



**INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS**



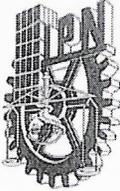
**ESTRUCTURA POBLACIONAL, ESTIMACIÓN  
DE BIOMASA Y ANÁLISIS DEL ESTADO DEL  
RECURSO SARDINA CRINUDA (*Opisthonema  
libertate*, *O. medirastre* Y *O. bulleri*), EN LAS  
COSTAS MEXICANAS DEL OCÉANO  
PACÍFICO ORIENTAL**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS**

**PRESENTA  
MARCELINO RUIZ DOMÍNGUEZ**

**LA PAZ, B.C.S., noviembre de 2019**



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL  
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO  
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 22 del mes de Octubre del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"ESTRUCTURA POBLACIONAL, ESTIMACIÓN DE BIOMASA Y ANÁLISIS DEL ESTADO DEL RECURSO SARDINA CRINUDA (Opisthonema libertate, O. medirastrae Y O. bulleri), EN LAS COSTAS MEXICANAS DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL"

Presentada por el alumno:

RUIZ DOMÍNGUEZ MARCELINO  
Apellido paterno materno nombre(s)  
Con registro: 

A	1	6	1	0	2	5
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

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

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis

DR. CASIMIRO QUIÑONEZ VELÁZQUEZ  
Director de Tesis

DR. MANUEL OTILIO NEVÁREZ MARTÍNEZ  
2º. Director de Tesis

DR. VÍCTOR MANUEL GÓMEZ MUÑOZ

DR. AGUSTÍN HERNÁNDEZ HERRERA

DR. JOSÉ LUIS CASTRO ORTIZ

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO





**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL  
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 28 del mes de Octubre del año 2019

El (la) que suscribe M en C. MARCELINO RUIZ DOMÍNGUEZ Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A161025 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. CASIMIRO QUIÑONEZ VELÁZQUEZ Y DR. MANUEL OTILIO NEVÁREZ MARTÍNEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ESTRUCTURA POBLACIONAL, ESTIMACIÓN DE BIOMASA Y ANÁLISIS DEL ESTADO DEL RECURSO SARDINA CRINUDA

(*Opisthonema libertate, O. medirastre Y O. bulleri*), EN LAS COSTAS MEXICANAS DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la

siguiente dirección: marcelinoruizdom@hotmail.com - cquinone@ipn.mx -  
manuel.nevarez@inapesca.gob.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

M en C. MARCELINO RUIZ DOMÍNGUEZ

*Nombre y firma del alumno*

## Índice

	Página
Lista de figuras	I
Lista de tablas	VII
Glosario	IX
Resumen	XII
Abstract	XIII
1.INTRODUCCIÓN	1
2.ANTECEDENTES	6
3.JUSTIFICACIÓN	14
4.HIPÓTESIS	15
5.OBJETIVO GENERAL	16
6.MATERIAL Y MÉTODOS	17
Zona de estudio	17
Muestreo	18
Identificación taxonómica	19
Estructura de tallas y pesos	19
Relación longitud-peso	20
Longitud media de madurez sexual (L <sub>50</sub> )	21
Determinación de la edad	24
Periodicidad de formación de marcas de crecimiento	25
Talla a edades menores a 1 año	26
Descripción del crecimiento individual	26
Selección del mejor modelo de crecimiento	27
Modelo de crecimiento promedio	28
Comparación del crecimiento individual	29
Mortalidad total	29
Mortalidad natural	30
Tasa de explotación	30
Estimación de biomasa, puntos de referencia objetivo y análisis del recurso	30
7.RESULTADOS	35
Muestreo e identificación taxonómica	35
Parámetros poblacionales de <i>O. libertate</i>	37
Estructura de tallas	37
Estructura de pesos	39

Relación longitud-peso	41
Talla media de madurez sexual (L <sub>50</sub> )	43
Determinación de edad	46
Periodicidad de formación de las marcas de crecimiento	47
Estimación de los parámetros de crecimiento y criterio de información de Akaike	49
Modelos de crecimiento promedio	51
Mortalidad	54
Parámetros poblacionales de <i>O. medirastre</i>	54
Estructura de tallas	54
Estructura de pesos	55
Relación longitud-peso	56
Longitud media de madurez sexual (L <sub>50</sub> )	56
Determinación de edad	58
Periodicidad de formación de las marcas de crecimiento	59
Estimación de los parámetros de crecimiento y criterio de información de Akaike	60
Modelos de crecimiento promedio	61
Mortalidad	62
Parámetros poblacionales de <i>O. bulleri</i>	63
Estructura de tallas	63
Estructura de pesos	64
Relación longitud-peso	65
Longitud media de madurez sexual (L <sub>50</sub> )	67
Determinación de edad	68
Periodicidad de formación de las marcas de crecimiento	69
Estimación de los parámetros de crecimiento y criterio de información de Akaike	70
Modelos de crecimiento promedio	71
Mortalidad	73
Estimación de biomasa, puntos de referencia objetivo y análisis del estado del recurso sardina crinuda	74
Análisis de la captura	74
Parametrización del modelo de biomasa dinámica	76
Puntos de referencia objetivo estimados	77
Golfo de California	78
Costa occidental de Baja California Sur	80
Biomasa estimada y estado del recurso	80
Golfo de California	82
Costa occidental de Baja California Sur	83

8.DISCUSIÓN	85
Estructura de tallas	85
Estructura de pesos	87
Relación longitud-peso	88
Talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ )	90
Periodicidad de formación de marcas de crecimiento	92
Determinación de la edad	93
Enfoque múltimodelo para el crecimiento individual	95
Mortalidad	96
Identificación de unidades poblacionales	97
Estimación de biomasa	98
9.CONCLUSIONES	105
10.BIBLIOGRAFIA	107

## Lista de figuras

		Pagina
Figura 1	Serie histórica de capturas de sardina crinuda en las costas del noroeste de México.	4
Figura 2	Área de estudio en las costas del noroeste de México. Localización geográfica de los puertos de descarga y zonas de pesca de la flota sardinera.	17
Figura 3	Serie histórica de capturas de los stocks de sardina crinuda analizados (A=Golfo de California y B=Costa occidental de Baja California Sur).	31
Figura 4	Composición específica de los muestreos de las descargas de la flota sardinera en los puertos de Bahía Magdalena, Mazatlán y Guaymas.	36
Figura 5	Estructura de tallas de <i>O. libertate</i> en las costas del noroeste de México (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.	38
Figura 6	Estructura de pesos de <i>O. libertate</i> en las costas del noroeste de México (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.	40
Figura 7	Relación longitud-peso e intervalos de confianza de <i>O. libertate</i> en las costas del noroeste de México (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas). Los círculos representan a los datos observados, la línea sólida el modelo potencial parametrizado con los estimados <i>a</i> y <i>b</i> de cada	42

zona, y la línea punteada a los intervalos de confianza al 95%.

- Figura 8 Diagrama de dispersión de la proporción de organismos maduros/inmaduros por intervalo de talla y curvas descritas por el modelo logístico de Lysack en la estimación del parámetro  $L_{50}$  de *O. libertate* por zona de pesca. 44
- Figura 9 Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo logístico de Lysack ajustado a la proporción maduros/inmaduros por intervalo de longitud de *O. libertate* por zona de pesca (A, B= Bahía Magdalena, C, D= Mazatlán y E, F= Guaymas). 45
- Figura 10 Importancia relativa de los grupos de edad en la captura de *O. libertate* por zona de pesca en las costas noroeste de México (A=Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas). 47
- Figura 11 Porcentaje mensual de otolitos con borde opaco (barra clara) y borde hialino (barra obscura) de *O. libertate* por zona de pesca (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C= Guaymas). 48
- Figura 12 Diagrama de dispersión de los datos edad-talla obtenidos a partir de la lectura de marcas de crecimiento y curvas descritas por el modelo de crecimiento individual promedio de *O. libertate* por zona de pesca (A=Bahía Magdalena, B=Mazatlán y C= Guaymas). 52
- Figura 13 Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para *O. libertate* por zona de pesca (A, B, C=Bahía Magdalena, D, E, F= Mazatlán y G, H, I= Guaymas). 53

Figura 14	Estructura de tallas de <i>O. medirastre</i> del sur del Golfo de California (Mazatlán). La curva representa la función de densidad de una distribución normal.	55
Figura 15	Estructura de pesos de <i>O. medirastre</i> del sur del Golfo de California (Mazatlán). La curva representa la función de densidad de una distribución normal.	55
Figura 16	Relación longitud-peso e intervalos de confianza de <i>O. medirastre</i> en el sur del Golfo de California (Mazatlán). Los círculos representan a los datos observados, la línea sólida representa el modelo potencial parametrizado con los valores de los parámetros $a$ y $b$ , y la línea punteada representa los intervalos de confianza al 95% de confianza.	56
Figura 17	Diagrama de dispersión de la frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla de <i>O. medirastre</i> y curva descrita por el modelo logístico de Lysack. La línea horizontal señala el 50% de la proporción acumulada, la línea vertical señala el valor de $L_{50}$ sobre la abscisa (Mazatlán).	57
Figura 18	Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo logístico de Lysack ajustado los datos de la frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla de <i>O. medirastre</i> de la zona sur del Golfo de California (Mazatlán).	58
Figura 19	Importancia relativa de los grupos de edad en la captura de <i>O. medirastre</i> en la zona sur del Golfo de California (Mazatlán).	59
Figura 20	Porcentaje mensual de otolitos con borde opaco (barra clara) y borde hialino (barra oscura) de <i>O. medirastre</i> en el sur del Golfo de California (Mazatlán).	59

Figura 21	Diagrama de dispersión de los datos edad-talla obtenidos a partir de la lectura de marcas de crecimiento y curva descrita por el modelo de crecimiento individual promedio de <i>O. medirastre</i> del sur del Golfo de California (Mazatlán).	61
Figura 22	Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para <i>O. medirastre</i> (Mazatlán).	62
Figura 23	Estructura de tallas de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A=Mazatlán y B=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.	63
Figura 24	Estructura de pesos de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A=Mazatlán y B=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.	65
Figura 25	Relación longitud peso e intervalos de confianza de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A= Mazatlán y B=Guaymas). Los círculos representan a los datos observados, la línea sólida representa el estimado del modelo potencial y las líneas punteadas representan los intervalos al 95% de confianza.	66
Figura 26	Diagrama de dispersión de la frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla y curvas descritas por el modelo logístico de Lysack en la estimación del parámetro $L_{50}$ de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A= Mazatlán y B= Guaymas).	67
Figura 27	Perfiles de verosimilitud del ajuste de los parámetros del modelo logístico de Lysack a los datos de frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A,B= Mazatlán y C,D= Guaymas).	68

Figura 28	Importancia relativa de los grupos de edad en la captura de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A= Mazatlán y B=Guaymas).	69
Figura 29	Porcentaje mensual de otolitos con borde opaco (barra clara) y borde hialino (barra obscura) de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A= Mazatlán y B= Guaymas).	70
Figura 30	Diagrama de dispersión de los datos edad-talla obtenidos a partir de la lectura de marcas de crecimiento y curvas descritas por el modelo de crecimiento individual promedio de <i>O. bulleri</i> en el Golfo de California (A=Mazatlán y B=Guaymas).	72
Figura 31	Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para <i>O. bulleri</i> en el sur del Golfo de California (A,B,C= Mazatlán y D,E,F= Guaymas).	73
Figura 32	Serie histórica de captura del stock de sardina crinuda en el Golfo de California. Promedios de capturas representados con línea sólida, y desviación estándar con línea punteada.	75
Figura 33	Serie histórica de captura del stock de sardina crinuda en la Costa occidental de BCS. Promedios de capturas representados con línea sólida y desviación estándar con línea punteada.	76
Figura 34	Diagrama de dispersión de los pares de valores $r$ y $k$ seleccionados (A-Golfo de California y B- Costa occidental de Baja California Sur).	78
Figura 35	Simulación de los puntos de referencia objetivo, estimados a partir de los pares de valores de $r$ y $k$ aceptado para la población de sardina crinuda en el Golfo de California, y	79

gráfico comparativo de los rendimientos de la pesquería y el máximo rendimiento sostenible estimado.

- Figura 36 Simulación de los puntos de referencia objetivo estimados a partir de los pares de valores de  $r$  y  $k$  seleccionados para el stock de sardina crinuda capturado en la Costa occidental de Baja California Sur y gráfico comparativo de los rendimientos de la pesquería y el máximo rendimiento sostenible estimado. 81
- Figura 37 Serie histórica de biomasa explotable de sardina crinuda estimada para el Golfo de California (Media geométrica representada con línea punteada, percentiles 2.5% y 97.5% representados con línea sólida negra y  $B_{MRS}$  representada con línea sólida gris). 83
- Figura 38 Serie histórica de biomasa explotable de sardina crinuda estimada para la Costa occidental de BCS. Media geométrica representada con línea punteada, percentiles 2.5% y 97.5% representados con línea sólida negra y  $B_{MRS}$  representada con línea sólida gris. 84

## Lista de tablas

		Pagina
Tabla 1	Escala empírica de madurez sexual para hembras de desovadores parciales (Adaptada de Holden & Raitt, 1975)	22
Tabla 2	Modelos de crecimiento individual evaluados mediante un enfoque múltimodelo en la sardina crinuda.	26
Tabla 3	Porcentaje de organismos por especie capturados en cada zona de pesca, durante 2012-2017.	36
Tabla 4	Valores de significación del análisis Post hoc de la comparación de las tallas de <i>O. libertate</i> entre zonas de pesca.	38
Tabla 5	Valores de significación del análisis Post hoc de la comparación del peso total de <i>O. libertate</i> entre zonas de pesca.	40
Tabla 6	Valores del estadístico $F$ y de significación ( $P$ ) resultantes de los análisis de covarianza pareados de la relación longitud-peso de <i>O. libertate</i> entre zonas de pesca de las costas del noroeste de México.	42
Tabla 7	Valores de los parámetros de crecimiento individual de la sardina crinuda <i>Opisthonema libertate</i> para cada modelo evaluado, por zona de pesca.	48
Tabla 8	Valores de los parámetros de crecimiento individual de la sardina crinuda <i>O. medirastre</i> para cada modelo evaluado (Mazatlán).	58
Tabla 9	Valores de los parámetros de crecimiento individual de la sardina crinuda <i>O. bulleri</i> en el sur del Golfo de California (Mazatlán y Guaymas).	69

Tabla 10	Datos de entrada del modelo Catch-MSY. Tasa de crecimiento poblacional ( $r$ ), Capacidad de carga ( $k$ ), nivel de depleción en el primer y último año de la serie de captura ( $B/k$ ), mortalidad natural ( $M$ ).	75
Tabla 11	Datos de posición de los parámetros del modelo de Schaefer (1954) y puntos de referencia objetivo estimados para el stock de sardina crinuda en el Golfo de California.	68
Tabla 12	Datos de posición de los parámetros del modelo de Schaefer (1954) y puntos de referencia objetivo estimados para el stock de sardina crinuda en la Costa occidental de baja California Sur.	79

## GLOSARIO

**Asíntota:** Recta que prolongada indefinidamente se acerca a una curva sin llegar nunca a tocarla.

**Banda hialina:** Banda concéntrica depositada en estructuras duras, asociada a períodos de crecimiento lento e integrada principalmente por una porción de materia orgánica en forma de proteína (otolina). También llamada banda traslúcida.

**Banda Opaca:** Banda concéntrica depositada en estructuras duras, asociada a períodos de crecimiento rápido e integrada principalmente por una porción de materia inorgánica (carbonato de calcio).

**Biomasa:** Peso de un individuo o grupo de individuos en una población.

**Biomasa virgen:** Biomasa del stock no explotado o en ausencia de mortalidad por pesca.

**Capacidad de carga:** Capacidad del ambiente para mantener el stock que vive en ella. Teóricamente es el límite de la biomasa que puede ocupar un lugar definido.

**Captura:** Cantidad de peces extraídos y se expresa en términos de peso vivo o número de individuos.

**Crecimiento alométrico:** La alometría en el crecimiento, se refiere al crecimiento diferencial de diferentes partes del cuerpo.

**Crecimiento isométrico:** Aumento proporcional del tamaño de las diferentes partes de un organismo a la misma velocidad durante el crecimiento.

**Criterio de información de Akaike:** Método de confrontación que permite identificar el modelo que mejor se ajusta a un set de datos a partir de la confrontación de una serie de modelos candidatos siguiendo el principio de parsimonia, considera el valor de verosimilitud o suma de residuos al cuadrado como bondad de ajuste y otorga una penalización a cada modelo en función del número de parámetros.

**Grupo de edad:** Conjunto de peces con la misma edad y número de marcas de crecimiento en sus estructuras duras

**Longitud media de madurez sexual:** longitud a la cual el 50% de las hembras de una población se encuentran en fase de maduración

**Verosimilitud:** Método de ajuste no lineal utilizado para inferir acerca del valor de los parámetros de un modelo mediante un algoritmo de búsqueda directa a partir de la diferencia entre valores observados y valores esperados.

**Máximo rendimiento sostenible (MRS):** Máxima captura anual promedio que puede ser extraída por períodos largos de tiempo sin afectar la productividad del stock

**Modelo:** Expresión matemática que contiene variables que explican el comportamiento de un fenómeno (por ejemplo, cambios en abundancia de un stock). Un modelo determinístico intenta describir el fenómeno en su totalidad, sin considerar ningún tipo de error, mientras que un modelo estocástico contiene términos de efectos inexplicables o azarosos.

**Modelo de biomasa dinámica:** Modelo de biomasa que simplifica todos los aspectos de la dinámica poblacional (reclutamiento, crecimiento y mortalidades) en una función única, donde el stock se considera biomasa no diferenciada. Tienen como objetivo, determinar el nivel óptimo de esfuerzo al cual se obtiene el máximo rendimiento sostenible y demás puntos de referencia objetivo (PROs). También son llamados modelos de producción excedente.

**Mortalidad:** Se define como la tasa instantánea a la que los individuos mueren. La mortalidad total ( $Z$ ) se divide en mortalidad por pesca ( $F$ ) y mortalidad natural ( $M$ ). Cuando ambos tipos de mortalidad se expresan como tasas instantáneas, la mortalidad total es simplemente la suma de ambas. La mortalidad por pesca se expresa como la cantidad relativa de peces que son capturados. La mortalidad natural incluye tanto las causas naturales (depredación o enfermedades) como las no naturales (contaminación, alteración del hábitat, etc.).

**Parámetros poblacionales:** Abstracción numérica de características que describen a una población, obtenidos a partir del cálculo estadístico o matemático a partir de una muestra seleccionada al azar de una población dada. Estos, caracterizan a cada población y son la consecuencia de cómo ha transcurrido su ciclo de vida. (e.g. crecimiento, mortalidad, reproducción, abundancia). También son llamados parámetros de historia de vida.

**Puntos de referencia objetivo (PROs):** Herramientas de manejo enfocadas a la ordenación pesquera, conservación del recurso y estabilidad pesquera.

**Stock:** Grupo de individuos con tasas vitales homogéneas, donde los reclutas son producidos por los peces adultos del mismo grupo, y se esperaría que cada uno de estos grupos respondan de manera particular a la presión de la pesca y del ambiente. En algunos casos un stock también es considerado a un grupo organismos de la misma especie localizado en cierta área y capturado por una pesquería en particular.

## RESUMEN

Entre los recursos pesqueros mas importantes de México están los pelágicos menores, que representan hasta el 30% de la captura total anual y 10% del valor económico del sector. De entre estos peces pelágicos, se destacan tres especies de sardina, *Opisthonema libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*. Los reportes oficiales las agrupan genéricamente como sardina crinuda. No obstante, la presión de pesca sobre este recurso, la información específica biológico-pesquera y de parámetros poblacionales es escasa para fortalecer la evidencia fenotípica de una población estructura en stocks de sardina crinuda en las costas mexicanas del Pacífico Oriental y Golfo de California. Además, se carece de puntos de referencia objetivo y no existen estimados del esfuerzo pesquero o captura anual recomendada, lo cual, aunado a la presión ambiental, podría estar repercutiendo en los actuales rendimientos y afectando la tendencia a largo plazo. En el presente trabajo, se analizó información biológica recolectada de 2012 a 2017 y la serie histórica de capturas de 1972 a 2018. Se estimaron y compararon por zona de pesca, los parámetros poblacionales de las 3 especies de sardina crinuda (Bahía Magdalena, BM; Mazatlán, MZT; y Guaymas, GYMS). Las sardinias crinudas fueron identificadas taxonómicamente, se les realizaron biometrías, identificación sexual y se extrajeron los otolitos. Por especie, se estimaron y evaluaron las diferencias en la estructura de tallas, estructura de pesos, relación longitud-peso, se determinó la edad y periodicidad de formación de las marcas de crecimiento, se estimó el modelo de crecimiento promedio utilizando un enfoque múltimodelo y criterio de información de Akaike. Finalmente, se estimó la biomasa histórica y se analizó el estado del recurso crinuda, esto debido a que los reportes de captura no discriminan especie. La comparación de los parámetros poblacionales entre zonas de pesca, fortalecen la evidencia de una población estructurada en stocks para *O. libertate* (BM, MZT y GYMS), para *O. medirastre* y *O. bulleri*, con base en la expresión fenotípica del presente estudio, se identificaron: una unidad poblacional para *O. medirastre* asociado a MZT, y dos unidades poblacionales *O. bulleri* asociadas a MZT y GYMS respectivamente. Para la estimación de biomasa y análisis del estado del recurso crinuda, se consideraron dos stocks pesqueros, uno en el Golfo de California (zona de pesca de MZT y GYMS) y otro en la costa occidental de Baja California Sur (zona de pesca de BM), lo anterior en respuesta a la dinámica de las flotas sardineras que operan en la región. Para el Golfo de California, se estimó una biomasa explotable de 718,778 t para 1972 y 422,738 t para 2019, este stock pesquero, de acuerdo con el análisis del estado del recurso se encuentra justo en el punto de plena explotación. Para la costa occidental de Baja California Sur, se estimó una biomasa explotable de 61,830 t para 1981 y 32,393 t para 2019, y de acuerdo con el análisis del estado del recurso, producto del decremento acelerado de la biomasa en los últimos años, este stock se encuentra en un punto muy cercano a plena explotación. Por tanto, se considera adecuado implementar un seguimiento anual de las estimaciones de biomasa, usando la metodología empleada en el presente trabajo de tesis, para monitorear el estado de manera efectiva del recurso crinuda, y evitar que los rendimientos de la pesquería no sobrepasen el potencial de recuperación de los stocks.

## ABSTRACT

Among the most important fishery resources in México are small pelagic fish which account for up to 30% of the annual catch and 10% of the sector's economic value. Among these pelagic fish, three species of sardines stand out; *Opisthonema libertate*, *O. medirastre*, and *O. bulleri*. Official reports named them generically as sardina crinuda. However, fishing pressure on this resource, specific biological-fisheries information and population parameters are scarce to strengthen the phenotypic evidence of a population structure in stocks of sardina crinuda on the Mexican coasts of the Eastern Pacific and the Gulf of California. In addition, objective benchmarks are lacking and there are no estimates of recommended fishing effort or annual catch, which, coupled with environmental pressure, could be affecting current yields and affecting the long-term trend. In this work, it analyzed biological information collected from 2012-2017 and the historical series of catches from 1972-2018. The population parameters of the 3 species of sardina crinuda (Magdalena Bay, BM; Mazatlán, MZT; and Guaymas, GYMS) were estimated and compared by fishing zone. Sardina crinuda were taxonomically identified, biometrics, sexual identification, and otoliths were extracted. By species, differences in size structure, weight structure, length-weight relationship were estimated and evaluated, age and periodicity of growth mark formation were determined, the average growth model was estimated using a multimode approach and Akaike information criteria. Finally, the historical biomass was estimated and the state of the crinuda resource was analyzed because the catch reports do not discriminate species. The comparison of the population parameters between fishing zones strengthens the evidence of a population structured in stocks for *O. libertate* (BM, MZT, and GYMS); for *O. medirastre* and *O. bulleri*, based on the phenotypic expression of the present study, a population unit for *O. medirastre* associated with MZT was identified, and for *O. bulleri* two population units associated with MZT and GYMS respectively. For the biomass estimation and analysis of the state of the crinuda resource, two fishing stocks were considered, one in the Gulf of California (fishing zone of MZT and GYMS) and another in the western coast of Baja California Sur (BM fishing zone), the above in response to the dynamics of sardine fleets operating in the region. For the Gulf of California, exploitable biomass of 718,778 t was estimated for 1972 and 422,738 t for 2019, this fishing stock, according to the analysis of the state of the resource is right at the point of full exploitation. For the western coast of Baja California Sur, an exploitable biomass of 61,830 t for 1981 and 32,393 t for 2019 was estimated, and according to the analysis of the state of the resource, product of the accelerated decrease of biomass in recent years, this stock It is at a point very close to full exploitation. Therefore, it is considered appropriate to implement annual monitoring of the estimates of biomass, using the methodology used in this thesis, to monitor the status of the crinuda resource effectively, and avoid that the fishery yields do not exceed the stock recovery potential.

## 1.INTRODUCCIÓN

Entre los recursos pesqueros mas importantes de México están los pelágicos menores, estos son peces de tamaño no mayor de 30 cm de longitud estándar (LE), habitan en zonas costeras y se agrupan en cardúmenes (Rodríguez-Sánchez *et al.*, 1996). El aprovechamiento en el país inició en 1929 mostrando bajos niveles de captura debido a la poca demanda para el consumo humano y reducida capacidad de acarreo de la flota (DOF, 2012). Cambios en la demanda nacional e internacional y crecimiento en número y tecnología de las embarcaciones pesqueras, han llevado a los rendimientos de esta pesquería a representar el 30% de la captura anual de los recursos pesqueros y 10% del valor económico del sector en México (Nevárez-Martínez *et al.*, 2014).

Los peces pelágicos menores están integrados por diversas especies de sardinas, anchovetas y otros grupos (SAGARPA, 2012; Nevárez-Martínez *et al.*, 2014). Sin embargo, destaca por su importancia relativa la sardina monterrey (*Sardinops sagax*), que representa 58.5% de las capturas totales de peces pelágicos menores en el país (SAGARPA, 2012). La pesquería, y en consecuencia la investigación se ha centrado principalmente en la sardina monterrey (Nevárez-Martínez, 2000; Quiñonez-Velázquez *et al.*, 2000; Morales-Bojórquez, 2006; Félix-Uraga, 2006). Desde inicios del siglo XXI, la biomasa de sardina monterrey en las costas del Pacífico Oriental ha disminuido considerablemente, primero en Canadá, después en Estados Unidos y desde 2012 en México. Zwolinski & Demer (2012) sugieren que los descensos en biomasa del stock de sardina del Pacífico en California se relacionan a fracasos del reclutamiento, debido a que la población adulta se ha visto limitada para alcanzar las zonas de alimentación en verano.

Por consiguiente, la flota pesquera mexicana está dirigiendo su esfuerzo sobre otros pelágicos menores, donde sobresale el género *Opisthonema*, integrado por cinco especies, distribuidas en aguas costeras tropicales y subtropicales del continente americano (Berry & Barrett, 1963). En el Océano Pacífico se distribuyen 4 especies, *Opisthonema libertate*, *O. medirastre*, *O. bulleri*, y *O. berlangai*, las primeras tres se

distribuyen desde la parte media de la costa occidental de la Península de Baja California, incluyendo el Golfo de California, hasta Ecuador (Whitehead & Rodríguez-Sánchez, 1995; Berry & Barrett, 1963), mientras que *O. berlangai* está restringida a los alrededores de las islas Galápagos y es la única especie del género *Opisthonema* presente en ésta zona (Berry & Barrett, 1963). En el Océano Atlántico se distribuye la especie *Opisthonema oglinum*, desde el sur de Brasil hasta el sur del Golfo de Maine, incluyendo Golfo de México y Caribe (Cervigón & Bastida, 1974). En las costas mexicanas del Océano Pacífico se capturan tres especies de este género (*O. libertate*, *O. mdirastre* y *O. bulleri*), las cuales son reportadas genéricamente como sardina crinuda, debido a que son externamente similares, requiriéndose claves taxonómicas para su identificación (Berry & Barret, 1963).

Las capturas de este recurso en las costas mexicanas del Océano Pacífico, se realizan en tres zonas: costa occidental de Baja California Sur (BCS), Golfo de California, al norte de Sinaloa, y costas de Sinaloa hasta norte de Jalisco. Actualmente la sardina crinuda ocupa el 2do lugar en importancia del total de las capturas de pelágicos menores en México (SAGARPA, 2012).

En la Carta Nacional Pesquera (SAGARPA, 2017) no se incluye una ficha específica para sardina crinuda, simplemente forma parte del grupo multiespecífico de pelágicos menores, integrado por: sardina monterrey, anchoveta, sardina crinuda, macarela, bocona, sardina japonesa, charrito y sardina piña, donde los puntos de referencia estimados y la tasa de explotación recomendada corresponde a este conjunto multiespecífico dominado por la sardina Monterrey, dejando de lado la estimación de puntos de referencia objetivo de la pesquería por especie, que permitan una explotación efectiva y adecuada de las especies que integran el recurso pelágicos menores.

La regulación del aprovechamiento de la sardina crinuda inicia con la publicación de la norma oficial mexicana *NOM-003-PESC-1993* (DOF, 1994), limitando el esfuerzo de pesca de manera general en el noroeste de México, donde tres flotas pesqueras,

una con base en Bahía Magdalena, otra en Mazatlán, y la tercera en Guaymas, explotan este recurso ejerciendo una presión de pesca diferente sobre cada zona. Además, se definió como única medida de manejo, permitir que el 30% de la captura anual estuviera por debajo de la talla mínima (160 mm de longitud estándar, LE). Talla mínima que actualmente se considera desactualizada ya que fue estimada hace más de 30 años. También, en la norma mencionada, se dejaba abierta la posibilidad para el establecimiento de vedas temporales, y se estableció un tamaño máximo en la longitud de las redes, para evitar capturas que no puedan ser aprovechadas en su totalidad. Posteriormente, en 2012 se publica el Plan de Manejo Pesquero para la Pesquería de Pelágicos Menores (DOF, 2012) donde se define un enfoque de manejo precautorio (DOF, 2012) definiendo una captura biológicamente aceptable en referencia al rendimiento máximo sostenible, y recientemente, se publica la actualización de la norma oficial NOM-003-SAG/PESC-2018, donde para la sardina crinuda se establece que la talla mínima de captura debe ser re-estimada periódicamente, y se acepta un máximo del 20% de la captura total anual de peces por debajo de la talla mínima estimada (DOF, 2019).

Sin embargo, aunque en México la sardina crinuda se explota desde hace más de 4 décadas y la tendencia en las capturas ha sido positiva (Jacob-Cervantes, 2010; SAGARPA, 2012), con rendimientos fluctuando alrededor de 100,000 t anuales de 2003 a la fecha (Fig. 1), la cantidad de trabajos que abordan el estudio por especie sobre las relaciones biométricas y parámetros poblacionales es escasa. Incluso, la información biológico-pesquera sobre este recurso es limitada y en la mayoría de los trabajos se asume que las muestras corresponden a *O. libertate* por ser la especie más abundante en las capturas (Ruiz & Lyle, 1992, Jacob-Cervantes, 2010), sin utilizar criterios de identificación, generando así, incertidumbre sobre la posible mezcla de especies (*O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*) en los resultados de la literatura existente.

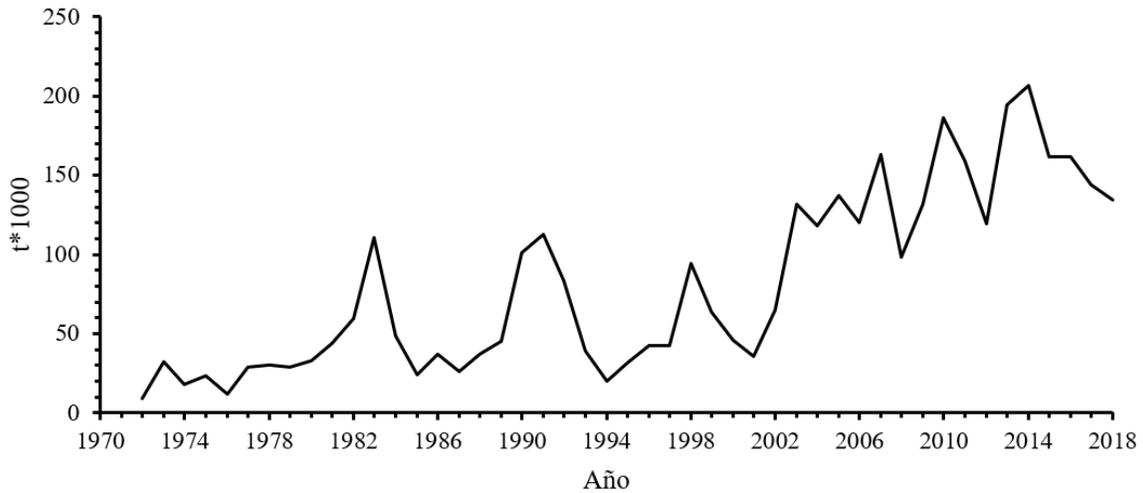


Figura 1. Serie histórica de capturas de sardina crinuda en las costas del noroeste de México.

Esta situación ha derivado en que las estimaciones de los parámetros poblacionales obtenidos previamente, por diferentes autores, sean inespecíficas y no puedan ser utilizados en el análisis de la estructura poblacional, identificación de stocks y estimaciones de biomasa. De acuerdo con Ricker (1981), para diseñar medidas de manejo en una pesquería donde se explotan varios stocks, es vital entender la estructura poblacional del recurso, esto, debido a que un stock debe ser tratado independientemente de otros stocks, considerando a cada uno como un grupo de individuos con tasas vitales homogéneas, donde los reclutas fueron producidos por los peces adultos del mismo grupo (Cadrin *et al.*, 2005), y se esperaría que estos respondan de manera diferente a la presión de la pesca (Saila & Martin, 1985). Además, dentro del contexto del análisis de la dinámica de poblaciones y evaluación de stocks, es fundamental cuantificar periódicamente la abundancia de los recursos de interés, ya sea en número de organismos o términos de biomasa.

Finalmente, estas cuantificaciones deben realizarse por stock, y permitirán conocer una cantidad de aspectos esenciales de las poblaciones, tales como: El estado de “salud”, el nivel de explotación, entender la respuesta a la presión de la pesca, predecir cambios en niveles de biomasa y realizar sugerencias sobre el manejo de

los recursos, para lograr un óptimo aprovechamiento de estos, permitiendo así que se cumpla el objetivo de la evaluación de los recursos pesqueros.

En el presente trabajo de tesis se aborda el análisis de la estructura poblacional de *Opisthonema libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri* capturadas en las costas mexicanas del Océano Pacífico Oriental, con la finalidad de definir biológicamente a los posibles stocks o unidades poblacionales de cada especie, asociados a las zonas de pesca de la flota sardinera del noroeste de México. Además, plantea evaluar y estimar de puntos de referencia objetivo (PRO) por stock. Para lograr el presente objetivo se utilizaron relaciones biométricas, parámetros poblacionales y un modelo de biomasa dinámica. Los primeros, permiten analizar y comparar las diferencias en la dinámica de los stocks por especie y el último, permite realizar una estimación histórica del comportamiento de la biomasa, PRO, así como conocer el estado actual del recurso.

## 2.ANTECEDENTES

La sardina crinuda es un conjunto de 5 especies de peces pelágicos marinos pertenecientes a la familia Clupeidae, comúnmente llamada sardina crinuda, sardina gallera, machuelo de hebra, arenque de hembra, machete y pinchagua. El género fue descrito por Gill (1861) y de acuerdo con el Sistema Integrado de Información Taxonomica (ITIS por sus siglas en inglés), la clasificación de estas es la siguiente:

**Reino:** Animalia

**Phylum:** Chordata

**Subphylum:** Vertebrata

**Superclase:** Actinopteryggi

**Clase:** Teleostei

**Orden:** Clupeiformes

**Familia:** Clupeidae

**Género:** *Opisthonema* (Gill, 1861)

**Especie:** *libertate* (Günther, 1867)

**Especie:** *medirastre* (Berry & Barret, 1963)

**Especie:** *bulleri* (Reagan, 1904)

**Especie:** *berlangai* (Berry & Barret, 1963)

**Especie:** *oglinum* (Lesueur, 1818)

Las características distintivas de las especies son: cuerpo lateralmente comprimido, angostándose ventralmente hasta terminar en una hilera de escudetes. Perfil ventral del cuerpo más encorvado en el dorsal con la profundidad máxima generalmente entre el origen de las aletas dorsal y pélvica. Parte superior de la cabeza ligeramente rugosa. Hocico moderadamente puntiagudo y mandíbula inferior levemente proyectada. Presencia de pre-maxilares cortos con maxilares ocupando la mayor distancia trasversal de la abertura bucal. Línea media ventral del cuerpo formada por escudetes endurecidos con espinas, que se extiende de la garganta a la

abertura anal (17-19 pre-pélvicas, 14-17 post-pélvicas y 23-35 en total). Escamas cicloideas que cubren el cuerpo, se extienden sobre la aleta caudal y se ausentan en la cabeza. Aleta dorsal insertada aproximadamente a la distancia media entre la punta del hocico y la base de la aleta caudal. Penúltimo radio cerca del doble de la longitud del radio que le precede y el último radio grueso en la base, a manera de filamento cónico, alargado y cuyo diámetro decrece progresivamente hasta terminar en punta, extendiéndose hasta cerca de la base de la aleta caudal, alcanzando entre el 31-47 % de la LE. Aleta caudal profundamente horquillada con lóbulos puntiagudos. Coloración dorsal oscura de un tercio hasta un medio del cuerpo, cambiando poco a poco hasta tomar un color plateado en el lateral inferior y en el margen ventral (Berry & Barret, 1963).

La explotación de sardina crinuda en México incia en 1963 en Bahía Magdalena, BCS, poco tiempo después, la pesquería se extendió al Golfo de California, con reportes desde 1968 para la costa de Sonora y desde 1972 para las costas de Sinaloa. La evidencia sugiere que el recurso crinuda es dominado por *O. libertate*, y que la importancia de las otras especies de este género en la captura es reducida. Los registros de arribo de pesca oficiales, no permiten corroborar lo anterior, ya que en los desembarques no se discrimina entre especies y se registra bajo el nombre de crinuda, y a pesar de que la sardina crinuda es un recurso sometido a una presión de pesca constante en el país desde hace varias décadas, la mayoría de los trabajos realizados a la fecha abordan aspectos de: Desarrollo de claves y criterios de identificación taxonómica (Berry & Barret, 1963, Rodríguez-Sánchez, 1989, Torres-Ramírez, 2004), validación de la existencia de las especies del género *Opisthonema* en México (Hedgecock *et al.*, 1988, Pérez-Quiñonez, 2014), aspectos bioecológicos (Rodríguez-Domínguez, 1987), y en su minoría el análisis de parámetros poblacionales (Ruiz-Domínguez, 2018, Carmona & Alexandres, 1994, Gallardo-Cabello *et al.*, 1993, García-Gómez & Molina, 1986) y estructura poblacional (Pérez-Quiñonez *et al.*, 2018), casi todos enfocados solo a *Opisthonema libertate*.

