502	23.00	0.39	0.56	0.56	0.50	0.10
Arzola-Sotelo <i>et al.</i> (2018)	<i>Micropogonias megalops</i> (H)	NGC	458.83	0.23	0.422	23.00	0.52	0.35	0.40	0.42	0.09
Román-Rodríguez (2000)	<i>Micropogonias megalops</i> (M)	AGC	814.40	0.48	0.556	23.00	0.38	0.72	0.56	0.56	0.17
Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2015)	<i>Micropogonias megalops</i> (M)	AGC	429.00	0.41	0.529	23.00	0.35	0.62	0.62	0.53	0.15
Arzola-Sotelo <i>et al.</i> (2018)	<i>Micropogonias megalops</i> (M)	NGC	423.25	0.30	0.461	23.00	0.44	0.45	0.50	0.46	0.03
Román-Rodríguez (2000)	<i>Micropogonias megalops</i> (T)	AGC	815.90	0.51	0.573	23.00	0.37	0.77	0.59	0.57	0.20
Aragón-Noriega <i>et al.</i> (2015)	<i>Micropogonias megalops</i> (T)	AGC	448.00	0.37	0.503	23.00	0.38	0.56	0.57	0.50	0.10
Arzola-Sotelo <i>et al.</i> (2018)	<i>Micropogonias megalops</i> (T)	NGC	439.86	0.26	0.438	23.00	0.48	0.39	0.44	0.44	0.05
Este trabajo	<i>Micropogonias megalops</i>	NGC	458.13	0.32	0.469	23.67	0.42	0.48	0.51	0.47	0.04
Este trabajo	<i>Micropogonias megalops</i>	NGC	437.09	0.32	0.470	23.53	0.42	0.48	0.51	0.47	0.05
Este trabajo	<i>Micropogonias megalops</i>	NGC	446.58	0.33	0.478	23.93	0.41	0.50	0.53	0.48	0.06

Anexo D. Valores de anomalías de Temperatura superficial del mar (TSM) y de clorofila a en el NGC y por regiones. Además de cifras del índice de la Oscilación de El Niño (ENOS-ION), índice multivariado de El Niño (ENOS-IME) y del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (ODP-IODP) presentados por la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) de 1995-2020.