Los criterios taxonómicos para el reconocimiento de las especies de la sardina crinuda fueron establecidos por Berry & Barrett (1963), basados en la combinación de talla, zona de pesca, y número de branquiespinas en el hueso ceratobranquial del primer arco branquial. Para lo cual, los autores señalan que el número de branquiespinas incrementa con la talla hasta aproximadamente los 12 cm de longitud estándar, y de acuerdo con la ubicación geográfica, el número de branquiespinas decrece de norte a sur. En la costa mexicana del Océano Pacífico, el número de branquiespinas ceratobranquiales para *O. libertate* varía de 71 a 110, en *O. medirastre* de 50 a 69 y en *O. bulleri* entre 26 y 36.

García-Gómez & Molina (1986) estimaron los parámetros de crecimiento sin discriminar especie y usaron las escamas para determinar la edad, las muestras se obtuvieron de la captura comercial desembarcada en Guaymas, Sonora, durante 1976-1978 y 1985-1986. Identificaron 7 grupos de edad (0-6), además, comentan sobre la posibilidad de que exista más de un desove anual para este género, lo cual es producto de utilizar ejemplares de las 3 especies del complejo *Opisthonema*.

Rodríguez-Domínguez (1987) analizó información biológica y ecológica para las tres especies de crinuda en las costas de Sinaloa, durante las temporadas de pesca 1984-1985 y 1985-1986. Comenta que las especies presentan diferencias espaciales y temporales: *O. medirastre* y *O. bulleri* se capturan principalmente en la parte sur de Sinaloa y norte de Jalisco a inicio y fin de la temporada de pesca, respectivamente, *O. libertate* se captura en toda la zona de pesca durante toda la temporada y es la especie más abundante. También detectó diferencias en las temporadas de desove: *O. medirastre* desova en invierno y las otras dos especies desovan en verano, esto con base en la maduración gonádica; respecto a la alimentación, *O. libertate* consume principalmente fitoplancton y las otras dos especies zooplancton.

Hedgecock *et al.* (1988) verificaron la precisión diagnóstica del número de branquiespinas y confirmaron la validez taxonómica de las tres especies de

*Opisthonema*, para lo cual usaron una combinación de estudios electroforéticos, morfológicos, y análisis estadísticos multivariados con organismos provenientes de la región noroeste de México.

Rodríguez-Sánchez (1989) planteó un método de diferenciación taxonómica para *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri* basado en el conteo de branquiespinas y en la longitud del hueso ceratobranquial.

Romero-Ibarra & Esquivel-Herrera (1989) determinaron el espectro trófico de *Opisthonema libertate* mediante el análisis de contenidos estomacales de ejemplares capturados en Bahía Magdalena durante 1983-1984. Reportaron que el fitoplancton constituyó el 60% de los contenidos estomacales, donde *Rhizosolenia alata*, *Melosira sulcata* y *Guinardia fláccida* fueron las especies más frecuentes.

Jacob-Cervantes (1992) analizó los tractos digestivos de ejemplares de *Opisthonema libertate* capturadas en el Golfo de California durante 1987, para describir el régimen alimentario, identificando a las diatomeas como el componente más importante en la dieta, seguido de crustáceos pelágicos, huevos de peces y dinoflagelados.

Ruiz & Lyle (1992) analizaron las variaciones de la captura y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la sardina crinuda desembarcada en Mazatlán, Sinaloa, durante 1972-1990. Aplicaron métodos de regresión a la periodicidad de las fluctuaciones de ambas variables. El mayor error residual en los modelos se obtuvo en años que sucedieron al evento conocido como “El Niño”, pronosticando un descenso en las capturas del recurso. Las capturas durante 1991-1994 presentaron un considerable descenso respecto a temporadas previas y coincidió con “El Niño” 1991-1992.

Gallardo-Cabello *et al.* (1993) se refieren a *O. libertate* en su trabajo sobre la descripción del crecimiento individual, sin embargo, en el documento no se indica la

identificación de las especies del género *Opisthonema*, ellos detectaron 7 grupos de edad (1-7). Para la costa occidental de Baja California, en Bahía Magdalena, Carmona & Alexandres (1994), utilizaron por primera vez los otolitos para la determinación de la edad y describen el crecimiento de *O. libertate*, con datos de 1982-1988, donde se obtuvieron 5 grupos de edad (0-4).

Matus-Nivon (1994) describió el desarrollo de las primeras fases de vida de *Opisthonema libertate* en Bahía Magdalena. Para esto, realizaron una recolecta de huevos de *O. libertate* durante julio y agosto de 1986, los cuales se desarrollaron en laboratorio. A partir de estos, se describieron los caracteres morfométricos, merísticos, de pigmentación y de desarrollo osteológico.

Castro-González *et al.* (1996) determinaron la fecundidad de *Opisthonema bulleri* en el sur del Golfo de California utilizando muestras capturadas durante la temporada de pesca de 1993, la fecundidad media estimada fue de 39,893 ovocitos o 350 ovocitos por gramo de peso húmedo del organismo.

Perez-Ponce de León *et al.* (2000) analizaron la helmitofauna de *Harengula thrissina* y *O. libertate* de la bahía de Chamela, Jalisco. Identificaron que para *O. libertate* el nematodo *Pseudoterranova* sp es el más abundante en la especie y el órgano con mayor frecuencia de parasitación es el intestino.

Martínez-Pecero (2004) validó la edad y patrón de formación de marcas de crecimiento diarias en otolitos de larvas de *Opisthonema libertate* de las costas de Baja California Sur capturadas en 1986, identificando formación de una marca de crecimiento diaria a partir de la absorción del saco vitelino.

Torres-Ramírez (2004) propuso criterios complementarios para la identificación taxonómica de las especies de *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*, basados en la presencia-ausencia de espículas y ángulo de inserción de las branquiespinas en el hueso ceratobranquial del primer arco branquial.

Jacob-Cervantes (2010) presentó la estructura de tallas y estadios de madurez gonadal de *Opisthonema spp* desembarcada en Mazatlán, Sinaloa, durante 2008. El intervalo de tallas varió entre 118 y 200 mm de LE, y mostraron actividad reproductiva durante todo el año.

Vallarta-Zarate (2012) analizó la distribución y abundancia de *Opisthonema spp*, en cinco zonas administrativas-pesqueras en el sur del Golfo de California, con relación a los cambios en el ambiente durante 1997-2010. Utilizando la CPUE y como variables predictivas la temperatura superficial del mar (TSM), el índice de surgencia (IS) y el índice de turbulencia (IT). Identificó la mayor abundancia de sardina en las zonas centrales (III y IV), reportando una relación entre la estabilidad de las condiciones ambientales y el aumento de la abundancia de sardina crinuda, así como una relación entre la presencia del fenómeno “El niño” y la disminución de la abundancia de la sardina crinuda.

Jacob-Cervantes & Aguirre-Villaseñor (2014) estimaron la talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ ) de *Opisthonema libertate* del sur del Golfo de California con ejemplares capturados en 2011, para esto, evaluaron 5 modelos logísticos, donde el más adecuado fue Lysack, y la  $L_{50}$  estimada 135 mm LE y los intervalos de confianza van de 130 a 139 mm LE.

Pérez-Quiñonez (2014) utilizó marcadores genéticos (COI y ADN mitocondrial), así como morfometría geométrica, para confirmar diferencias genéticas y morfológicas entre las tres especies del género *Opisthonema*.

Martínez-Ochoa (2018) empleó un enfoque múltimodelo en la descripción del crecimiento de juveniles de *Opisthonema libertate* y analizó la relación de las fechas de nacimiento con variables ambientales, utilizando organismos capturados en el Golfo de California durante 2014 a 2015. Como resultado, identificó a von

Bertalanffy como el modelo más adecuado para describir el crecimiento y reportó picos de supervivencia en marzo y mayo para 2014, y de mayo a julio para 2015.

Finalmente, Pérez-Quiñonez *et al.* (2018) evaluaron la hipótesis de la existencia de una población estructurada por stocks de *Opisthonema libertate* en las costas mexicanas del Océano Pacífico Oriental, utilizando morfometría geométrica. Para esto, utilizaron muestras obtenidas de los tres puertos de descarga de la pesquería comercial (Bahía Magdalena, Mazatlán y Guaymas), como resultado, identificaron la presencia de tres morfotipos o stocks fenotípicos, cada uno asociado a un puerto de descarga. Convirtiéndose este en el primer trabajo en abordar el análisis de la estructura poblacional del género *Opisthonema*, el cual es un aspecto de primera importancia en el desarrollo de estrategias óptimas para lograr un manejo eficiente del recurso (Coyle, 1998).

La morfometría geométrica ha sido utilizada exitosamente, en la evaluación de la estructura poblacional de especies de pelágicos menores que comparten ciertas similitudes en las características biológicas y en algunas ocasiones co-existen con las especies objetivo de este trabajo (e.g. Kinsey *et al.*, 1994; Silva, 2003; Félix-Uraga *et al.*, 2005; Ramírez-Pérez, 2010). Sin embargo, Coyle (1998) comenta que un estudio exhaustivo sobre la identificación de stocks o análisis de la estructura poblacional, debe incluir diversos métodos que se relacionan con diferentes aspectos del concepto de stock, y debe proporcionar información adecuada sobre aspectos científico, pesqueros y de manejo.

Begg (2005) menciona que la comparación de parámetros poblacionales (historia de vida) entre grupos de peces, se ha utilizado ampliamente como una herramienta para la identificación de poblaciones, esto debido a la relativa facilidad de estimar estos parámetros, y a su doble funcionalidad como datos de entrada en la evaluación de stocks y gestión de estrategias de manejo. No obstante, Begg *et al.* (1999) menciona que la utilidad de estos parámetros para la identificación de stock disminuye en función de la complejidad del stock y del historial de explotación, pero

su aplicabilidad aumenta al examinar múltiples parámetros poblacionales, como se aborda en el presente trabajo.

Entonces, dado que una comprensión profunda de la estructura poblacional es crucial al delinear los límites de los stocks y al desarrollar regulaciones de manejo apropiadas (Kutkuhn, 1981; Grimes et al., 1987), en el presente trabajo se aborda esta problemática para *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri* en las costas del noroeste de México, a partir de la estimación y comparación de parámetros poblacionales por stock, previamente definidos a partir del análisis de la expresión fenotípica, empleando el conjunto de resultados en el desarrollo de una alternativa de manejo pesquero dinámico y con un enfoque precautorio.

### 3.JUSTIFICACION

El recurso sardina crinuda en México, se ha explotado desde hace más de 40 años y representa el 2<sup>do</sup> lugar en capturas de pelágicos menores. Hasta el momento, se carece de información biológico-pesquera y de parámetros poblacionales que refuercen la evidencia fenotípica de la presencia de 3 stocks de sardina crinuda en las costas mexicanas del Pacífico Oriental. Además, se carece de puntos de referencia objetivo y de estimados del esfuerzo pesquero o captura anual recomendada, lo cual podría estar repercutiendo en los rendimientos actuales y afectando el aprovechamiento a largo plazo.

Por tanto, es necesario utilizar diferentes enfoques para la obtención de información precisa sobre diversos parámetros poblacionales por especie en cada zona de pesca. Esto, permitiría obtener evidencia que refuerce o refute la presencia de una población estructurada de sardina crinuda en México, y al mismo tiempo se contaría con la información necesaria para evaluar al recurso y plantear un esquema de manejo adecuado.

Con base en lo anterior, se plantea estimar y comparar parámetros poblacionales de *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri* capturadas en las costas del noroeste de México, realizando posteriormente estimaciones de biomasa y un análisis del estado del recurso.

#### **4.HIPÓTESIS**

Las especies que integran el recurso sardina crinuda presentan diferencias biológicas (parámetros poblaciones o de historia de vida) entre áreas de pesca en las costas mexicanas del Océano Pacífico Oriental, las cuales son reconocibles a partir de la confrontación de estos, y pueden ser utilizados en la implementación de un método de evaluación dinámico del recurso que permita la estimación de puntos de referencia objetivo.

## 5.OBJETIVO GENERAL

Conocer la estructura específica poblacional del recurso crinuda (*Opisthonema libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*) en la costa noroeste de México, a través de la estimación y comparación de parámetros poblacionales. Además, estimar la biomasa, estado del recurso y puntos de referencia objetivo.

### 5.1 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Analizar la estructura de tallas y pesos por especie de sardina crinuda (*Opisthonema libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*) entre zonas de pesca en las costas del noroeste de México.
- Estimar la relación longitud-peso y talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ ) por especie de la sardina crinuda (*Opisthonema libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*).
- Utilizar un enfoque múltimodelo para describir el crecimiento por especie de la sardina crinuda (*Opisthonema libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*).
- Estimar parámetros poblacionales (mortalidad total, natural y por pesca) y tasa de explotación por especie de la sardina crinuda (*Opisthonema libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*).
- Estimar la biomasa histórica y puntos de referencia objetivo de los stocks de sardina crinuda identificados en las costas del noroeste de México, utilizando el modelo de producción excedente de Captura-MRS (Martell & Froese, 2013).

## 6. MATERIAL Y METODOS

### 6.1 Zona de estudio

El área de estudio se localiza sobre la costa noroeste de México, donde se localizan las zonas de pesca de las flotas de pelágicos menores, una de las zonas está delimitada entre las latitudes  $24^{\circ} 15'$  a  $27^{\circ} 50'$  N para la flota que realiza maniobras de pesca en la costa occidental de BCS, otra entre las latitudes  $25^{\circ} 50'$  a  $29^{\circ}$  N en la parte central del Golfo de California, y la tercera entre las latitudes  $20^{\circ}$  a  $26^{\circ}$  N, en el sur del Golfo de California (Fig. 2). Los puertos de descarga de estas flotas son: Adolfo López Mateos y San Carlos en la costa occidental de BCS, Guaymas y Yavaros en Sonora, y Mazatlán en el sur del Golfo de California.

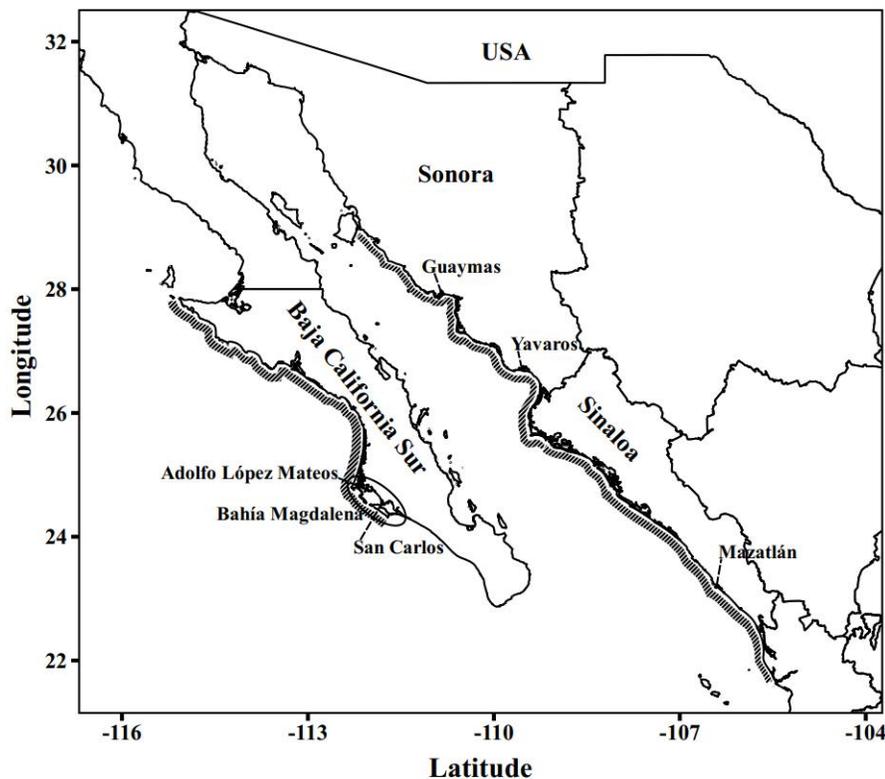


Figura 2. Área de estudio en las costas del noroeste de México. Localización geográfica de los puertos de descarga y zonas de pesca de la flota sardinera.

El área de estudio está influenciada por distintas masas de agua: la contracorriente Norecuatorial, la Corriente de California, corriente del Golfo de California y la masa de agua del Pacífico Tropical Oriental. La Corriente de California se caracteriza por

bajas temperatura y salinidad, esta fluye paralela a la costa norteamericana desde la Columbia Británica en Canadá hasta la península de BCS (Aguirre-Gómez, 2002), descendiendo hasta los 18° N de enero a febrero y los 15° N de marzo a junio, aunque el flujo al sur de Cabo San Lucas es divergente, una parte continua moviéndose hacia el sudeste dentro del Pacífico Oriental Tropical (Wyrtki, 1965), alcanzando la zona de transición en el sur del Golfo de California, donde las masas de agua superficiales en la región sur, son de tres tipos: a) agua fría de baja salinidad proveniente de la Corriente de California, b) agua templada y muy salina del Golfo de California y c) agua cálida de salinidad intermedia procedente del Pacífico Oriental (Aguirre-Gómez, 2002). Esta zona de transición se localiza más al sur durante el período invernal, cuando la Corriente de California es más intensa, mientras que en el verano cuando la contracorriente Norecuatorial predomina, se desplaza hacia el norte (Aguirre-Gómez, 2002). Así mismo, durante el verano la masa de agua del Pacífico Tropical Oriental, proveniente del sureste, penetra muy al interior del Golfo, limitando la influencia superficial de la Corriente de California en esta zona (Robinson, 1973).

En el interior del Golfo de California, durante el final del invierno y principios de primavera, los vientos geostróficos se intensifican e inducen el transporte de agua superficial al sur, generando surgencias a lo largo de la costa oriental. Por el contrario, durante el verano y principios del otoño, la estructura atmosférica es diferente, vientos cargados de humedad provocan precipitación en la costa oriental del Golfo, principalmente en la porción sur, induciendo el transporte de las aguas superficiales hacia el interior del Golfo y generando surgencias sobre la costa occidental (Molina-Cruz, 1986).

## **6.1 Muestreo**

Desde 2012 a 2017, se seleccionaron mensualmente, un mínimo de 30 ejemplares de las descargas comerciales de pelágicos menores en los puertos de Mazatlán, Sinaloa. De 2014 a 2015 en Guaymas y Yavaros, Sonora. Y de 2015 a 2016 en los puertos Adolfo López Mateos y San Carlos, BCS (Fig. 2). A cada organismo se le

registró la LE, longitud furcal (LF) y longitud total (LT) a una precisión  $\pm 1$  mm, el peso total (PT  $\pm 1$  g), se asignó el sexo por apreciación visual de las gónadas, y de acuerdo con la escala morfométrica propuesta por Holden & Raitt (1975), se determinó el estadio de madurez. Se consideraron cinco estadios de madurez gonadal: inmaduro (I), en desarrollo (II), en proceso de maduración (III), pre-desove (IV), y post-desove (V). Finalmente, se extrajo el primer arco branquial y los otolitos *sagitta*.

## 6.2 Identificación taxonómica

La identificación taxonómica de los organismos se realizó mediante las claves propuestas por Berry & Barret (1963) basados en el número de branquiespinas en el hueso ceratobranquial del primer arco branquial, y criterios complementarios como forma de la base y presencia-ausencia de espículas en las branquiespinas, y coloración del hueso ceratobranquial (Torres-Ramírez, 2004; Pérez-Quñonez *et al.*, 2018).

## 6.3 Estructura de tallas y pesos

La estructura de tallas y pesos fueron analizadas por especie, y se realizaron comparaciones entre zonas de pesca. Para esto, la LE se agrupó en intervalos de 1 cm y el PT en intervalos de 10 g. Se evaluó la normalidad de los datos utilizando una prueba Anderson-Darling (AD), y en función del resultado obtenido, en las comparaciones por especie entre zonas de pesca se utilizará estadística paramétrica o no paramétrica.

Además, se calculó el porcentaje de organismos por debajo de la talla mínima de captura para el complejo *Opisthonema* (160 mm LE) por especie por zona de pesca, con este propósito se emplea la siguiente fórmula:

$$\% \text{ org. } < 160\text{mmLE} = \frac{\# \text{ org } < 160 \text{ mm LE}}{\# \text{ total de organismos}} * 100$$

Donde:

$\% \text{ org.} < 160\text{mmLE}$ : Es el porcentaje de organismos en la muestra con longitud estándar inferior a la talla mínima de captura de sardina crinuda (160 mm LE).

$\# \text{ org} < 160 \text{ mm LE}$ : Es el número de organismos en la muestra con longitud estándar inferior a 160 mm LE.

$\# \text{ total de organismos}$ : Es el número total de organismos en la muestra.

#### 6.4 Relación longitud-peso

Para evaluar la proporcionalidad entre el peso y la longitud de la sardina crinuda (*O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*) se utilizó una ecuación potencial (Sparre & Venema, 1995):

$$PT = aLE^b$$

Donde:

PT: es el peso total.

LE: la longitud estándar.

$a$ : es el intercepto de la regresión.

$b$ : es el coeficiente de alometría, y define el tipo de crecimiento (isométrico  $b=3$ , alométrico  $b \neq 3$ ).

El modelo se ajustó a los datos (hembras y machos) por zona de pesca. Para la estimación de los parámetros  $a$  y  $b$ , los datos de LE y PT se linealizaron mediante una transformación logarítmica y posteriormente se realizó una regresión lineal utilizando el método de mínimos cuadrados.

Para determinar el tipo de crecimiento, se aplicó la prueba de isometría t-Student a la pendiente de la relación LE-PT (parámetro  $b$ ) con un nivel de confianza del 95% y bajo la hipótesis nula de que  $b=3$ . Si el valor del parámetro  $b$  no difiere estadísticamente de 3, el incremento en peso y en longitud es proporcional

(crecimiento isométrico), si es mayor a 3 el incremento en peso es mayor que el incremento en longitud (crecimiento alométrico positivo), si es menor a 3 el incremento en peso es menor que el incremento en longitud (crecimiento alométrico negativo).

El valor de  $t$  se obtuvo a partir de la fórmula (Walpole, 1982):

$$t = \frac{\beta_1 - \beta_2}{Sb}$$

Donde:

$t$ : es el estadístico  $t$  de Student.

$\beta_1$ : es el valor estimado de la pendiente (parámetro  $b$ ).

$\beta_2$ : el valor de 3 (crecimiento isométrico).

$Sb$ : el error típico del estimado.

### 6.5 Longitud media de madurez sexual ( $L_{50}$ )

La longitud media de madurez sexual ( $L_{50}$ ), definida como la longitud a la cual el 50% de las hembras de una población se encuentran en fase de maduración, fue estimada mediante el modelo logístico desarrollado por Lysack (1980).

$$P_i = \frac{1}{1 + \exp^{-\beta(L_{E_i} - L_{50})}}$$

Donde:

$P_i$ : es la proporción de hembras maduras en la clase de talla  $i$ .

$L_{E_i}$ : es la longitud estándar de la clase de talla  $i$ .

$L_{50}$ : es la longitud a la cual el 50% de las hembras están sexualmente maduras.

$\beta$ : es la tasa de cambio en longitud, del estado no reproductivo a reproductivo (Fontoura *et al.*, 2009).

Para la estimación de  $p_i$  se asumió una distribución binomial de la variable aleatoria (maduro/inmaduro). Las hembras que de acuerdo con las claves adaptadas de

Holden & Raitt (1975) (Tabla 1) fueron identificados en estadio III, IV y V fueron agrupados y consideradas “maduras”, las hembras identificadas en estadio I y II fueron agrupadas y consideradas “inmaduras”.

Tabla 1. Escala empírica de madurez gonadal para hembras de desovadores parciales (adaptada de Holden & Raitt, 1975)

Fase	Estado	Aspecto general
I	Inmaduro	Ovarios de aproximadamente 1/3 de la longitud de la cavidad abdominal, rosáceos y traslucidos. Ovocitos invisibles a simple vista.
II	Madurando o en recuperación	Ovarios de aproximadamente 1/2 de la longitud de la cavidad abdominal, rosáceos y traslucidos. Ovocitos invisibles a simple vista.
III	Maduro	Ovarios de aproximadamente 2/3 de la longitud de la cavidad abdominal, amarillosos-rosáceos con aspecto granular. Sin ovocitos transparentes o translucidos.
IV	Predesove	Ovarios de aproximadamente 2/3 de la longitud de la cavidad abdominal, amarillosos-rosáceos con vasos sanguíneos superficiales. Ovocitos maduros transparentes y visibles.
V	Postdesove	Ovarios de aproximadamente 1/2 de la longitud de la cavidad abdominal, flácidos. Pueden observarse restos de ovocitos opacos, oscurecidos o translucidos.

La proporción observada de hembras madura ( $p_i$ ) fue estimada para la clase de talla  $i$ , utilizando la siguiente ecuación:

$$P_i = \frac{m_i}{n_i}$$

Donde:

$m_i$ : es el número de hembras madura en la clase de talla i.

$n_i$ : es el tamaño de muestra en la clase de talla i (número total de hembras en la clase de talla i).

La estimación de los parámetros ( $\theta$ ) se realizó minimizando el negativo del logaritmo de verosimilitud utilizando el algoritmo de búsqueda directa de Newton (Neter *et al.*, 1996).

$$-\ln Ll = - \sum_{i=1}^n \left[ m_i * \ln \left( \frac{P_i}{1 - P_i} \right) + n_i + \ln(1 - P_i) + \ln \binom{n_i}{m_i} \right]$$

Donde:

$$\binom{n_i}{m_i} = \frac{n_i!}{((n_i - m_i) m_i!)}$$

Donde:

$m_i$  y  $n_i$  tienen el mismo significado que el descrito para la ecuación anterior.

En los casos donde la cantidad de datos no permitió asumir una distribución binomial para estimar  $L_{50}$ , la estimación se realizó ajustando el modelo a la frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla sin considerar a organismos inmaduros, minimizando el negativo del logaritmo de la máxima verosimilitud asumiendo una distribución normal mediante el algoritmo de búsqueda directa de Newton.

$$-\ln Ll = - \sum_{i=1}^n \ln \left( \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp \left( -\frac{(L_i - L_{est})^2}{2\sigma^2} \right) \right)$$

En ambos casos, la longitud media de madurez queda definida cuando la función logística alcanza el 50% de probabilidad de individuos maduros observados a ese intervalo de longitud ( $L_{50}$ ).

Los intervalos al 95% de confianza de los parámetros del modelo de lysack se estimaron a partir del cálculo del perfil de verosimilitud suponiendo una distribución  $\chi^2$ , con m grados de libertad (Polacheck *et al.*, 1993):

$$IC = 2 \left[ L\left(\frac{y}{p}\right) - L\left(\frac{y}{P_{est}}\right) \right] \leq \chi_{1,1-\alpha}^2$$

Donde:

$L\left(\frac{y}{p}\right)$  es el -logaritmo de la verosimilitud del valor más probable del parámetro y  $L\left(\frac{y}{P_{est}}\right)$  es el -logaritmo de la verosimilitud del parámetro dentro del perfil de verosimilitud.  $\chi_{1,1-\alpha}^2$  es el valor de la distribución  $\chi^2$  a un nivel de confianza 1-a (a= 0.05) y grados de libertad (gl=1).

## 6.6 Determinación de la edad

Del total de organismos identificados de cada especie por zona de pesca, se seleccionó una sub-muestra estratificada por talla, lo que garantizó incluir organismos de todo el intervalo de longitud. Previo a la observación de la estructura superficial de los otolitos, estos fueron horneados durante 15 minutos utilizando un horno de microondas convencional para hacer más evidentes las marcas de crecimiento. Este procedimiento, obscurece la banda hialina y aumenta el contraste con la banda opaca (Pentilla *et al.*, 1988). Posteriormente, los otolitos se digitalizaron con una video-cámara adaptada a un estereoscopio usando luz transmitida. La lectura de las marcas de crecimiento se realizó por dos lectores independientes que contaron el número de bandas hialinas de crecimiento. Cada marca de crecimiento se definió por una banda opaca y una hialina, las cuales fueron observadas como bandas oscuras y claras, respectivamente, bajo luz transmitida. Una marca de crecimiento se consideró estar completamente formada cuando el inicio de la siguiente banda fue observado.

Después del conteo de marcas de crecimiento, la precisión fue evaluada usando el porcentaje promedio de error (APE por sus siglas en inglés) propuesto por Beamish & Fournier (1981):

$$APE_j = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \left[ \frac{1}{R} \sum_{i=1}^R \frac{(x_{ij} - x_j)}{x_j} \right] * 100$$

Donde:

N es el número de organismos a los que se les determinó la edad.

R es el número de lecturas por estructura.

$x_{ij}$  es la  $i$ -ésima lectura de la  $j$ -ésima estructura.

$x_j$  es el promedio del número de marcas de crecimiento para la  $j$ -ésima estructura.

También, se calculó el coeficiente de variación (CV) con la misma notación y las mismas variables utilizadas en la ecuación (Chang, 1982):

$$CV = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \frac{\sqrt{\frac{1}{R} \sum_{i=1}^R \frac{(x_{ij} - x_j)^2}{R - 1}}}{x_j}$$

En ambos casos, los valores menores que el 10% fueron considerados adecuados (Morison *et al.*, 1998).

## 6.7 Periodicidad de formación de marcas de crecimiento

Para asignar una unidad de tiempo a las marcas de crecimiento, se analizó el porcentaje mensual del tipo de borde (opaco-hialino) de los otolitos, utilizando todos los grupos de edad identificados. Los valores máximos de bordes hialinos indican la formación de una marca de crecimiento.

## 6.8 Talla a edades menores a 1 año

Las pesquerías capturan los organismos más grandes de los grupos de edad más jóvenes. Por tanto, estos organismos sobre-representaran la talla promedio del grupo de edad cero, lo cual afecta negativamente la estimación del coeficiente de crecimiento. Para minimizar este sesgo, a los datos edad-talla de adultos exclusivamente de *O. libertate* obtenidos durante el transcurso de este trabajo, se incluyeron datos de talla y edad de 74 larvas de *O. libertate* (0.29–2.27 cm) criadas en el laboratorio (huevos se recolectados en bahía Almejas, Baja California Sur) (Matus-Nivón *et al.*, 1989) y datos de talla y edad de 96 juveniles de *O. libertate* (4.10–11.80 cm) recolectados por personal del Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) durante cruceros de investigación en el Golfo de California para obtener indicadores incipientes del éxito reproductivo de las especies de pelágicos menores (junio y noviembre de 2014, marzo y noviembre de 2015) (datos no publicados). A los datos edad-talla de adultos de *O. medirastre* y *O. bulleri* obtenidos a partir de la lectura de marcas de crecimiento, se agregó el dato de talla a la eclosión de *Opisthonema libertate* (4 mm a los 2 días de vida) (Matus-Nivón *et al.*, 1989).

## 6.9 Descripción del crecimiento individual

A *priori*, en función a la tendencia de los datos edad-talla, se seleccionaron cinco modelos para describir por especie el crecimiento individual de la sardina crinuda (Tabla 2): von Bertalanffy (3 parámetros), Gompertz, Logístico, Richards, y Schnute (tipo 1). Los cuales tienden a un valor asintótico de longitud en función a la edad.

Tabla 2. Modelos de crecimiento individual evaluados mediante un enfoque multimodelo en la sardina crinuda.

Modelo	Ecuación
von Bertalanffy	$LE_e = LE_\infty(1 - \exp(-k(t-t_0)))$
Gompertz	$LE_e = LE_\infty \exp(-\exp(-k(t-t_0)))$

Logístico	$LE_e = LE_\infty(1 + \exp^{-k(t-t_0)})^{-1}$
Richards	$LE_e = LE_\infty(1 - \exp^{-k(1-m)(t-t_0)})^{1/(1-m)}$
Schnute (a≠0, b≠0)	$LE_t = \left( y_1^b + (y_2^b - y_1^b) \frac{1 - \exp^{-a(t-t_1)}}{1 - \exp^{-a(t_2-t_1)}} \right)^{1/b}$

Las abreviaturas son:  $t_0$ , edad en el punto de inflexión (Gompertz y logístico) y edad a la longitud cero (von Bertalanffy, Richards y Schnute);  $k$ , coeficiente de crecimiento;  $L_\infty$ , longitud asintótica;  $m$ , parámetro adimensional;  $a$ , tasa de crecimiento relativa;  $b$ , constante inherente de la tasa de crecimiento;  $t_1$  y  $t_2$ , edad mínima observada ( $y_1$ ) y edad máxima observada ( $y_2$ ).

En el caso del modelo de crecimiento de Schnute (Tipo 1), una vez calculado los parámetros de este modelo, estos se utilizarán para calcular  $LE_\infty$  y  $t_0$  con las siguientes ecuaciones (Schnute, 1981):

$$LE_\infty = \left[ \frac{e^{at_2}y_2^b - e^{at_1}y_1^b}{e^{at_2} - e^{at_1}} \right]^{\frac{1}{b}}$$

$$t_0 = t_1 + t_2 - \frac{1}{a} \ln \left[ \frac{e^{at_2}y_2^b - e^{at_1}y_1^b}{y_2^b - y_1^b} \right]$$

Los estimadores de los parámetros de crecimiento ( $\theta$ ) se obtuvieron al ajustar los modelos al total de datos edad-talla, minimizando el negativo del logaritmo de la máxima verosimilitud mediante el algoritmo de búsqueda directa de Newton.

$$-\ln Ll = - \sum_{i=1}^n \ln \left( \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left(-\frac{(L_i - L_{est})^2}{2\sigma^2}\right) \right)$$

Los intervalos de confianza al 95% de los parámetros de crecimiento se estimaron a partir del cálculo del perfil de verosimilitud suponiendo una distribución  $\chi^2$ , con  $m$  grados de libertad (Polacheck *et al.*, 1993).

## 6.10 Selección del mejor modelo (criterio de Akaike)

El modelo más adecuado se seleccionó con base en el criterio de AIC, donde se considera que el modelo con menor valor de AIC ( $AIC_{min}$ ) es el más adecuado en la descripción del crecimiento, de acuerdo con los datos analizados.

$$AIC = (-2\ln Ll) + (2k)$$

Donde:

$-\ln Ll$  es el valor de verosimilitud resultante de cada uno de los modelos ajustados.

$k$  es el número de parámetros en el modelo.

Para identificar el soporte estadístico de los modelos se estimaron las diferencias de  $AIC_i$  ( $\Delta_i = AIC_i - AIC_{min}$ ). De acuerdo con Burnham & Anderson (2002), los modelos con  $\Delta_i$  superior a 10 no tienen soporte estadístico y deben ser omitidos del análisis, los modelos con  $\Delta_i$  menor a 2 tienen un apoyo sustancial (alto), mientras que hay mucho menos apoyo (medio) para modelos con  $\Delta_i$  entre 4 y 7.

## 6.11 Modelo de crecimiento promedio

La plausibilidad de cada modelo se evaluó calculando el peso de AIC ( $w_i$ ) utilizando la ecuación propuesta por Burnham & Anderson (2002). El cual puede entenderse como el peso de la evidencia en favor del modelo.

$$w_i = \frac{\exp(-0.5\Delta_i)}{\sum_{k=1}^5 \exp(-0.5\Delta_k)}$$

De acuerdo con el enfoque múltimodelo se calculó el valor promedio de la longitud asintótica ( $\overline{L_\infty}$ ) como un estimado ponderado a partir de las estimaciones de los modelos (Katsanevakis, 2006).

$$\overline{L_\infty} = \sum_{i=1}^5 w_i * \overline{L_{\infty i}}$$

## 6.11 Comparación del crecimiento individual

Una vez identificado el mejor modelo en la descripción del crecimiento para cada zona de pesca, se realizaron comparaciones pareadas por especie entre zonas de pesca de las curvas de crecimiento entre zonas utilizando la prueba Likelihood Ratio Test propuesta por Kimura (1980).

$$x_k^2 = -N * \ln\left(\frac{SRC_{\Omega}}{SRC_{\omega}}\right)$$

Donde:

K : son los grados de libertad (Numero de parámetros).

N : es el total del número de datos en ambas curvas (Zonas de pesca).

$SRC_{\Omega}$  : es la suma total de residuos al cuadrado del modelo ajustado a cada conjunto de datos por zona.

$SRC_{\omega}$  : es la suma total de residuos al cuadrado del ajuste del modelo a los datos de las 2 áreas combinadas.

## 6.12 Mortalidad total

Para estimar la mortalidad total (Z) se utilizó la curva de captura usando el modelo de Baranov (Gulland, 1978). Donde se considera a la abundancia por grupo de edad en la captura como un reflejo de la abundancia de la población.

$$n = ae^{-bt}$$

Dónde:

n: número de organismos

a: intercepto

b: -mortalidad total

t = edad en años.

### 6.13 Mortalidad natural

Se utilizó la ecuación empírica propuesta por Tanaka (1960).

$$M = \frac{3}{EdadT}$$

Donde:

M es mortalidad natural.

*EdadT* es la edad máxima observada en los organismos analizados.

### 6.14 Tasa de explotación

La tasa de explotación (E) se estimó utilizando la ecuación de Gulland (1971A).

$$E = \frac{F}{Z} * (1 - e^{-Z})$$

Donde:

F es la mortalidad por pesca (Z-M).

Esta relación asume que la tasa de explotación óptima ocurre cuando la mortalidad por pesca (F) es igual a la mortalidad natural (M), por lo que de manera general se considera que esto sucede cuando E es igual a 0.5.

### 6.15 Estimación de biomasa, puntos de referencia objetivo y análisis del estado del recurso sardina crinuda

Para el análisis, se utilizó la información de 37 años (1981 a 2018) de capturas en la costa occidental de BCS y desembarcada en Bahía Magdalena (Puertos Adolfo López Mateos y San Carlos) y de 46 años (1972 a 2018) para el Golfo de California (Puertos Mazatlán, Guaymas y Yavaros) (Figs. 3A,3B). Las series se procesaron de manera independiente, lo anterior en respuesta a la dinámica de las flotas

sardineras que operan en la región. Además, de que las zonas albergan unidades pesqueras independientes (Pérez-Quiñonez *et al.*, 2018).