Año	Anomalías de TSM °C					Anomalías de clorofila a (mg/m ³)					Índices climáticos		
	NGC	AGC	NONGC	NENGC	Grandes Islas	NGC	AGC	NONGC	NENGC	Grandes Islas	ENOS-ION	ENOS-IME	ODP-IODP
1995	0.19	0.25	-0.12	0.14	1.13						-0.16	-0.17	0.64
1996	0.52	0.42	0.29	0.48	0.85						-0.47	-0.61	0.64
1997	0.08	-0.81	-0.31	0.14	0.99						1.17	1.18	1.46
1998	-0.38	-0.63	-0.96	-0.03	0.36	-1.21	-0.27	-0.96	-1.03	-1.33	-0.07	0.33	0.25
1999	-2.34	-2.61	-2.50	-2.17	-1.63	-0.41	0.13	-0.49	-0.29	0.06	-1.23	-1.25	-1.06
2000	1.30	1.58	1.10	1.37	0.98	-0.33	0.20	-0.16	-0.55	-0.31	-0.83	-0.87	-0.59
2001	-0.38	-0.14	-0.51	-0.36	-0.75	0.51	0.56	0.60	0.58	0.76	-0.30	-0.39	-0.56
2002	-0.56	-0.40	-0.40	-0.67	-0.99	1.23	1.63	2.23	0.14	0.59	0.63	0.35	0.22
2003	0.72	0.93	0.79	0.69	0.57	0.75	0.92	0.47	0.78	0.38	0.26	0.16	0.97
2004	-0.33	-0.35	-0.30	-0.31	-0.29	-0.60	-0.57	-0.86	-0.67	-0.15	0.46	0.15	0.35
2005	0.06	-0.01	0.15	-0.13	0.26	-0.25	-0.02	-0.30	-0.83	-0.31	0.03	-0.01	0.38
2006	0.27	0.17	0.35	0.14	0.16	-0.04	0.31	0.29	0.05	-0.64	0.06	0.03	0.19
2007	-0.81	-0.58	-0.67	-0.94	-1.11	0.36	0.32	0.00	0.32	1.16	-0.61	-0.59	-0.20
2008	-0.57	-0.37	-0.38	-0.72	-0.86	0.93	0.61	0.99	1.33	0.57	-0.78	-1.09	-1.29
2009	0.14	0.12	0.04	0.22	0.18	0.41	0.59	0.59	0.15	0.03	0.30	-0.02	-0.61
2010	-0.77	-0.70	-0.72	-0.69	-0.52	0.27	0.63	0.42	0.54	-0.05	-0.48	-0.89	-0.31
2011	-1.08	-0.98	-0.89	-1.01	-1.28	1.20	1.40	1.47	0.92	0.32	-0.85	-1.34	-1.23
2012	0.43	0.57	0.67	0.29	0.09	2.75	1.47	2.05	2.92	3.23	-0.15	-0.33	-1.10
2013	-1.20	-1.09	-1.04	-1.18	-1.28	-1.30	-1.25	-1.20	-1.02	-1.30	-0.33	-0.41	-0.52
2014	2.21	2.10	2.18	2.25	1.97	0.23	-0.69	-0.07	0.66	1.00	0.11	-0.03	1.13
2015	2.11	1.69	1.97	2.24	2.14	-0.25	-0.98	-0.17	-0.06	0.04	1.46	1.28	1.63
2016	0.85	0.63	0.96	0.99	0.80	-1.42	-1.88	-1.23	-1.57	-0.70	0.33	0.46	1.54
2017	0.36	0.51	0.67	0.22	-0.16	-1.17	-1.56	-1.14	-0.95	-0.84	-0.21	-0.49	0.52
2018	0.16	0.42	0.37	0.13	-0.41	0.22	-0.55	-0.66	0.45	-0.66	0.01	-0.29	0.19
2019	-1.24	-1.20	-1.16	-1.19	-1.18	-1.31	-1.63	-0.94	-1.12	-1.33	0.48	0.36	0.60
2020	0.25	0.48	0.43	0.10	-0.03	-0.55	0.63	-0.94	-0.74	-0.54	-0.37	-0.58	-1.28

Anexo E. Valores de biomazas y reclutamiento obtenidos para el chano *Micropogonias megalops* durante 1995 a 2020 en el NGC. Las cifras provienen de diferentes modelaciones como ANCO Análisis de Cohortes, MBS Modelo Bayesiano de Schaefer, CRMS+ Modelo de Captura al Rendimiento máximo sostenible y CAGEAN Modelo de Captura a la Edad.