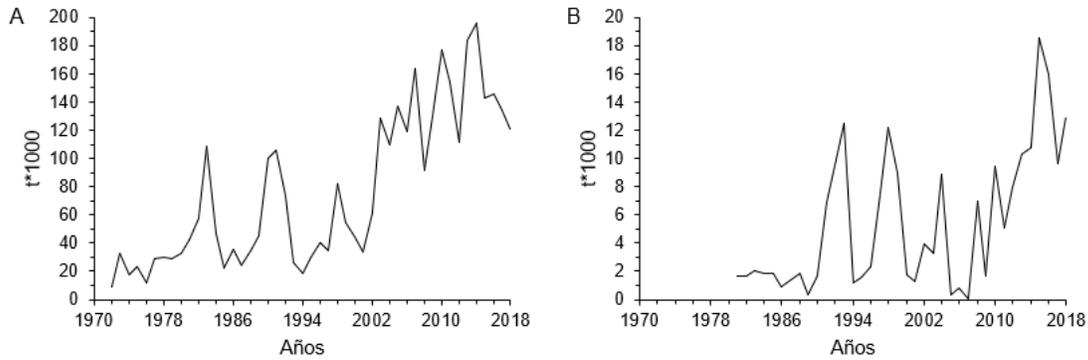


Figura 3.- Serie histórica de capturas de los stocks de sardina crinuda analizados (A=Golfo de California y B=Costa occidental de Baja California Sur.

Para las estimaciones de biomasa, además de las series de captura, se requieren valores a priori de  $r$  y  $k$  (parámetros del modelo de biomasa dinámica), intervalo de valores probables del tamaño relativo del stock en el primero ( $\lambda_{01}$  y  $\lambda_{02}$ ) y último año ( $\lambda_1$  y  $\lambda_2$ ) de la serie de capturas, y un intervalo del estimado de mortalidad natural ( $M$ ).

El método Catch-MSY utiliza el modelo de producción de Schaefer (1954) para estimar la biomasa anual para un par de valores de  $r$  y  $k$ .

$$B_t = k * l_0$$

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

Donde:

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

$B_t$  es la biomasa al inicio del año  $t$ .

$C_t$  es la captura al año  $t$ .

$r$  es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional.

$k$  es la capacidad de carga del hábitat del stock.

$l_0$  es un valor seleccionado aleatoriamente mediante una distribución uniforme dentro del rango de  $\lambda_{01}$  y  $\lambda_{02}$ .

En el método Catch-MSY, se deben especificar intervalos de tamaño relativo del stock ( $B/k$ ) al inicio y presente de la serie de tiempo. Para el primer año el intervalo  $\lambda_{01}$  y  $\lambda_{02}$  es  $[0.5, 0.9]$  si la captura entre la captura máxima está por debajo de 0.5, de lo contrario,  $\lambda_{01}$  y  $\lambda_{02}$  es  $[0.3, 0.6]$ , para el último año (más reciente) el intervalo  $\lambda_{1}$  y  $\lambda_2$  es  $[0.01, 0.4]$  si la captura entre la captura máxima está por debajo de 0.5, de lo contrario,  $\lambda_{1}$  y  $\lambda_2$  es  $[0.3, 0.7]$ . Estos niveles fueron asignados por Martell & Froese (2013) con base en el análisis de 146 stocks con información obtenida de Stock Summary Database (ICES) y de RAM legacy Stock Assessment Database.

Para este estudio, el par de valores del tamaño relativo del stock en el primer año ( $\lambda_{01}$  y  $\lambda_{02}$ ) fue considerado  $[0.99, 1.0]$  (biomasa virgen) ya que el inicio de la serie coincide con el inicio de la pesquería en la zona, para el año más reciente los valores ( $\lambda_{1}$  y  $\lambda_2$ ) del tamaño relativo del stock se estimaron de acuerdo al estado de la explotación pesquera, de acuerdo a Martell y Froese (2013).

Para los valores a priori del parámetro  $k$ , se seleccionó como límite inferior y superior a la captura máxima de la serie y a 50 veces la captura máxima, respectivamente. Martell & Froese (2013) sugieren para la obtención de los valores de  $r$ , en caso de no tener otra posibilidad, recurrir a los valores de resiliencia incluidos en FishBase. Por lo tanto evaluamos el efecto de ambas opciones (Fish Base-Estimación de  $r$ ) en la parametrización del modelo, para las estimaciones de  $r$  se utilizó el mismo enfoque que Zhang *et al.* (2018), quienes usan la ecuación empírica de Sullivan (1991) que incluye los parámetros  $k$  y  $w_\infty$  del modelo de von Bertalanffy. Los estimados de  $k$  y  $L_\infty$  (a partir del cual se estimó  $w_\infty$ ), se obtuvieron de Ruiz y Quiñonez (2018), estimando la ecuación propuesta por Sullivan (1991) para stocks no gadidos es:

$$r = 0.947 + 1.189k - 0.095 \ln W_{\infty}$$

Los estimados de M se tomaron de Ruiz-Domínguez & Quiñonez-Velázquez (2018) con información de 2012 a 2015.

Una vez parametrizado el modelo para cada región (Bahía Magdalena, Mazatlán-Yavaros-Guaymas), por cada uno se realizaron 30,000 repeticiones Montecarlo estimando la biomasa anual mediante el modelo de producción excedente en equilibrio de Schaefer (1954), donde a partir de pares de valores de  $r$  y  $k$  seleccionados dentro de los intervalos bajo el supuesto de una distribución uniforme (donde cada par de valores de  $r$  y  $k$  tiene la misma probabilidad de ser seleccionada) y mediante el uso de una distribución de Bernoulli como función de verosimilitud, se selecciona aquellos pares de valores de  $r$  y  $k$  que cumplen 3 condiciones (LL=1):

- 1.- El stock no colapse antes del último año de la serie de capturas.
- 2.- El stock no exceda la capacidad de carga asumida a priori.
- 3.- La biomasa estimada del último año de la serie de capturas este dentro del rango de reducción del stock asumido a priori ( $\lambda_1$  y  $\lambda_2$ ).

Los pares de valores que no cumplen con estas condiciones son descartados (LL=0)

$$LL(\text{Datos}|\theta) = \begin{cases} 1 & \lambda_1 \leq \frac{B_{n+1}}{k} \leq \lambda_2 \\ 0 & \lambda_1 > \frac{B_{n+1}}{k}, \frac{B_{n+1}}{k} > \lambda_2 \end{cases}$$

Finalmente, se obtiene la media geométrica de los estimados de biomasa con los pares de valores de  $r$  y  $k$  seleccionados. Con estos parámetros, utilizando las siguientes ecuaciones planteadas por Schaefer (1954) se estimaron los puntos de referencia objetivo.

Biomasa a la cual se obtiene el máximo rendimiento sostenible:

$$B_{MRS} = \frac{K}{2}$$

Máximo rendimiento sostenible:

$$MRS = \frac{rK}{4}$$

Mortalidad por pesca al máximo rendimiento sostenible

$$F_{MRS} = \frac{r}{2}$$

Tasa de explotación al máximo rendimiento sostenible

$$E_{MRS} = \frac{F_{MRS}}{F_{MRS}+M} * (1 - \exp(-F_{MRS}-M))$$

Regla de control o límite de sobrepesca

$$OFL = B_{2019} * E_{MRS}$$

Donde:

Una vez obtenido los estimados históricos de biomasa para cada stock, evaluamos el estado del recurso (*Est*) (Ruelas-Peña *et al.*, 2013).

$$Est = \frac{Bt_{Actual}}{B_{MRS}}$$

Donde:

$Bt_{Actual}$ : es el promedio de la biomasa estimada en los últimos 5 años (2015-2019).

$B_{MRS}$ : es la biomasa a la cual se obtiene el máximo rendimiento sostenible.

De acuerdo con Ruelas-Peña *et al.* (2013), valores de *Est* igual a 1 es equivalente a un stock sujeto a plena explotación, valores inferiores a 1 pueden entenderse como un stock en situación de sobrexplotación, y en caso contrario, valores superiores a 1 pueden entenderse como un stock sub-explotado.

## 7. RESULTADOS

### 7.1 Muestreo y clasificación taxonómica

Los muestreos de las descargas de los barcos sardineros, para la realización de este trabajo, se realizaron en los puertos de Bahía Magdalena (San Carlos y Adolfo López Mateos), Mazatlán y Guaymas, donde se obtuvieron los siguientes resultados:

- Bahía Magdalena (Puerto Adolfo López Mateos y San Carlos) se recolectaron, durante enero de 2015 a diciembre de 2016 3,028 sardinias, donde el 100% se identificó como *Opisthonema libertate* (Fig. 3) (Tabla 3), se registró la longitud estándar (LE), longitud furcal (LF), longitud total (LT) y el peso total (PT). Donde a 2,273 ejemplares, se les determinó el sexo identificando a 1,162 machos y 1,112 hembras. Se extrajeron los otolitos *sagitta* del total recolectado.
- En Mazatlán, durante septiembre de 2012 a febrero de 2017 se recolectaron un total de 1,919 sardinias, de las cuales 1,080 se identificaron como *O. libertate*, 484 *O. medirastre* y 335 *O. bulleri* (Fig. 4) (Tabla 3), se registró la longitud estándar (LE), longitud furcal (LF), longitud total (LT) y el peso total (PT) de 1,051 *O. libertate*, 474 *O. medirastre* y 298 *O. bulleri*. Se determinó el sexo de 974 *O. libertate*, 543 machos y 431 hembras; 367 *O. medirastre*, 212 machos y 155 hembras; y 240 *O. bulleri*, 137 machos y 103 hembras. Se extrajeron los otolitos *sagitta* de 472 *O. libertate*, 248 *O. medirastre* y 116 *O. bulleri*.
- En Guaymas, durante enero de 2014 a abril de 2017 se recolectaron un total de 1,558 sardinias, de las cuales 524 se identificaron como *O. libertate*, 45 *O. medirastre* y 188 *O. bulleri* (Fig. 4) (Tabla 3), se registró la longitud estándar (LE), furcal (LF), total (LT) y el peso total (PT) a 521 *O. libertate*, 45 *O. medirastre* y 188 *O. bulleri*. Se determinó el sexo de 356 *O. libertate* resultando 172 machos y 184 hembras; 25 *O. medirastre*, 12 machos y 13 hembras; y 147 *O. bulleri*, 93 machos y 54 hembras. Se extrajeron los otolitos

saggita de 270 *O. libertate* y 141 *O. bulleri*. En esta área, las sardinas correspondientes a *O. medirastre* (45 ejemplares) fueron excluidas del análisis por no ser un tamaño de muestra representativa de una posible unidad poblacional.

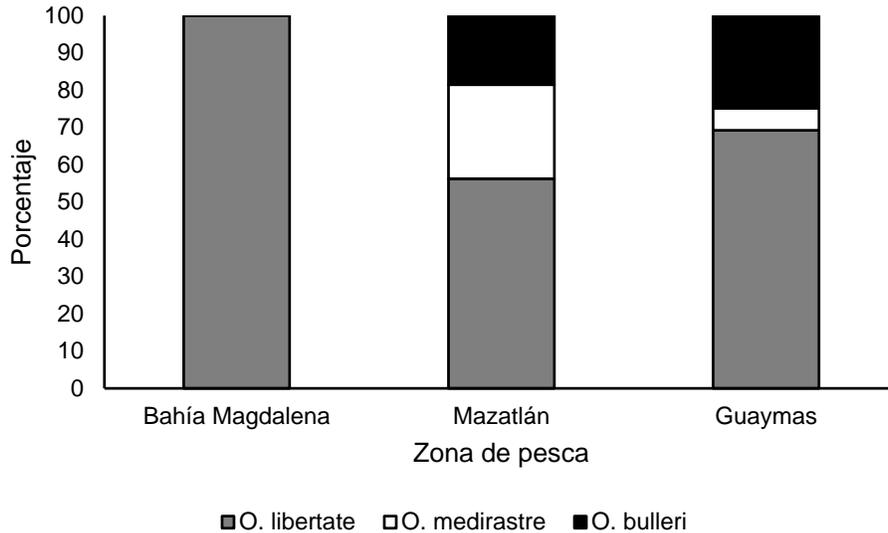


Figura 4. Composición específica de los muestreos de las descargas de la flota sardinera en los puertos de Bahía Magdalena, Mazatlán y Guaymas.

Tabla 3. Porcentaje de organismos por especie capturados en cada zona de pesca, durante 2012-2017.

Especie	Bahía Magdalena (3,028)	Mazatlán (1,919)	Guaymas (757)
	Porcentaje		
<i>O. libertate</i>	100	56.28	69.22
<i>O. medirastre</i>	0	25.22	5.94
<i>O. bulleri</i>	0	18.50	24.83

## 7.2 Parámetros poblacionales (*O. libertate*)

### 7.2.1 Estructura de tallas

La estructura en tallas de *O. libertate* varió de 9.6 a 20.6 cm LE con una talla media de  $15.99 \pm 1.75$  cm LE para Bahía Magdalena, de 10.8 a 20.9 cm LE con talla media de  $15.40 \pm 1.50$  cm LE para Mazatlán, y de 9.5 a 21.5 cm LE con talla media de  $16.89 \pm 2.34$  cm LE para Guaymas. Los intervalos donde se registró la mayor frecuencia fueron, de 13 a 17 cm LE para Bahía Magdalena (83%), de 13 a 16 cm LE para Mazatlán (83%) y de 15 a 19 cm LE para Guaymas (76%). La prueba de normalidad de Anderson-Darling fue significativa, las estructuras en talla no cumplen con los criterios de normalidad (BM:  $A=6.427$ ,  $p<0.05$ ), (MZT:  $A=8,952$ ,  $p<0.05$ ), y (GYMS:  $A=10.021$ ,  $p<0.05$ ) (Fig. 5).

Para la comparación de la estructura en tallas entre zonas se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, resultando significativa ( $X^2=264.25$ ,  $p<0.05$ ) en todos los casos. Seguido de esto, se llevó a cabo la prueba Post hoc Mann-Whitney pareadas con corrección del nivel de significación de Holm (Tabla 4), la cual identifico que las tallas de *O. libertate* en las 3 zonas difieren significativamente.

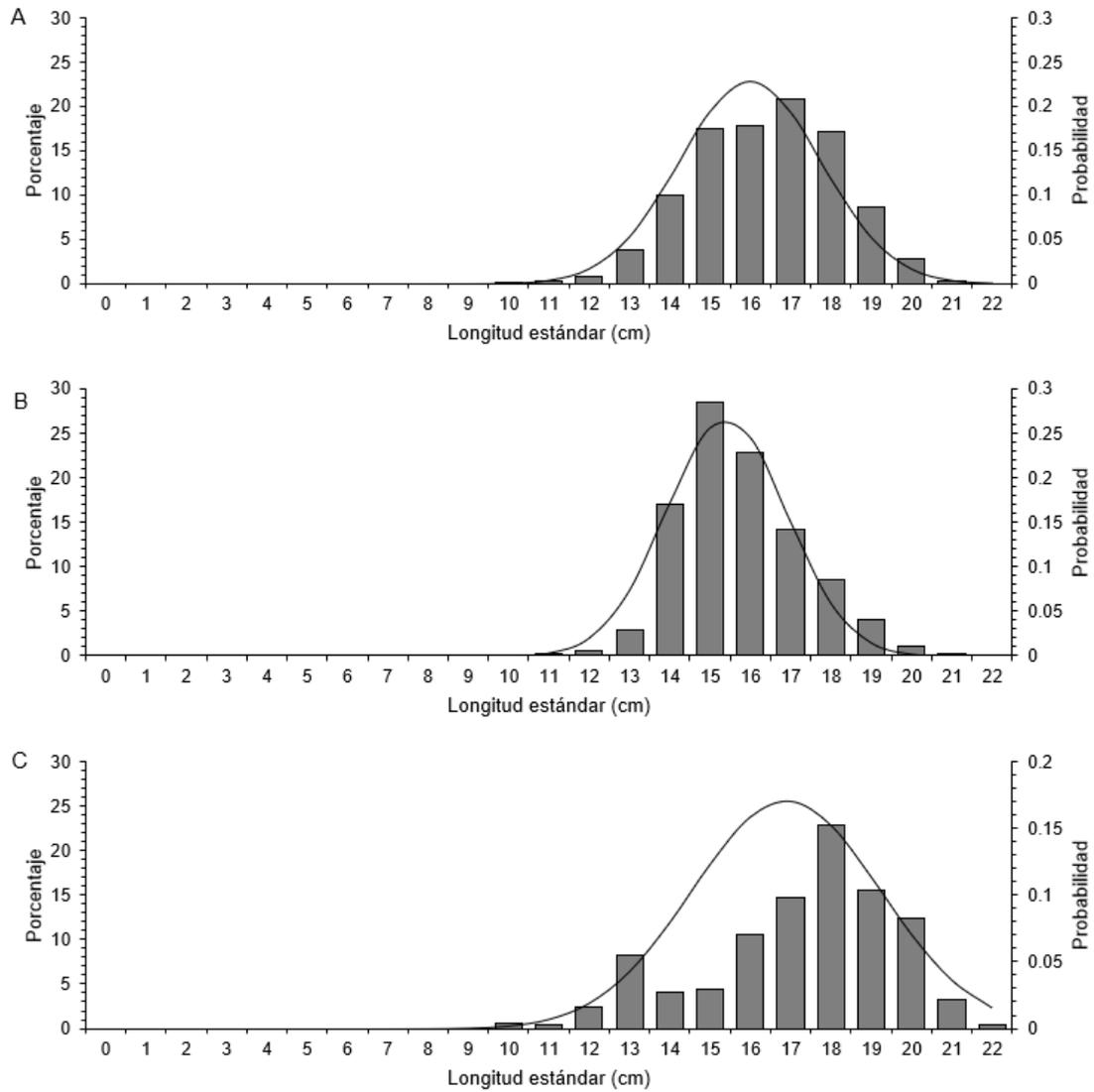


Figura 5. Estructura de tallas de *O. libertate* en las costas del noroeste de México (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.

Tabla 4. Valores de significación del análisis Post hoc de la comparación de las tallas de *O. libertate* entre zonas de pesca.

	BM	MZT	GYMS
BM	-	<0.05	<0.05
MZT	<0.05	-	<0.05
GYMS	<0.05	<0.05	-

Adicionalmente, por zona de pesca se calculó el porcentaje de organismos por debajo de la talla mínima de captura, establecida en la norma que regula el aprovechamiento de pelágicos menores en México, como resultado se obtuvo: 47.09% para Bahía Magdalena, 66.79% para Mazatlán y 25.72% para Guaymas.

### 7.2.2 Estructura en pesos

La estructura en peso (PT) de *O. libertate* varió de 15.2 a 184.5 g con un peso promedio de  $87.33 \pm 26.74$  g para Bahía Magdalena, de 23.7 a 191 g con un peso promedio de  $78.91 \pm 25.27$  g para Mazatlán y 13.1 a 223 g con un peso promedio de  $99.99 \pm 38.52$  g para Guaymas, con una mayor frecuencia de aparición de organismos en los intervalos de 60 a 100 g para Bahía Magdalena (65%), 50 a 80 g para Mazatlán (67%) y 70 a 130 g para Guaymas (64%). La prueba de normalidad de Anderson-Darling detectó que la estructura en pesos de las 3 zonas de pesca evaluadas, no cumplen con los criterios de normalidad (BM:  $A=3.6767$ ,  $p<0.05$ ), (MZT:  $A=20.809$ ,  $p<0.05$ ) y (GYMS:  $A=2.378$ ,  $p<0.05$ ) (Fig. 6).

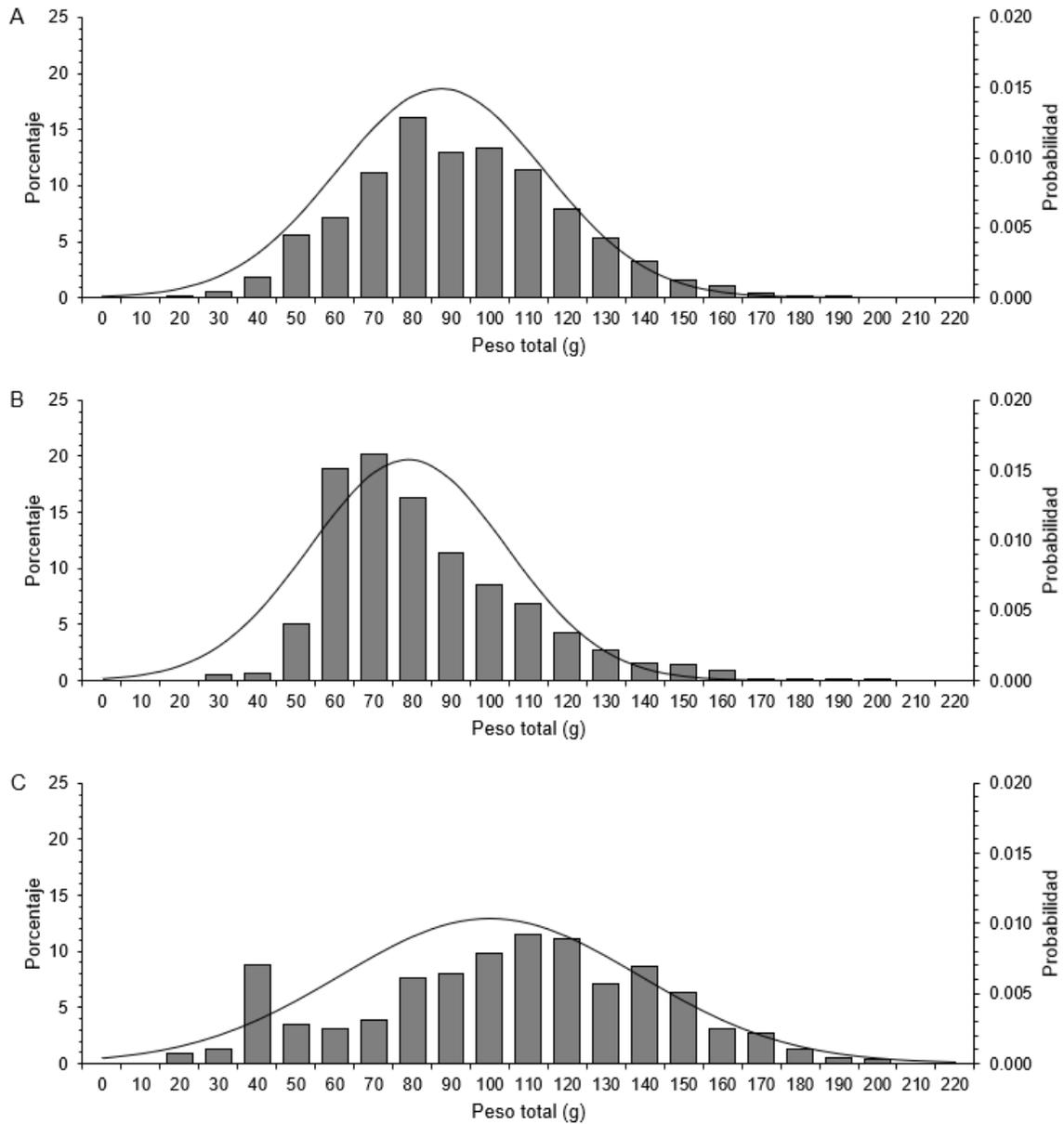


Figura 6. Estructura de pesos de *O. libertate* en las costas del noroeste de México (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.

Por tanto, se utilizó para la comparación entre zonas de la estructura de pesos la prueba de Kruskal-Wallis, la cual resulto significativa ( $X^2=201.02$ ,  $p<0.05$ ), Seguido de esto, se realizó la prueba Post hoc de Mann-Whitney pareada con corrección del nivel de significación de Holm, identificándose que los pesos de *O. libertate* en las 3 zonas difieren significativamente.

Tabla 5. Valores de significación del análisis Post hoc de la comparación del peso total de *O. libertate* entre zonas de pesca

	BM	MZT	GYMS
BM	-	<0.05	<0.05
MZT	<0.05	-	<0.05
GYMS	<0.05	<0.05	-

### 7.2.3 Relación Longitud-Peso

La relación longitud estándar-peso total (LE-PT) y los intervalos de confianza al 95% se estimaron para cada zona de pesca, para Bahía Magdalena:  $PT=0.036*LE^{2.796}$   $a=[0.033,0.040]$ ,  $b=[2.761,2.831]$ ; Mazatlán:  $PT=0.021*LE^{2.997}$   $a=[0.018,0.025]$ ,  $b=[2.934,3.061]$ ; y Guaymas:  $PT=0.013*LE^{3.144}$   $a=[0.011,0.016]$ ,  $b=[3.074,3.213]$  (Fig. 7).

g

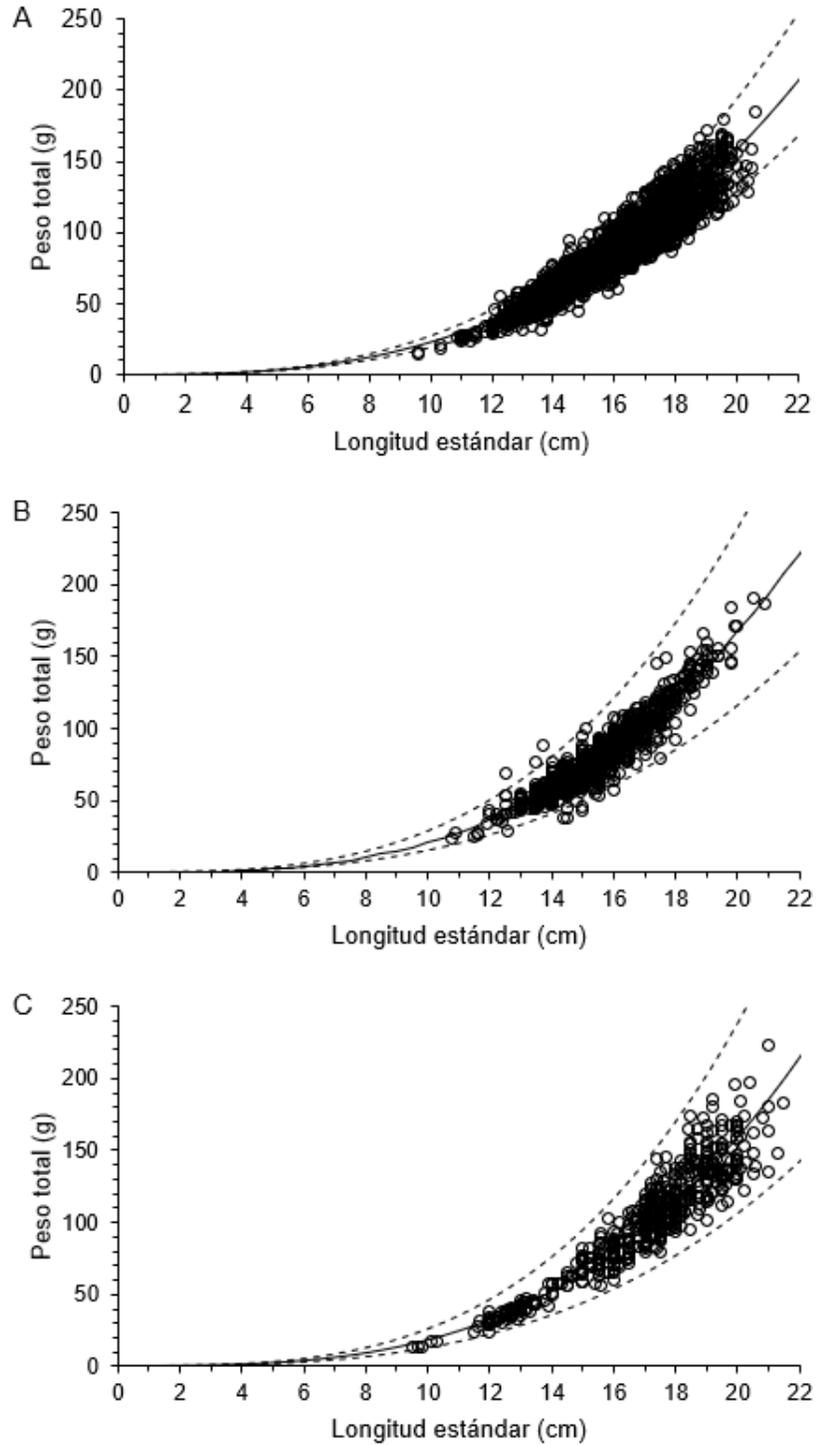


Figura 7. Relación longitud-peso e intervalos de confianza de *O. libertate* en las costas del noroeste de México (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas). Los círculos representan a los datos observados, la línea sólida el modelo potencial parametrizado con los estimados  $a$  y  $b$  de cada zona, y la línea punteada a los intervalos de confianza al 95%.

El estimado del coeficiente de alometría (parámetro  $b$ ) de la relación longitud-peso para Bahía Magdalena, fue significativamente menor que el valor teórico de isometría 3 ( $b=2.796$ ,  $t=-11.32$ ,  $p<0.05$ ), contrario para Mazatlán el estimado no difirió significativamente ( $b=2.997$ ,  $t=-0.08$ ,  $p>0.05$ ), y para Guaymas, similar que en Bahía Magdalena, fue significativamente mayor que el valor teórico ( $b=3.144$ ,  $t=4.07$ ,  $p<0.05$ ) (Tabla 6).

Para evaluar las posibles diferencias en la relación longitud-peso entre zonas de pesca, se realizaron análisis de covarianza pareados (BM vs MZT, BM vs GYMS y MZT vs GYMS). Los resultados indicaron que la relación entre las variables LE y PT es estadísticamente diferente en las 3 zonas de pesca (Tabla 6).

Tabla 6. Valores del estadístico  $F$  y de significación ( $p$ ) resultantes de los análisis de covarianza pareados de la relación longitud-peso de *O. libertate* entre zonas de pesca de las costas del noroeste del Océano Pacífico Mexicano.

	BM	MZT	GYMS
BM	-	$F=26.78$ , $p<0.05$	$F=85.45$ , $p<0.05$
MZT	$F=26.78$ , $p<0.05$	-	$F=9.81$ , $p<0.05$
GYMS	$F=85.45$ , $p<0.05$	$F=9.81$ , $p<0.05$	-

#### 7.2.4 Talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ )

Para *O. libertate*, en las 3 zonas evaluadas fue posible utilizar un enfoque binomial para la estimación del parámetro  $L_{50}$ , obteniendo un ajuste satisfactorio del modelo a los datos en todos los casos. El estimado de  $L_{50}$  varió entre 13.29 y 13.58 cm LE, Bahía Magdalena:  $P_i=1/(1+\exp^{-0.179(LE-13.29)})$ , Mazatlán:  $P_i=1/(1+\exp^{-0.714(LE-13.33)})$ , y Guaymas:  $P_i=1/(1+\exp^{-0.813(LE-13.58)})$  (Fig. 8).

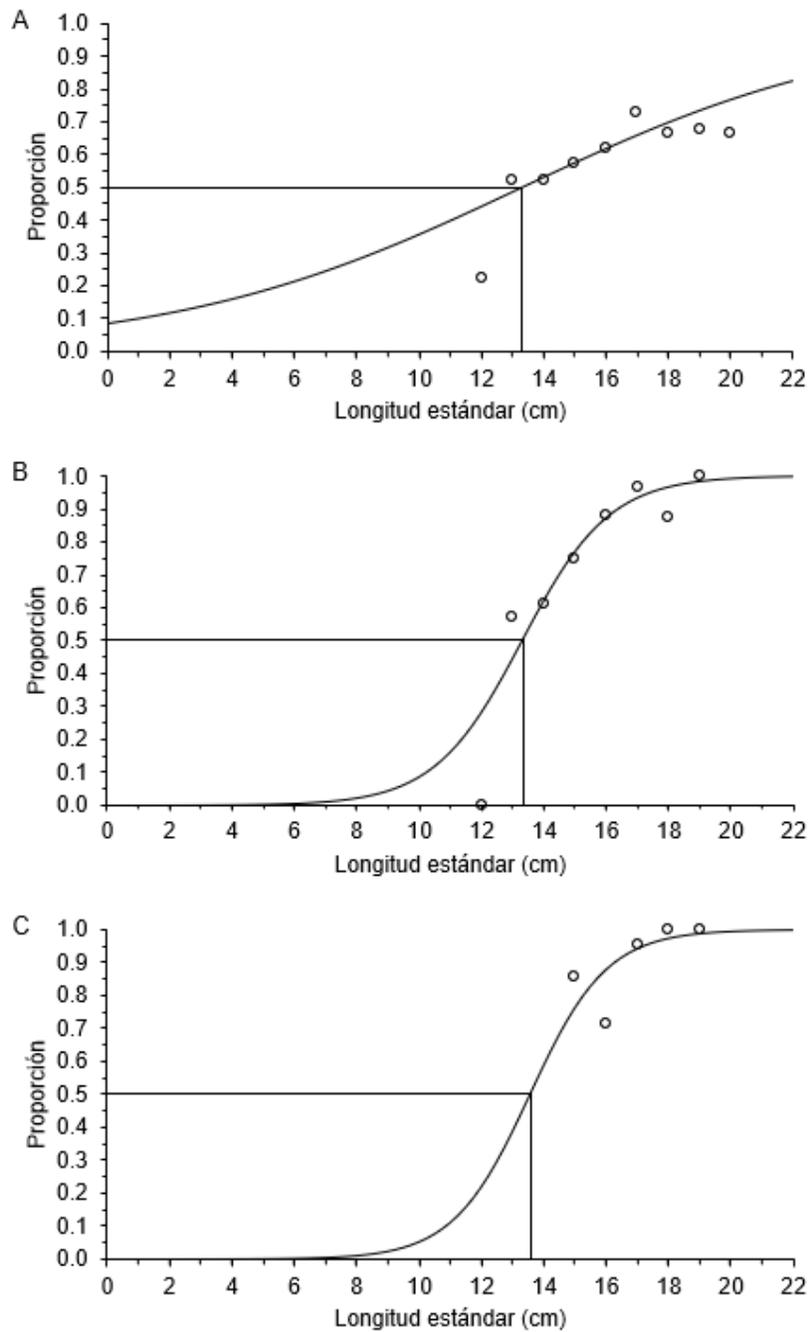


Figura 8. Diagrama de dispersión de la proporción de organismos maduros/inmaduros por intervalo de talla y curvas descritas por el modelo logístico de Lysack en la estimación del parámetro  $L_{50}$  de *O. libertate* por zona de pesca. (A=Bahía Magdalena, B=Mazatlán y C=Guaymas).

Los perfiles de verosimilitud, de los parámetros ( $L_{50}$  y  $\beta$ ), por zona de pesca se muestran en la Figura 9. Se observa que el valor de verosimilitud obtenido del ajuste del modelo a los datos, no denota la presencia de mínimos locales en ningún caso, esto significa que los parámetros obtenidos son los más probables del modelo dados los datos. Los intervalos de confianza al 95% de los estimadores de los parámetros del modelo de Lysack por zona de pesca fueron:  $L_{50}$ = [12.4,14.1] y  $\beta$ = [0.125,0.230] para BM (Fig. 9A,9B),  $L_{50}$ = [12.9,13.8] y  $\beta$ = [0.55,0.90] para MZT (Fig. 9C,9D), y  $L_{50}$ = [12.1,14.7] y  $\beta$ = [0.5,1.25] para GYMS (Fig. 9E,9F).

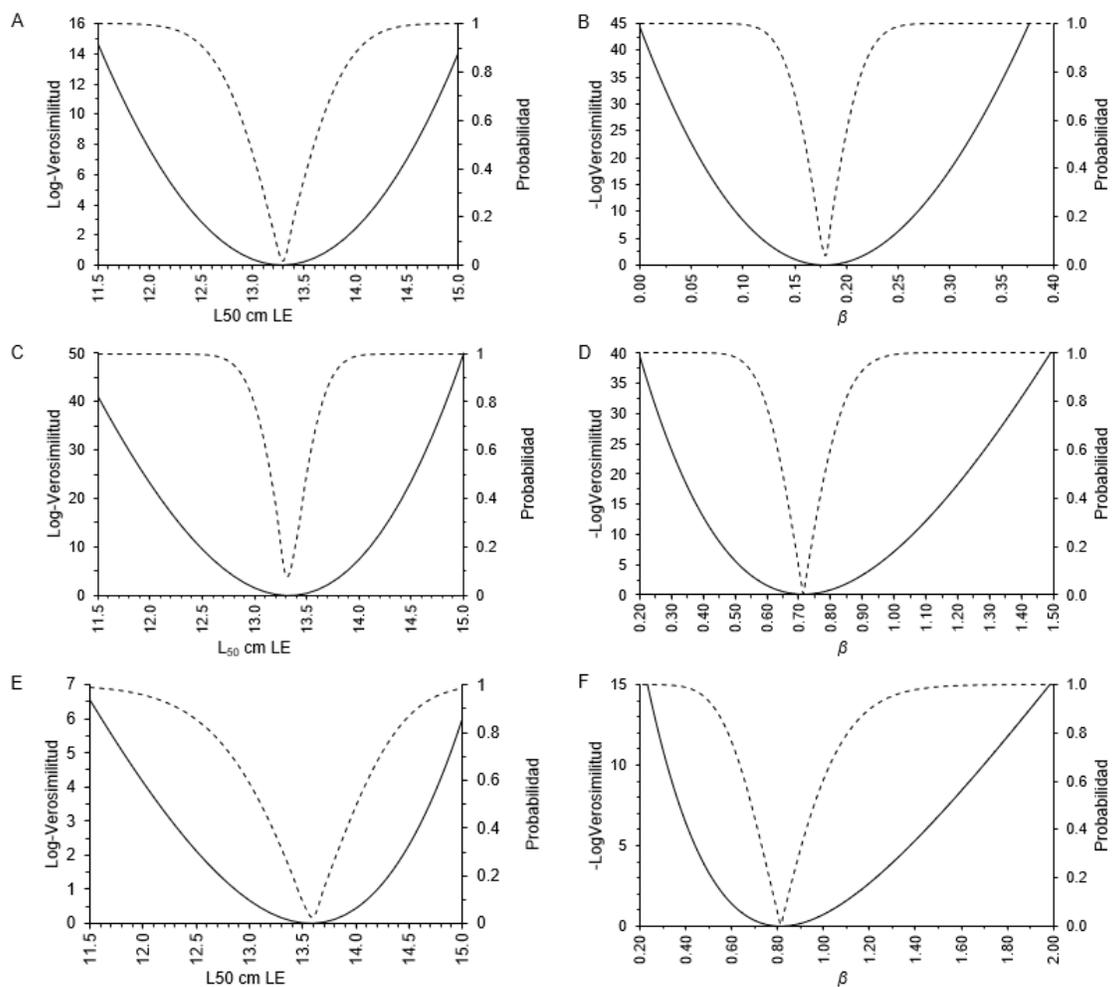


Figura 9. Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo logístico de Lysack ajustado a la proporción maduros/inmaduros por intervalo de longitud de *O. libertate* por zona de pesca (A, B= Bahía Magdalena, C, D= Mazatlán y E, F= Guaymas).

### **7.2.5 Determinación de edad**

Se leyeron un total de 1,214 otolitos, de los cuales 722 corresponden a Bahía Magdalena (muestras recolectadas en Adolfo López Mateos y San Carlos en BCS), 270 a Guaymas (muestras recolectadas en Guaymas y Yavaros en Sonora), y 222 a Mazatlán (muestras recolectadas en Mazatlán en Sinaloa) (APE y CV <10). En las 3 zonas de pesca se identificaron hasta 6 grupos de edad (0 a 5). El grupo de edad más representativo en la captura desembarcada en Bahía Magdalena fue el grupo 2 (32%) (Fig. 10A), en Mazatlán el grupo 1 (56%) (Fig. 10B) y en Guaymas el grupo 3 y grupo 4 (45%), mientras que en las 3 zonas coinciden en el grupo 5 como el menos representativo (Fig. 10C).

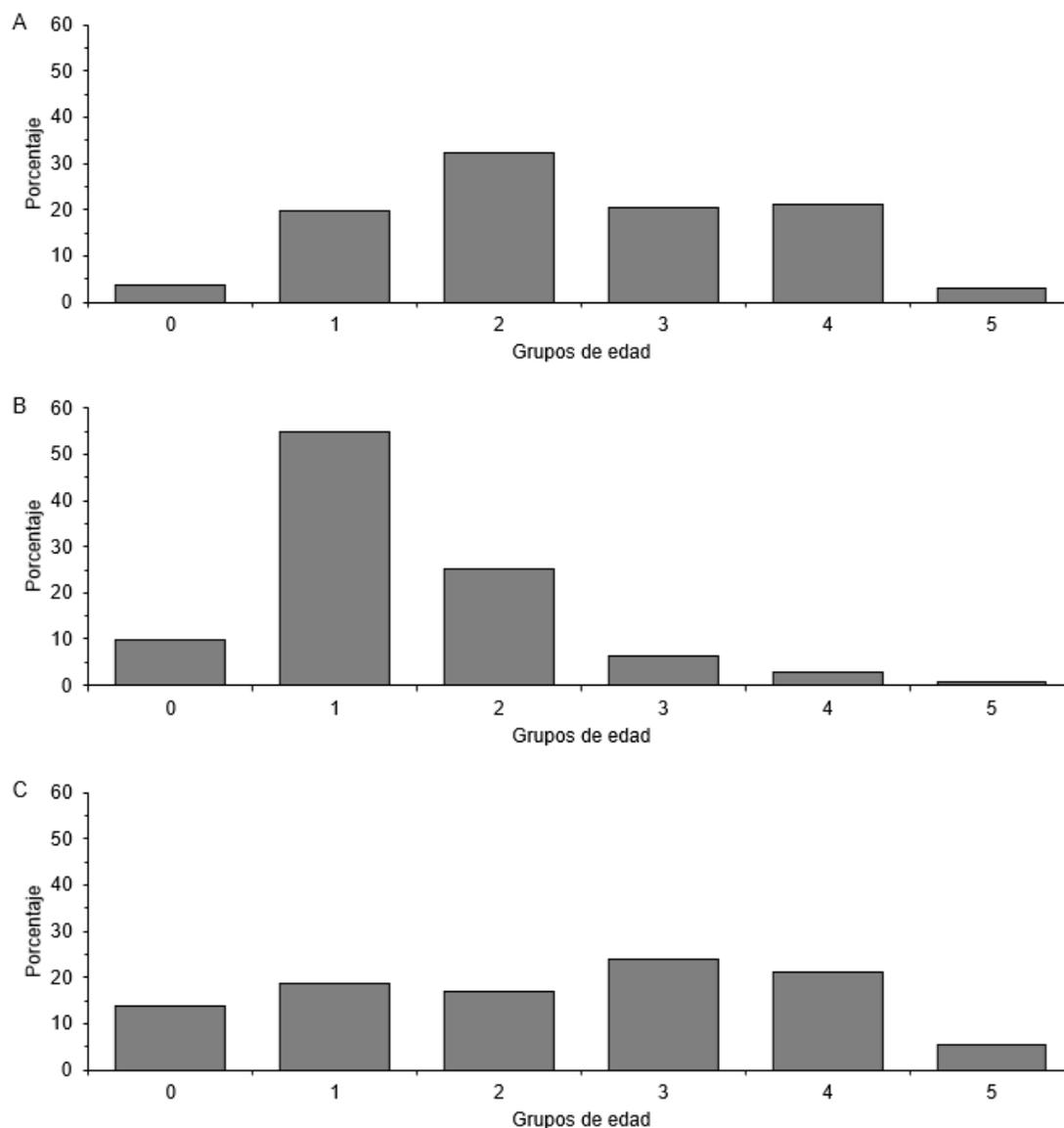


Figura 10. Importancia relativa de los grupos de edad en la captura de *O. libertate* por zona de pesca en las costas noroeste de México (A=Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C=Guaymas).

### 7.2.6 Periodicidad de formación de las marcas de crecimiento

En general se aprecia un mayor porcentaje de otolitos con borde hialino durante verano (Fig. 11). En Bahía Magdalena, los mayores porcentajes se registraron de junio a septiembre (Fig. 11A), de mayo a agosto en Mazatlán (Fig. 11B) y de junio a septiembre para Guaymas (Fig. 11C). Porcentajes altos de bordes hialinos indican

el final de formación de una marca de crecimiento. Cada banda de crecimiento se formó en aproximadamente 6 meses, en promedio de octubre-marzo la banda opaca y de abril-septiembre la hialina. Estos resultados sugieren que la periodicidad de formación de marcas de crecimiento es anual, y que las marcas terminan de depositarse, con pequeñas variaciones en la transición, de agosto a septiembre para las 3 zonas.

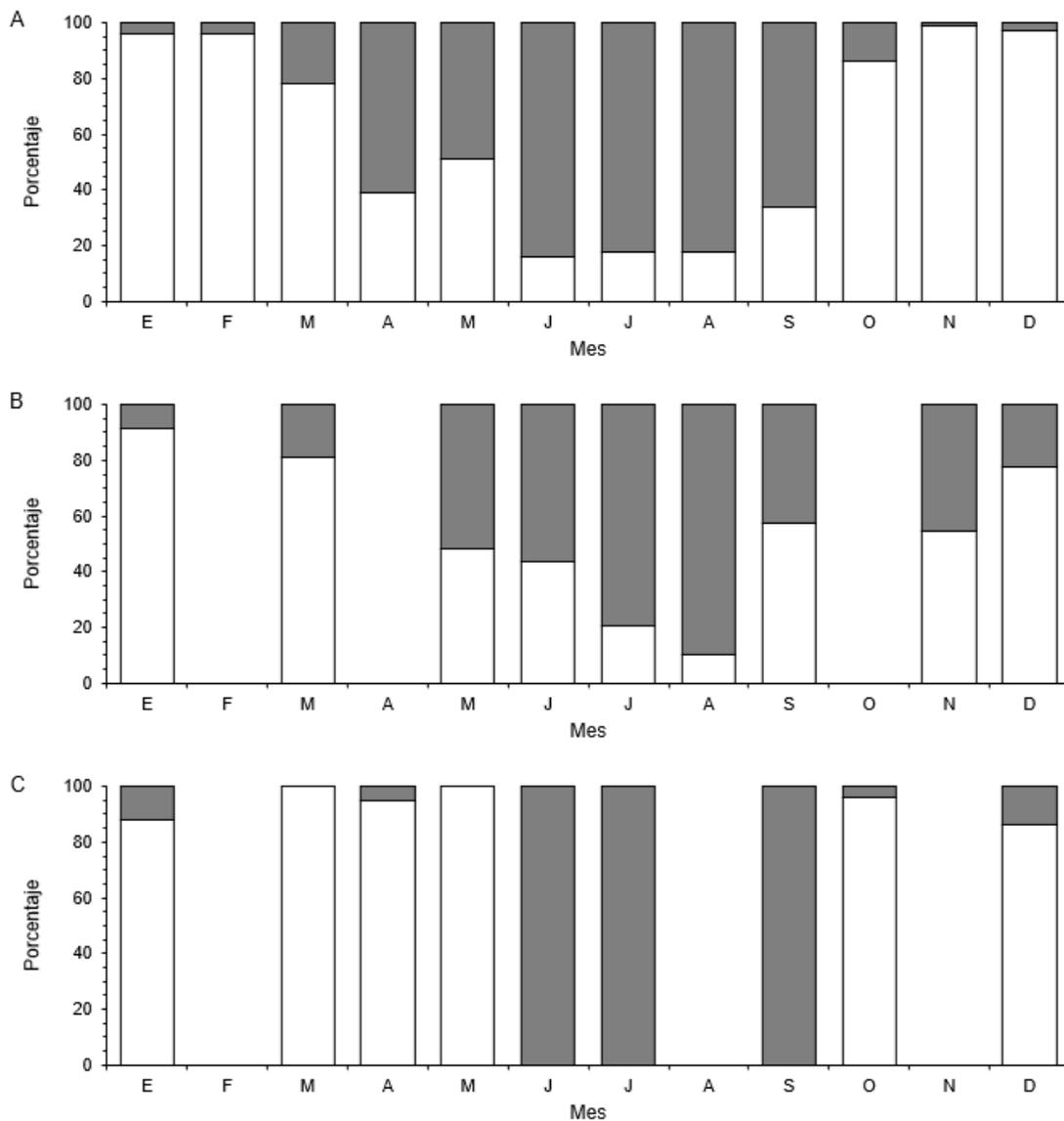


Figura 11. Porcentaje mensual de otolitos con borde opaco (barra clara) y borde hialino (barra obscura) de *O. libertate* por zona de pesca (A= Bahía Magdalena, B= Mazatlán y C= Guaymas).

### 7.2.7 Estimación de los parámetros de crecimiento y criterio de información de akaike (AIC)

Los modelos von Bertalanffy, Richards y Schnute se ajustaron satisfactoriamente a los datos de edad-LE, a excepción del modelo de Gompertz y el modelo logístico (Tabla 7). Debido a la particular formulación matemática de los modelos, los parámetros tienen diferente significado y no son comparables entre sí, a excepción de la  $L_{\infty}$ , la cual presentó un valor entre 17.57 y 20.03 cm de LE.

El modelo con el menor valor de AIC, para las 3 zonas de pesca, fue von Bertalanffy (Tabla 7). Los valores de AIC indicaron que, los modelos Gompertz y logístico, no son adecuados para describir el crecimiento de la especie, obtuvieron valores de  $\Delta_i$  (diferencias de AIC) superior a 10. Los modelos von Bertalanffy, Richards y Schnute presentaron un soporte estadístico alto ( $\Delta_i$  menor a 2) para describir el crecimiento de *O. libertate* con los datos analizados, y von Bertalanffy presentó el mayor soporte estadístico ( $AIC_{\min}=37.4$ ).

Tabla 7. Valores de los parámetros de crecimiento individual de la sardina crinuda *Opisthonema libertate* para cada modelo evaluado, por zona de pesca.

<b>Bahía Magdalena</b>									
Modelos	$t_0$	K	$L_\infty$	m	a	b	$y_1$	$y_2$	AIC
von Bertalanffy	-0.03	1.13	18.68						37.40
Gompertz	0.46	1.81	18.34						47.62
Logístico	0.73	2.64	18.18						54.45
Richards	-0.03	1.14	18.68	0.002					39.40
Schnute (Tipo 1)	-0.03		20.01		1.1	0.97	0.7	19.98	39.40
<b>Mazatlán</b>									
Modelos	$t_0$	K	$L_\infty$	m	a	b	$y_1$	$y_2$	AIC
von Bertalanffy	-0.020	1.41	18.63						37.99
Gompertz	0.340	2.63	18.09						47.86
Logístico	0.500	4.24	17.86						55.31
Richards	-0.020	1.41	18.60	0.002					39.99
Schnute (Tipo 1)	-0.020		20.03		1.4	0.95	0.4	20.02	39.99
<b>Guaymas</b>									
Modelos	$t_0$	K	$L_\infty$	m	a	b	$y_1$	$y_2$	AIC
von Bertalanffy	-0.02	1.44	18.22						41.12
Gompertz	0.340	2.72	17.76						50.56
Logístico	0.490	4.30	17.57						57.51
Richards	-0.02	1.44	18.21	0.0001					43.12
Schnute (Tipo 1)	-0.02		20.03		1.4	0.95	0.04	20.02	43.12

### 7.2.8 Modelo de crecimiento promedio

Para generar el modelo de crecimiento promedio por zona de pesca, se estimó el promedio ponderado de  $L_{\infty}$ , y este valor promedio sustituye al estimador del parámetro  $L_{\infty}$  en el modelo de von Bertalanffy:  $L_{\infty} = 18.95$ ,  $k = 1.13$  y  $t_0 = -0.03$  para Bahía Magdalena (Fig. 12A);  $L_{\infty} = 18.91$ ,  $k = 1.41$  y  $t_0 = -0.02$  para Mazatlán (Fig. 12B), y  $L_{\infty} = 18.60$ ,  $k = 1.44$  y  $t_0 = -0.002$  para Guaymas (Fig. 12C).

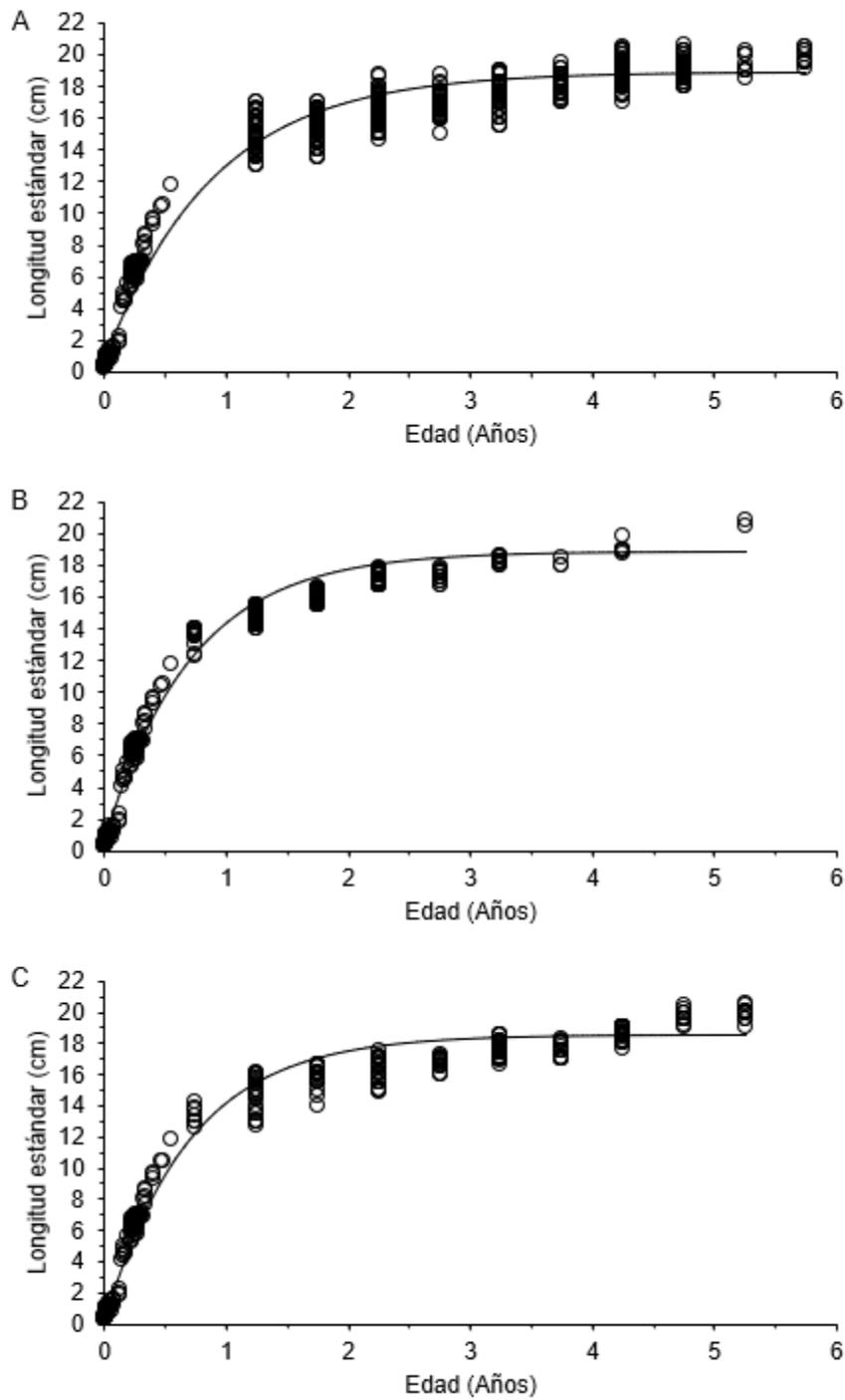


Figura 12. Diagrama de dispersión de los datos edad-talla obtenidos a partir de la lectura de marcas de crecimiento y curvas descritas por el modelo de crecimiento individual promedio de *O. libertate* por zona de pesca (A=Bahía Magdalena, B=Mazatlán y C= Guaymas).

Los intervalos de confianza al 95% del estimador de los parámetros del modelo de von Bertalanffy por zona de pesca fueron  $L_{\infty} = [17.80, 19.70]$ ,  $k = [0.80, 1.60]$  y  $t_0 = [-0.10, 0.30]$  para Bahía Magdalena (Fig. 13A,B,C);  $L_{\infty} = [17.70, 19.70]$ ,  $k = [1.00, 1.90]$  y  $t_0 = [-0.10, 0.03]$  para Mazatlán (Fig. 13D,E,F); y  $L_{\infty} = [17.40, 19.20]$ ,  $k = [1.10, 1.96]$ ,  $t_0 = [-0.10, 0.03]$  para Guaymas (Fig. 13G,H,I).

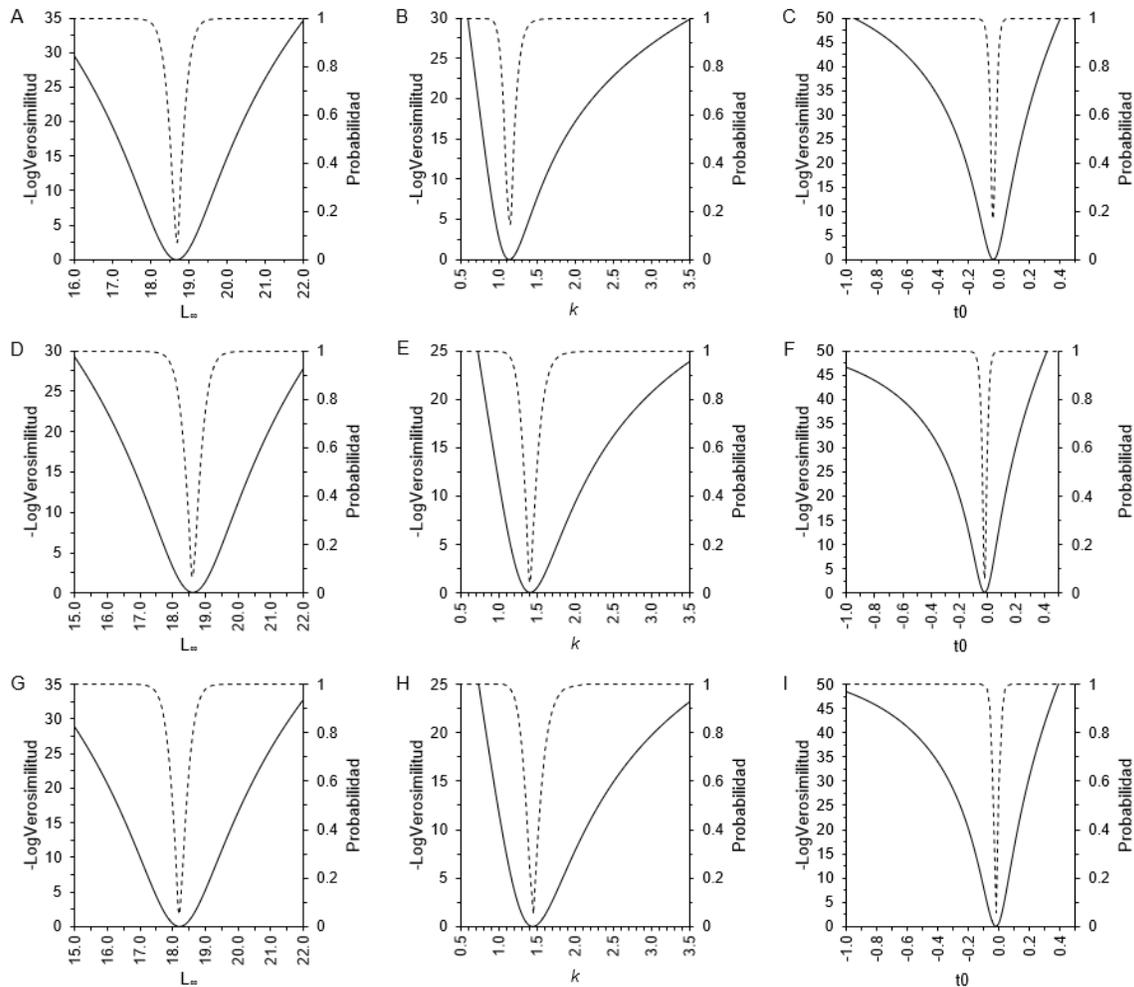


Figura 13. Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para *O. libertate* por zona de pesca (A,B,C=Bahía Magdalena, D,E,F= Mazatlán y G,H,I= Guaymas).

Finalmente, al ser el modelo de von Bertalanffy el más adecuado para describir el crecimiento individual en las 3 zonas de pesca, se realizaron comparaciones pareadas utilizando la prueba de razón de verosimilitud, detectando diferencias

significativas entre los modelos en todas las comparaciones: Bahía Magdalena vs Mazatlán,  $p < 0.05$ ; Bahía Magdalena vs Guaymas,  $p < 0.05$ ; Mazatlán vs Guaymas,  $p < 0.05$ .

### **7.2.9 Mortalidad**

Los estimados de mortalidad total ( $Z$ ) por zona de pesca fueron: Bahía Magdalena,  $Z=1.93 \text{ año}^{-1}$ ,  $Z=1.39 \text{ año}^{-1}$  para Mazatlán, y  $Z=1.40 \text{ año}^{-1}$  para Guaymas. El estimador de la mortalidad natural ( $M$ ) fue el mismo para las tres zonas ( $M=0.6 \text{ año}^{-1}$ ), dado a que las sardinias más longevas presentaron la misma edad (5 años). La mortalidad por pesca ( $F$ ) fue:  $F=1.33 \text{ año}^{-1}$  para Bahía Magdalena,  $F=0.79 \text{ año}^{-1}$  para Mazatlán, y  $F=0.8 \text{ año}^{-1}$  para Guaymas. Finalmente, con los estimados de  $Z$  y  $F$ , se obtuvo la tasa de explotación ( $E$ ), resultando:  $E=0.7 \text{ año}^{-1}$  para Bahía Magdalena,  $E=0.6 \text{ año}^{-1}$  para Mazatlán, y  $E=0.6 \text{ año}^{-1}$  para Guaymas.

## **7.3 Parámetros poblacionales (*O. medirastre*)**

### **7.3.1 Estructura de tallas**

La estructura en tallas de *O. medirastre* varió de 11.0 a 19.0 cm LE, con una media de  $15.18 \pm 1.16$  cm LE. La mayor frecuencia organismos se registró entre 14 a 17 cm LE (92%) La prueba de Anderson-Darling detecto que la estructura de tallas no cumple con los criterios de normalidad ( $A=2.2285$ ,  $p < 0.05$ ) (Fig. 14). Debido a que la especie solamente se muestreo en las descargas de Mazatlan, no fue posible contrastar la informacion entre zonas de pesca.

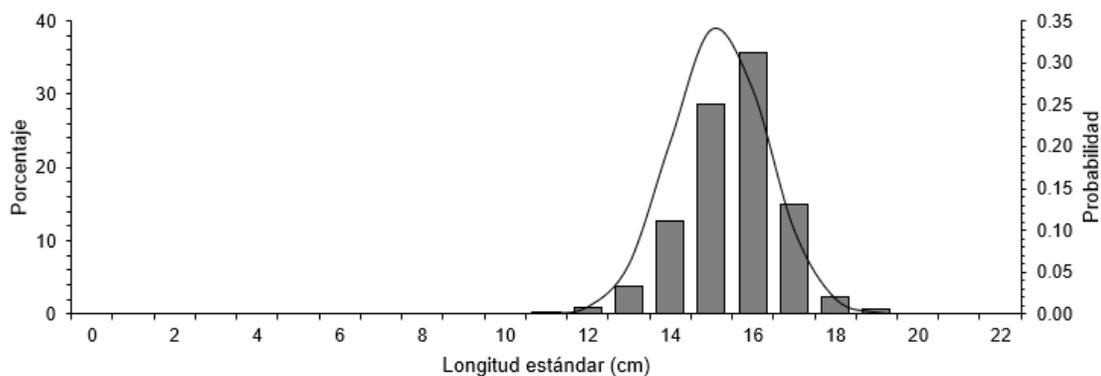


Figura 14. Estructura de tallas de *O. medirastre* del sur del Golfo de California (Mazatlán). La curva representa la función de densidad de una distribución normal.

El porcentaje de organismos por debajo de la talla mínima de captura (LE=16 cm) establecida en la norma que regula el aprovechamiento de pelágicos menores en México, fue de 73.35%.

### 7.3.2 Estructura de pesos

El peso total de *O. medirastre* varió entre 25 a 139 g, con un promedio de  $77.07 \pm 17.33$  g PT. La mayor frecuencia de organismos se registró en los intervalos de 50 a 90 g (85%). La prueba de Anderson-Darling detecto que la distribución de frecuencias del PT cumple con los criterios de normalidad ( $A=1.0821$ ,  $p>0.05$ ) (Fig. 15).

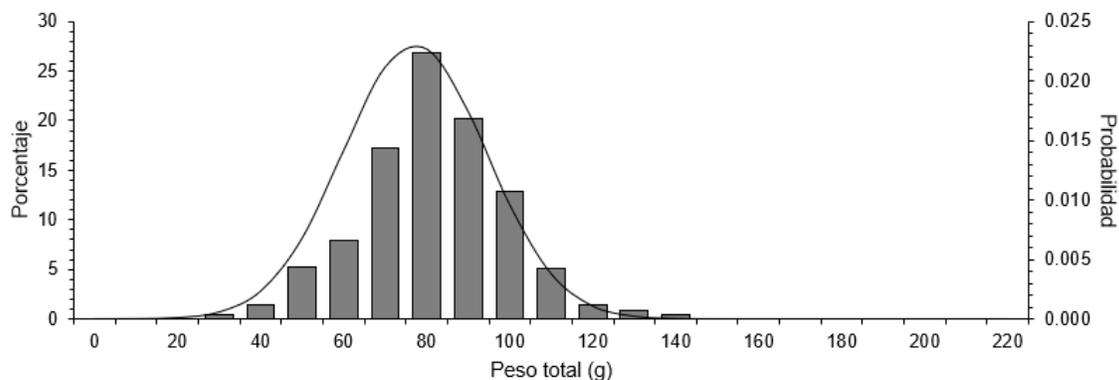


Figura 15. Estructura de pesos de *O. medirastre* del sur del Golfo de California (Mazatlán). La curva representa la función de densidad de una distribución normal.

### 7.3.3 Relación Longitud-Peso

La relación Longitud estándar-Peso total (LE-PT) y los intervalos de confianza al 95% se estimaron para el área de Mazatlán:  $PT=0.027*LE^{2.917}$   $a= [0.021,0.035]$ ,  $b= [2.823,3.012]$  (Fig. 7).

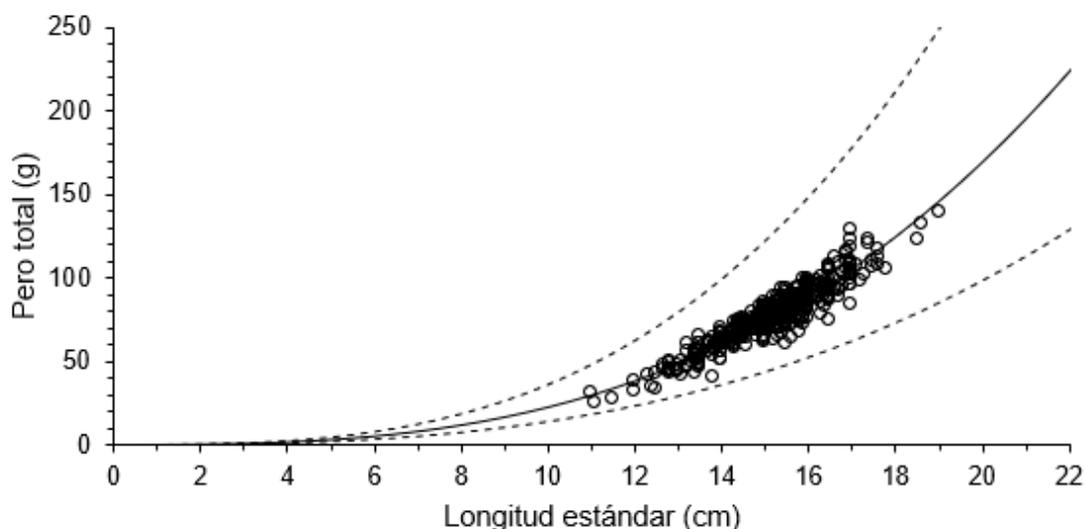


Figura 16. Relación longitud-peso e intervalos de confianza de *O. medirastre* en el sur del Golfo de California (Mazatlán). Los círculos representan a los datos observados, la línea sólida representa el modelo potencial parametrizado con los valores de los parámetros  $a$  y  $b$ , y la línea punteada representa los intervalos de confianza al 95% de confianza.

El estimado del coeficiente alometría ( $b$ ) para esta especie no difirió estadísticamente del valor teórico de isometría 3 ( $b=2.917$ ,  $t=-1.71$ ,  $p>.05$ ) (Tabla 10).

### 7.3.4 Talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ )

Para *O. medirastre*, se asumió una distribución normal de verosimilitud para la estimación de  $L_{50}$ , esto debido a la distribución de tipo normal acumulada que presentaron los datos, obteniéndose un ajuste satisfactorio del modelo. El estimado de  $L_{50}$  fue de 14.94 cm LE ( $P=1/(1+\exp^{-1.51(LE-14.94)})$ ) (Fig. 17).

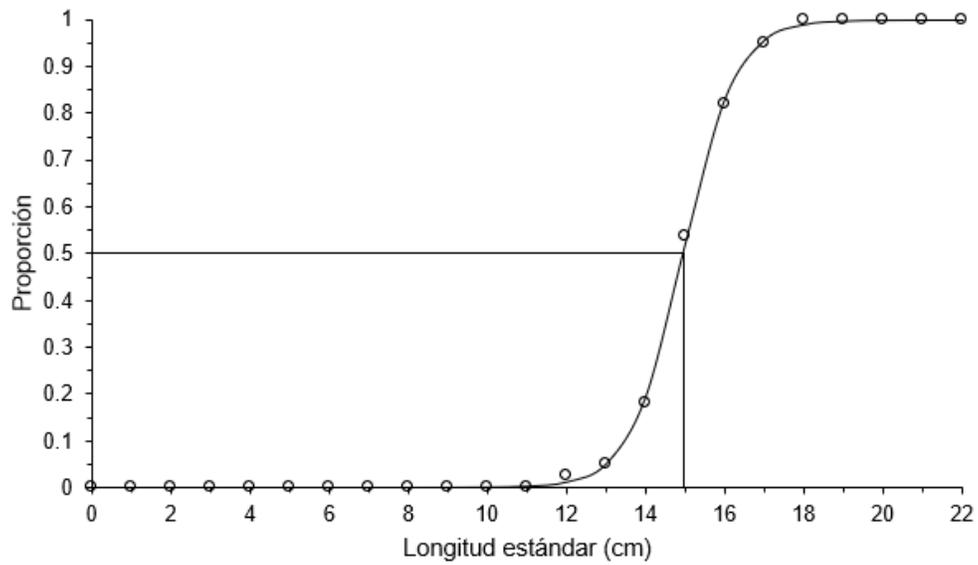


Figura 17. Diagrama de dispersión de la frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla de *O. medirastre* y curva descrita por el modelo logístico de Lysack. La línea horizontal señala el 50% de la proporción acumulada, la línea vertical señala el valor de  $L_{50}$  sobre la abscisa (Mazatlán).

Los perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo de Lysak se muestran en la figura 18. Se observa que el valor de verosimilitud obtenido del ajuste del modelo a los datos, no identifica la presencia de mínimos locales. Los intervalos de confianza al 95% de los estimadores fueron:  $L_{50} = [14.92, 14.96]$  y  $\beta = [1.19, 1.29]$  (Fig. 18A, 18B).

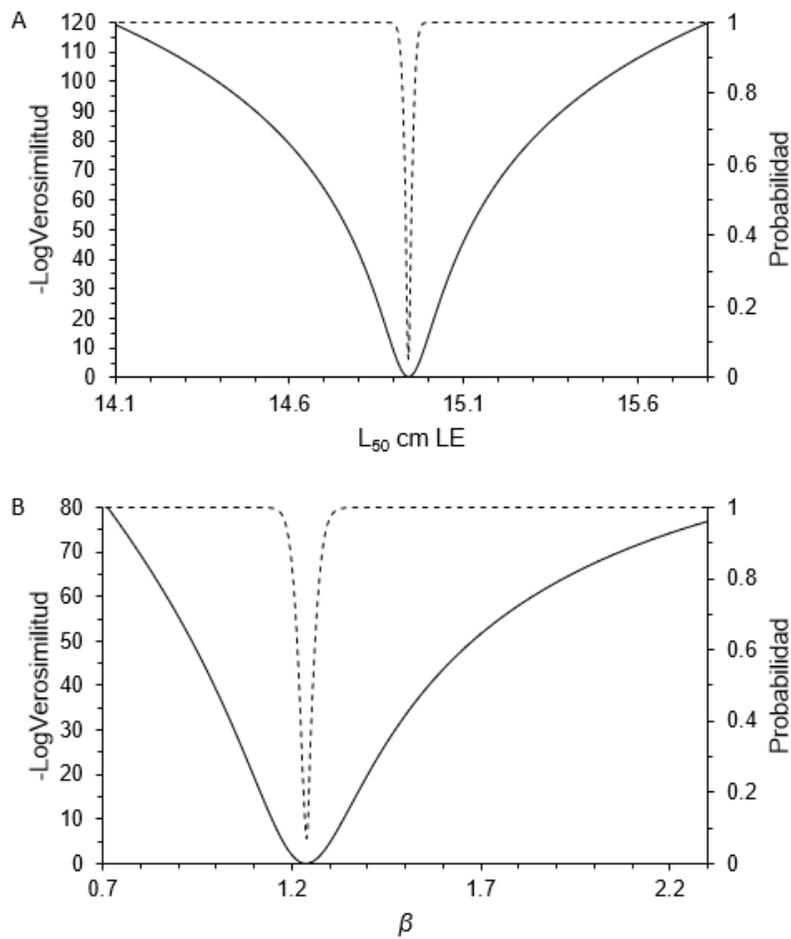


Figura 18. Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo logístico de Lysack ajustado los datos de la frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla de *O. medirastre* de la zona sur del Golfo de California (Mazatlán).

### 7.3.5 Determinación de edad

Se leyeron 248 otolitos correspondientes a las sardinias crinuda *O. medirastre* recolectadas en las descargas en Mazatlán, Sinaloa. Se identificaron hasta 4 grupos de edad (0-3) (APE y CV <10). El grupo de edad más representativo en la captura desembarcada fue el grupo-1 y grupo-2 (92%), por el contrario, el grupo-0 fue el menos representativo, seguido del grupo 3 con un porcentaje ligeramente superior (Fig. 19).

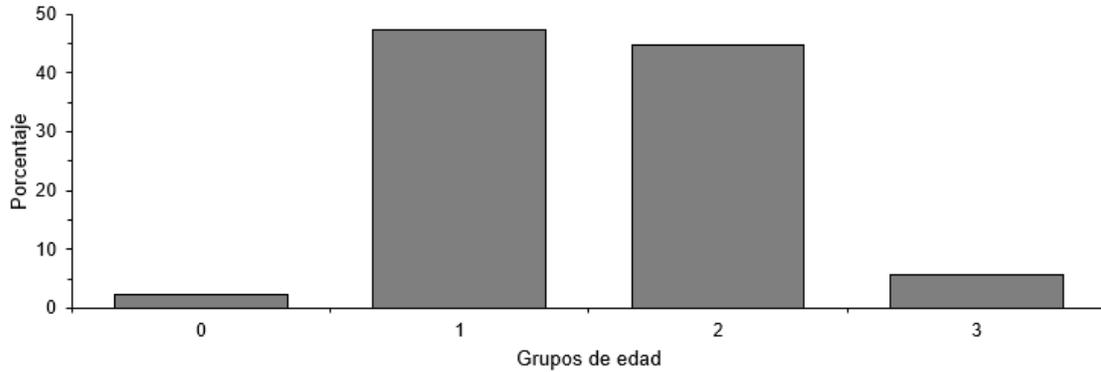


Figura 19. Importancia relativa de los grupos de edad en la captura de *O. medirastre* en la zona sur del Golfo de California (Mazatlán).

### 7.3.6 Periodicidad de formación de las marcas de crecimiento

En los pocos meses en que fue posible recolectar sardina crinuda *O. medirastre*, el mayor porcentaje de otolitos con borde hialino se presentó en septiembre y diciembre. Este alto porcentaje de bordes hialinos sugiere el final de formación de una marca de crecimiento (Fig. 20).

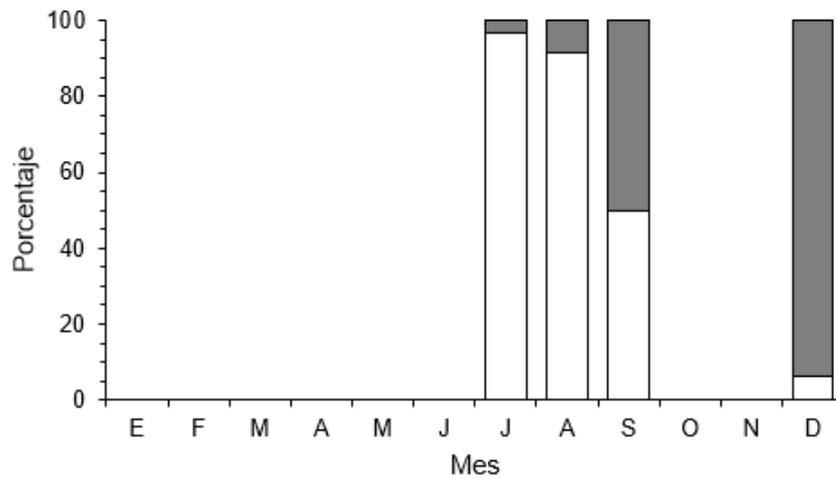


Figura 20. Porcentaje mensual de otolitos con borde opaco (barra clara) y borde hialino (barra obscura) de *O. medirastre* en el sur del Golfo de California (Mazatlán).