Año	ANCO Biomasa total (t)	MBS Biomasa total (t)	CRMS+ Biomasa total (t)	CAGEAN Biomasa total (t)	CAGEAN Reclutamiento (t)	CAGEAN Reclutamiento (Ind. X10 ⁶)	CAGEAN Biomasa vulnerable (t)	CAGEAN Biomasa desovante (t)
1995	8,811.66	35,584.52	43,520.62	66,069.68	4,430.00	125.66	56,598.96	40,666.29
1996	11,473.43	37,120.58	45,676.09	63,967.55	7,194.59	204.08	49,910.08	34,759.84
1997	23,239.43	37,148.54	46,141.21	69,660.15	3,549.90	86.75	53,374.40	33,982.96
1998	28,872.24	36,730.41	45,933.70	62,713.19	5,046.79	133.28	52,773.54	28,825.77
1999	20,035.87	36,464.56	45,698.68	61,230.53	1,306.92	35.16	52,391.66	29,859.86
2000	13,394.30	36,597.46	45,847.33	58,934.11	4,362.29	117.36	52,582.59	30,216.04
2001	13,158.58	36,954.33	46,252.09	59,001.55	7,440.36	200.18	44,943.65	29,170.21
2002	5,914.18	37,361.30	46,676.57	60,354.34	3,947.70	106.21	45,059.17	28,450.41
2003	10,924.75	37,544.96	46,966.34	62,086.62	4,514.53	121.46	51,567.95	28,263.61
2004	15,614.63	37,558.75	46,989.77	62,321.89	3,686.34	99.18	51,782.07	29,056.14
2005	11,726.38	37,473.02	46,891.85	62,065.53	5,691.57	153.13	50,787.38	29,372.20
2006	15,807.72	37,373.35	46,810.72	68,675.57	6,719.10	115.80	50,167.69	29,829.87
2007	16,020.48	37,367.31	46,751.76	70,329.18	7,172.70	123.62	54,221.14	30,494.56
2008	21,011.50	37,252.03	46,568.92	70,705.05	7,655.53	131.94	53,523.06	30,720.50
2009	28,209.73	36,761.34	46,121.68	63,921.77	949.12	16.36	52,818.03	29,993.59
2010	53,697.12	35,551.35	45,157.26	53,483.33	1,137.89	19.61	51,079.56	28,184.60
2011	27,594.99	33,344.87	43,611.13	58,502.88	8,410.39	92.59	47,909.33	31,198.91
2012	37,517.47	30,343.58	41,790.15	64,116.75	18,779.64	162.79	33,333.11	25,140.94
2013	42,916.82	29,322.30	40,427.73	61,676.20	9,167.91	79.47	31,542.52	19,875.83
2014	52,192.49	29,101.30	39,137.92	73,209.35	28,838.74	249.99	34,356.90	17,687.11
2015	68,824.86	28,136.65	37,143.71	80,562.83	17,556.31	152.19	31,343.75	18,148.20
2016	47,610.00	25,822.39	35,452.93	47,998.83	5,821.50	158.09	33,028.18	13,702.03
2017	51,179.41	25,783.94	35,518.98	51,851.14	5,276.56	143.29	37,045.90	16,644.38
2018	53,578.48	27,290.00	37,095.19	50,369.55	2,554.12	69.36	39,209.79	18,645.19
2019	55,419.92	29,290.17	39,042.23	49,169.10	2,847.18	77.32	42,083.61	20,731.07
2020	52,923.75	31,365.18	41,019.81	48,868.85	4,402.09	119.55	39,720.20	22,282.57

Anexo F. Modelos Aditivos Generalizados resultantes del análisis de la relación ambiente (variables independientes) y el recurso chano *Micropogonias megalops* (variables dependientes) en el Norte del Golfo de California de 1998-2020. En los modelos CT es la variable dependiente captura total (t), CPUE es la Captura por Unidad de Esfuerzo (t/pangas), para el Modelo de Captura a la Edad (CAE), BCAE es la biomasa total, BRCAE es la biomasa recluta, NRCAE es el número de reclutas, BDCAE es la biomasa desovante y BVCAE es la biomasa vulnerable. MBS es la biomasa del Modelo Bayesiano de Schaefer, CRMS+ es la biomasa del Modelo de Captura al Rendimiento Máximo Sostenible Plus y ANCO es la biomasa del Análisis de Cohortes de Jones. TSM es la variable independiente Temperatura Superficial del Mar, Chla es la concentración de clorofila, IME es el Índice Multivariado El Niño y ODP es el Índice de Oscilación Decadal del Pacífico. Se muestra el resumen de Modelos Aditivos Generalizados más significativos según el ajuste R cuadrado, desviación explicada (%) y valores del Criterio de Información de Akaike (AIC).

Modelo	Factor modelo	R ² ajustado	Desviación explicada (%)	AIC
Model4BRCAE	LogBRCA = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.731	69.500	31,294.850
Model4BDCAE	LogBDCAE = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.464	67.300	9,728.920
Model4BVCAE	LogBVCAE = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.321	58.000	14,661.560
Model4CRMS+	LogCRMS = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.402	57.100	4,123.332
Model4MBS	LogMBS = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.314	56.600	5,867.156
Model4BCAE	LogBCAE = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.252	51.100	12,448.130
Model4NRCAE	LogNRCAE = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.248	39.600	540.189
Model4ANCO	LogANCO = s(TSM) + s(Chla) + s(IME) + s(ODP)	0.015	34.200	164,642.300