### 7.3.7 Estimación de los parámetros de crecimiento y criterio de información de Akaike (AIC)

Los modelos se ajustaron satisfactoriamente a los datos de edad y talla de *O. medirastre* (Tabla 8). Debido a la diferente formulación matemática de cada modelo, los parámetros tienen un significado diferente y no son comparables entre sí, a excepción de  $L_{\infty}$ , que presentó valores entre 16.52 y 18.06 cm LE.

El modelo con el menor valor de AIC fue von Bertalanffy (Tabla 8). Los resultados indicaron que los modelos Gompertz y logístico, no son adecuados para describir el crecimiento de la especie ( $\Delta i=5.51$  para el modelo de Gompertz y  $\Delta i=8.06$  para el modelo Logístico), mientras que los modelos de von Bertalanffy, Richards y Schnute presentaron soporte estadístico alto ( $\Delta i$  menor a 2), para describir el crecimiento de *O. medirastre* con los datos analizados. El modelo de von Bertalanffy presentó el mayor soporte estadístico.

Tabla 8. Valores de los parámetros de crecimiento individual de la sardina crinuda *O. medirastre* para cada modelo evaluado (Mazatlán).

Mazatlán									
Modelos	$t_0$	K	$L_{\infty}$	m	a	b	$y_1$	$y_2$	AIC
von Bertalanffy	-0.01	1.82	16.52						15.89
Gompertz	0.36	3.33	16.21						21.40
Logístico	0.53	5.97	16.05						23.95
Richards	-0.01	1.82	16.49	0.002					17.89
Schnute (Tipo 1)	-0.01		18.06		18.02	0.95	0.42	18.04	17.89

### 7.3.8 Modelo de crecimiento promedio

El modelo de crecimiento promedio se estimó calculando la media ponderada de  $LE_{\infty}$ , al sustituir este valor por el estimador del parámetro  $LE_{\infty}$  en el modelo de von Bertalanffy, se obtuvo:  $L_{\infty} = 16.81$ ,  $k = 1.82$  y  $t_0 = -0.01$  para *O. medirastre* (Fig. X).

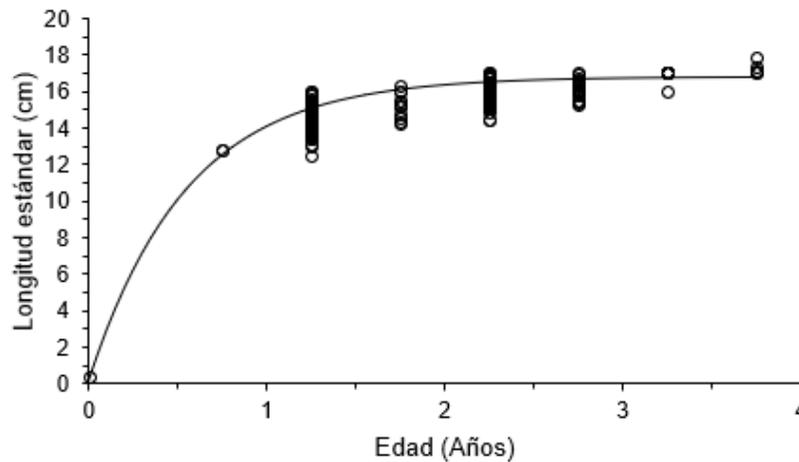


Figura 21. Diagrama de dispersión de los datos edad-talla obtenidos a partir de la lectura de marcas de crecimiento y curva descrita por el modelo de crecimiento individual promedio de *O. medirastre* del sur del Golfo de California (Mazatlán).

Los intervalos de confianza al 95% de los estimadores de los parámetros del modelo de von Bertalanffy por zona de pesca fueron  $L_{\infty} = [16.20, 16.90]$   $k = [1.60, 2.10]$  y  $t_0 = [-0.03, 0.02]$  (Fig. 22A, 22B, 22C).

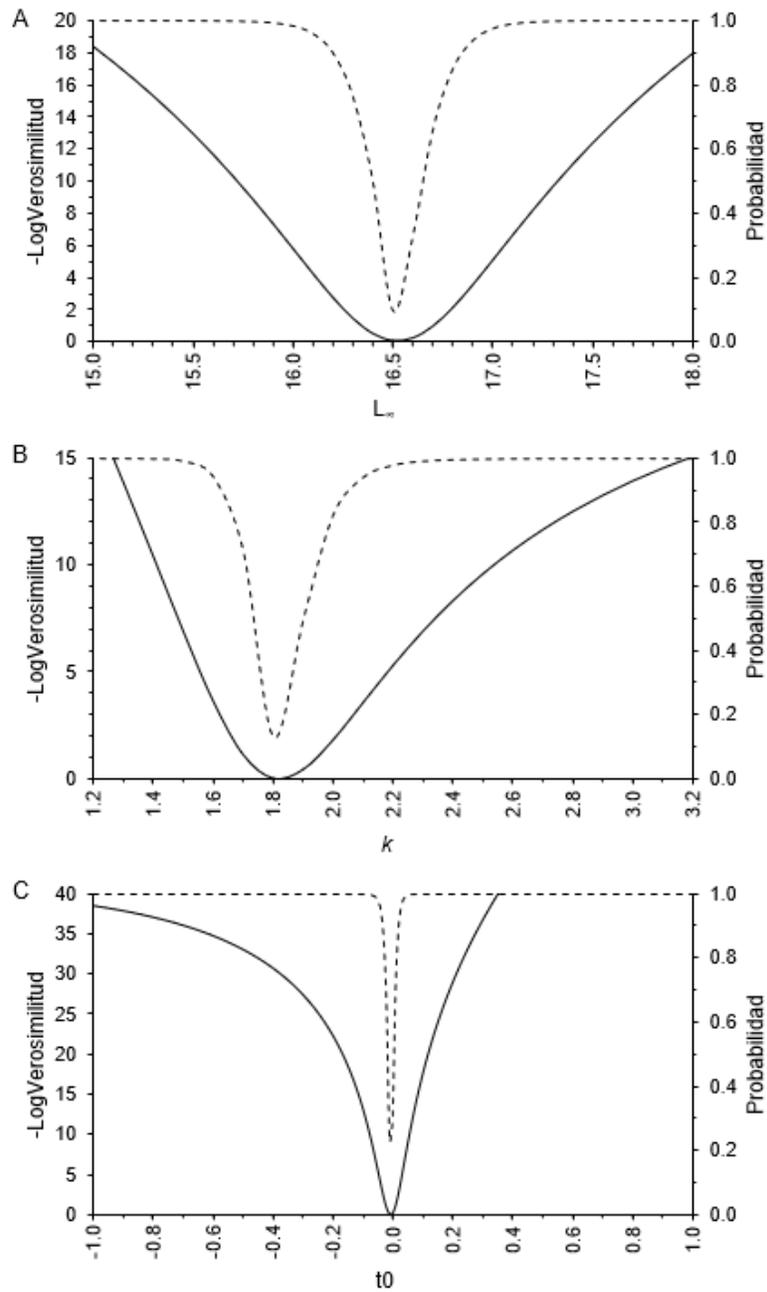


Figura 22. Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para *O. medirastre* en el sur del Golfo de California (Mazatlán).

### 7.3.9 Mortalidad

Los estimados de mortalidad fueron:  $Z = 2.1 \text{ año}^{-1}$ ,  $M = 1.00 \text{ año}^{-1}$ ,  $F = 1.1 \text{ año}^{-1}$  y  $E = 0.52 \text{ año}^{-1}$ .

## 7.4 Parámetros poblacionales (*O. bulleri*)

### 7.4.1 Estructura de tallas

La estructura de tallas de *O. bulleri* varió de 11.4 a 20.5 cm LE, con una talla media de  $15.58 \pm 1.47$  cm LE para Mazatlán, y de 12.5 a 21.5 cm LE con talla media de  $17.46 \pm 1.18$  cm LE para Guaymas: El intervalo donde se registró la mayor frecuencia de sardinas fue entre 14 a 16 cm LE para Mazatlán (87.5%) y entre 17 a 19 cm LE para Guaymas (83%). La prueba de normalidad de Anderson-Darling fue significativa para la estructura de tallas en Mazatlán (MZT:  $A=2.7669$ ,  $p<0.05$ ), mientras que para la correspondiente en Guaymas la prueba no fue significativa (GYMS:  $A=0.67833$ ,  $p>0.05$ ) (Fig. 23).

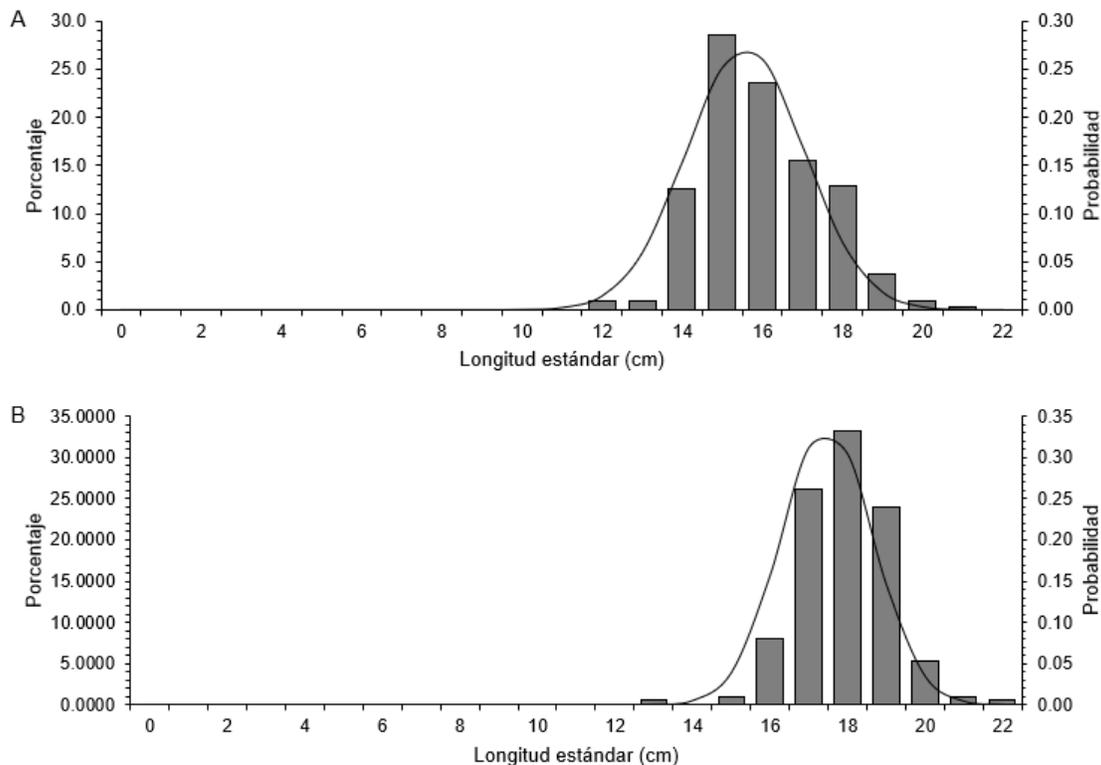


Figura 23. Estructura de tallas de *O. bulleri* en el Golfo de California (A= Mazatlán y B=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.

La comparación de la estructura de tallas entre zonas de pesca se realizó mediante la prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes, la cual resultó

significativa ( $W=47515$ ,  $p<0.05$ ), identificando diferencia estadística en las tallas de *O. bulleri* entre ambas zonas.

Al calcular el porcentaje de organismos por debajo de la talla mínima de captura, se obtuvo: 52.32% para Mazatlán y 5.88% para Guaymas.

#### **7.4.2 Estructura de pesos**

La estructura en peso (PT) de *O. bulleri* varió de 27.8 a 196.2 g con un peso promedio de  $77.73\pm 26.95$  g PT en Mazatlán y de 34.8 a 195.8 g con un peso promedio de  $108.80\pm 21.40$  g PT en Guaymas. La mayor frecuencia de aparición de organismos en Mazatlán estuvo en los intervalos de 60 a 100 g (74%), y entre 90 a 130 g en Guaymas (75%). La prueba de normalidad de Anderson-Darling fue significativa para la estructura de pesos de la captura de descargada en Mazatlán (MZT:  $A=7.4741$ ,  $p<0.05$ ), mientras que para aquella descargada en Guaymas la prueba no fue significativa (GYMS  $A=0.54972$ ,  $p>0.05$ ) (Fig. 24).

Por tanto, la comparación de la estructura de pesos entre ambas zonas se realizó mediante la prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes, la cual resultó significativa ( $W=46178$ ,  $p<0.05$ ), identificando diferencia estadística en los pesos de *O. bulleri* las zonas comparadas.

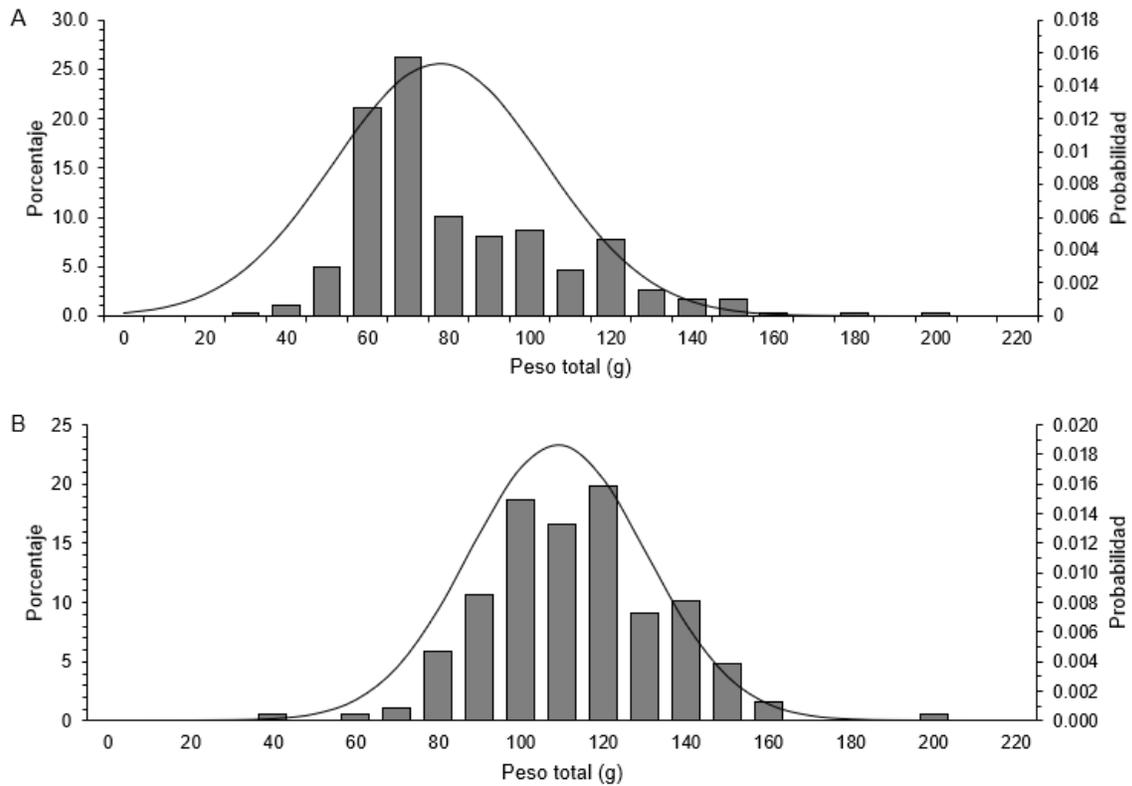


Figura 24. Estructura de pesos de *O. bulleri* en el Golfo de California (A= Mazatlán y B=Guaymas). Las curvas representan la función de densidad de una distribución normal.

### 7.4.3 Relación longitud-peso

La relación Longitud estándar-Peso total (LE-PT) y los intervalos de confianza al 95% se estimaron para cada zona de pesca, para Mazatlán:  $PT=0.012*LE^{3.185}$   $a=[0.008,0.017]$ ,  $b=[3.062,3.309]$ ; y para Guaymas:  $PT=0.041*LE^{2.750}$   $a=[0.024,0.070]$ ,  $b=[2.565,2.936]$  (Fig. 25).

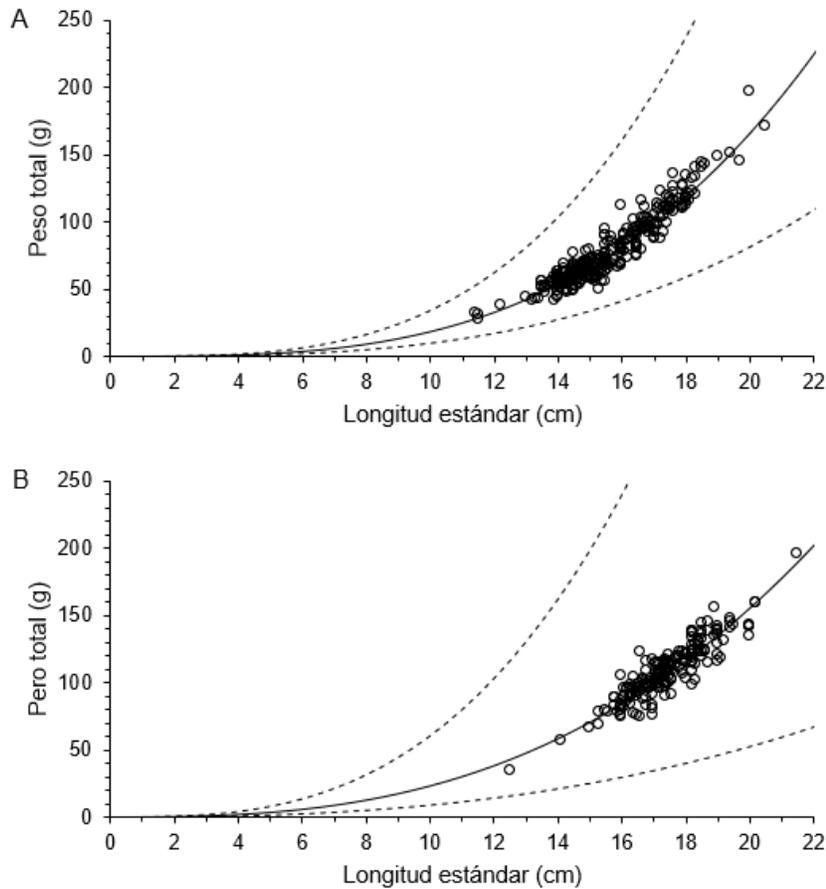


Figura 25. Relación longitud peso e intervalos de confianza de *O. bulleri* en el Golfo de California (A= Mazatlán y B=Guaymas). Los círculos representan a los datos observados, la línea sólida representa el estimado del modelo potencial y las líneas punteadas representan los intervalos al 95% de confianza.

El estimado de la pendiente (parámetro  $b$ ) en la relación LE\_PT para Mazatlán fue significativamente mayor al valor teórico de isometría 3 ( $b=3.185$ ,  $t=-2.95$ ,  $p<0.05$ ), y para Guaymas el estimado fue significativamente menor ( $b= 2.750$ ,  $t=-2.65$ ,  $p<0.05$ ).

Para evaluar las diferencias en la relación LE-PT entre zonas de pesca, se realizó un análisis de covarianza (MZT vs GYMS). Los resultados indicaron que las diferencias fueron significativas ( $F=13.2886$ ,  $p<0.05$ ).

#### 7.4.4 Talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ )

Para la sardina crinuda *O. bulleri*, en ambas zonas evaluadas, Mazatlán y Guaymas, se asumió una función de distribución normal de la proporción de sardinas maduras por intervalo de longitud, debido a la tendencia de tipo normal acumulada que presentaron los datos. El modelo logístico presentó un ajuste satisfactorio para ambas zonas: Mazatlán:  $P_i=1/(1+\exp(-1.277(L_i-15.91)))$  y  $P_i=1/(1+\exp(-1.597(L_i-17.33)))$  en Guaymas (Fig. 26).

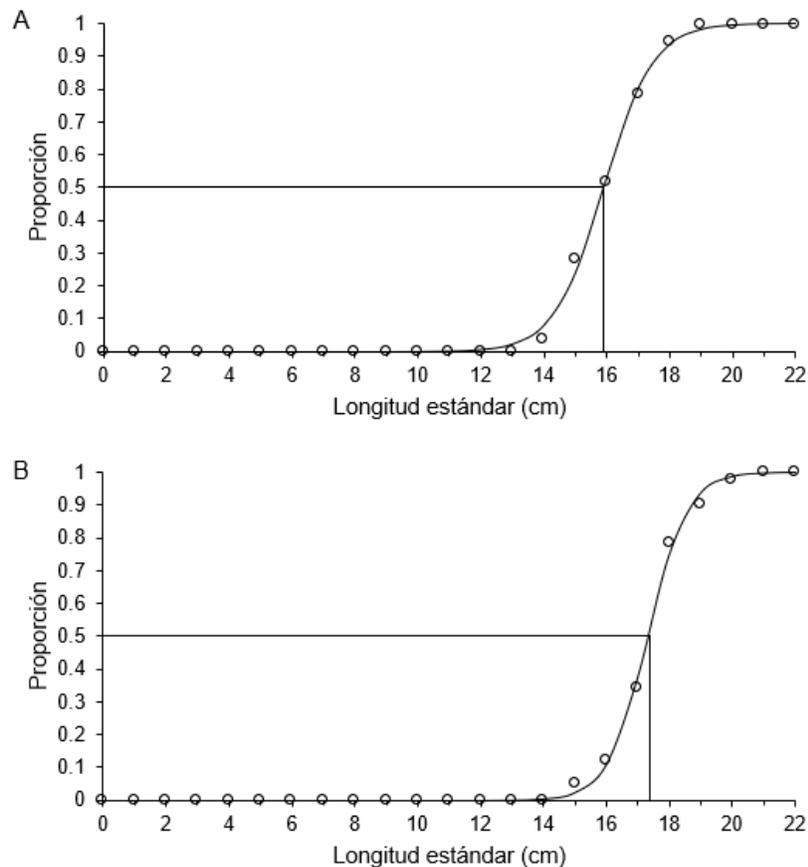


Figura 26. Diagrama de dispersión de la frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla y curvas descritas por el modelo logístico de Lysack en la estimación del parámetro  $L_{50}$  de *O. bulleri* en el Golfo de California (A= Mazatlán y B= Guaymas).

Los perfiles de verosimilitud de los parámetros por zonas de pesca se muestran en la figura 27. Se observa que el valor de  $-\ln LI$  del ajuste del modelo, no denota la presencia de mínimos locales en ningún caso. Los intervalos al 95% de confianza

de los parámetros del modelo de Lysack fueron:  $L_{50} = [15.77, 16.04]$  y  $\beta = [1.11, 1.48]$  para MZT, y  $L_{50} = [17.29, 17.39]$  y  $\beta = [1.49, 1.72]$  para GYMS.

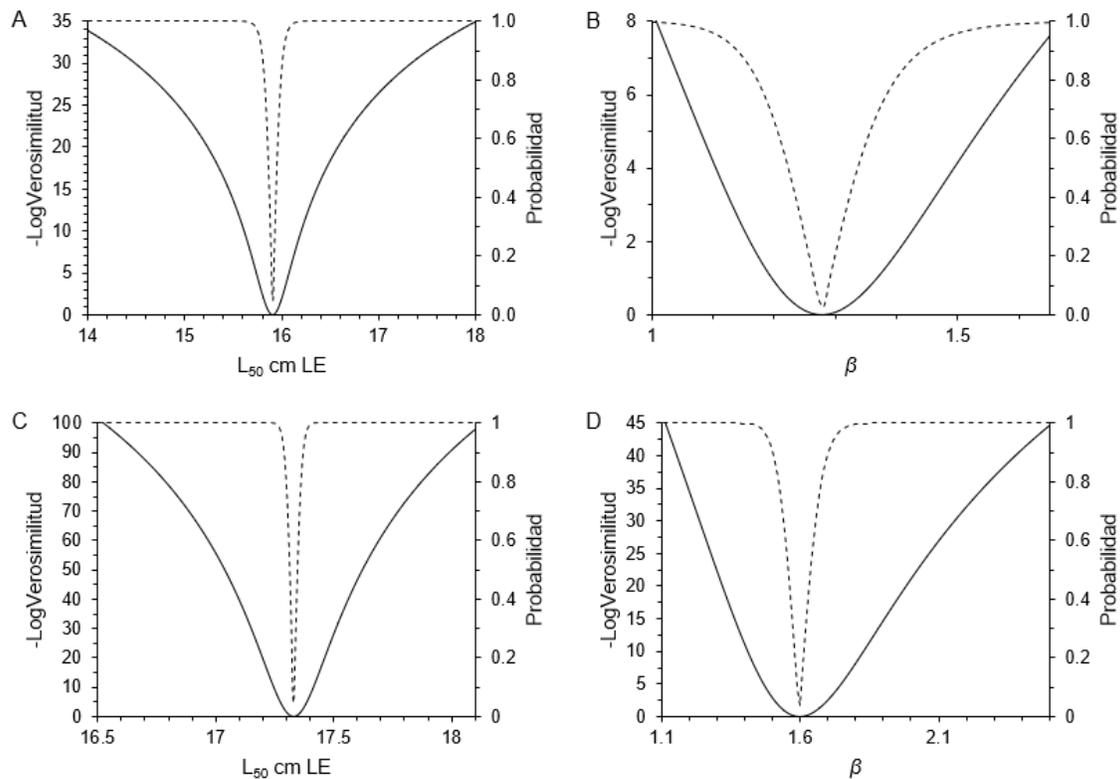


Figura 27. Perfiles de verosimilitud del ajuste de los parámetros del modelo logístico de Lysack a los datos de frecuencia relativa acumulada de hembras maduras por intervalo de talla de *O. bulleri* en el Golfo de California (A,B= Mazatlán y C,D= Guaymas).

#### 7.4.5 Determinación de edad

Se leyeron un total de 257 otolitos de sardina crinuda *O. bulleri*, 141 corresponden a sardinas muestreadas en Guaymas, y 116 a Mazatlán. En ambas zonas de pesca, se identificaron hasta 5 grupos de edad (1-5) (APE y CV <10). El grupo de edad más representativo en la captura de Mazatlán fue el grupo-4 (41.1%) y el menos representativo el grupo-1 (2.1%), en Guaymas el grupo-2 y grupo-3 (74.1%) fueron los más representativos y el grupo 5 (0.9%) el menos representativo (Fig. 28).

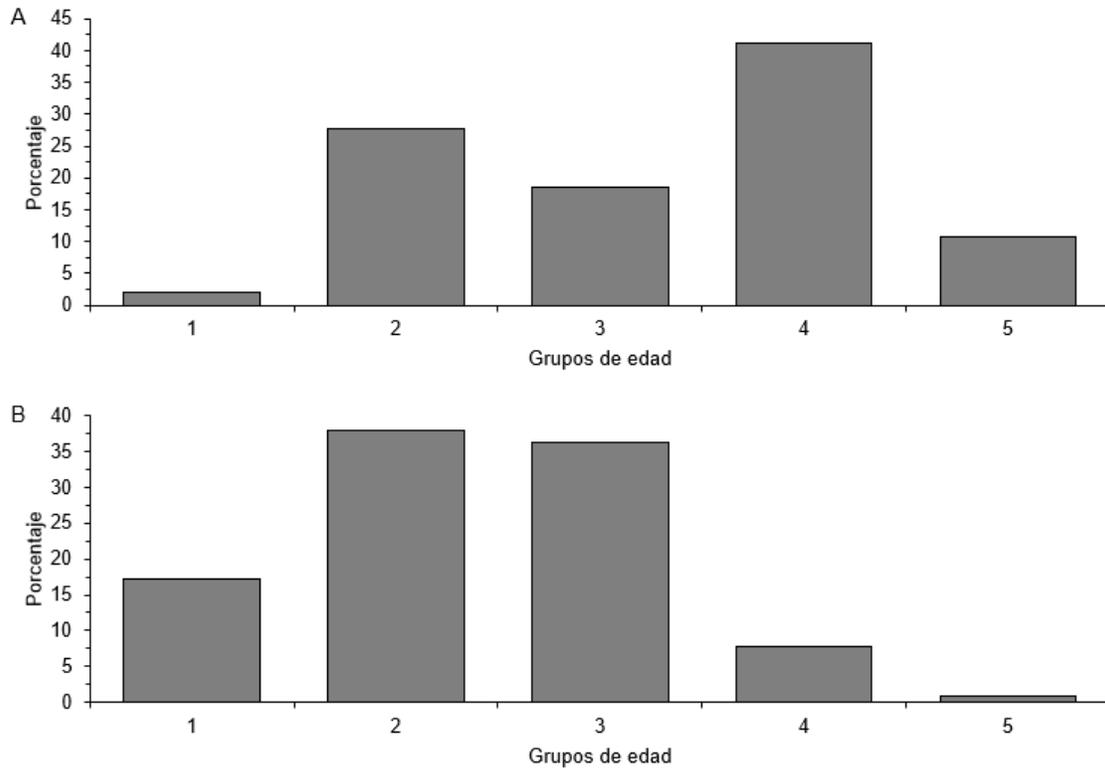


Figura 28. Importancia relativa de los grupos de edad en la captura de *O. bulleri* en el Golfo de California (A= Mazatlán y B=Guaymas).

#### 7.4.6 Periodicidad de formación de las marcas de crecimiento

No obstante, que no se obtuviera un ciclo anual de muestreos en ambas zonas, en Mazatlán fue posible representar más meses que en Guaymas. También a resaltar la dominancia de otolitos con borde opaco. En Mazatlán, los porcentajes por mes de otolitos con borde hialino fueron muy bajos (Inferiores al 15%), de estos los mayores porcentajes se registraron de marzo a junio, mientras que en Guaymas fue de abril a junio. La tendencia de los valores mensuales de otolitos con borde hialino sugiere que la periodicidad de formación de las marcas de crecimiento es anual, y termina de depositarse entre junio y agosto (Fig. 29).

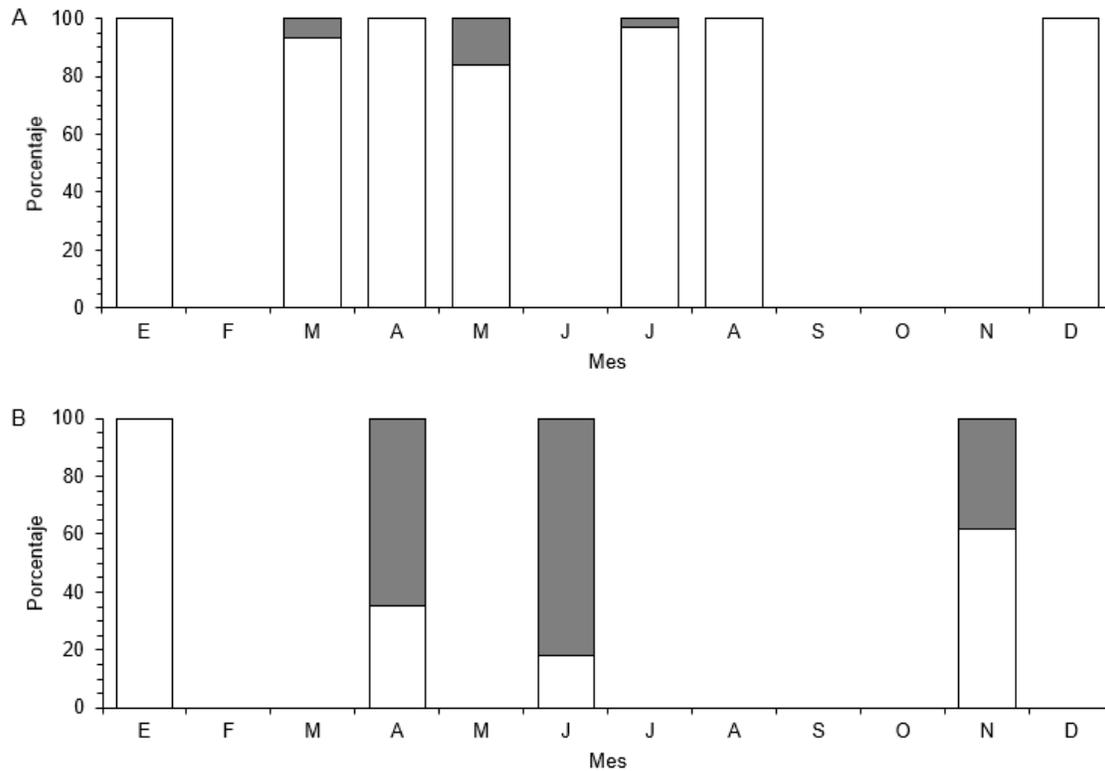


Figura 29. Porcentaje mensual de otolitos con borde opaco (barra clara) y borde hialino (barra oscura) de *O. bulleri* en el Golfo de California (A= Mazatlán y B= Guaymas).

#### 7.4.7 Estimación de los parámetros de crecimiento y criterio de información de Akaike (AIC)

Los modelos se ajustaron satisfactoriamente a los datos de edad-LE de la sardina crinuda *O. bulleri* (Tabla 9). Debido a la diferente formulación matemática de cada modelo, los parámetros tienen un significado diferente y no son comparables entre sí, a excepción de  $L_{\infty}$ , que varío de entre 17.52 y 23.24 cm LE.

El modelo con el menor valor de AIC fue von Bertalanffy (Tabla 9). Los resultados indicaron que los modelos Gompertz y logístico no son adecuados para describir el crecimiento de la especie en ambas zonas (Mazatlán:  $\Delta i=5.05$  para el modelo de Gompertz y  $\Delta i=7.26$  para el modelo Logístico; Guaymas:  $\Delta i=8.53$  para el modelo de Gompertz y  $\Delta i=13.33$  para el modelo Logístico): Los modelos de Richards y Schnute

presentaron soporte estadístico ( $\Delta i$  menor a 2). El modelo de von Bertalanffy presentó el mayor soporte estadístico.

Tabla 9. Valores de los parámetros de crecimiento individual de la sardina crinuda *O. bulleri* en el sur del Golfo de California (Mazatlán y Guaymas).

<b>Mazatlán</b>									
Modelos	$t_0$	K	$L_\infty$	m	a	b	$y_1$	$y_2$	AIC
von Bertalanffy	-0.019	1.12	18.86						28.27
Gompertz	0.562	2.04	18.42						33.32
Logístico	0.846	3.52	18.19						35.53
Richards	-0.019	1.13	18.83	0.002					31.27
Schnute(Tipo 1)	-0.019		23.24		1.12	0.90	0.51	23.17	31.27
<b>Guaymas</b>									
Modelos	$t_0$	K	$L_\infty$	m	a	b	$y_1$	$y_2$	AIC
von Bertalanffy	-0.02	0.96	18.33						20.40
Gompertz	0.62	1.72	17.81						28.93
Logístico	0.90	2.80	17.52						33.73
Richards	-0.02	0.96	18.30	0.002					22.40
Schnute(Tipo 1)	-0.02		20.80		0.96	0.94	0.46	20.66	22.40

#### 7.4.8 Modelo de crecimiento promedio

Para generar el modelo de crecimiento promedio por zona de pesca, se estimó el promedio ponderado de  $LE_\infty$ , y este valor promedio sustituye al estimador del parámetro  $LE_\infty$  en el modelo de von Bertalanffy:  $L_\infty = 19.65$ ,  $k = 1.12$  y  $t_0 = -0.019$

para Mazatlán (Fig. 30A) y  $L_{\infty} = 18.84$ ,  $k = 0.96$  y  $t_0 = -0.019$  para Guaymas (Fig. 30B).

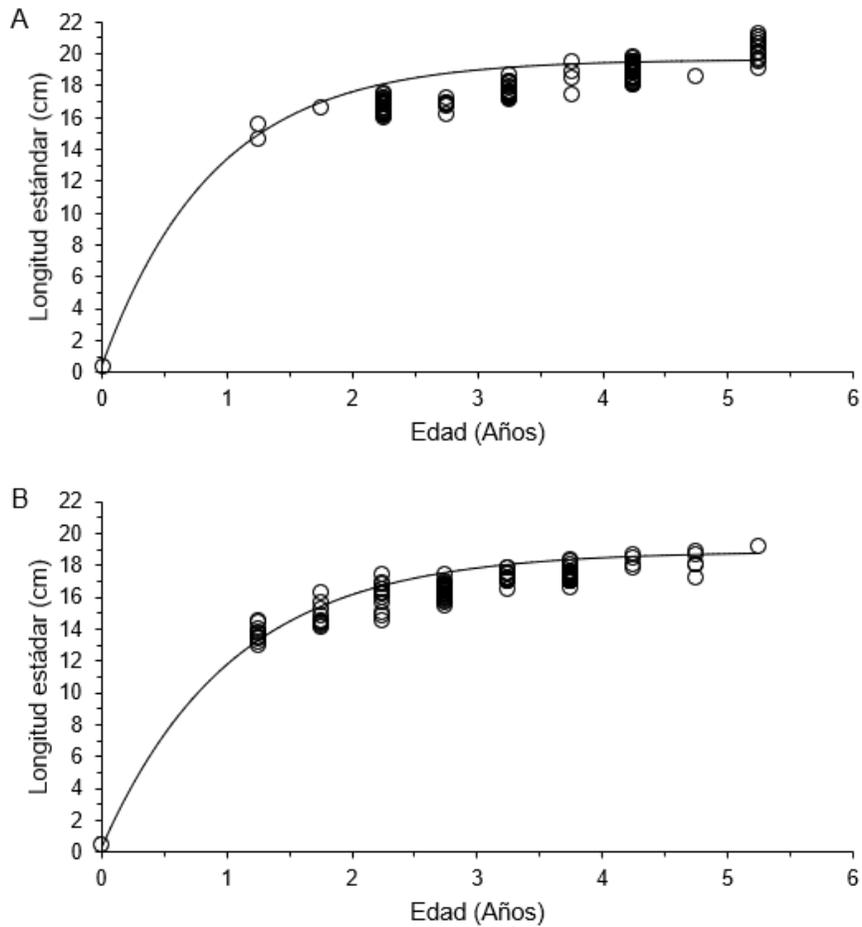


Figura 30. Diagrama de dispersión de los datos edad-talla obtenidos a partir de la lectura de marcas de crecimiento y curvas descritas por el modelo de crecimiento individual promedio de *O. bulleri* en el Golfo de California (A=Mazatlán y B=Guaymas).

Los intervalos al 95% de confianza de los estimadores de los parámetros del modelo de von Bertalanffy por zona de pesca fueron:  $L_{\infty} = [18.27, 19.45]$ ,  $k = [0.96, 1.37]$  y  $t_0 = [-0.10, 0.05]$  para Mazatlán; y  $L_{\infty} = [17.95, 18.72]$ ,  $k = [0.88, 1.06]$ ,  $t_0 = [-0.07, 0.03]$  para Guaymas (Fig. 31).

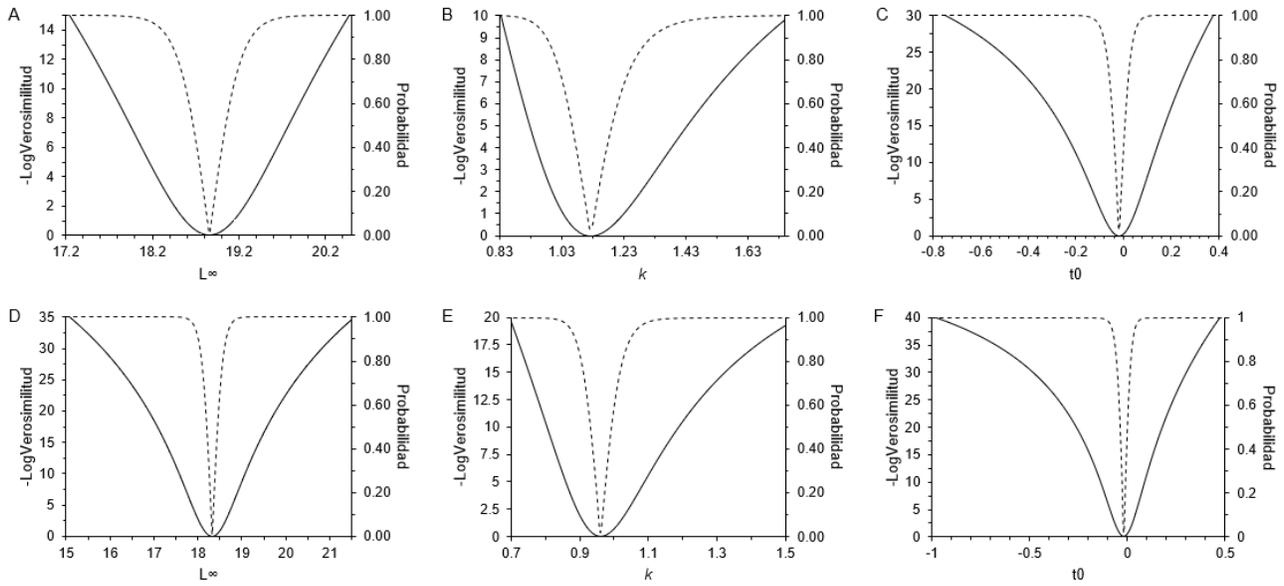


Figura 31. Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para *O. bulleri* en el sur del Golfo de California (A,B,C= Mazatlán y D,E,F= Guaymas).

Finalmente, se evaluaron las diferencias del modelo de von Bertalanffy al describir el crecimiento individual entre zonas de pesca, la prueba de razón de verosimilitud detectó diferencias significativas entre zonas de pesca (Mazatlán vs Guaymas,  $p < 0.05$ ).

#### 7.4.9 Mortalidad

Los estimados de mortalidad total obtenidos fueron:  $Z=1.29$  para Mazatlán y  $Z=1.40$  para Guaymas. La mortalidad natural estimada fue  $M=0.6$ , el mismo valor fue estimado para ambas zonas, debido a que las sardinas más longevas por zona de pesca presentaron la misma edad (5 años). La mortalidad por pesca fue de  $F=0.7$  para Mazatlán y  $F=0.8$  para Guaymas. Finalmente, con los estimados de  $Z$  y  $F$ , se obtuvo la tasa de explotación, resultando  $E=0.5$  para Mazatlán y  $E=0.6$  para Guaymas.

## **7.5 Estimación de biomasa, puntos de referencia objetivo y análisis del estado del recurso multiespecífico sardina crinuda**

La estimación de biomasa de la sardina crinuda en la costa occidental de BCS se realizó utilizando una serie de tiempo de 37 años (1981 a 2018) de la captura de sardina crinuda en la costa occidental de BCS desembarcada en Bahía Magdalena (Puertos Adolfo López Mateos y San Carlos), para la estimación de biomasa en el Golfo de California, la serie de tiempo incluye 46 años (1972 a 2018) de las capturas desembarcadas en los puertos de Mazatlán, Guaymas y Yavaros.

En la costa occidental de BCS, la captura de sardina crinuda está integrada solo por *O. libertate*, a diferencia del Golfo de California que la captura la integran las 3 especies de este género (*O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*), no obstante, los registros oficiales de captura no distinguen las especies y la captura se denomina genéricamente sardina crinuda. Las series se procesaron de manera independiente, lo anterior en respuesta a la dinámica de las flotas sardineras que operan en la región, y con base en la estructura por stocks de la población de la sardina crinuda *O. libertate*, especie que representa hasta 70% de la captura en el Golfo de California (Ruiz & Lyle, 1992, Jacob-Cervantes, 2010).

### **7.5.1 Análisis de la captura**

En el Golfo de California la pesquería de pelágicos menores inicio en 1972 con bajos niveles de captura, promediando 25,796 t durante la primera década, estos rendimientos han aumentado de manera importante a través de los años hasta llegar a un rendimiento promedio de 149,564 t en la última década (Fig. 32).

Al analizar los rendimientos anuales se identifican dos periodos ( $p < 0.05$ ), el primero, inicia en 1972 y concluye en 2001 ( $\bar{x} = 42,611$  t,  $s = 26,468$  t), considerado el periodo de rendimientos bajos, así mismo, durante este período se registró la menor captura histórica de la pesquería, 8,941 t en 1972. El segundo periodo que inicia en 2002 hasta 2018 ( $\bar{x} = 135,595$  t,  $s = 33,737$  t), se caracteriza por altos rendimientos, durante el cual, se registró la mayor captura histórica de esta pesquería, 195,847 t en 2014.

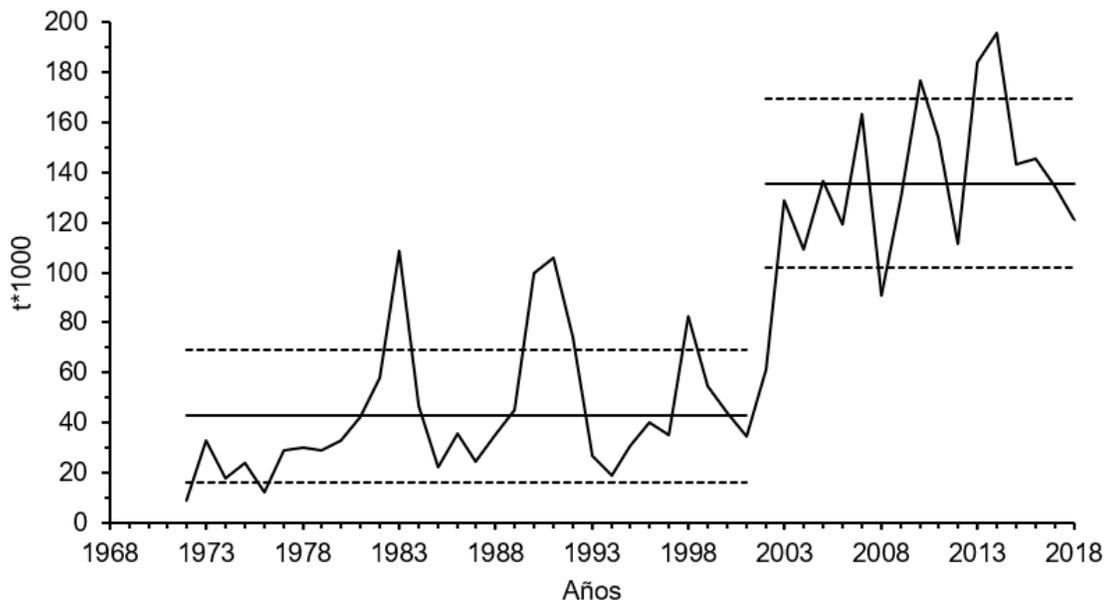


Figura 32.- Serie histórica de captura del stock de sardina crinuda en el Golfo de California. Promedios de capturas representados con línea sólida, y desviación estándar con línea punteada.

A lo largo de la serie de capturas, independiente de los periodos señalados, resaltan altos rendimientos en los años: 1983, 1990, 1991, 1998, 2003, 2005, 2007, 2013 y 2014, coincidentes con el final o transcurso del año posterior a la presencia de una anomalía positiva mayor que 0.5 del Índice Oceánico del Niño (ONI) en la costa oriental del Pacífico.

En la costa occidental de BCS, particularmente el área de Bahía Magdalena, esta pesquería inicio en 1981 con bajos niveles de captura promediando 1,517 t durante la primera década, los rendimientos presentaron una tendencia positiva y una gran variación en los años posteriores, hasta alcanzar un rendimiento promedio de 10,218 t durante la última década (Fig. 33). En esta zona, también es posible identificar dos periodos en la serie de capturas ( $p < 0.05$ ). El primer periodo, que va de 1981 a 2011 ( $\bar{x} = 3,905$  t,  $s = 3,712$  t), se presentó la mayor variación en los rendimientos anuales y se registró la menor captura histórica de la pesquería, 927 t en 1986, durante el segundo periodo, que comprende de 2012 a 2018 ( $\bar{x} = 12,283$  t,

$\sigma=3.779$  t), se presentaron mayores rendimientos y se registró la captura más alta históricamente, 18,542 t en 2015.

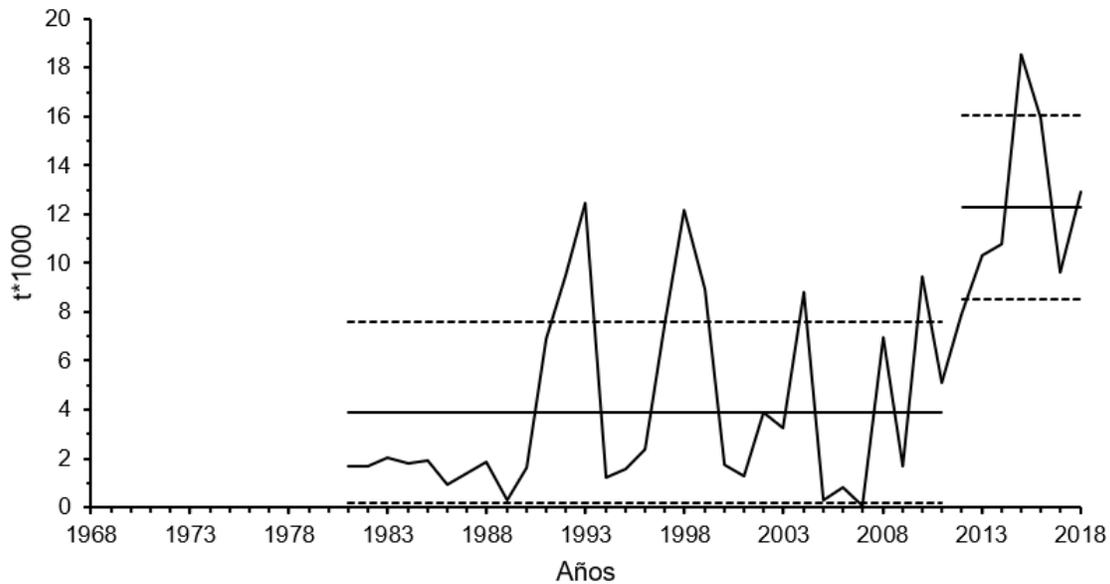


Figura 33.- Serie histórica de captura del stock de sardina crinuda en la costa occidental de BCS. Promedios de capturas representados con línea sólida y desviación estándar con línea punteada.

Al igual que en Golfo de California, se identificaron picos en las capturas, principalmente en 1993, 1998, 2004, 2010, 2013 y 2015, de igual manera, coincidentes con el final o transcurso del año posterior a la detección de una anomalía positiva superior a 0.5 del Índice Oceánico del Niño (ONI).

### 7.5.2 Parametrización del modelo de biomasa dinámica

En la Tabla 10, se concentra la información utilizada para parametrizar el modelo Catch-MSY, en la cual, se incluyen intervalos de  $r$  para cada zona de pesca. El primer intervalo de  $r$  (primera columna) es resultado de utilizar la ecuación de Sullivan (1991), donde sustituyendo los valores de  $k$  (von Bertalanffy) y  $W_{\infty}$ :

$$r = 0.947 + 1.189(1.41) - 0.095\ln(129.3) = 2.16$$

El segundo intervalo de  $r$  (segunda columna), corresponde a los intervalos al 95% de confianza del estimado de  $r=0.60$  para *Opisthonema libertate*, reportado por FishBase (2019).

El intervalo de  $k$  se estimó a partir de los datos de captura de cada zona de pesca, mientras que, para ambas el nivel de depleción en el primer año de la serie se consideró mínimo (Biomasa Virgen) y para el último entre el 30% y 70%, el intervalo de  $M$  contiene al valor de  $M=0.6$  estimado para *O. libertate* por Ruiz-Domínguez & Quiñonez-Velázquez (2018).

Tabla 10. Datos de entrada del modelo Catch-MSY. Tasa de crecimiento poblacional ( $r$ ), Capacidad de carga ( $k$ ), nivel de depleción en el primer y último año de la serie de captura ( $B/k$ ), mortalidad natural ( $M$ ).

Stock	$r/a^{-1}$ (Estimado)	$r/a^{-1}$ (FishBase)	$k$ ( $C_{max} - 50C_{max}$ )	$\lambda_{01} - \lambda_{02}$	$\lambda_1 - \lambda_2$	$M$
<b>Golfo de California</b>	[2.0,2.5]	[0.59,1.35]	[195847,9792350]	[0.99,1.0]	[0.3,0.7]	[0.5,0.8]
<b>Bahía Magdalena</b>	[2.0,2.5]	[0.59,1.35]	[18542,927080]	[0.99,1.0]	[0.3,0.7]	[0.5,0.8]

### 7.5.3 Puntos de referencia objetivo estimados

Para cada zona de pesca de sardina crinuda (costa occidental de BCS, y Golfo de California), el modelo fue parametrizado considerando dos escenarios: 1.-Intervalo de  $r$  estimado con la ecuación de Sullivan (1991), 2.- Intervalo de  $r$  obtenido de FishBase.

Como resultado de las simulaciones del escenario 1, para ambas zonas de pesca no hubo pares de valores de  $r$  y  $k$  seleccionados, de acuerdo a los criterios del modelo, de las 30,000 iteraciones. Para el escenario 2 se aceptaron 560 pares de valores en el Golfo de California (Fig. 34A) y 541 pares para la costa occidental de BCS (Fig. 34B), a partir de los cuales se estimaron los puntos de referencia objetivo (PRO).

Con cada par de valores seleccionados se estimaron los PRO, calculando posteriormente la media geométrica y percentiles (2.5% y 97.5%) de cada uno respectivamente, incluyendo a los estimados de  $r$  y  $k$  (Fig. 35).

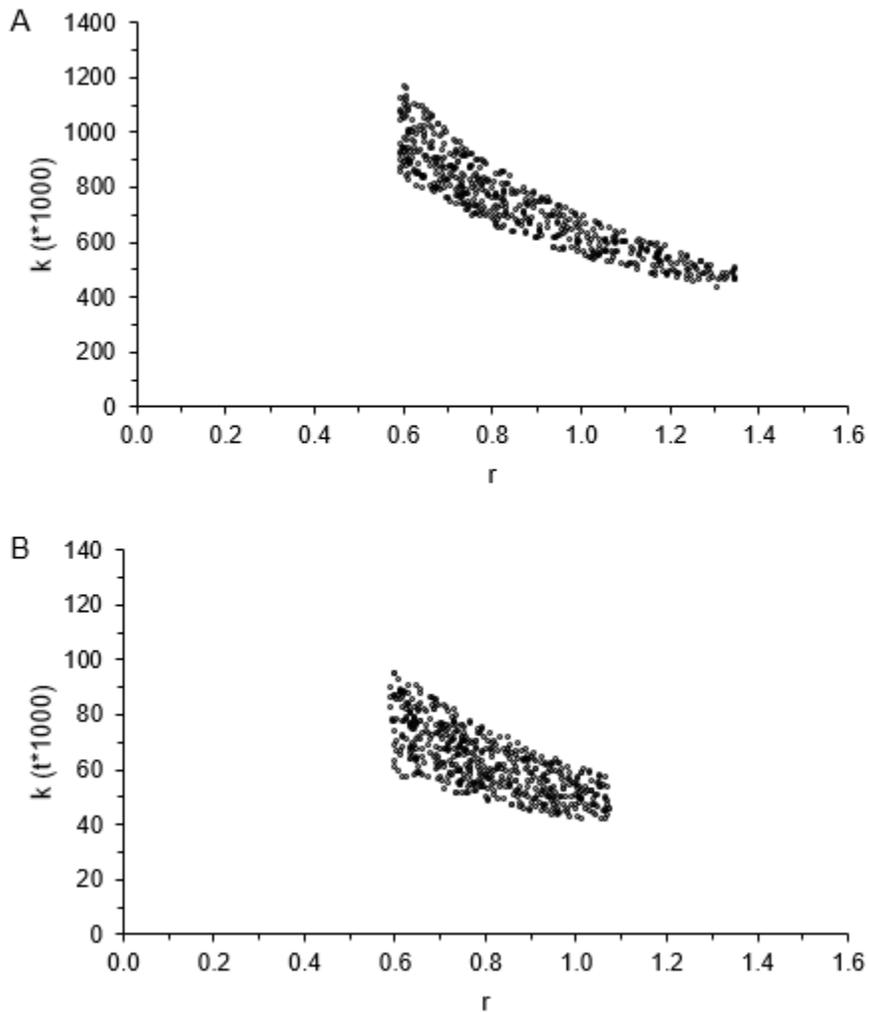


Figura 34. Diagrama de dispersión de los pares de valores  $r$  y  $k$  seleccionados (A-Golfo de California y B-costa occidental de Baja California Sur).

### 7.5.3.1 Golfo de California

Los estimadores de  $r$  y  $k$  seleccionados están en un rango de 0.591 a 1.346 y 439,648 t a 1,117,203 t, respectivamente (Fig. 35A,35B). Respecto al cálculo de puntos de referencia objetivo, el MRS estuvo entre 126,678 t y 177,255 t (Fig. 35C), la  $B_{MRS}$  entre 219,824 t y 585,102 t (Fig. 35D), la  $F_{MRS}$  entre 0.296 y 0.673 (Fig. 35E), la  $E_{MRS}$  entre 0.181 y 0.39 (Fig. 35F), y el OFL entre 43,542 t y 171,612 t (Fig. 35G). Los datos de posición (media geométrica y percentiles) de estos estimados, se

muestran en la Tabla 11. Para efectos de manejo pesquero, la media geométrica de cada estimado se considera el PRO, y los percentiles como intervalos de confianza. Con esto procedimos a contrastar lo rendimientos anuales de la pesquería vs el MRS e intervalos de confianza, donde se observa que en los años previos a 2003 las capturas fueron marginales al MRS, y durante 2005 a 2017, en general han fluctuado dentro de los intervalos de confianza y solamente han superado el intervalo superior en 2010, 2013 y 2014 (Fig. 5H), no obstante, al eliminar la variación interanual, promediando los últimos 5 años ( $\bar{x}=147,991$  t), la captura se encuentra entre el MRS y el intervalo de confianza superior del MRS, denotando una plena explotación del recurso.

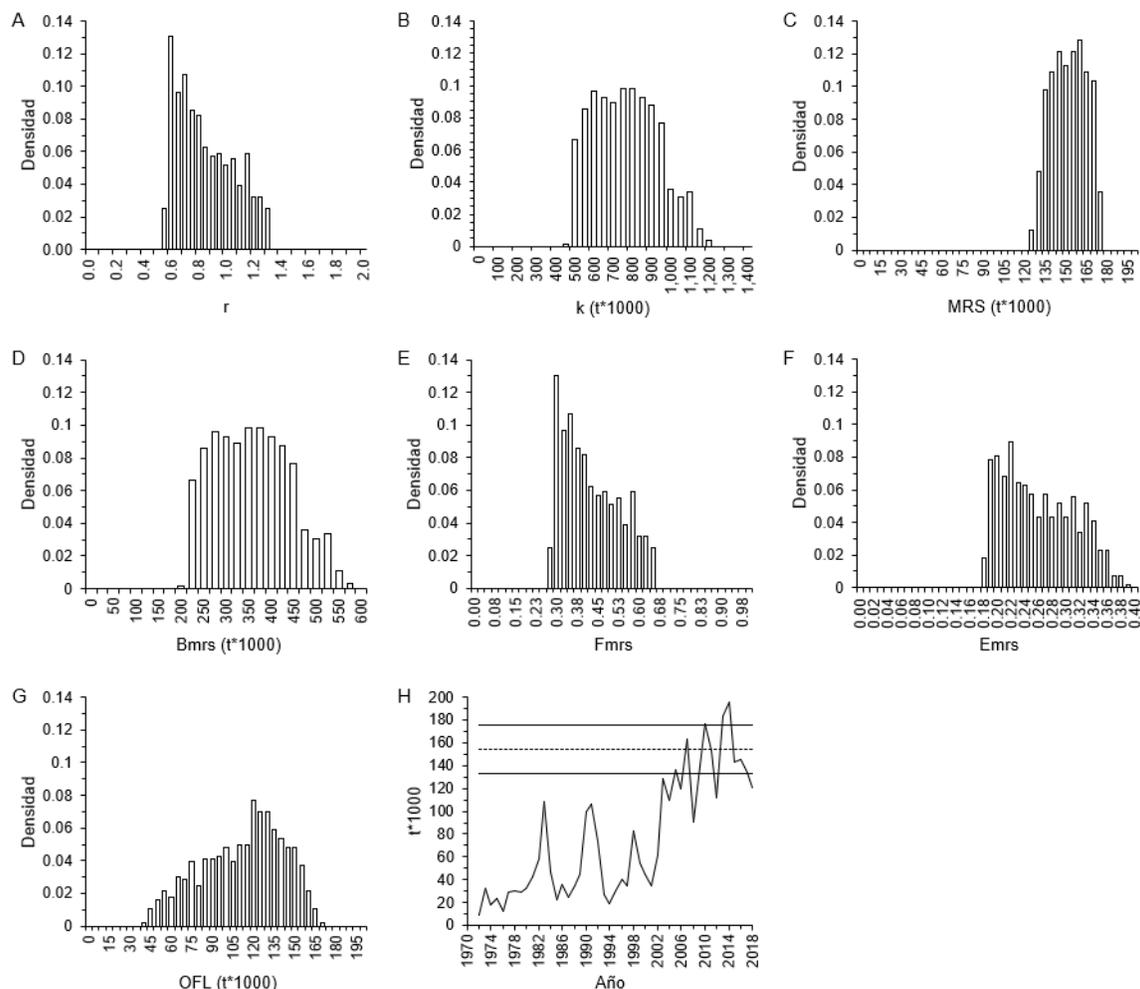


Figura 35. Simulación de los puntos de referencia objetivo, estimados a partir de los pares

de valores de  $r$  y  $k$  aceptado para la población de sardina crinuda en el Golfo de California, y gráfico comparativo de los rendimientos de la pesquería y el máximo rendimiento sostenible estimado.

Tabla 11. Datos de posición de los parámetros del modelo de Schaefer (1954) y puntos de referencia objetivo estimados para el stock de sardina crinuda en el Golfo de California.

	$r$	$k$	MRS	$B_{MRS}$	$F_{MRS}$	$E_{MRS}$	OFL
Media geométrica	0.830	722,362	154,054	361,181	0.427	0.260	109,939
Percentil (2.5%)	0.600	476,781	132,755	238,390	0.300	0.192	53,645
Percentil (97.5%)	1.294	1,082,784	175,293	542,259	0.649	0.368	161,721

### 7.5.3.2 Costa occidental de BCS

Los estimadores de  $r$  y  $k$  seleccionados están en un rango de 0.591 a 1.072 y 42,216 t a 95,457 t, respectivamente (Fig. 36A,36B). Respecto al cálculo de puntos de referencia objetivo, el MRS estuvo entre 8,906 t y 15,364 t (Fig. 36C), la  $B_{MRS}$  entre 21,108 t y 47,728 t (Fig. 36D), la  $F_{MRS}$  entre 0.296 y 0.536 (Fig. 36E), la  $E_{MRS}$  entre 0.182 y 0.329 (Fig. 36F), y el OFL entre 2,417 t y 13,853 t (Fig. 36G). Los datos de posición se muestran en la Tabla 12. Al contrastar los rendimientos anuales de la pesquería vs el MRS e intervalos de confianza, se observó que en los años previos a 2012, los rendimientos de la pesquería fueron bajos, mientras que en 1993 y 1998 se alcanzó el intervalo inferior del MRS, siendo esto un evento aislado, lo que sugiere un evento aislado de la tendencia general de la captura durante ese período. Sin embargo, a partir de 2012 los rendimientos aumentaron considerablemente, fluctuando dentro de los intervalos de confianza del MRS, excediéndose en 2015 y 2016 (Fig. 36H), al eliminar la variación interanual promediando los últimos 5 años ( $\bar{x}=13,553$  t), se identificó que la captura se encuentra entre el MRS y el intervalo de confianza superior al igual que en el Golfo de California, por lo que sugiere que el recurso se encuentra en una etapa de plena explotación.

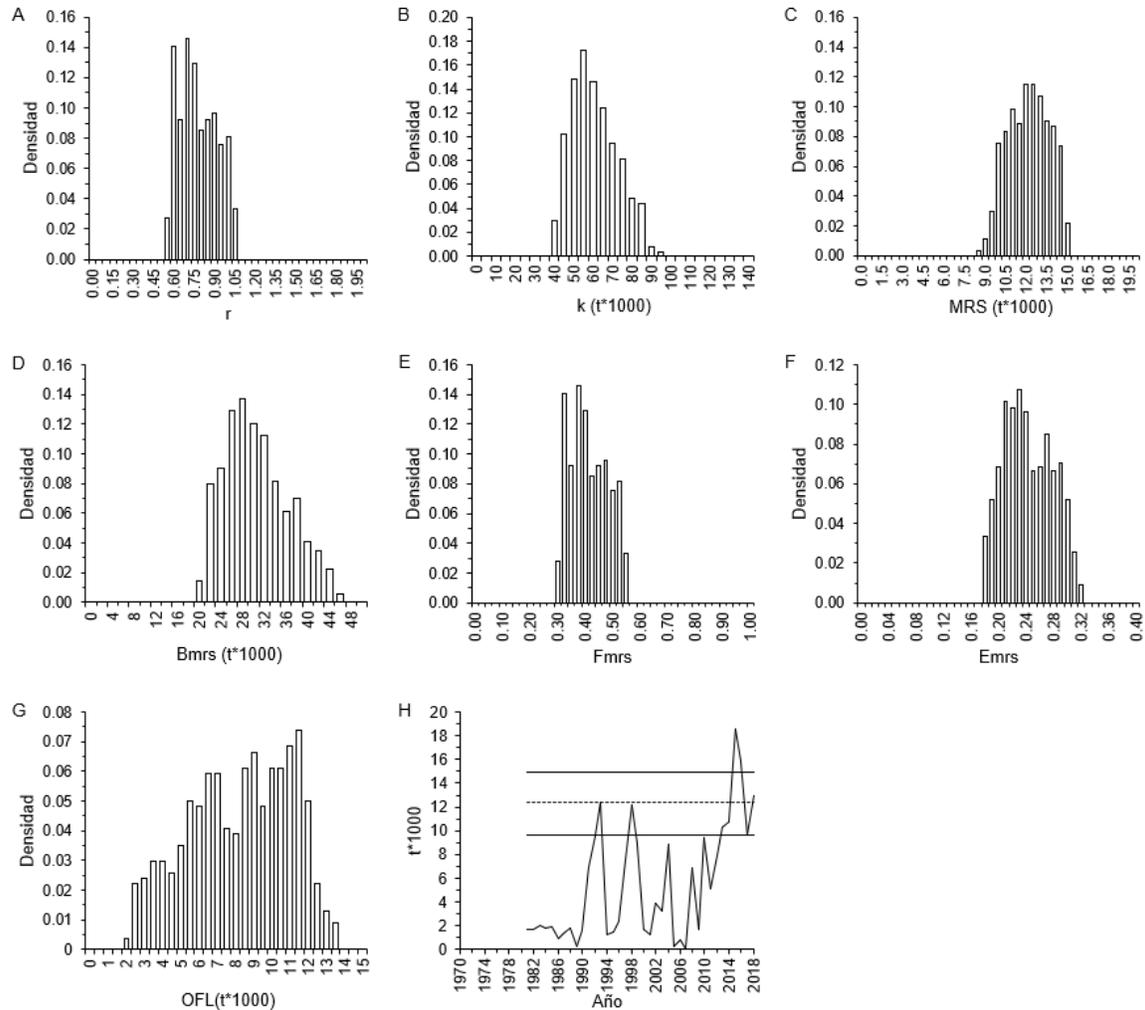


Figura 36. Simulación de los puntos de referencia objetivo estimados a partir de los pares de valores de  $r$  y  $k$  aceptado para el stock de sardina crinuda capturado en la costa occidental de BCS, y gráfico comparativo de los rendimientos de la pesquería y el máximo rendimiento sostenible estimado.

Tabla 12. Datos de posición de los parámetros del modelo de Schaefer (1954) y puntos de referencia objetivo estimados para el stock de sardina crinuda en la Costa occidental de baja California Sur.

	$r$	$k$	MRS	$B_{mrs}$	$F_{MRS}$	$E_{MRS}$	OFL
Media geométrica	0.794	62,151	12,343	31,075	0.397	0.245	7,923
Percentil (2.5)	0.599	44,963	9,661	22,481	0.300	0.189	2,934
Percentil (97.5)	1.058	88,243	14,979	44,122	0.529	0.313	12,881

#### **7.5.4 Biomasa estimada y estado del recurso**

Con cada par de valores  $r$  y  $k$  seleccionados se estimó la biomasa anual, se calculó la media geométrica, y los percentiles (2.5% y 97.5%) de cada stock, siendo estos, el estimado de biomasa e intervalos de confianza respectivamente.

##### **7.5.4.1 Golfo de California**

La biomasa histórica para este stock puede dividirse en 3 etapas: La primera caracterizada por presentar poca variación interanual con estimados entre 718,778 t en 1972 y 649,013 t en 2003, donde el estimado para 1972 el más alto de la serie, coincidente con el inicio de la pesquería y el estatus de biomasa virgen del recurso. La segunda etapa puede describirse como un período de decremento acelerado donde los estimados se redujeron de 575,127 t en 2004 a 379,598 t en 2015, este último el más bajo de la serie histórica. Finalmente, la tercera etapa, que parece demostrar una tendencia a la estabilidad, con estimados entre 386,140 t en 2016 y 422,738 en 2019 (Fig. 37A).

El análisis del estado del recurso arrojó un valor de 1.09 ( $Est=1.09$ ), esto sugiere que el recurso está plenamente explotado. Así mismo, este resultado nos muestra que el promedio de biomasa entre 2015 y 2019, se encuentra solamente 9% por arriba del punto de mayor productividad del stock ( $k/2$ ) y de la biomasa mínima para obtener el MRS ( $B_{MRS}$ ) (Fig. 37B), y de presentarse un nuevo período de decremento en la biomasa, el recurso entraría rápidamente en una fase de sobreexplotación.

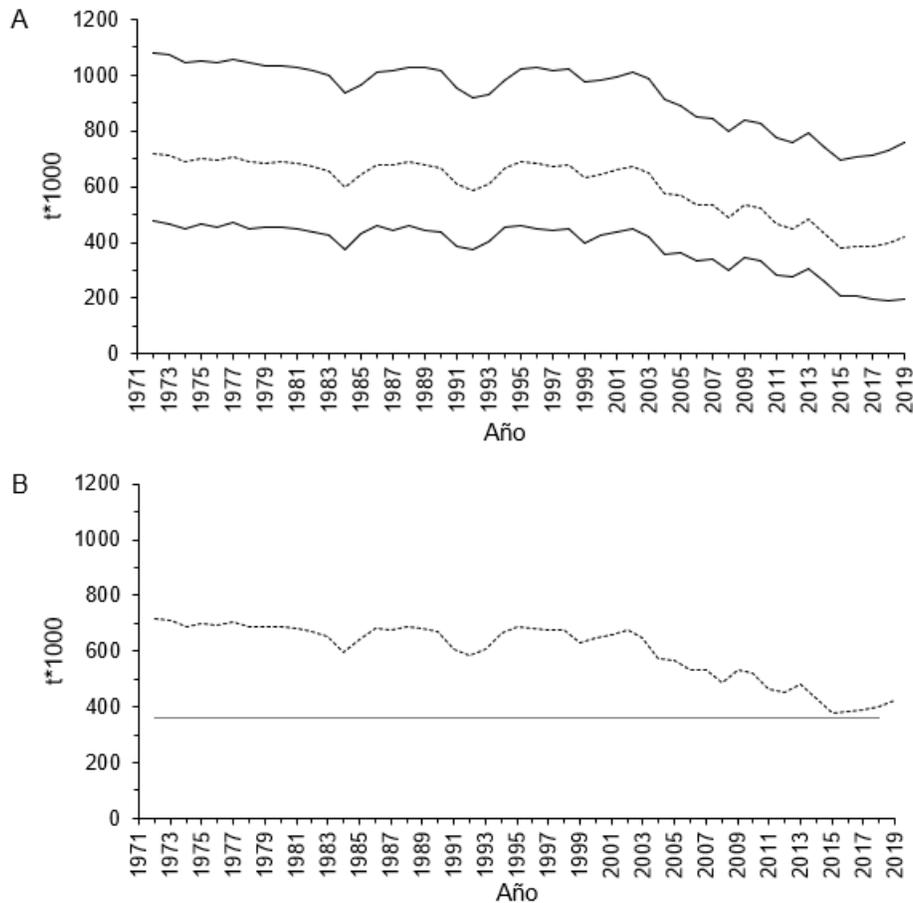


Figura 37. Serie histórica de biomasa explotable de sardina crinuda estimada para el Golfo de California (Media geométrica representada con línea punteada, percentiles 2.5% y 97.5% representados con línea sólida negra y  $B_{MRS}$  representada con línea sólida gris).

#### 7.5.4.2 Costa occidental de BCS

La biomasa histórica para este stock también puede dividirse en 3 etapas: Donde la primera presentó alta estabilidad entre 1981 y 1991, los estimados obtenidos en este periodo fluctuaron entre 61,830 t y 60,300 t lo que indica cambios mínimos en la biomasa, al igual que en el Golfo de California, la biomasa estimada para el primer año de la serie de tiempo resulta ser la más alta de la serie. La segunda etapa comprende los años de 1992 a 2008, donde los estimados de biomasa presentaron un rango entre 61,629 t y 45,384 t, valores que indican un periodo de alta variabilidad. La tercera etapa abarca los años de 2009 a 2019, donde la biomasa al

inicio del periodo presento valores de 54,938 t y al final del mismo, los valores disminuyeron a 32,393 t (Fig. 38A), lo que indica un acelerado decremento.

El análisis del estado del recurso arrojó un valor de 1.16 ( $Est=1.16$ ), por tanto el stock se encuentra en el punto de plena explotación. Este resultado indica que la biomasa promedio entre 2015 y 2019, excede en un 16% el punto de mayor productividad del stock ( $k/2$ ) y a la  $B_{MRS}$  (Fig 38B), sin embargo, la biomasa del stock mantiene una tendencia negativa y es necesario dar mayor atención en las causas posibles, siendo adecuado implementar alguna estrategia de manejo precautorio, como podrían ser establecer cuotas de captura basadas en estimaciones anuales de biomasa.

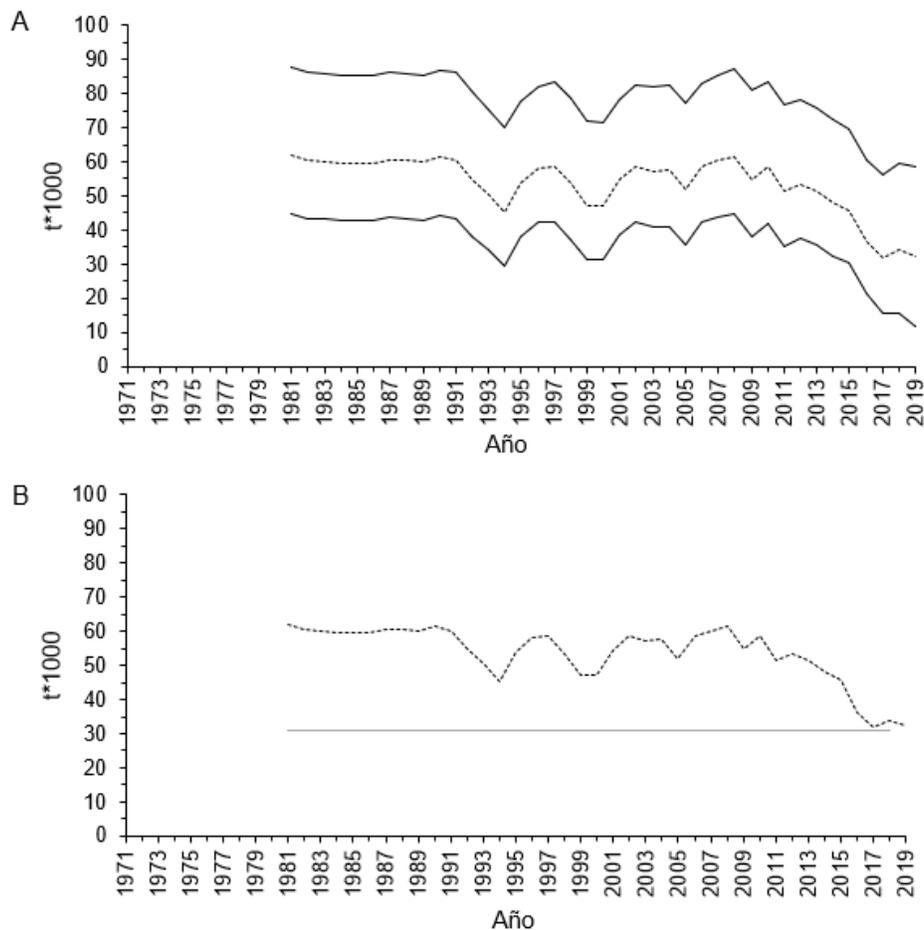


Figura 38. Serie histórica de biomasa explotable de sardina crinuda estimada para la costa occidental de BCS. Media geométrica representada con línea punteada, percentiles 2.5% y 97.5% representados con línea sólida negra y  $B_{MRS}$  representada con línea sólida gris.

## 8. DISCUSIÓN

Se estimaron los parámetros poblacionales de tres unidades poblacionales de *O. libertate*, vinculadas a una particular zona de pesca: costa occidental de BCS (Bahía Magdalena), extremo sur del Golfo de California (Mazatlán), y zona central del Golfo de California (Guaymas); una unidad poblacional de *O. medirastre*, Mazatlán; y dos unidades poblacionales de *O. bulleri*, Mazatlán y Guaymas.

El enfoque, estimación, comparación y análisis de los parámetros poblacionales o de historia de vida, utilizado en el presente trabajo, ha sido ampliamente empleado en la identificación y análisis de unidades poblacionales (Begg, 2005), estos parámetros son expresiones fenotípicas únicas de la interacción entre la influencia ambiental y genotípica. Así mismo, Ihssen *et al.* (1981) comentan que las diferencias en los parámetros poblacionales entre grupos-stocks pueden entenderse como evidencia de la presencia de poblaciones geográficas o reproductivamente aisladas, con posibilidad de mezcla estacional, las cuales por estas características deberán manejarse de manera independiente.

### 8.1 Estructura de tallas

El análisis de las diferencias o similitudes en la estructura de tallas forma parte del proceso para generar evidencia en la identificación de stocks o unidades poblacionales (e.g. Ramírez-Pérez, 2010). En el presente estudio, se detectaron diferencias en la estructura de tallas entre zonas de pesca para *O. libertate* y *O. bulleri*, quedando *O. medirastre* exenta de la comparación ya que durante el periodo de estudio solamente se registro en el área de Mazatlán. Para *O. libertate*, la estructura de tallas, aunque significativas, entre Bahía Magdalena y Mazatlán resultaron más similares, siendo notoriamente de mayor tamaño las sardinas provenientes de la zona de Guaymas, con un intervalo de tallas y longitud promedio mayores que en las otras dos zonas. Estas diferencias, se manifiestan en el porcentaje de organismos por debajo de la talla mínima de captura (Norma Oficial,

20%), siendo mayores en BM y MZT (47% y 67%, respectivamente) que en GYMS (26%). La sardina *O. bulleri*, se registró en el Golfo de California (MZT y GYMS) y la tendencia fue similar que para *O. libertate*, el intervalo de tallas y longitud promedio fueron mayores en GYMS, y el porcentaje de sardinas por debajo de la talla mínima de captura fue de 52% para MZT y 6% para GYMS, único caso donde se satisfizo los lineamientos de la Norma Oficial. Por último, para *O. medirastre*, registrada unicamente al sur del Golfo de California, el porcentaje asciende hasta un 73%. Al respecto, Jacob-Cervantes (2010) y Martínez-Zavala *et al.* (2006) mencionan que, en la zona al sur del Golfo de California, es común que se capturen sardinas crinuda inferiores a la talla mínima de captura. Sin embargo, aunque esto sea frecuente, el alto porcentaje de organismos por debajo de esta talla mínima de captura, pone en evidencia la poca efectividad de esta medida de manejo, y probablemente esto genere sobrepesca del crecimiento.

El alto porcentaje (en la pesca) de organismos por debajo de la talla mínima de captura podría responder al hecho de que el acuerdo mediante el cual se establece esta medida de manejo para las especies de sardina monterrey (*Sardinops sagax caerulea*) y crinuda (*Opisthonema libertate*) en la Zona Económica Exclusiva de México (DOF, 1983) fue publicado hace 36 años, como respuesta al alto porcentaje de organismos inmaduros en la captura, sin embargo, desde 1983 a la fecha, el recurso ha estado sujeto a una constante explotación, y en relación a esto, se ha demostrado que los parámetros poblacionales de una especie cambian en función del tiempo, del ambiente y de los efectos de la pesca. Estos cambios se reflejan en la reducción del número de modas en la estructura de tallas, reduciendo el número de individuos de mayor tamaño. Además, la talla de primera madurez varía como estrategia reproductiva para alcanzar un nuevo punto de equilibrio biológico (Gulland, 1971b; Csirke, 1980; García-Alberto, 2010). Lo anterior, se refleja en los resultados de Jacob & Aguirre (2014), quienes estimaron una talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ ) de 13.5 cm LE para *O. libertate* en el Sur del Golfo de California, en consecuencia, en la NOM-003-PESC-2018 (DOF, 2019), se establece que para la región Sur del Golfo de California se determinara una nueva talla mínima

de captura general para el grupo de especies del género *Opisthonema* capturada en esta área, el cual se publicara en el Diario Oficial de la Federación, mediante un acuerdo regulatorio. Así mismo, se espera que los estimados de  $L_{50}$  para las especies del género *Opisthonema* del Golfo de California y costa occidental de la península de BCS, obtenidos en el presente trabajo sirvan para este propósito en la determinación de una nueva talla mínima de manejo en las zonas mencionadas.

## 8.2 Estructura de pesos

En el análisis de la estructura de pesos se detectó un patrón similar al observado en la estructura de tallas entre zonas de pesca. Para *O. libertate*, la estructura de pesos fue significativamente diferente entre las 3 zonas de pesca. Bahía Magdalena y Mazatlán mostraron un intervalo de pesos y peso promedio similar, mientras que las sardinias provenientes de Guaymas son considerablemente más pesadas, lo cual se refleja en un intervalo de peso y un peso promedio mayor. Para *O. bulleri*, se identificó diferencias significativas entre Mazatlán y Guaymas, donde las sardinias provenientes de la zona de Guaymas presentan un intervalo de pesos y peso promedio mayor, alcanzando mas de 30 g de peso promedio.

De acuerdo con lo anterior, *O. libertate* y *O. bulleri* capturadas en la parte central del Golfo de California y desembarcadas en Yavaros y Guaymas, presentan una longitud y peso mayores, probablemente, este patrón se relacione directamente a la disponibilidad de alimento en el Golfo de California, resultado de importantes procesos de mezcla por mareas y surgencias estacionales, donde vientos del noroeste generan surgencias en la costa este durante invierno y primavera, y vientos del sur causan surgencias en la costa oeste durante el verano (Roden & Groves, 1959; Badán-Dangon *et al.*, 1985). Estos procesos causan una excepcional productividad del fitoplancton, con tasas de dos a tres veces mayores en el Golfo que en el Océano abierto del Pacífico a latitudes similares (Zeitzschel, 1969). Esto es relevante porque de acuerdo con los trabajos de Sokolov & Wong (1972, 1973) y Jacob-Cervantes (1992), el fitoplancton, y en particular las diatomeas, son el

principal constituyente, en volumen, del contenido del tubo digestivo de *O. libertate*. Además, Zeitzschel (1969), Gaxiola-Castro & Álvarez-Borrego (1986) y Valdez-Holguín & Lara-Lara (1987) describen al Golfo de California como un mar marginal con altas tasas de producción primaria, asociado a procesos físicos de mezcla que continuamente fertilizan con nutrientes a la zona eufótica del Golfo (Álvarez-Borrego & Lara-Lara, 1991). Así mismo, Round (1967) comenta que, en el Golfo de California, la biomasa de fitoplancton se incrementa con un gradiente ascendente, desde el área comprendida al sur de la latitud 25°N (sur del Golfo de California) hasta alcanzar la máxima abundancia en el área comprendida entre los 27°N y las grandes islas (Ángel de la Guarda y Tiburón). En este sentido, González-Rodríguez (2008) comentan que a las zonas de surgencias han estado asociadas una alta productividad, en comparación con áreas aledañas, la cual favorece la concentración de organismos marinos (peces, mamíferos y aves). Por otra parte, Zaytsev *et al.* (2003) identificaron al sur de la latitud 28°N, frente a Bahía Tortugas y Bahía Magdalena (costa occidental de BCS), las zonas de mayor permanencia de surgencias, que de acuerdo con Berry & Barret (1963), esta área, es el límite norte de la distribución del género *Opisthonema*.

### 8.3 Relación longitud-peso

En la relación longitud-peso de *O. libertate* se identificó un patrón no común en las zonas de pesca, alométrico positivo ( $b$  superior a 3) para Bahía Magdalena, isométrico ( $b=3$ ) para Mazatlán y alométrico negativo ( $b$  menor a 3) para Guaymas. Para la especie, existen dos estimados al respecto, el primero por Nieto-Navarro *et al.* (2010) quienes, utilizando muestras provenientes de las costas de Sinaloa y Nayarit (área donde captura la flota que descarga en el puerto de Mazatlán), coinciden con los resultados de este trabajo, al identificar crecimiento isométrico ( $b=3.039$ ). Otro, por Carmona & Alexandres (1994), quienes identificaron una relación isométrica ( $b$  igual a 3) en el área de Bahía Magdalena, contrario a lo reportado en el presente trabajo. La principal diferencia entre los trabajos es el número de organismos analizados, en Carmona & Alexandres (1994) el tamaño de

muestra escasamente supera los 100 registros, por tanto puede existir una pobre representación de las características del stock. Para *O. medirastre*, el único reporte disponible (FishBase) coincide con el reportado en el presente estudio, isométrico ( $b=3$ ). Finalmente, para *O. bulleri* se identificó un crecimiento alométrico positivo ( $b$  superior a 3) para Mazatlán y alométrico negativo ( $b$  menor a 3) para Guaymas. Para esta especie, Quintana-Soto (2014) también analizó la relación longitud-peso para sardinas capturadas en la zona de Mazatlán, identificando un crecimiento alométrico negativo ( $b$  menor a 3), lo cual contrasta con el resultado obtenido en el presente trabajo. Sin embargo, aunque la metodología utilizada es la misma, los datos de Quintana-Soto (2014) incluyen un intervalo de talla y de peso menor a los utilizados en el presente documento, donde la ausencia de organismos adultos provoca que el coeficiente de asimetría tienda a disminuir, se ha demostrado que en organismos inmaduros los valores del coeficiente de alometría son menores a los de organismos adultos, debido a que son organismos delgados al no haber alcanzado aún la madurez sexual (Antony-Raja, 1967). Rodríguez & Araujo (2003) comentan que las variaciones en la relación longitud-peso pueden deberse al intervalo de tallas utilizado, lo cual coincide con los resultados obtenidos del análisis de la estructura de tallas por especie por zona de pesca. Donde se identificaron diferencias significativas entre zonas de pesca por especie, siendo estas diferencias parte de la expresión fenotípica particular de cada unidad poblacional identificada. Algunas otras razones que pueden generar diferencias en la relación longitud-peso, pueden ser la época de muestreo, condición de los organismos, método de estimación de los parámetros (Frota *et al.*, 2004) y el estadio de desarrollo gonadal (Schneider *et al.*, 2000). Sin embargo, el diseño de muestreo con el cual se llevó a cabo la recolección de las muestras utilizadas en el presente trabajo reduce la posibilidad de que estas causas estén afectando a los estimados.

La importancia de obtener estimados precisos de los parámetros para esta relación, radica en que forman parte de la parametrización de modelos predictivos, entre los cuales se encuentra el modelo de Rendimiento por Recluta de Beverton & Holt (1957), el cual genera estimaciones del rendimiento potencial de un stock en función

de la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ) y de la talla de primera captura ( $T_c$ ), siendo estos, los únicos parámetros que podemos modificar al manejar una pesquería. Estos modelos buscan identificar la combinación de parámetros  $F$  y  $T_c$ , que eviten una sobrepesca del crecimiento o del reclutamiento (Ganga, 2017), y como datos de entrada se requieren una serie de parámetros poblacionales propios del stock de interés, los cuales son: tasa de crecimiento individual del modelo de von Bertalanffy ( $K$ ), relación longitud-peso, mortalidad natural y edad de reclutamiento al área de pesca ( $T_r$ ). Además, de estos modelos, los estimados de la relación longitud-peso juegan un papel importante al implementar modelos estructurados avanzados, como los modelos de Análisis Integrados, los cuales generan un marco de modelización estadística de las poblaciones y se caracterizan por permitir integrar datos de esfuerzo e información independiente de la pesca, generando así, estimaciones consideradas de alta precisión. Sin embargo, esto conlleva integrar múltiples fuentes de datos considerando diversos procesos biológicos y ambientales, entre las que se encuentran: captura, información de cruceros, descartes, matriz de peso a longitud o a la edad a partir de la relación longitud-peso, estructura de tallas, estructura de edades, talla a la edad, información de marcado y recaptura, series de tiempo de variables ambientales, entre otras. Por tanto, la importante buscar la mayor precisión en las estimaciones de parámetros como son, los de la relación longitud-peso, radica en que estos son utilizados como parte de los datos de entrada en modelos más complejos que permiten conocer el estado de los recursos, e incluso realizar pronósticos sobre estos.

#### **8.4 Talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ )**

Este parámetro se estimó utilizando dos métodos, uno u otro dependiendo de los datos disponibles, el primero consiste en el uso de una función de verosimilitud que asume una distribución binomial de los datos (maduro/inmaduro) y el segundo, en el uso de una función de verosimilitud que asume una distribución normal de los datos. En ambos casos, para obtener una estimación robusta de los parámetros, se requiere que los datos se distribuyan a lo largo de la curva, es decir, en las tallas

pequeñas, en las tallas cercanas a la asíntota mayor, y alrededor del punto de inflexión (Birch, 1999; Trippel & Harvey, 1991). La razón principal para utilizar uno u otro método radica en el número de datos disponibles. El primer método, necesita una cantidad mayor de datos, pero por consiguiente es considerado más robusto, con supuestos plausibles y considera solamente a la época de reproducción.

Para *O. libertate* los datos permitieron asumir una distribución binomial, y los estimados obtenidos fluctuaron entre 13.29 y 13.58 cm LE, mostrando poca diferencia entre zona de pesca. Esto indica que existe mezcla entre los morfotipos o grupos diferenciados, esto, concuerda con los resultados de Pérez-Quiñonez (2018), quien a partir del análisis de la estructura genética poblacional de *O. libertate*, identificó la presencia de una población panmíctica, es decir, una población donde todos los individuos de la población tienen la misma probabilidad de aparearse en la costa oriental del Océano Pacífico. Por tanto, la similitud en las estimaciones de L50 es un indicativo que, aunque existen diferentes unidades poblacionales, existe una mezcla estacional entre éstas. Al respecto, Spanakis *et al.* (1989) comentan que esto sucede cuando las poblaciones evaluadas son de una misma unidad reproductiva o con una reciente separación, por lo tanto, no se han podido acumular diferencias que permitan identificarlas como dos poblaciones separadas. Respecto a trabajos previos que aborden la estimación de este parámetro para *O. libertate*, existe el de Jacob & Aguirre (2014), quienes estimaron la L50 en 13.5 cm LE para el área de Mazatlán, coincidiendo con el estimado obtenido en el presente estudio.

Para *O. medirastre* y *O. bulleri* se asumió una distribución normal de los datos, al utilizar este método solo se considera la frecuencia relativa acumulada por intervalo de talla de hembras maduras en todos los meses del año, ignorando la presencia-ausencia de organismos inmaduros. Este método presenta una clara desventaja respecto al método que asume una distribución binomial, y es que tiende a sobreestimar la L50. Sin embargo, este método ha sido utilizado ampliamente en la estimación de este parámetro para diversas especies, no obstante, los resultados

deben utilizarse precautoriamente. Para *O. medirastre*, éste es el primer estimado de L50 reportado en México, mientras que para *O. bulleri*, Cisneros-Mata *et al.* (1988) la estimo en 16.8 cm LE para el área de Guaymas. Sin embargo, el autor mencionado no indica la metodología utilizada, por tanto, no es posible realizar comparaciones o inferencias sobre su estimado y el obtenido en el presente estudio.

### **8.5 Periodicidad de formación de marcas de crecimiento**

Los porcentajes mensuales del tipo de borde en los otolitos sugieren que las marcas de crecimiento se formaron con una periodicidad anual, en las tres especies analizadas. Algunos autores, como Manickchand-Heilman & Kenny (1990) y González & Eslava (1999) reportaron que, en especies de peces tropicales, la formación de las marcas de crecimiento está relacionada con el periodo de actividad reproductiva. En el presente estudio, se detectó que la formación de la banda hialina coincide con el periodo de desove o mayor actividad reproductiva reportada. Lo cual, de acuerdo con Rodríguez-Domínguez (1987), sucede para *O. libertate* y *O. bulleri* durante el verano, y para *O. medirastre* durante el invierno. Así mismo, la época de formación coincidió por especie entre zonas de pesca, es decir, no hubo diferencias entre unidades poblacionales. Los estudios previos sobre edad y crecimiento de estas 3 especies, no reportan información precisa sobre la periodicidad de la formación de las marcas de crecimiento. Por ejemplo, Carmona & Alexandres (1994) y Gallardo-Cabello *et al.* (1993) asumieron que la periodicidad de la formación de las marcas de crecimiento era anual sin realizar algún análisis cualitativo o cuantitativo. Rojas & Murillo (1998) no analizan este aspecto en su trabajo, García-Gómez & Molina (1986) reportaron que la periodicidad de la formación de marcas es semestral, pues observaron en las escamas 2 marcas de crecimiento por año, las cuales relacionaron con 2 periodos reproductivos (uno en la época fría del año y otro en la época cálida), sin embargo, en este estudio la sardina crinuda no se identificó taxonómicamente, y es posible que los autores hayan incluido ejemplares de *O. medirastre*. Como se menciona anteriormente, se ha reportado que *O. libertate* desova durante el verano, y *O. medirastre* desova

durante el invierno. Estos tiempos de desove explicarían porqué los autores identificaron la formación de marcas de crecimiento en diferentes épocas del año. Además, nuestros resultados soportan este supuesto, puesto que indican que la sardina crinuda *O. libertate* y *O. bulleri* deposita la marca hialina en la época cálida del año y la sardina crinuda *O. medirastre* deposita la marca hialina en la época fría del año.

Para otras especies de pelágicos menores se han reportado resultados similares a los nuestros. Alvarado-Castillo & Félix-Uraga (1996) realizaron un seguimiento de edades a través del tiempo y definieron que, para la sardina del Pacífico, *Sardinops sagax*, las marcas de crecimiento eran anuales. Para esta especie, se ha analizado la frecuencia mensual de otolitos con bordes opacos e hialinos y se ha identificado que la frecuencia de formación es anual (Quiñonez-Velázquez *et al.*, 2002). Chiappa-Carrara & Gallardo-Cabello (1992) indicaron que la formación de las marcas de crecimiento en la anchoveta norteña, *Engraulis mordax*, también era anual, con la banda opaca formada en verano-otoño y la banda hialina en invierno-primavera. En el caso de la macarela del Pacífico, *Scomber japonicus*, se identificó un grupo modal de bordes hialinos (noviembre-marzo) y un grupo modal de bordes opacos (abril-octubre), lo que indicó que cada marca de crecimiento correspondía a un año (Gluyas-Millán & Quiñonez-Velázquez, 1996).

## **8.6 Determinación de la edad**

Las marcas de crecimiento fueron evidentes en todos los otolitos y se registraron hasta 6 grupos de edad (0 a 5) para *O. libertate*, hasta 4 grupos de edad (0 a 3) para *O. medirastre* y hasta 5 grupos de edad (1 a 5) para *O. bulleri*. En general, el grupo de edad más viejo fue el menos representado, y las sardinas más abundantes fueron las de grupos de edad más jóvenes (grupo 1 y grupo 2). Lagler *et al.* (1977) reportaron que la baja abundancia de especímenes de mayor edad en la estructura de edad es consecuencia de una mayor mortalidad acumulada en comparación con

la de organismos más jóvenes, pues la pesca es de los principales factores que disminuyen considerablemente la abundancia de organismos de tallas mayores.

La presencia de otolitos rotos no imposibilitó la lectura de las marcas de crecimiento, ya que el conteo se realizó sobre la región posterior y, por lo tanto, la ausencia en algunos casos del *rostrum* y *antirostrum* no representó un problema. Durante el proceso de la lectura de los otolitos, los primeros grupos de edad fueron fácilmente identificables, mientras que las marcas próximas al borde del otolito fueron más difíciles de discriminar, debido a la proximidad entre ellas, consecuencia de la disminución del ancho de las marcas de crecimiento. Esta situación fue más evidente en los grupos de mayor edad. Lucena & O'Brien (2001) mencionaron que esta situación es común para muchas otras especies, ya que la tasa de crecimiento disminuye de manera significativa en individuos adultos. Sin embargo, las marcas de crecimiento se continúan depositando sobre el borde del otolito con una distancia cada vez menor entre estas.

Previo al presente trabajo tres estudios habían abordado la determinación directa de la edad de *O. liberate* (Carmona & Alexandres, 1994; García-Gómez & Molina, 1986; Gallardo-Cabello *et al.*, 1993), identificando hasta 4, 6 y 7 grupos de edad, respectivamente para *O. libertate*, y 1 estudio para *O. medirastre* y *O. bulleri* (Dawson, 1986), identificando hasta 6 y 7 grupos de edad, respectivamente. Sin embargo, los trabajos de García-Gómez & Molina (1986), Gallardo-Cabello *et al.* (1993) y Dawson (1986) no realizaron identificación taxonómica de los organismos, y es posible que hayan incluido más de una de las especies simpátricas del género *Opisthonema*. Por tanto, los resultados de estos estudios previos deben ser utilizados con cautela en lo referente a la estructura de edad de cada especie del género *Opisthonema*.

## 8.7 Enfoque múltimodelo para el crecimiento individual

El crecimiento individual de las 3 especies mostró un crecimiento acelerado durante el primer año de vida, seguido de una disminución gradual de la tasa de crecimiento al aproximarse a la fase asintótica. De los 5 modelos evaluados para describir el crecimiento individual, el modelo de von Bertalanffy presentó el valor de AIC más bajo en todos los casos. Este modelo mostró la mayor credibilidad estadística y fue el más adecuado para describir la tendencia de los datos de edad-LE de las 3 especies en las 3 zonas de pesca.

Este modelo supone que las condiciones ambientales son constantes (Araya & Cubillos, 2006) y que el crecimiento en peces está condicionado a procesos fisiológicos de catabolismo y anabolismo. De acuerdo con el enfoque múltimodelo, los modelos de Richard y Schnute (tipo 1) también fueron estadísticamente robustos ( $\Delta_i$  menor a 2) para describir el crecimiento. El modelo de Richard incluye un parámetro de forma que permitió modelar las curvas con mayor precisión, y el punto de inflexión pudo ubicarse en cualquier valor entre el mínimo y la asíntota (Birch, 1999). El modelo de Schnute (tipo 1) presentó una curva teórica versátil capaz de tomar la forma de distintos modelos dependiendo del valor de los parámetros (Schnute, 1981), y permitió hacer estimaciones de los parámetros en ausencia de individuos muy jóvenes o muy viejos (Cerdenares-Ladrón de Guevara *et al.*, 2011). Guzmán-Castellanos *et al.* (2014) sugirieron que el modelo de Schnute tiene la cualidad de ser una generalización matemática que puede describir modelos de crecimiento de tipo asintótico y no asintótico, dependiendo de los parámetros resultantes del ajuste del modelo a los datos y de las condiciones iniciales que se supongan para su solución, además, puede ser aplicado no solo en peces sino también de otros taxones, como moluscos, equinodermos, crustáceos y celenterados (Troynikov & Gorfine, 1998; Shelton *et al.*, 2006; Rogers-Bennett *et al.*, 2007; Flores *et al.*, 2010; Schwarz & Alvarez-Perez, 2010). El modelo de Richard también ha sido exitoso en la descripción del crecimiento de tiburones, bovinos y bufalinos (Perotto *et al.*, 1992; Katsanevakis, 2006). Los modelos sigmoides

(Gompertz y Logístico), no presentaron suficiente soporte estadístico para describir el crecimiento de ninguna de las poblaciones evaluadas de *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*. Estos modelos describen una curva con inicio relativamente lento, seguido por una fase exponencial y finalmente una disminución en la tasa de crecimiento, hacia la parte asintótica de la curva. Estos modelos podrían ser útiles para describir el patrón de crecimiento durante las etapas de vida tempranas de *Opisthonema* spp. Campana & Jones (1992) indicaron que el modelo de Gompertz ha sido utilizado frecuentemente para describir el crecimiento de larvas y juveniles de peces. Quiñonez-Velázquez *et al.* (2000) utilizaron este modelo para juveniles de *S. sagax* en el Golfo de California, Álvarez & Morales-Nin (1992) lo utilizaron para juveniles de *Sardina pilchardus* en el oeste del mar Mediterráneo, y Watanabe & Kuroki (1997) lo utilizaron para juveniles de *Sardinops melanostictus* en aguas costeras del oeste de Japón.

## 8.8 Mortalidad

No existen reportes previos para  $M$  en las especies del género *Opisthonema* en México. González-Cabellos & Mengual-Izquierdo (1995) estimaron  $M=0.52$  año<sup>-1</sup> para *O. oglinum* capturada en isla de Margarita, Venezuela. Este valor coincide con el valor estimado para *O. libertate* y *O. bulleri* en el presente trabajo, y para *O. medirastre* el estimado es mayor, estos valores coinciden con el de otras especies de clupeidos, para los cuales se ha reportado una  $M$  superior a 1 año<sup>-1</sup> (García-Franco *et al.*, 1995; Canales & Leal, 2009; Rojas & Murillo, 1998) que se ajusta a las características biológicas de los pelágicos menores (ciclo de vida corto y elevada tasa de crecimiento). Las estimaciones de  $E$  obtenidas fluctuaron entre 0.6 y 0.7 año<sup>-1</sup> para *O. libertate*, de 0.52 año<sup>-1</sup> para *O. medirastre* y entre 0.5 y 0.6 para *O. bulleri*. De acuerdo con Gulland (1971A), el punto óptimo de explotación de un recurso ocurre cuando  $E_{\text{óptima}} = 0.5$ . Además, algunos autores como, Arreguín-Sánchez *et al.* (2000), sugieren que los recursos con  $E$  superior a 0.75 se consideran sometidos a una intensa explotación. Con base en esta sugerencia, *O. libertate*, *O.*

*medirastre* y *O. bulleri* en la costa noroeste de México se encuentran bajo un régimen de plena explotación.

### **8.9 Identificación de unidades poblacionales**

Las diferencias fenotípicas para cada especie por zona de pesca, a partir del análisis de la estructura de tallas, estructuras de pesos, relación longitud-peso y parámetros de crecimiento coinciden y refuerzan los resultados de Pérez-Quiñonez *et al.* (2018), quienes identificaron diferencias en la forma del cuerpo y de los otolitos de *O. libertate* en la costa noroeste de México. En general, nuestros resultados fortalecen la evidencia de la presencia de 3 unidades poblacionales o stocks de *O. libertate* en aguas del Pacífico frente a las costas noroccidentales de México y generan nueva información sobre *O. medirastre* (MZT) y dos stocks de *O. bulleri* (MZT y GYMS). Estos resultados permitirán coadyuvar en el manejo de este recurso pesquero, ya que el análisis de la estructura de la población de una especie es de gran importancia para el desarrollo de estrategias óptimas para su eficiente explotación, y la delimitación de una unidad pesquera es un requisito para cualquier evaluación (Cadrin *et al.*, 2005). Coyle (1998) comentó que la identificación de unidades poblacionales debe consistir en un análisis integral que incluya diferentes aspectos de la historia de vida. Los análisis de la expresión fenotípica y los parámetros poblacionales se complementan de manera adecuada para lograr este objetivo, ya que pueden mostrar evidencia de la presión ambiental y la presión pesquera sobre las unidades poblacionales. Se asume que los peces de una unidad pesquera responden de manera similar a las perturbaciones, y estas respuestas pueden considerarse un atributo (Casselman *et al.*, 1981; Ihssen *et al.*, 1981). Además, la estimación y comparación de los parámetros poblacionales derivados de los datos de edad-longitud han sido utilizados ampliamente como herramientas para la identificación de unidades poblacionales y también han proporcionado información básica para los cálculos de rendimiento y productividad, lo que provee las bases para la evaluación y manejo de unidades poblacionales (Casselman *et al.*, 1981). Los parámetros más utilizados son la talla y la estructura por edades (Boyar, 1968;

Casselman *et al.*, 1981; Hanchet, 1999); la edad máxima, el tamaño y el peso (Begg *et al.*, 1999; Fromentin & Fonteneau, 2001); el análisis multimodal y los grupos de edad (Hanchet, 1999); las tasas de  $M$  (Begg *et al.*, 1999; Horn & Hurst, 1999; Williams *et al.*, 2003); la relación longitud-peso (Japp, 1990; Lowe *et al.*, 1998); y los parámetros de crecimiento individual (Griffiths, 1996; DeVries & Grimes, 1997).

## 8.10 Estimación de biomasa

Una vez evidenciada la presencia de múltiples unidades poblacionales de las especies que integran al recurso sardina crinuda, en las costas mexicanas del Océano Pacífico, se procedió a realizar estimaciones de biomasa y analizar el estado del recurso.

Una de las principales complicaciones en la evaluación de esta pesquería, es que la flota sardinera mexicana captura indistintamente en el Golfo de California a *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*, por tanto, al usar un método estructurado, la extrapolación a la captura llevaría un alto grado de incertidumbre. Por lo anterior, las estimaciones de biomasa se realizaron considerando a las 3 especies del género *Opisthonema* en el Golfo de California como un recurso único e indiferenciado, además, la información se agrupo considerando la presencia de dos stocks pesqueros, uno en la costa occidental de BCS y otro en el Golfo de California, esto de acuerdo con la regionalización de áreas de pesca establecida en la NOM-003-SAG/PESC-2018, donde, los puertos de descarga que se encuentran en la costa occidental de BCS (Puerto Adolfo López Mateos y Puerto San Carlos para sardina crinuda) corresponden a la “Región A”, y los puertos de descarga que se encuentran en el Golfo de California (Guaymas, Yavaros y Mazatlán) corresponden a la “Región B”.

Además, la serie de tiempo de datos estructurados resulta demasiado corta, lo cual, también limita la aplicabilidad de un método analítico estructurado por edades o tallas. Por tanto, decidimos implementar el modelo Catch-MSY (Martell & Froese,

2013), el cual se basa en el “Análisis de Reducción del Stock” de Kimura (1982), y forma parte de los modelos de producción excedente o de biomasa dinámica, que son los modelos de evaluación de pesquerías más simples que existen, y solo consideran los cambios de la biomasa explotable (Schaefer 1954, 1957; Ricker 1975; Hilborn & Walters, 1992; Polacheck *et al.*, 1993), simplificando así, todos los aspectos de la dinámica de una población en una función única, donde el stock se considera biomasa no diferenciada (Haddon, 2001), como es el caso de esta pesquería multiespecífica. Además, una de las principales ventajas de estos modelos es que requieren pocos datos en comparación con otros enfoques más complejos (Prager, 1994), y si los datos de captura y esfuerzo son representativos del stock explotado, los modelos de producción excedente pueden generar información de la misma calidad o incluso superior a aquellos modelos estructurados por edad (Haddon, 2011). Sin embargo, independientemente del modelo, la precisión de las estimaciones de biomasa siempre dependerá de la calidad de los datos y de una correcta parametrización. En caso de ser posible, es importante contrastar las estimaciones de biomasa y PRO obtenidas con los reportados en la literatura por otras metodologías. Para sardina crinuda, durante el Taller de Pelágicos menores 2019, se presentaron los resultados correspondientes a dos estimaciones de biomasa, donde, la primera corresponde a una evaluación poblacional de la sardina crinuda (*O. libertate*) en el Golfo de California, durante 1971/1972-2017/2018 utilizando un modelo estructurado (ASAP), mientras que, la segunda corresponde a una evaluación acústica en la región sur del Golfo de California durante la primavera de 2018. Adicionalmente, se presentaron resultados preliminares de la evaluación de cada una de las especies del género *Opisthonema* capturadas en la zona sur del Golfo de California, utilizando un modelo Stock Complex. Los resultados de la evaluación para el Golfo de California indican que, durante los últimos 10 años, la biomasa explotable ha estado por arriba de las 922,000 t y la  $B_{MRS}$  es de 460,101 t. Por otra parte, los resultados de la evaluación para la región sur del Golfo de California, indican que el estimado de biomasa total se encuentra dentro de un rango de 749,538 t a 1,034,650 t. Aunque estos estimados no son comparables directamente, está claro que son notablemente más

altos que los obtenidos en el presente trabajo. No obstante, nuestros resultados coinciden con la tendencia descrita para sardina crinuda en el sur del Golfo de California de acuerdo con los resultados del modelo “Stock Complex”, donde, los autores mencionan que la evaluación muestra una tendencia a la estabilidad en el tamaño del stock, y que probablemente este incremente su tamaño si las condiciones son favorables, además, consideran que el recurso se encuentra subexplotado y muy cerca del aprovechamiento óptimo (Taler de Pelágicos menores 2019).

Durante el desarrollo del presente trabajo procuramos precisión en el proceso de parametrización del modelo evaluando dos diferentes pares de valores del parámetro  $r$  (tasa de crecimiento poblacional) en la parametrización del modelo, el primer par de valores fue obtenido mediante la ecuación de Sullivan (1991), como resultado, no se aceptaron pares de valores  $r-k$  para los stocks evaluados, por tanto, el uso potencial de este par de valores de  $r$  fue descartado. Un resultado similar fue reportado por Zhang *et al.* (2018), quienes usan un método de biomasa dinámica basado en capturas para evaluar tres pesquerías en el este de China, estimado los valores de  $r$  mediante la misma ecuación, como resultado, para una de las tres pesquerías evaluadas, *Larimichthys crocea*, el uso del intervalo de  $r$  calculados no generó pares de valores  $r-k$  seleccionados. Al respecto, los autores consideran que esto es consecuencia de utilizar indistintamente información de diferentes décadas en la estimación de  $r$ , periodos durante los cuales, la estrategia ecológica de esta pesquería cambió de tipo  $k$  a tipo  $r$  (Xu & Liu, 2007; Zhu *et al.*, 2009). En el presente estudio, consideramos que la ausencia de pares de valores  $r-k$  seleccionados al parametrizar el modelo con el par de valores de  $r$  calculados por la ecuación de Sullivan (1991), responde a la sensibilidad de esta ecuación a tasas de crecimiento individual altas y cuerpos relativamente ligeros, las cuales responden a las características del género *Opisthonema*, generando así, una sobreestimación de  $r$ .

Como siguiente paso se evaluó un segundo par de valores de  $r$ , valores inferiores a los estimados por la ecuación de Sullivan (1991), en la parametrización del modelo,

el cual fue obtenido de la base de datos “FishBase” y están registrados como resultados de dos evaluaciones de stock de *O. libertate* dentro de su área de distribución, aunque este segundo par de valores corresponden a una tasa de crecimiento poblacional menor que la estimada previamente por la ecuación de Sullivan (1991), de acuerdo con Martell & Froese (2013), el nuevo par de valores coincide con una tasa de crecimiento poblacional alta, por tanto, es factible el uso de estos para un pelágico menor como la sardina crinuda. Como resultado, se obtuvieron resultados satisfactorios, lo cual, se reflejó en el número de pares de valores  $r-k$  seleccionados para cada stock, completando así la parametrización del modelo. Por tanto, las estimaciones de biomasa, PRO y estado del recurso fueron realizadas considerando estos valores en la parametrización del modelo.

Como resultado, los estimados de biomasa y puntos de referencia objetivos, obtenidos por medio del método CATCH-MSY, sugieren que los stocks (Golfo de California y costa occidental de BCS) han disminuido su biomasa durante los últimos años, y a la fecha se encuentran muy cerca del punto de plena explotación, lo anterior dista de ser positivo, pues, aunque ambos stocks están cerca del punto de mayor productividad ( $\frac{1}{2}K$ ), la trayectoria de la biomasa en los últimos años es negativa. Como reflejo de esto, la biomasa del stock de sardina crinuda del Golfo de California se redujo 26.5% de 2004 a 2019 y la biomasa del stock de sardina crinuda de la costa occidental de BCS disminuyó 41.2% de 2009 a 2019. Por tanto, se requiere usar un enfoque precautorio de manejo, de lo contrario, en un futuro inmediato la biomasa de ambos stocks estaría por debajo de la  $B_{MRS}$ , indicando signos de sobreexplotación. Además, en los últimos años las capturas han excedido el estimado del MRS, lo cual, probablemente combinado con la falta de una regulación de la mortalidad por pesca, ha generado los importantes cambios negativos en la biomasa de ambos stocks.

Respecto a la validez de las estimaciones realizadas, este modelo ha sido criticado frecuentemente bajo el argumento de que los estimados no tienen la robustez y precisión de modelos estructurados. Se dice, que este método puede sobreestimar

la capacidad de carga y puntos de referencia pesqueros en alrededor del 10%, lo que podría llevar a una sobrestimación de la biomasa estimada y BRMS. Sin embargo, Kimura (1982) menciona que todos los métodos de evaluación tienen debilidades, y es muy complicado saber cuál es el estimado correcto o cual carece de error. Además, en el trabajo original de Martell & Froese (2013), utilizan el modelo “Catch-MSY” para evaluar 48 stocks previamente evaluados por la Comisión Internacional para la Exploración del Mar (ICES) y por RAM legacy (Ricard *et al.*, 2011) utilizando modelos estructurados que permiten la adición de indicadores independientes de la pesquería, al realizar una comparación de los estimados de PRO y biomasa entre ambos métodos, por stock no se detectaron diferencias significativas entre las estimaciones obtenidas entre métodos.

Como se mencionó anteriormente, el modelo de Martell & Froese (2013) está basado directamente en el “Análisis de Reducción del Stock” propuesto por Kimura (1983), el cual, de acuerdo con el mismo autor es particularmente útil para pesquerías que se han desarrollado rápidamente, y para aquellas que las series de datos biológicos son muy cortas, pero existen series de capturas considerablemente largas, como es el caso de la sardina crinuda en México.

Este tipo de modelos basados en capturas se ha popularizado en los últimos años, por ejemplo: Zhang *et al.* (2018) estimó el máximo rendimiento sostenible para tres pesquerías (*Trichiurus japonicas*, *Larimichthys polyactis* y *Larimichthys crocea*) en el mar del este de China utilizando el modelo Catch-MSY de Martell & Froese (2013), de acuerdo con los autores, los resultados obtenidos por este método son satisfactorios, y es una opción plausible para la evaluación de diversos stocks en China. Yupeng *et al.* (2018) evaluó la pesquería y estimó puntos de referencia de *Trichiurus lepturus* en el mar amarillo y en el mar Bohai utilizando métodos tradicionales (Schaefer & Fox) y modernos basados en capturas (entre los que se encuentra el modelo de Catch-MSY), utilizando los estadísticos anuales de pesca anuales en China (1986-2012). Como resultados, mencionan que los métodos modernos basados en capturas generan estimados de parámetros ( $r$  y  $K$ ) más

razonables que aquellos tradicionales, por tanto, mencionan que estos métodos son adecuados para evaluar y manejar pesquerías de diversas especies, especialmente aquellas que cuentan con poca información disponible. Enciso (2014), evaluó la pesquería de *Cysoscion othonopterus* en el alto Golfo de California, utilizando 3 métodos, CATCH-MSY, modelo predictivo de Thompson Bell (1934) y modelo bioeconómico de Schaefer-Gordon. Los resultados obtenidos por los 3 modelos fueron muy similares, y los obtenidos previamente por otros autores (Ruelas-Peña *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2013) concluyendo en su trabajo que el método CATCH-MSY puede ser útil para la evaluación y manejo de esta pesquería en el Alto Golfo. Rodríguez-Domínguez *et al.* (2014) evaluaron la pesquería de cangrejo *Calinectes bellicosus* y *Calinectes arcuatus* en el Golfo de California, para la cual no se disponen estimados de biomasa previos, asumen que las estimaciones obtenidas son confiables. Además, argumentan que, debido a la necesidad de un manejo sostenible, un método simple como CATCH-MSY es útil para el manejo de esta pesquería.

Los resultados en el presente estudio coinciden con los de autores citados, y se consideran las estimaciones de biomasa usando el método CATCH-MSY como adecuadas para los stocks de sardina crinuda en las costas del noroeste de México, y que, a partir de las mismas, un plan de manejo controlando la mortalidad por pesca vía la asignación de cuotas sería posible. García-Borbón (2009) menciona que independientemente del esquema de manejo, es imprescindible conocer el tamaño de la población y la fracción disponible para su explotación. Sin embargo, en la mayoría de las poblaciones explotadas, las evaluaciones de biomasa actualmente no son muy frecuentes. Esto, principalmente por la escasez y dificultad de obtener la información biológica y pesquera (Enciso, 2014).

Es necesario precisar que las estimaciones para ambos stocks (Golfo de California y costa occidental de BCS) fueron realizadas utilizando el modelo de producción de Schaefer, el cual no considera los efectos ambientales sobre la productividad de los stocks, y asume que los parámetros son constantes a lo largo del tiempo. Esto es

relevante, porque las poblaciones de peces, especialmente aquellos pelágicos, pueden ser altamente sensibles a la variabilidad ambiental (Barange *et al.*, 2009; Hsieh *et al.*, 2009). Los peces pelágicos menores, son reconocidos como altamente sensibles a los cambios en el ambiente, lo que genera importantes cambios en su abundancia y distribución (Perrotta *et al.*, 2001).

Además, los peces pelágicos menores en condiciones ambientales desfavorables reducen significativamente la abundancia, y su tendencia a agruparse para formar cardúmenes genera un incremento en la tasa de explotación (Zwolinski & Demer, 2012). Provocando, no identificar con tiempo las disminuciones de abundancia al mantenerse relativamente estables las capturas. Es importante considerar este comportamiento biológico al momento de plantear posibles estrategias de manejo.

No obstante, los resultados obtenidos dan un panorama actual e histórico de los cambios en biomasa para los stocks en las costas del noroeste de México. Así, como la tendencia de la biomasa bajo el actual régimen de pesca. Consideramos adecuado implementar una estrategia de manejo para estos stocks pesqueros, sobre la base del uso de cuotas de captura total permisible, fundada en estimaciones anuales de biomasa, y que no sobrepasen el potencial de recuperación de los stocks.

## 9. CONCLUSIONES

- Existe evidencia suficiente que soporta la presencia de 3 unidades poblacionales o stocks de *O. libertate*, uno de *O. medirastre* y dos de *O. bulleri* en aguas del Océano Pacífico frente a las costas noroccidentales de México.
- Por especie, las sardinias correspondientes a los stocks localizados en el Golfo de California presentan una mayor talla y peso, respecto a las otras zonas evaluadas.
- Por especie, los parámetros de la relación longitud-peso difieren entre zonas de pesca (no se identificó un patrón común).
- La talla media de madurez sexual ( $L_{50}$ ) estimada para *O. libertate* no presenta variaciones importantes entre las zonas de pesca evaluadas, denotando la presencia de una población panmíctica.
- Se detectaron 6 grupos de edad (0 a 5) para *O. libertate*, 4 grupos de edad (0 a 3) para *O. medirastre* y 5 grupos de edad (1 a 5) para *O. bulleri*.
- Los porcentajes mensuales del tipo de borde en los otolitos sugieren que para *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*, las marcas de crecimiento se formaron con una periodicidad anual. La banda hialina se deposita durante el verano en el caso de *O. libertate* y *O. bulleri*, y durante el invierno en el caso de *O. medirastre*.
- Los modelos de von Bertalanffy, Richards y Schnute son estadísticamente adecuados para describir el crecimiento individual de *O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri* en las costas del noroeste de México. Sin embargo,

de acuerdo con el criterio de información de Akaike, en todos los casos, el modelo más adecuado es von Bertalanffy.

- La tasa de explotación indica que los stocks de *O. libertate* y *O. medirastre* se encuentran en el punto de plena explotación, mientras que los stocks de *O. bulleri* están sometidos a una explotación intensa.
- El MRS estimado para el stock del recurso multiespecífico sardina crinuda capturado en la Región "A" (costa occidental de BCS) fue de 12,343 t, la  $B_{MRS}$  fue de 31,075 t, y la biomasa explotable estimada para 2019 fue de 32,393 t.
- El MRS estimado para el stock del recurso multiespecífico sardina crinuda capturado en la Región "B" (Golfo de California) fue de 154,054 t, la  $B_{MRS}$  fue de 361,181 t, y la biomasa explotable estimada para 2019 fue de 422,738 t.
- El análisis del estado de los stocks multispecificos capturados en la Región "A" y en la región "B", indica que ambos se encuentran en el punto de plena explotación.

## 10. BIBLIOGRAFIA

- Aguirre-Gómez, R. 2002. Los mares Mexicanos a través de la percepción remota. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. 95 p.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. Automatic Control, IEEE Transactions, 19(6):716-723.
- Alvarado-Castillo, R. & R. Félix-Uraga. 1996. Age and growth of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* (Pisces: Clupeidae) at isla de Cedros, Baja California, México, during 1985 and 1986. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, 25(1):77-86.
- Álvarez, F. & B. Morales-Nin. 1992. An attempt to determine growth and hatching dates of juvenile sardine, *Sardina pilchardus*, in the Western Mediterranean Sea. Marine Biology, 114(2):199–203.
- Álvarez-Borrego, S. & J.R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. In: The Gulf of California and Peninsular Province of the Californias, J.P. Dauphin and B. Simoneit (eds.). American Association of Petroleum Geologists, Memories, 47:555-567.
- Antony-Raja, B.T. 1967. Length-weight relationship in the oil-sardine, *Sardinella longiceps* Val. Indian Journal of Fisheries, 14(1 & 2):159-170.
- Araya, M. y L.A. Cubillos. 2006. Evidence of two-phase growth in elasmobranchs. Environmental Biology of Fishes, 77(3-4):293-300.
- Arreguín-Sánchez F, Solís-Ramírez M & M.E. González de la Rosa. 2000. Population dynamic and stock assessment for *Octopus maya* (Cephalopoda:

- Octopodidae) fishery in the Campeche Bank, Gulf of México. Revista Biología Tropical, 48(2–3):323–331.
- Badán-Dangón, A.F., Koblinsky, C.J. & T. Baumgartner. 1985. Spring and summer in the Gulf of California: observations of surface thermal patterns. Oceanologica Acta, 8(1):13-22.
- Barange, M., Bernal, M., Cercole, M.C., Cubillos, I., Cunningham, C.L., Daskalov, G.M., de Oliveira, J.A.A., Dickey-Collas, M., Hill, K., Jacobson, I., Køster, F.W., Masse, J., Nishida, H., Ñiquen, M., Oozeki, Y., Palomera, I., Saccardo, S.A., Santojanni, A., Serra, R., Somarakis, S., Stratoudakis, Y., Van Der Lingen, C.D., Uriarte, A. & A. Yatsu. 2009. Current trends in the assessment and management of small pelagic fish stocks. Climate change and small pelagic fish stocks. Cambridge University Press, 372 p.
- Beamish, R.J. & D.A. Fournier. 1981. A method for comparing the precision of a set of age determinations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38(8):982–983.
- Begg, G.A., Hare, J.A. & D.D. Sheehan. 1999. The role of life history parameters as indicators of stock structure. Fisheries Research, 43(1–3):141–163.
- Begg, G.A. 2005. Life history parameters. In: Stock Identification Methods, Applications in Fishery Science, Cadrin, S.X., KD Friedland and JR Waldman (Eds.). Academic Press, San Diego, 719 p.
- Berry, F.H. & I. Barrett. 1963. Gillraker analysis and speciation in the thread herring genus *Opisthonema*. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 7(2):113-190 (English and Spanish versions).

- Beverton, R.J., & S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations, Fishery Investigations. Series II, Vol. XIX, Ministry of Agriculture. *Fisheries and Food*, 1, 957 p.
- Birch, C.P.D. 1999. A new generalized logistic sigmoid growth equation compared with the Richards growth equation. Annals of Botany, 83(6):713-723.
- Boyar, H.C. 1968. Age, length, and gonadal stages of herring from Georges Bank and the Gulf of Maine. ICNAF Research Bulletin, 5:49–61.
- Burnham, K.P. & D.R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach. Springer Science and Business Media, New York (USA), 488 p.
- Cadrin, S.X., Friedland, K.D. & J. Waldman. 2005. Stock Identification Methods: Applications in Fishery Science. Elsevier Academic Press, New York, 719 p.
- Campana, S.E. & C.M. Jones. 1992. Analysis of otolith microstructure data. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 117:73–100.
- Canales, T.M. & E. Leal. 2009. Parámetros de historia de vida de la anchoveta *Engraulis ringens* Jenyns, 1842, en la zona centro norte de Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 44(1):173–179.
- Carmona, R. & F. Alexandres. 1994. Determinación del crecimiento de *O. libertate* (Clupeiformes: Clupeidae) mediante lectura de otolitos. Revista de Biología Tropical, 42(1/2):233-233.
- Casselman, J.M., Collins, J.J., Crossman, E.J., Ihssen, P.E. & G.R. Spangler. 1981. Lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) stocks of the Ontario Waters of

Lake Huron. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38(12):1772–1789.

Castro-González, J.J., Galindo-Cortes, G., De la Cruz, F.J. & C. Enciso-Enciso. 2013. Dictamen técnico para la recomendación de la cuota de captura de Curvina golfina (*Cynoscion othonopterus*) en el Alto Golfo de California, Temporada de pesca 2013-2014. Documento Interno CRIP-EDA, INAPESCA, SAGARPA, 8 p.

Castro-González, J.J., H.M. Lizárraga-Rodríguez & O. Chapa-Morales. 1997. Fecundidad de la sardina crinuda *O. bulleri* (Pisces: Clupeidae) entre las costas de Sinaloa y Nayarit, México. Revista Biología Tropical, 44(3)/45(1):659-661.

Cerdenares-Ladrón de Guevara, G., Morales Bojórquez, E. & R. Rodríguez-Sánchez. 2011. Age and growth of the sailfish *Istiophorus platypterus* (Istiophoridae) in the Gulf of Tehuantepec, México. Marine Biology Research, 7(5):488-499.

Cervigón, F. & R. Bastida (1974). Contribución al conocimiento de la fauna ictiológica de la provincia de Buenos Aires. Anales de la Sociedad Científica Argentina, 197(33):3-20.

Chang, W.Y.B. 1982. A statistical method for evaluating the reproducibility of age determination. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39(8): 1208–1210.

Chiappa-Carrara, X. & M. Gallardo-Cabello. 1992. Tallas y otolitos en la determinación de la edad de la anchoveta *Engraulis mordax* (Pisces: Engraulidae). Revista de Biología Tropical, 40(1):1-5.

- Cisneros-Mata, M. A., De Anda-Montañez, J. A., Estrada-García, J. J., Páez-Barrera, F. & A. Quiroz-Solís. 1988. Pesquería de sardina del Golfo de California y costa de Sinaloa: Informe 1986/87 y diagnóstico. SEPESCA, Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigaciones Pesqueras-Guaymas.
- Coyle, T. 1998. Stock identification and fisheries management: the importance of using several methods in a stock identification study. In: Hancock DA (ed.), Taking Stock: Defining and Managing Shared Resources. Australian Society for Fishery Biology, Sydney, 173–182.
- Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO. Documento Técnico de Pesca. Roma, Italia, (192):82 p.
- Dawson, W.A. 1986. The interpretation of otolith structure for the assessment of age and growth of some pelagic fishes from the coast of Ecuador, Mackerel (*Scomber japonicus*), pacific sardine (*Sardinops sagax*), pacific thread herrings (*Opisthonema medirastre* and *Opisthonema bulleri*), and round herring (*Etrumeus teres*). Boletín Científico y Técnico, Instituto Nacional de Pesca, Guayaquil-Ecuador, 9(1):1-24.
- DeVries, D.A. & C.B. Grimes. 1997. Spatial and temporal variation in age and growth of king mackerel, *Scomberomorus cavalla*, 1977–1992. Fisheries Bulletin, 95:694–708.
- Diario oficial de la federación. 1983. Diario oficial de la federación. 2019. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SAG/PESC-2018, para regular el aprovechamiento de las especies de peces pelágicos menores con embarcaciones de cerco, en aguas de jurisdicción federal del Océano pacífico, incluyendo el Golfo de California. DOF. México. 42-43.

Diario oficial de la federación. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-003-PESC-1993, para regular el aprovechamiento de sardina monterrey, piña, crinuda, bocona, japonesa y de las especies de anchoveta y macarela con embarcaciones de cerco, en aguas de jurisdicción federal del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. DOF. México, 33-37.

Diario oficial de la federación. 2012. Plan de Manejo Pesquero para la Pesquería de Pelágicos Menores (sardinias, anchovetas, macarela y afines) del Noroeste de México. DOF. México, 51 p.

Diario oficial de la federación. 2019. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SAG/PESC-2018, para regular el aprovechamiento de las especies de peces pelágicos menores con embarcaciones de cerco, en aguas de jurisdicción federal del Océano pacífico, incluyendo el Golfo de California. DOF. México, 15 p.

Enciso CE. 2014. Evaluación de la pesquería de curvina golfina *Cynoscion othonopterus* (Gilbert y Jordan, 1882) en el Alto Golfo de California. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias del Mar. México, 65 p.

Félix-Uraga, R. 2006. Dinámica poblacional de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax* (Jenyns 1842) (Clupeiformes: Clupeidae), en la costa oeste de la Península de Baja California y el sur de California. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 86 p.

Félix-Uraga, R., Gómez-Muñoz, V., Quiñonez-Velázquez, C., Melo-Barrera, F., Hill, K.T. & W. García-Franco. 2005. Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) Stock Discrimination off the West Coast of Baja California and Southern California Using Otolith Morphometry. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report, 46:113-121.

- Flores, L., Ernst, B. & A.M. Parma. 2010. Growth pattern of the sea urchin, *Loxechinus albus* (Molina, 1782) in southern Chile: evaluation of growth models. Marine Biology, 157(5):967–977.
- Fontoura, N.F., Braun, A.S. & P.C. Milani. 2009. Estimating size at first maturity (L50) from gonadosomatic index (GSI) data. Neotropical Ichthyology, 7:217-222.
- Fromentin, J.M. & A. Fonteneau. 2001. Fishing effects and life history traits: a case study comparing tropical versus temperate tunas. Fisheries Research, 53(2):133–150.
- Frota, L.O., Costa, P.A.S. & A.C. Braga. 2004. Length-Weight Relationships of Marine Fishes from the Central Brazilian Coast. NAGA, WorldFish Center Quarterly, 27(1-2):20-26.
- Gallardo-Cabello, M., Laguarda, A., & R. Corrales. 1993. Análisis de la edad, crecimiento y mortalidad natural de la sardina crinuda *O. libertate* (Gunther, 1868) de las aguas del sur del Golfo de California. Ciencia pesquera, (9):137-146.
- Ganga, U. 2017. Beverton & Holt's yield per recruit model. Summer School on Advanced Methods for Fish Stock Assessment and Fisheries Management, 391 p.
- García-Alberto, G. 2010. Reproducción de la sardina del pacífico *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842) en la región sur de la Corriente de California. Tesis Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México. 77p.
- García-Borbón F. 2009. Construcción de un modelo estructurado por edades para la determinación del inicio de temporada de captura de camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*) en Bahía Magdalena–Almejas, Baja

California Sur, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 194 p.

García-Franco, W., Cota-Villavicencio, A., Granados-Gallegos, M.L. & F.J. Sánchez-Ruiz. 1995. Análisis de la pesquería de sardina y macarela durante la temporada de pesca 1992, en la costa occidental de Baja California, México. Ciencia Pesquera, 11:1–8.

García-Gómez, C. M. & D. Molina. 1986. Edad y crecimiento de la sardina crinuda de la zona de Guaymas. Ciencia Pesquera, (5):17-31.

Gaxiola-Castro, G. & S. Álvarez-Borrego. 1986. Productividad primaria del Pacífico Mexicano. Ciencias Marinas, 12(3):26-33.

Gluyas-Millán, M.G. & C. Quiñonez-Velázquez. 1996. Evidence of different stocks of mackerel *Scomber japonicus*. Ciencias Marinas, 22(3):377-395.

González, L. W. & N. Eslava. 1999. Edad y crecimiento del pargo colorado *Lutjanus purpureus* Poey, 1867 (Teleostei: Lutjanidae) de la región oriental de Venezuela. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 34(1):99-107.

González-Cabellos, L.W. & A. Mengual-Izquierdo. 1995. Edad y crecimiento del machuelo, *Opisthonema oglinum* (Le Sueur, 1818) (teleostei: clupeidae), de la Isla de Margarita, Venezuela. Ciencias Marinas, 21(4):387–399.

González-Rodríguez, R. 2008. Variabilidad de la productividad primaria en el Golfo de Ulloa, Costa occidental de Baja California. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 156 p.

- Griffiths, M.H. 1996. Age and growth of South African silver kob *Argyrosomus inodorus* (Sciaenidae), with evidence for separate stocks. South African Journal of Marine Science, 17(1):37–48.
- Grimes, C.B., Johnson, A.G. & W.A. Fable. 1987. Delineation of king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) stocks along the U.S. east coast and in the Gulf of México. In H. E. Kumpf, R. N. Vaught, C. B. Grimes, A. G. Johnson, and E. L. Nakamura (eds.), Proceedings of the Stock Identification Workshop 5–7 November 1985, Panama City Beach, Florida. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-199. United States Government Printing Office, Panama City, 186–187.
- Gulland, J.A. 1971A. The Fish Resources of the Oceans. Fishing News (Books) Ltd., Surrey (England), 255 p.
- Gulland, J.A. 1971B. Manual de métodos para la evaluación de poblaciones de peces. FAO, Manuales en Ciencia Pesquera, Madrid, 164 p.
- Gulland, J.A. 1978. Fishery management: new strategies for new conditions. Transactions of the American Fisheries Society, 107(1):1-11.
- Guzmán-Castellanos, A.B., Morales-Bojórquez, E. & E.F. Balar. 2014. Estimación del crecimiento individual en elasmobranchios: la inferencia con modelos múltiples. Hidrobiológica, 24(2):137–150.
- Haddon, M. 2011. Modelling and Quantitative Methods in Fisheries. 2nd ed. London: CRC Press, 449 p.
- Haddon, M., 2001. Modeling and Quantitative Methods in Fisheries. Chapman and hall/CRC, Florida, 424 p.

- Hanchet, S. 1999. Stock structure of southern blue whiting (*Micromesistius australis*) in New Zealand waters. N.Z. Journal of Marine and Freshwater Research, 33(4):599–609.
- Hedgecock, D., Nelson K. & L.G. López-Lemus. 1988. Biochemical genetic and morphological divergence among three species of thread herring (*Opisthonema*) in northwest México. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report, 29:110-121.
- Hilborn, R. & C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 2(2):177-178.
- Holden, M.J. & D.F.S. Raitt. 1975. Manual de ciencia pesquera. Parte 2. Métodos para investigar los recursos y su aplicación. Documento Técnico de Pesca, FAO, (115):211 p.
- Horn, P.L. & R.J. Hurst. 1999. Age and stock structure of gemfish (*Rexea solandri*) in New Zealand waters. Marine and Freshwater Research, 50(2):103–115.
- Hsieh, C.H., Kim, H.J., Watson, W., Di Lorenzo, E. & G. Sugihara. 2009. Climate driven changes in abundance and distribution of larvae of oceanic fishes in the southern California region. Global change biology, 15(9):2137-2152.
- Ihssen, P. E., Booke, H. E., Casselman, J. M., McGlade, J. M., Payne, N. R., & F.M. Utter. (1981). Stock identification: materials and methods. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 38(12):1838-1855.

- Jacob-Cervantes, M., Gallardo-Cabello, M., Chiappa-Carrara, X. & A. Ruiz. 1992. Régimen alimentario de la sardina crinuda *Opisthonema libertate* (Pisces: Clupeidae) en el Golfo de California. Revista de Biología Tropical, 40:233-238.
- Jacob-Cervantes, M.L. & H. Aguirre-Villaseñor. 2014. Inferencia múltimodelo y selección de modelos aplicados a la determinación de L50 para la sardina crinuda *O. libertate* del sur del Golfo de California. Ciencia Pesquera, 22(1):6168.
- Jacob-Cervantes, M.L. 2010. La pesquería de peces pelágicos menores en el sur del Golfo de California. Análisis de la temporada de pesca 2008. Ciencia pesquera, 2(18):47-58.
- Japp, D.W. 1990. A new study on age and growth of kingklip *Genypterus capensis* off the south and west coasts of South Africa, with comments on its use for stock identification. South African journal of marine science, 9(1):223–237.
- Yupeng, Ji., Liu, Q., Liao, B., Zhang, Q., & Y.N. Han. 2018. Estimating biological reference points for *Largehead hairtail (Trichiurus lepturus)* fishery in the Yellow Sea and Bohai Sea. Acta Oceanologica Sinica, 1-7.
- Katsanevakis, S. 2006. Modelling fish growth: model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. Fisheries Research, 81(2–3):229–235.
- Kimura, D. K. & J.V. Tagart. (1982). Stock reduction analysis, another solution to the catch equations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39(11):1467-1472.

- Kimura, M. 1980. Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. U. S. Fishery Bulletin, 77(4):765-776.
- Kinsey, S.T., Orsoy, T., Bert, T.M. & B. Mahmoudi. 1994. Population structure of the Spanish sardine *Sardinella aurita*: natural morphological variation in a genetically homogeneous population. Marine Biology, 118(2):309-317.
- Kutkuhn, J.H. 1981. Stock definition as a necessary basis for cooperative management of Great Lakes fish resources. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38(12):1476-1478.
- Lagler, K.F., Bardach, J.E., Miller R.R. & D. R. May Passino. 1977. Ichthyology. John Wiley & Sons. New York, 506 p.
- Lowe, S.A., Van Doornik, D.M. & G.A. Winans. 1998. Geographic variation in genetic and growth patterns of Atka mackerel, *Pleurogrammus monopterygius* (Hexagrammidae), in the Aleutian archipelago. Fishery Bulletin, 96:502–515.
- Lucena, F.M. & C.M. O'Brien. 2001. Effect of gear selectivity and different calculation methods on estimating growth parameters of bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Pisces: Promatomidae), from southern Brazil. Fishery Bulletin, 99(3):432-442.
- Lysack W. 1980. Lake Winnipeg fish stock assessment program. Manitoba Department of Natural Resources, MS Report No. 80-30, Canada, 118 p.
- Manickchand-Heilman, S.C. & J.S. Kenny. 1990. Reroduction, age and growth of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in Trinidad waters. Fishery Bulletin, 88:523-529.

- Martell, S. & R. Froese. 2013. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. Fish and Fisheries, 14(4):504-514.
- Martínez-Ochoa E.F. 2018. Edad y crecimiento de juveniles de la sardina crinuda (*Opisthonema libertate*) del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 66 p.
- Martínez-Pecero, R.E. 2004. Validación de la edad en larvas de tres especies de sardina de las costas de Baja California Sur *Sardinops caeruleus*, *Opisthonema libertate* y *Harengula thrissina* (Pisces: clupeidae). Tesis de Mestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 86 p.
- Martínez-Zavala, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., Anguiano-Carrasco, M.L., Santos-Molina, J.P. & A.R. Godínez-Cota. 2006. Diagnos de la pesquería de pelágicos menores en el Golfo de California, temporadas de pesca 1998/99 a 2002/03. SAGARPA, Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera-Guaymas, 105 p.
- Matus-Nivón, E. 1994. Primeras fases de vida de la sardina crinuda *Opisthonema libertate* (Günther) (CLUPEIDAE). Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 125 p.
- Matus-Nivón E, Ramírez-Sevilla, R., Ortíz-Galindo, J.L., Martínez-Pecero, R. & B. González-Acosta. 1989. El huevo y la larva de la sardina crinuda del Pacífico *Opisthonema libertate* (Günther). Revista de Biología Tropical, 37(2):115–125.
- Molina-Cruz, A. 1986. Evolución oceanográfica de la “boca” del Golfo de California. An. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM, 13(2):95-120.

- Morales-Bojórquez, E. 2006. Estimación del rendimiento de la pesquería de sardina Monterrey (*Sardinops caeruleus*), de Bahía Magdalena, Baja California sur, México: un análisis de riesgo e incertidumbre basado en el teorema de Bayes. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 142 p.
- Morison, A.K., Robertson, S.G. & D.C. Smith. 1998. An integrated system for production fish aging: image analysis and quality assurance. North American Journal of Fisheries Management, 18:587–598.
- Neter, J., Kutner, M.H., Nachtsheim, C.J., & W. Wasserman. 1996. Applied Linear Statistical Models. Chicago: Irwin, 318 p.
- Nevárez-Martínez, M.O. 2000. Variabilidad de la población de sardina Monterrey *Sardinops caeruleus* en el Golfo de California, México. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 147 p.
- Nevárez-Martínez, M.O., Martínez-Zavala, M.A., Jacob-Cervantes, M.L., Cotero-Altamirano, C.E., Santos-Molina, J.P. & A. Valdez-Pelayo. 2014. Peces Pelágicos Menores *Sardinops sagax*, *Opisthonema* spp., *Scomber japonicus*, *Engraulis mordax*, *Cetengraulis mysticetus*, *Etrumeus teres*, *Trachurus symmetricus*, *Oligoplites* spp. En (Eds): Beléndez-Moreno, L.F.J., Espino-Barr, E., Galindo-Cortes, G., Gaspar-Dillanes, M.T., Huidobro-Campos, L. & E. Morales-Bojórquez. Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo. Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de la Pesca. México, 453 p.
- Nieto-Navarro, J.T., Zetina-Rejon, M., ArreguinSanchez, F., Arcos-Huitron, N.E. & E. Peria-Messina, 2010. Length-weight relationships of demersal fish from the Eastern Coast of the Mouth of the Gulf of California. Journal of Fisheries and Aquatic Science, 5(6):494-502.

- Pentilla, J., Nichy, F., Ropes, J., Dery, L. & A. Jearld. 1988. Methods and equipment. In: Penttila L, Dery LM (eds.), Age Determination Methods for Northwest Atlantic Species. NOAA Tech. Report of the National Marine Fisheries Service, 72:7–16.
- Pérez-Ponce de León, G., García Prieto, L. & C. Rosas Villa. 2000. Helminthofauna de *Opisthonema libertate* y *Harengula thrissina* (Osteichthyes: Clupeidae) de la bahía de Chamela, Jalisco, México. Revista de Biología Tropical, 48(4):759-763.
- Pérez-Quiñonez, C.I. 2014. Discriminación de las especies del género Opisthonema Gill, 1861 en el sur del Golfo de California usando análisis morfométricos y genéticos. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 74 p.
- Pérez-Quiñonez, C.I., Quiñonez-Velázquez, C. & F.J. García-Rodríguez. (2018). Detecting *Opisthonema libertate* (Günther, 1867) phenotypic stocks in northwestern coast of México using geometric morphometrics based on body and otolith shape. Latin american journal of aquatic research, 46(4):779-790.
- Pérez-Quiñonez, C.I. 2018. Variación fenotípica y estructura genética poblacional de la sardina crinuda *Opisthonema libertate* (günther, 1867) en el Pacífico Oriental. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 169 p.
- Perotto, D., Cue, R.I. & A.J. Lee. 1992. Comparison of nonlinear functions for describing the growth curve of three genotypes of dairy cattle. Canadian Journal of Animal Science, 72(4):773–782.
- Perrotta, R.G., Vinas, M.D., Hernandez, D.R. & L. Tringali. 2001. Temperature conditions in the Argentine chub mackerel (*Scomber japonicus*) fishing

ground: implications for fishery management. Fisheries Oceanography, 10(3):275-283.

Polacheck, T., Hilborn, R. & A.E. Punt. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 50(12):2597-2607.

Prager, H.M. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus production model. Fishery Bulletin, 92:347-389.

Quintana-Soto, L. 2014. Composición espacio-temporal de tallas y relación peso-longitud del complejo sardina crinuda *O. bulleri*, *O. libertate* y *O. medirastre* capturadas frente a las costas de Sinaloa, México. Tesis licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar. México, 52 p.

Quiñonez-Velázquez, C., Alvarado-Castillo, R., & R. Félix-Uraga. 2002. Relación entre el crecimiento individual y la abundancia de la población de la sardina del Pacífico *Sardinops Caeruleus* (Pisces: Clupeidae) (Girard 1856) en Isla de Cedros, Baja California, México. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 37(1):1-8.

Quiñonez-Velázquez, C., Nevarez-Martínez, M.O. & M.G. Gluyas-Millán 2000. Growth and hatching dates of juvenile Pacific sardine *Sardinops caeruleus* in the Gulf of California. Fisheries Research, 48(2):99-106.

Ramírez-Pérez, J.S. 2010. Estructura Poblacional de la Sierra *Scomberomorus Sierra* (Jordan Y Starks, 1895) (Perciformes: Scombridae) en el Pacífico Mexicano. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 82 p.

- Ricard, D., Minto, C., Jensen, O.P. & J.K. Baum. 2011. Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the ram legacy stock assessment database. Fish and Fisheries, 13(4):380-398.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, 191:302 p.
- Ricker, W.E. 1981. Changes in the average size and average age of Pacific salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38:1636-1656.
- Robinson, M.K. 1973. Atlas of monthly mean Surface and subsurface temperatures in the Gulf of California. México. San Diego Society of Natural History, 97 p.
- Roden, G.I. & G.W. Groves. 1959. Recent oceanographic investigation in the Gulf of California. Journal of Marine Research, 18(1):10-35.
- Rodríguez-Sánchez, R. 1989. Taxonomía de las especies del género *Opisthonema* (sardina crinuda) en el Noroeste de México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México, 101 p
- Rodríguez-Sánchez, R., Hernández-Vázquez, S., Lluch- Belda, D., Félix-Uraga, R., Ortega, S., Villa Arce, A., Ponce-Díaz, G. & D.B. Lluch-Cota. 1996. Pesquerías de Pelágicos Menores (Sardinas y Anchovetas). *In* M. Casas Valdez & G. Ponce-Díaz (eds.). Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California Sur. B.C.S. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Pesca, La Paz, Baja California Sur, México, 372 p.
- Rodríguez, C. M. & F.C. Araujo. 2003. Length-weight relationship and condition factor of *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Perciformes, Scianidae) in the

Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Revista Brasileira de Zoología, 20(4):685-690.

Rodríguez-Domínguez, G., Castillo-Vargasmachuca, S.G., Pérez-González, R. & E.A. Aragón-Noriega. 2014. Catch—Maximum sustainable yield method applied to the crab fishery (*Callinectes spp.*) in The Gulf of California. Journal of shellfish research, 33(1):45-51.

Rodríguez-Domínguez, G. 1987. Caracterización bioecológica de las tres especies de sardina crinuda (*O. libertate*, *O. medirastre* y *O. bulleri*) del Pacífico mexicana. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. México, 139 p.

Rogers-Bennett, L., Rogers, D.W. & S.A. Schultz. 2007. Modeling growth and mortality of red abalone (*Haliotis rufescens*) in northern California. Journal of shellfish research, 26(3):719–727.

Rojas, R.L.S. & J.R. Murillo. (1998). Dinámica poblacional de *Opisthonema medirastre* (Pisces: Clupeidae) en la Costa Pacífica de Costa Rica. Uniciencia, 15(1):61-64.

Romero-Ibarra, N. & A. Esquivel-Herrera. 1989. Análisis del contenido gástrico de adultos de *Opisthonema libertate*, y su comparación con el medio circundante. Investigaciones Marinas. CICIMAR, 4(2):267-279.

Round, F.E. 1967. The phytoplankton of Gulf of California. Part 1. Its composition, distribution and contribution to the sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1(1):76-97.

- Ruelas-Peña, J.H., Valdez-Muñoz, C. & E.A. Aragón-Noriega. 2013. La pesquería de la curvina golfinia y las acciones de manejo en el Alto Golfo de California, México. Latin american journal of aquatic research, 41(3):498-505.
- Ruiz, A.L. & L.P. Lyle. 1992. Fluctuaciones periódicas de la captura de Sardina crinuda (*Opisthonema spp.*) en el Golfo de California, 1972–1990. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report, 33:124-129.
- Ruiz-Domínguez, M., & C. Quiñonez-Velázquez. (2018). Age, growth, and mortality of *Opisthonema libertate* on the coasts of northwestern México. Ciencias Marinas, 44(4):235-250.
- SAGARPA. 2012. Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca. 2012. México.
- SAGARPA. 2017. Carta Nacional Pesquera. IN a. López - González (Ed.), Diario Oficial de la Federación DCCVII .18:08-109.
- Saila, S.B. & B.K. Martin. 1985. A brief review and guide to some multivariate methods for stock identification, 149-173 p. En: Kumpf H.E., R.N. Vaught, C.B. Grimes, A.G. Jhonson & E.L. Nakamura (Eds.) Proceeding of the stock identification workshop. Panama City Beach, Florida. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-199.
- 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.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the Eastern Tropical Pacific. Bull. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 2:245-285.

- Schneider, J.C., Laarman, P.W. & H. Gowing. 2000. Length-weight relationships. Chapter 17. In J. C. Schneider, ed. Manual of Fisheries Survey Methods II: With Periodic Updates. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor, 1-18.
- Schnute J. 1981. A versatile growth model with statistically stable parameters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38(9):1128-1140.
- Schwarz, R. & J.A. Alvarez-Perez. 2010. Growth model identification of shortfinned squid *Illex argentinus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) off southern Brazil using statoliths. Fishery Research, 106(2):177–184.
- Shelton, A., Woodby, D.A., Hebert, K. & J.D. Witman. 2006. Evaluating age determination and spatial patterns of growth in red sea urchins in Southeast Alaska. Transactions of the American Fisheries Society, 135(6):1670–1680.
- Silva, A. 2003. Morphometric variation among sardine (*Sardina pilchardus*) populations from the northeastern Atlantic and the western Mediterranean. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 60(6):1352-1360.
- Sokolov, V.A. & R.M. Wong. 1972. Informe científico sobre los peces pelágicos del Golfo de California (sardina crinuda Y anchoveta) en 1970. Informe científico No. 1, INS/SI: il. Programa de Investigaciones y Fomento Pesquero México-Penud-FAO-INP. México, 32 p.
- Sokolov, V.A. & R.M. Wong. 1973. Informe científico de lass investigaciones sobre los peces pelágicos del Golfo de California (sardina crinuda y anchoveta) en 1971. Informe científico No. 2 INP/SI: il. Programa de investigaciones y fomento pesquero, México-Penud-FAO-INP. México, 41 p.

- Spanakis, E., Tsimenides, N. & E. Zouros. 1989. Genetic differences between populations of sardine, *Sardina pilchardus*, and anchovy, *Engraulis encrasicolus*, in the Aegean and Ionian seas. Journal of Fish Biology, 35(3):417-437.
- Sparre, P. y S.C. Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Documento Técnico de Pesca, 306, 1(2):420 p.
- Sullivan, K.J. 1991. The estimation of parameters of the multispecies production model. ICES Marine Science Symposium, 193(1):185–193.
- Tanaka, S. 1960. Studies on the dynamics and the management of fish populations. Bulletin of Tokai Regional Fish. Res. Lab. 28:1–200.
- Thompson, W.F. & F.H. Bell. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm, 8:1-49.
- Torres-Ramírez, M.N. 2004. Nueva clave de identificación para la sardina crinuda del género *Opisthonema* (Gill 1861) en el Pacífico Mexicano. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar. México, 22 p.
- Trippel, E.A. & H.H. Harvey. 1991. Comparison of methods used to estimate age and length of fishes at sexual maturity using populations of white sucker (*Catostomus commersoni*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48(8):1446-1459.
- Troynikov, V.S. & H.K. Gorfine. 1998. Alternative approach for establishing legal minimum lengths for abalone based on stochastic growth models for length increment data. J. Shellfish Research, 17(3):827–831.

- Valdez-Holguín, J.E. y J.R. Lara-Lara. 1987. Productividad primaria en el Golfo de California: Efectos del evento El Niño 1982-1983. Ciencias Marinas, 13(2):34-50.
- Vallarta-Zarate, J.R.F. 2012. Distribución y abundancia de la sardina crinuda (O. spp) en el sur del Golfo de California asociada a la variabilidad ambiental durante el período 1996-2010. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, 133 p.
- Walpole, R.E. 1982. Introduction to statistics. Editorial Macmillan. Third Edition, 521 p.
- Watanabe, Y. & T. Kuroki. 1997. Asymptotic growth trajectories of larval sardine (*Sardinops melanostictus*) in the coastal waters off western Japan. Marine Biology, 127(3):369–378.
- Whitehead, P.J.P. & Y.R. Rodriguez-Sánchez. 1995. Clupeidae. Sardinias, sardinetas, machuelos, sábalos, piquitingas. p. 1015-1025. En: Guía FAO para Identificación de Especies para los Fines de la Pesca. Pacífico Centro-Oriental. FAO, Rome, 3:1201-1813.
- Williams, A.J., Davies, C.R., Mapstone, B.D. & G.R. Russ. 2003. Scales of spatial variation in demography of a large coral-reef fish-an exception to the typical model? Fishery Bulletin, 101(3):673–683.
- Wyrtki, K. 1965. Surface currents of the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 9(5):268-305.

- Xu Kaida. & Liu Zifan. 2007. The current stock of large yellow croaker *Pseudosciaena crocea* in the East China sea with respects of its stock decline. Journal of Dalian Fisheries University (in Chinese), 22(5):392–396.
- Zaytsev, O., Cervantes-Duarte, R., Montante, O. & A. Gallegos-García. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. Journal of oceanography, 59(4):489-502.
- Zeitzschel, B. 1969. Primary productivity in the Gulf of California. Marine Biology, 3(3):201-207.
- Zhang, K., Zhang, J., Xu, Y., Sun, M., Chen, Z., & M. Yuan. (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.
- Zhu, L., Li, L. & Z. Liang. 2009. Comparison of 6 statistical approaches in the selection of appropriate fish growth models. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 27(3):457–467.
- Zwolinski, J.P. & D.A. Demer. 2012. A cold oceanographic regime with high exploitation rates in the Northeast Pacific forecasts a collapse of the sardine stock. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109(11):4175-4180.